



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



Programa de Maestría en Análisis Espacial y Geoinformática

**“Dinámica de los sedimentos y nutrientes producto de  
la erosión hídrica en la cuenca Amanalco-Valle de  
Bravo”**

**Presenta**

Lic. José Miguel Febles Díaz

**Comité de tesis**

Dra. Clarita Rodríguez-Soto

Dr. José Emilio Baró Suárez

Dr. Miguel Ángel Balderas Plata

3 de agosto 2021



## **RESUMEN**

### Objetivo

La cuenca Amanalco-Valle de Bravo presenta degradación en su principal recurso hídrico y se ignora si es debido a las siguientes causas externas. Se desconoce las cifras actuales de azolvamiento del cuerpo de agua. Existe cierta incertidumbre en si el problema de la eutrofización puede ser causados por el aporte externo de sus laderas

El objetivo de la investigación fue estimar la dinámica de los sedimentos y nutrientes causada por la erosión hídrica del suelo en la cuenca tributaria de la presa Valle de Bravos, Estado de México, que es una de las causas externan que provocan la sedimentación y eutrofización de los embalses.

### Materiales y métodos

La investigación es de carácter exploratorio, ya que es un tema poco estudiado y de gran complejidad, por lo que sus resultados constituyen una visión aproximada del fenómeno. La metodología que se propone es novedosa ya que estima la dinámica de nutrientes a través de métodos pedológicos. Para calcular la erosión del suelo y los sedimentos generados, se aplicó el modelo paramétrico de erosión de Morgan, Morgan y Finney, basado en la dinámica de los procesos de erosión, las propiedades del suelo, las características climáticas y las condiciones de uso, lo que permitió evaluar la magnitud de las pérdidas. A continuación, se realizó el cálculo de las trampas de sedimentos en cada píxel mediante el modelo STEP de Verstraeten y Poesen (2001) y posteriormente se aplica la ecuación de Verstraeten y Poesen (2002) para la estimación de los nutrientes acarreados por la erosión de los suelos. A partir de esta información se estimó el flujo total de sedimentos que llega a la masa de agua de acuerdo con la lógica planteada por Jenson y Domingue (1988).

### Conclusiones

El promedio de erosión del suelo en la cuenca es bajo  $0,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , los sectores con mayor susceptibilidad a la erosión hídrica se encuentran son los cultivos sobre suelos de textura franca, con régimen de precipitación 1119 mm, pendiente media de 14 grados. La región cuenta con una gran capacidad de retener sus sedimentos, siendo solamente ineficiente estas trampas sobre suelos de textura arcillosa. El flujo medio de sedimento anual en la cuenca es de 16 toneladas y de este arriba al cuerpo de agua 1 623 mil toneladas anualmente, lo que representa un azolvamiento de un 0.3 % anual. Los flujos



de nutrientes acarrados en estos sedimentos son de  $24 \text{ kg}\cdot\text{año}^{-1}$  de Nitrógeno y  $2.4 \text{ kg}\cdot\text{año}^{-1}$  de Fosforo lo que representaría una concentración en la presa de  $119 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  de Nitrógeno y  $19.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  de Fosforo clasificándose estas concentraciones externas como aguas de Clase I mayoritariamente, por lo que estos aportes externos no causan ninguna presión sobre el medio acuático. Estos niveles bajos de azolvamiento se deben principalmente a factores topográficos siendo estos, la heterogeneidad de las pendientes y su longitud y de la cobertura del suelo, como la barrera forestal enclavada en el sector medio de la cuenca.

El costo producido por la migración de estos nutrientes a consecuencia de la erosión hídrica de los suelos va desde el rango de 10 pesos a 20 620 MXN  $\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  para el Nitrógeno ( $0.5\text{-}1000 \text{ USD } \text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), siendo este último valor como una perdida muy alta, pero presentándose solo en menos del 1% de la cuenca, siendo el costo predominante entre el rango de 10 – 20 MXN  $\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  que representa un 74 % de la superficie. En el caso del Fosforo los rangos fueron de 0.2 – 433 MXN  $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  ( $0.01 - 21 \text{ USD } \text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), ocupando el 94% de la superficie valores en el rango de centavos.

## **ABSTRACT**

### Objective

The Amanalco-Valle de Bravo watershed presents degradation in its main water resource and it is unknown if it is due to the following external causes. The current figures of water body siltation are unknown. There is some uncertainty as to whether the eutrophication problem may be caused by external inputs from its slopes.

The objective of the research was to estimate the sediment and nutrient dynamics caused by water erosion of the soil in the tributary basin of the Valle de Bravos dam, State of Mexico, which is one of the external causes of sedimentation and eutrophication of the reservoirs.

### Materials and methods

The research is of an exploratory nature, since it is a little studied and highly complex subject, so its results constitute an approximate vision of the phenomenon. The proposed methodology is novel since it estimates nutrient dynamics through pedological methods. To calculate soil erosion and the sediments generated, the Morgan, Morgan and Finney parametric erosion model was applied, based on the dynamics of erosion processes, soil



properties, climatic characteristics and conditions of use, which made it possible to evaluate the magnitude of losses. Next, the calculation of sediment traps in each pixel was carried out using the STEP model of Verstraeten and Poesen (2001) and then the equation of Verstraeten and Poesen (2002) was applied to estimate the nutrients carried by soil erosion. From this information, the total sediment flux reaching the water body was estimated according to the logic proposed by Jenson and Domingue (1988).

### Conclusions

The average soil erosion in the basin is low  $0.2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , the sectors with the greatest susceptibility to water erosion are found to be crops on loamy textured soils, with a precipitation regime of 1119 mm, average slope of 14 degrees. The region has a great capacity to retain its sediments, and these traps are only inefficient on clay-textured soils. The average annual flow of sediment in the basin is 16 tons and 1,623,000 tons of sediment is discharged into the water body annually, which represents a 0.3% annual siltation. The nutrient fluxes carried in these sediments are  $24 \text{ kg}\cdot\text{year}^{-1}$  of Nitrogen and  $2.4 \text{ kg}\cdot\text{year}^{-1}$  of Phosphorus, which would represent a concentration in the dam of  $119 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$  of Nitrogen and  $19.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$  of Phosphorus, classifying these external concentrations as mostly Class I waters, so that these external contributions do not cause any pressure on the aquatic environment. These low levels of siltation are mainly due to topographic factors such as the heterogeneity of the slopes and their length and soil cover, such as the forest barrier located in the middle sector of the basin.

The cost produced by the migration of these nutrients as a consequence of soil water erosion ranges from 10 pesos to 20 620 MXN  $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  for Nitrogen ( $0.5\text{-}1000 \text{ USD } \text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ ), the latter value being a very high loss, but occurring only in less than 1% of the basin, the predominant cost being between the range of 10 - 20 MXN  $\text{ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  which represents 74% of the surface area. In the case of phosphorus, the ranges were 0.2 - 433 MXN  $\text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$  ( $0.01 - 21 \text{ USD } \text{ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ ), with 94% of the surface area having values in the range of cents per hectare



## ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
ANTECEDENTES .....	5
MARCO TEÓRICO.....	8
La erosión de suelos.....	8
<i>Causas y factores erosivos</i> .....	9
La lluvia y la escorrentía de agua de lluvia .....	10
Actividades agrícolas.....	11
Cubierta vegetal .....	11
Viento.....	11
Pendiente del terreno .....	11
El azolvamiento de presas.....	12
<i>Las fuentes de los sedimentos que provocan el azolve</i> .....	12
Nutrientes.....	12
<i>Calidad de las aguas</i> .....	13
Herramientas para la evaluación.....	15
<i>Cálculo de erosión de suelos</i> .....	15
<i>Cálculo del aporte de sedimentos en una presa</i> .....	16
<i>Cálculo de exportación de nutrientes</i> .....	17
Exportación de nutrientes de ríos a cuerpo de agua.....	17
Exportación de nutrientes del suelo a los cuerpos de agua.....	21
MATERIALES Y MÉTODOS .....	25
Ubicación geográfica.....	25
Clima.....	26
Topografía .....	27
Metodología utilizada.....	27
Modelo de erosión MMF.....	34
Ecuación para el cálculo de nutrientes .....	36
Estimar la dirección del flujo.....	38
RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	39
<i>Intensidad de las precipitaciones</i> .....	39
<i>Uso de suelos</i> .....	40
<i>Propiedades físicas de los suelos</i> .....	41
<i>Contenido de nutrientes de los suelos</i> .....	43
Erosión de suelos .....	45
<i>Trampa de nutrientes</i> .....	47



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



Flujos de nutrientes y sedimentos .....	49
Costo del recurso suelo .....	51
Posible propuesta de gestión de tierra.....	54
CONCLUSIONES.....	57
RECOMENDACIONES .....	58
REFERENCIAS .....	59
ANEXOS.....	a

## INTRODUCCIÓN

La dinámica de los nutrientes se define en términos generales como la forma en que los nutrientes se absorben, retienen, transfieren, se reciclan con el tiempo y la distancia, en un ecosistema (Hauer y Lamberti, 2011). En nuestra investigación, solo tendremos en consideración la dinámica de los nutrientes en una cuenca.

Los nutrientes se definen en un sentido amplio como todos los elementos químicos vitales para las funciones biológicas (por ejemplo, la supervivencia y la reproducción; DeAngelis *et al.*, 1989). Los organismos requieren macronutrientes en grandes cantidades como el carbono (C), hidrógeno (H), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S) y calcio (Ca); otros nutrientes como la sílice (Si), que se utilizan para procesos celulares críticos. Los micronutrientes, como el cobre (Cu) y el zinc (Zn), se necesitan en menores cantidades (Smith, Smith y Waters, 2012). En la naturaleza, varios elementos pueden limitar la productividad primaria de un ecosistema en un lugar y tiempo determinados. La productividad de la mayoría de los ecosistemas acuáticos está controlada por la concentración, en forma molecular y estequiometría de los macronutrientes N y P (Officer y Ryther, 1980).

Una de las maneras en que los nutrientes se pueden transportar de forma superficial y pueden llegar a los cuerpos de agua es producto de la escorrentía superficial, la que provoca la erosión de los suelos, ya sea natural o inducida. La erosión del suelo es la remoción del material superficial por acción del viento o del agua (Porta *et al.*, 1999). La erosión hídrica es el proceso que se presenta por efecto del agua en la forma pluvial en contacto con el suelo por impacto o escorrentía, que vencen la resistencia de las partículas generándose el proceso de erosión (Sakinatu y Muhammad, 2017).

El acarreo de estos sedimentos y sus nutrientes asociados pueden provocar consecuencias indeseadas en los cuerpos de aguas, como el azolvamiento que es la pérdida de volumen hídrico de las presas producto de su colmatación por sedimentos (Febles y Vegas, 2016). La eutrofización provocada por los nutrientes; esta puede provocar graves riesgos para la salud de los seres humanos, provoca graves problemas ecológicos y tiene un impacto en la estética y la economía (Bhagowati y Ahamad, 2019)

La cuenca de la presa Valle de Bravo se localiza en el municipio del mismo nombre, en el Estado de México. Esta presa es una de las encargadas del suministro de agua a la



Ciudad de México esta última en constante aumento de la densidad de población y la dinámica de la expansión urbana, con una marcada tendencia al crecimiento de sus fronteras (Escolero *et al.*, 2016), además del interés turístico que este presenta para el desarrollo de actividades náutica. Esta presenta problemas de actualización de su tasa de azolvamiento anual, además se conoce que su cuerpo de agua se encuentra eutrofizado provocando la degradación de ecosistemas y en consecuencia la del recurso. A pesar de la complejidad, en esta investigación se han propuesto métodos de medición cuantitativos para estimar la dinámica de los sedimentos y nutrientes utilizando, herramientas geoinformática en conjunto o combinación de variables espaciales dentro de un modelo de erosión y otro de nutrientes. La utilidad de estos modelos y variables con técnicas geoinformáticas en las determinaciones de sedimento y nutriente radica en que simplifican y resumen la información relevante; por un lado, hacen visible o perceptible el fenómeno de interés, por otro cuantifican, miden y comunican información relevante. El desarrollo de estas técnicas en la cuenca de la presa, permite llevar a cabo análisis de vulnerabilidad y de medidas de mitigación.

### **Planteamiento del Problema**

El cuerpo de agua de valle de bravo se enfrenta a la disminución de su calidad de agua y se ignora si es debido a las siguientes causas externas. Se desconoce las cifras actuales de azolvamiento del cuerpo de agua. Existe cierta incertidumbre en si el problema de la eutrofización puede ser causados por el aporte externo de sus laderas.

### **Justificación del problema**

Conocer la dinámica de los sedimentos y nutrientes, permite diagnosticar los principales focos desencadenante de la erosión, ya sean de índole natural o antrópico (Febles y Vega, 2016). Además de visualizar las áreas más susceptibles, para la toma de medidas, ambientales o ingenieriles que mitigan el problema en los suelos y del posterior acarreo a el cuerpo de agua, lo que produce a largo plazo problemas en el almacenaje y calidad del líquido (Hauer y Lamberti, 2011).

La estimación de los flujos de nutrientes permite predecir cual es el efecto que ejerce las laderas de la cuenca en la presa. Esta estimación en áreas agrícolas arroja el ritmo con el que se está desvalorizando el recurso suelo, pudiéndose conocer las pérdidas monetarias ecosistémicas de la cuenca (Zazo *et al.*, 2011). Dicha exportación ilustraría las características y mecanismos catalizadores en la dinámica superficial en la cuenca Amanalco – Valle de Bravo, lo que permite aumentar la interconectividad entre el manejo



de tierras y el cuerpo de agua; sirviendo de base para el manejo de suelos, bosques, gestión de cuencas, estudios ecológicos y turismo.

Otra ventaja que brinda esta investigación como valor agregado, es el levantamiento de un mapa geoquímico de suelos, que se podría utilizar de base para futuros estudios en referentes a esta temática. Otro material elaborado como consecuencia del proyecto es el levantamiento del uso de suelos, este se podría utilizar en futuras investigaciones como base para conocer los daños y la extensión de los incendios y la evolución del uso de este recurso.

### **Pregunta de investigación**

¿Cuál es la dinámica de los sedimentos y nutrientes producto de la erosión hídrica en la cuenca de la presa Valle de Bravo, estimado a partir de modelos espaciales y procesamiento geoinformáticos, que permitiría caracterizar y diagnosticar la dinámica de dichos elementos?

### **Objetivo general**

Estimar la dinámica de los sedimentos y nutrientes producto de la erosión hídrica en la cuenca de la presa Valle de Bravo a través del modelaje espacial de fenómenos de la superficie de la tierra, como base para generar estrategias que permitan mitigar las problemáticas ambientales generadas.

### **Objetivos específicos**

1. Realizar el levantamiento de variables cualitativas y cuantitativas, a través de trabajo de campo, laboratorio y tratamiento de imágenes de radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) y multiespectrales (Sentinel 2) de las características físico-geográficas necesaria para estimar la dinámica de los sedimentos y nutrientes de la cuenca de la presa Valle de Bravo.
2. Evaluar cuantitativamente la erosión hídrica a través del modelo MMF de los suelos en la cuenca de la presa Valle de Bravo.



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



3. Evaluar cuantitativamente los nutrientes a través de método propuesto por Verstraeten y Poesen, (2002) acarreado en la erosión hídrica de los suelos en la cuenca de la presa Valle de Bravo.
4. Caracterizar y diagnosticar los sectores que aportan mayor cantidad de sedimentos y nutrientes a la presa Valle de Bravo por erosión hídrica.
5. Proponer posibles medidas de mitigación a los problemas ambientales referente a la temática



## **ANTECEDENTES**

La dinámica de los nutrientes en términos generales es la forma en que los nutrientes se absorben, retienen, transfieren, se reciclan con el tiempo y la distancia, en un ecosistema (Hauer y Lamberti, 2011). En nuestra investigación, solo tendremos en consideración la dinámica de los nutrientes y en cómo se transfieren en la cuenca.

Los nutrientes se definen en un sentido amplio como todos los elementos químicos vitales para las funciones biológicas (por ejemplo, la supervivencia y la reproducción; DeAngelis *et al.*, 1989). Los organismos requieren macronutrientes en grandes cantidades como el carbono (C), hidrógeno (H), nitrógeno (N), fósforo (P), potasio (K), azufre (S) y calcio (Ca); otros nutrientes como la sílice (Si), que se utilizan para procesos celulares críticos. Los micronutrientes, como el cobre (Cu) y el zinc (Zn), se necesitaban en menores cantidades (Smith, Smith y Waters, 2012). En la naturaleza, varios elementos pueden limitar la productividad primaria de un ecosistema en un lugar y tiempo determinados. La productividad de la mayoría de los ecosistemas acuáticos está controlada por la concentración, en forma molecular y estequiometría de los macronutrientes N y P (Officer y Ryther, 1980). Una de las maneras en que los nutrientes se pueden transportar de forma superficial y pueden llegar a los cuerpos de agua es producto de la escorrentía superficial, la que provoca la erosión de los suelos, ya sea en sus dos modalidades, natural o inducida.

La cuenca de la presa Valle de Bravo se localiza en el municipio del mismo nombre, en el Estado de México. Esta presenta problemas de erosión de suelo y eutrofización de su cuerpo de agua. La erosión hídrica puede estar acentuándose por el cambio de uso de suelos, los incendios y la tala principalmente (ITTCA y Fundación Gonzalo Río Arronte, 2014); provocando el azolvamiento y migración de nutrientes. Esto trae como consecuencia la desvalorización del recurso suelo, cambio en la red hidrográfica y el aumento del aporte externo de nutrientes a la presa.

Las cuencas hidrográficas son unidades de análisis ampliamente aceptadas para la planificación y gestión de los recursos (McKinney *et al.*, 1999; Sheelanere *et al.*, 2013), y han sido el foco para guiar las decisiones sobre recursos y gestión durante décadas. Sin embargo, sus procesos y actividades naturales y antropogénicas son a menudo demasiado complejos y variables, tanto espacial como temporalmente, para ser capturados a fondo mediante el monitoreo solamente (Mirchi *et al.*, 2009). Por lo tanto, las herramientas de modelación de cuencas hidrográficas se han utilizado cada vez más para simular los procesos que se llevan a cabo dentro de las cuencas hidrográficas,



incluyendo el uso humano y para ayudar a guiar las políticas públicas y decisiones a escala local, regional, nacional e internacional (Singh y Frevert, 2006; Madani y Mariño, 2009; Daniel, 2011).

Una de las principales problemáticas dentro de las cuencas hidrográficas, es la erosión hídrica, este es el proceso de degradación del suelo con consecuencias más negativas y extendidas mundialmente (FAO y GTI, 2015), que representa el reto ambiental más serio que los agricultores enfrentan; especialmente, en las zonas tropicales, dado los altos acumulados e intensidad de las precipitaciones. En México 1'027,611.50 km<sup>2</sup> (52.86%) de superficie territorial se encuentran afectados por la erosión hídrica (INEGI, 2014). Por otro lado, Bolaños *et al.* (2016) muestra que el 76% de la superficie nacional tiene algún grado de afectación por erosión hídrica, que corresponde a 6.79% con un grado de erosión extrema, el 5.79% fuerte, 26.37% moderada y 37.06% leve. Entre los estados más afectados por erosión apreciable (superficie relativa) se encuentra el Estado de México con un 81%, de esta, 21% entre extrema y fuerte, posiblemente inducida esta por el mal estado de salud del arbolado presente (41,9%; Bolaños *et al.* 2016). Las causas más frecuentes de daño a los árboles son: daño humano directo e incendios, que posiblemente están ligadas a las actividades de aprovechamiento de los recursos naturales en esas áreas o a actividades agropecuarias en terrenos vecinos (SEMARNAT, 2015).

La carga de nutrientes y las concentraciones en la escorrentía superficial dependen de la magnitud relativa y la interacción de las fuentes y el transporte. En general, el volumen de escorrentía es más importante para las cargas de nutrientes, mientras que la disponibilidad de fuentes de nutrientes tiene un mayor efecto sobre las concentraciones de los mismos. Tasas elevadas de erosión de suelos pueden causar en los cuerpos de agua lo que se conoce como eutrofización, que se produce al aumentar la descarga de nutrientes (generalmente nitrógeno o fósforo) y materia orgánica (Sakinatu y Muhammad, 2017). Dentro de los paisajes, la gestión de nutrientes puede centrarse en la fuente (controlando los insumos) y a través de intervenciones paisajísticas destinadas a controlar el transporte de nutrientes que ya se encuentran en él. Sin embargo, a pesar de décadas de trabajo de referencias en esta temática (Tabla 1). Todavía carecemos de una comprensión adecuada para la implementación eficiente en el control de nutrientes entre diferentes paisajes y climas. La singularidad del lugar según Beven (2000), limita la transferibilidad de la investigación sobre prácticas de manejo benéficas entre paisajes. Asimismo, las altas variaciones espaciales y temporales, afecta la realización de estudios, antes y después, para la evaluación de las prácticas de manejo (Gitau *et al.*, 2005; Council of Canadian Academies, 2013).



Tabla.1. Valores de exportación de nitrógeno y fósforo (tomados de Iverson *et al.* 2018 y actualizados por el autor)

Autor	Lugar	N	P
		(Kg año <sup>-1</sup> ha <sup>-1</sup> )	
Exportación de nutrientes por flujos de agua permanentes			
Iverson <i>et al.</i> (2015)	Llanura Costera de Carolina del Norte	0,3 -13	-
Line (2013)	Carolina del Norte Piedmont	1,92 - 6,65	0,01 - 0,14
Withers <i>et al.</i> (2011) Aguas arriba de la fosa séptica Aguas abajo de la fosa séptica	Loddington, Leicestershire, Reino Unido	14,07	0,16
		17,25	0,26
NC DENR (2009)	Carolina del Norte Piedmont	1,8 - 14,4	0,2 - 0,3
Shields <i>et al.</i> (2008)	Maryland Piedmont	6,0	-
Groffman <i>et al.</i> (2004)	Maryland Piedmont	4,5 - 7,2	-
Castro <i>et al.</i> (2003)	Varias cuencas en EE.UU.	11,7 (1,9 - 41,9)	-
Oblinger <i>et al.</i> (2002) boscoso mixta agrícola mixto residencial	Carolina del Norte Piedmont	2,22	0,08
		3,15 - 5,25	0,16 - 0,52
		0,73 - 2,17	0,27 - 0,81
Nikolaidis <i>et al.</i> (1998)	Connecticut Nueva Inglaterra	3,6 (nitrato)	-
Valiela <i>et al.</i> (1997)	Llanura costera Massachusetts	2,2	-
G. Iverson <i>et al.</i> (2018) Alta - densidad (de entrada, nutrientes importantes a las aguas receptoras) De baja densidad (no de entrada nutrientes importantes a las aguas receptoras)	Campo en Durham	4,1 (0,01 - 44,1)	0,15 (0,0 - 1,9)
		1,5 (0,0 - 35,3)	<0,1 (0,0 - 0,8)
Exportación por escorrentía o erosión			
Ferreira et al (2018).	São Lourenço (Portugal)	1,3 - 10,8	0,5 - 3,6



Napoli <i>et al.</i> (2017)	El centro de Italia	4,5	6,2
En parcela de hierba (viña) En la parcela Harrowed (viña)		12,5	5,0
Ramos y Martínez - Casanovas (2006) (viña)	Región Penedès (NE España)	14,9	11,5
Vadas y Powell (2013)	Granjas en Wisconsin	10,2	2,9
Vegetación (en lotes de ganado lechero)		29,2	6,8
Parcialmente vegetación (en lotes de ganado lechero)		46,6	116
Sin vegetación (en lotes de ganado lechero)		59,9	100
El ensilaje de maíz (en lotes de ganado lechero)			
<b>Promedio</b>		<b>12,04</b>	<b>2,05 *</b>

\*Los valores de Vadas y Powell no se tuvieron en cuenta para el promedio por ser valores extremos

En México, los trabajos de dinámica de nutrientes se han centrado más en la descomposición foliar de diferentes tipos de plantas, es decir en el sistema suelo – planta como los de Martínez-Yrizar. (1980); Martínez-Yrizar (1984); Castillo (1987); Ezcurra y Becerra. (1987); Montaña *et al.* (1988); Muñoz, M. (1992); Álvarez-Sánchez y Becerra. (1996); León (1994); Harmon *et al.* (1995); Núñez (1998); Galicia *et al.* (2002); Cárdenas y Campo (2007); Vergara de Paz (2012); Colín Vargas *et al.* (2018). Esta dinámica es definida como una serie de reacciones de transferencia, generalmente reversibles, entre varios componentes (fase sólida, reservorio lábil, solución del suelo y la planta) abarcando los elementos minerales (Malavolta *et al.*, 1992). Muy pocos trabajos tratan la temática de flujo de nutriente en tierra y flujo de nutrientes en tierra y su conexión con los sistemas acuáticos entre ellos están García-Méndez *et al.* (1991); Rivera-Monroy *et al.* (1995); Fenn *et al.* (1999); De Jong *et al.* (2000).

## MARCO TEÓRICO

En este acápite se abordará las teorías y fundamentos sobre la temática de la erosión, azolvamiento y flujo de nutrientes. Complementariamente, analizando los diferentes métodos que se utilizan para determinar los mismo.

### La erosión de suelos

La erosión del suelo es un fenómeno más antiguo que la humanidad, este ha empeorado con el devenir de la civilización humana y la búsqueda de esta por una vida mejor. Es causada por agentes naturales o inducida como resultado del desarrollo



socioeconómico a lo largo de los años (Zuazo y Pleguezuelo, 2009). El material erosionado causa efectos tanto en el lugar, como fuera de él; que son perjudiciales para la flora y la fauna. Los efectos podrían verse exacerbados por reacciones inter e intra ecosistema.

En zonas con una población en expansión, la producción agrícola, la construcción y urbanización, así como otras actividades humanas, la erosión del suelo es un problema importante (Zheng *et al.*, 2011; Ding *et al.*, 2015). Entre los factores que causan la erosión del suelo está la mala gestión de la tierra, que causa un deterioro del suelo y provoca la escorrentía del agua a través del paisaje en lugar de una infiltración adecuada (Montgomery, Huang y Huang, 2015).

A pesar del carácter universal de la cuestión de la erosión hídrica, la información de calidad sobre el alcance global de los datos, es relativamente limitada en cuanto a su intensidad. El estudio de la Evaluación Mundial de la Degradación del Suelo Inducida por el Hombre (*The Global Assessment of Human Induced Soil Degradation*; GLASOD; Tabla 2), proyectó que, alrededor del 15% de la superficie terrestre libre de hielo del mundo está asociada a todos los tipos de degradación de la tierra. De esto, la erosión acelerada del suelo causada por la erosión eólica es responsable de alrededor del 28% ( $5,5 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup>) y el agua representa alrededor del 56% ( $11 \cdot 10^6$  km<sup>2</sup>). La erosión por la labranza no se conoce actualmente en algunas regiones afectadas.

Tabla 2. Estimación de la degradación del suelo inducida por el hombre en millones de km<sup>2</sup> por GLASOD (Bai *et al.* 2008).

<b>Tipos de degradación</b>	<b>Mundo</b>	<b>Asia</b>	<b>Asia Oeste</b>	<b>África</b>	<b>Latinoamérica y el Caribe</b>	<b>Norte América</b>	<b>Australia y el Pacífico</b>	<b>Europa</b>
Erosión hídrica	11	4,4	0,8	2,3	1,7	0,6	0,8	1,2
Erosión eólica	6	2,2	1,5	1,9	0,5	0,4	0,2	0,4
Agotamiento de los nutrientes	1,4	0,2	0,06	0,5	0,7	-	-	0,03

### **Causas y factores erosivos**

La erosión del suelo suele caracterizarse por tres acciones, que implican el desprendimiento, el transporte y la deposición. Estos procesos suelen dar lugar a la



reubicación de la capa superior del suelo, que es rica en materia orgánica, nutrientes y biodiversidad, en otro lugar; donde se acumula con el tiempo o se transporta fuera de este y se deposita no solo provocando la privación de nutrientes y la degradación de la tierra, sino que también da lugar a notables problemas ambientales fuera del sitio, como inundaciones, sedimentación y contaminación (Al-Wadaey y Ziadat, 2014; Dahal, Holcomb y Socci, 2011; Gao, Li, Li, Jia y Zhang, 2012; Ouyang, Hao, Skidmore y Toxopeus, 2010; Yu, 2008) en los canales de drenaje (Munodawafa, 2012; Montgomery *et al.*, 2014; Rahman, Shi, & Chongfa, 2009). Usualmente suele ser grave en zonas desprotegidas y descuidadas (Shi *et al.*, 2012).

Las causas de la erosión del suelo son básicamente el agua y el viento, y cada una de ellas contribuye de forma y niveles diferente de acuerdo con las características del paisaje en la pérdida anual de suelo. La erosión hídrica es causada por la lluvia, que rasga el suelo, lo disgrega a sus alrededores y lo arrastra posteriormente como escorrentía. El tipo de uso de la tierra también tiene un efecto en los mecanismos de erosión, en la cantidad de agua que puede contener el suelo, la rapidez con que el agua fluye sobre él y su movimiento bajo la superficie (Sun *et al.*, 2014).

El fenómeno de la erosión es a veces lento, donde este suele ocurrir es prácticamente imperceptible, también puede ocurrir a un ritmo rápido en lugares susceptibles, como lo son una topografía es inclinada, precipitaciones de larga duración que coinciden con una cobertura vegetal inadecuada (Rohrmann *et al.*, 2013; Zhao *et al.*, 2014), dando lugar a una gran pérdida de su parte superior. Esto se está convirtiendo en un importante revés para el desarrollo sostenible de los recursos naturales y el medio ambiente, lo que en última instancia exige una supervisión y evaluación adecuadas.

Entre los factores que influyen en la erosión enumerados por Pimentel y Burgess (2013), se incluyen:

La lluvia y la escorrentía de agua de lluvia

Esto suele implicar la desintegración del suelo y la dispersión de los materiales de los que está hecho. Un típico escurrimiento de agua de lluvia impactará en materiales más livianos como materia orgánica, limo y partículas de arena más finas, pero en la mayoría de los eventos lluviosos fuertes los componentes de materiales más grande son también afectados.



### Actividades agrícolas

La producción de cultivos y otros procesos agrícolas pueden afectar a la estructura general del suelo, así como a los niveles de materia orgánica, haciéndolo más vulnerable a los efectos de las lluvias y al impacto de las gotas de esta. La labranza de la tierra, en particular, rompe y suaviza la estructura del suelo lo que contribuye en gran medida a la erosión del suelo. Las actividades agrícolas menos intensivas tienden a tener un impacto mucho menor.

### Cubierta vegetal

Los cultivos y los pastos sostienen la estructura de los suelos, disminuyendo así la cantidad de erosión del suelo. Las zonas con menos flora natural son más susceptibles a la erosión.

### Viento

El viento es un factor importante para disminuir la calidad del suelo y facilitar la erosión, especialmente cuando la estructura del suelo está suelta. Los vientos más ligeros no suelen causar tanto daño. El suelo más susceptible a este tipo de erosión es el suelo arenoso o más ligero que se transporta fácilmente por el aire.

### Pendiente del terreno

Las características físicas de la superficie también contribuyen a la erosión del suelo. Los terrenos con una gran pendiente facilitarán el proceso del flujo de agua o de la escorrentía en la zona, en particular debido al movimiento más rápido del agua hacia abajo (Chen *et al.*, 2011; Nenadović *et al.*, 2013).

El suelo es un valioso recurso natural que en un corto período se convierte en no renovable y es difícil de recuperar cuando se degrada. El uso de los suelos a largo plazo requiere que los requisitos que se les imponen no superen su capacidad de resiliencia (Febles, *et al.* 2018). Si las exigencias son demasiado altas, el suelo se degrada. El suelo afectado da lugar a una menor fertilidad, a la pobreza humana y a una reducción de la biodiversidad (Novara *et al.*, 2018). Además, las propiedades biológicas, físicas y químicas, así como las características fisicoquímicas de los compuestos del suelo pueden afectar gravemente a la capacidad de biodegradación de los microorganismos, que se dan de forma natural para las biorremediaciones de campo, por lo que la erosión del suelo es el tipo más general de degradación del suelo.



### **El azolvamiento de presas**

El término azolve se refiere al depósito de los sedimentos acarreados por el agua hacia los lagos, depósitos subterráneos, presas, embalses, cauces de las corrientes y zonas inundables. El azolve se debe a la disminución de la velocidad de la corriente y a la correspondiente disminución de la cantidad y el tamaño del material sólido que puede ser arrastrado en suspensión (Ciceana, 1998).

Se puede definir al azolvamiento como el proceso por el cual se acumula el azolve en los lechos de los ríos, presas, depósitos subterráneos, que tiene como resultado la transformación del medio ambiente, lo cual provoca un gran impacto para el ecosistema de la región (Ciceana, 1998). Se destacan como factores principalmente influyentes en este proceso, la deforestación y la erosión hídrica, que afectan a las cuencas hidrológicas, y que tienen un efecto directo sobre las corrientes de agua (Ibáñez, 1999).

Las fuentes de los sedimentos que provocan el azolve

Naturales: Erosión de la superficie del terreno, erosión del cauce principal de los ríos y sus tributarios y deslizamientos naturales del terreno.

Artificiales: Destrucción de la vegetación, sitios de construcción (vías de comunicación, ciudades), explotación de minas y desechos urbanos industriales (Ibáñez, 1999). Estas tienen influencia antropogénica muy marcadas (Ciceana, 1998; Schleiss, 2008).

Se considera a la erosión hídrica (cárcavas y surcos con diferentes grados de intensidad y extensión), como el factor principal para la provisión de sedimentos al sistema; así como la erosividad de la lluvia (Cotler y González 2010).

Las condiciones de pendiente y uso de suelo y sus variaciones alrededor de las presas puede influir en el aporte de sedimentos a estos cuerpos de agua (Cotler y González, 2010).

### **Nutrientes**

En los últimos 50 años, la población mundial, la producción de alimentos y el consumo de energía han aumentado aproximadamente 2.5, 3 y 5 veces, respectivamente [Naciones Unidas, 1996] (véase también Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, colecciones de la base de datos FAOSTAT (2001; disponible en <http://www.apps.fao.org>) y Oficina del Censo de los Estados Unidos (*Total midyear population for the world: 1950 - 2050*, datos actualizados el 26 de abril de 2004, disponible en <http://www.census.gov/ipc/www/worldpop.html>).



Estos cambios han dado lugar a una movilización masiva de nutrientes bioactivos como el nitrógeno y el fósforo (N y P) en la tierra, así como a importantes cambios en el ciclo hidrológico mundial. Mediante actividades como la producción de fertilizantes, el consumo de combustibles fósiles y la plantación de leguminosas. Los seres humanos han duplicado con creces la velocidad a la que el N disponible biológicamente entra en la biosfera terrestre en comparación con los niveles preindustriales (Vitousek y Matson, 1993; Galloway *et al.*, 2004). El ciclo global del P también se ha visto muy alterado por la actividad humana. La extracción de P y su posterior uso como fertilizante ha duplicado con creces las aportaciones de P al medio ambiente en comparación con el P natural de fondo procedente de la meteorización (Bennett *et al.*, 2001; Fixen y West, 2002).

Los seres humanos también han alterado en gran medida los sistemas hidrológicos mundiales al triplicar el tiempo medio de paso del agua a través del sistema fluvial mundial, aumentando las existencias de agua de los ríos en un 700% con respecto a las condiciones preincautelares, y alterando drásticamente el caudal de los ríos grandes mediante la extracción de agua (Vörösmarty *et al.*, 1997). Estos cambios en los ciclos globales de nutrientes e hidrológicos han tenido efectos tanto positivos como negativos en el sistema de la Tierra y en la sociedad.

El aumento del uso de fertilizantes de N, P y el embalse de los ríos han contribuido a hacer posible la producción de los alimentos y la energía necesarios para mantener una gran población humana creciente (Galloway y Cowling, 2002). Sin embargo, importantes fracciones del N y P movilizado entrópicamente en las cuencas hidrográficas entran en las aguas superficiales y son transportadas por los ríos a los sistemas de aguas terrestres y marinas. Esto ha dado lugar a numerosos impactos negativos para la salud y el medio ambiente, como la degradación del agua potable, la pérdida de hábitat y de biodiversidad, las condiciones de bajo oxígeno disuelto que provocan la muerte de peces y otras tensiones, un aumento de la frecuencia y la gravedad de las floraciones de algas nocivas, entre otros efectos (Hagstrom *et al.*, 2001; Rabalais, 2002; Anderson *et al.*, 2002; Turner *et al.*, 2003; Townsend *et al.*, 2003). Se prevé que las aportaciones de N y P a las aguas superficiales sigan aumentando en los próximos decenios, tanto a nivel mundial como regional (Seitzinger *et al.*, 2002; Galloway *et al.*, 2004; Bouwman *et al.*, 2005).

#### *Calidad de las aguas*

Muchas de las aguas superficiales son susceptibles de recibir aportaciones sustanciales de nutrientes procedentes de diversas actividades terrestres. Las aguas que están expuestas a entradas de nutrientes corren el riesgo de la eutrofización, lo que puede



degradar la calidad de estas. Estos problemas se traducen directamente en pérdidas económicas. Dodds y *et al.*, (2008), estimaron que los costos anuales totales de la eutrofización en el agua dulce de los Estados Unidos eran de aproximadamente 2.200 millones de dólares.

La salud del ecosistema acuáticos está estrechamente relacionada con la productividad del fitoplancton, su concentración depende fundamentalmente de la disponibilidad de luz y nutrientes (Salgado, 2014). En ambientes acuáticos la producción primaria es el resultado del movimiento de las masas de agua y de las condiciones de luz y nutrientes (Picado *et al.*, 2013). Las más ricas pesquerías tienden a concentrarse en áreas donde existen surgencias o suministros de nutrientes minerales procedentes de la tierra, para poder mantener la vida acuática y enriquecer el agua con oxígeno. No obstante, la explosión repentina de la población de fitoplancton puede causar efectos adversos, eutrofización, especialmente en regiones costeras y aguas superficiales (Ghosal; Rogers y Way 2000).

Según Jackwood (2019), la eutrofización:

- Es un exceso de nutrientes que hace que las plantas acuáticas y otros organismos crezcan en abundancia. Durante su crecimiento y putrefacción, consumen gran cantidad del oxígeno disuelto y aportan materia orgánica (fango) en abundancia, esta afecta a la calidad de las aguas ya que al aumentar la podredumbre y agotarse el oxígeno, las aguas adquieren un olor nauseabundo. El olor de estas aguas puede ocasionar pérdidas económicas (turismo, áreas que pierden valor...), problemas respiratorios y su consumo puede ocasionar problemas sanitarios a las personas de la zona.
- También puede afectar a la producción piscícola de una zona, ya sea esta extracción o mediante el cultivo. La acuicultura puede producir un mayor aporte de nutrientes a las aguas circundantes por lo que deben ser supervisadas y gestionadas con delicadeza.
- La mayor presencia de algas puede causar que un cauce anteriormente navegable deje de serlo. Algunos de los brotes de algas producen tóxicos. Estas sustancias pueden ocasionar la muerte de animales al ser consumidas. Los animales afectados pueden actuar como vector afectando a otras especies y alcanzar a los humanos.



- Las condiciones anóxicas del fondo dan lugar al crecimiento de bacterias que producen toxinas letales para pájaros y mamíferos que no se ven directamente afectados por la falta de oxígeno de las aguas y brinda oportunidades a especies invasoras, que aprovechan las nuevas condiciones y desplazan a los organismos locales.

## **Herramientas para la evaluación**

### **Cálculo de erosión de suelos**

El monitoreo de la erosión es importante para reconocer las zonas vulnerables y para medir la tasa de deposición en el terreno. La producción de los sedimentos y la erosión del suelo constituyen factores clave que pueden utilizarse para las actividades de control de la calidad del agua.

El proceso de erosión del suelo causa un deterioro del suelo *in situ* a una escala irreversible y se mide utilizando la cantidad media de suelo removido de una zona en un período de tiempo definido. El nivel de suelo desprendido y transportado a los cuerpos de agua superficiales en una escala temporal en una zona específica se conoce como aporte de sólidos, y sirve como un procedimiento importante para conocer la capacidad de captura de sedimento que tienen las cuencas (Guo, Hao y Liu, 2015; Febles y Vega, 2016)

El problema relacionado con los modelos de riesgo de erosión es la validación, debido a la escasez de datos disponibles para comparar las estimaciones de los modelos con las pérdidas reales de suelo (Lazzari *et al.*, 2015). Se dispone de modelos de erosión del suelo con diversos niveles de complicación (Laflen & Flanagan, 2013). Uno de los modelos empíricos más utilizados para medir la erosión en surco y laminar es la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (USLE), desarrollada por Smith y Wischmeier en 1965. El manual de modelización de la erosión del suelo, primera edición (Renard *et al.*, 1996) se revisa la USLE conocida como la *Revised-USLE* (RUSLE). Inicialmente, USLE se estableció para facilitar las estimaciones de la erosión del suelo en las tierras de cultivo (Renard *et al.*, 2011). RUSLE y su versión modificada (Terranova, Antronico, Coscarelli, & Laquinta, 2009), todavía se están aplicando dentro de muchas investigaciones sobre la aproximación de la pérdida de suelo.

Otros modelos de erosión varían en varios grados de complejidad. El modelo europeo de erosión del suelo (*The European soil erosion model systeme hydrologique*; EUROSEM/SHE) es un modelo integral recientemente desarrollado para la erosión del



suelo y viene con unas propiedades distribuidas y basadas en la realidad. Los modelos de erosión del suelo se agrupan en tres categorías, a saber, conceptual (parcialmente empírico/mezclado), físico y empírico. Unos pocos modelos son amplios como la simulación de respuesta ambiental de cuencas hidrográficas sin fuente puntual *areal nonpoint source watershed environment response simulation*; (ANSWERS); (Molla y Sisheber, 2016), *chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems* (CREAMS), y ANSWERS modificado (MODANSW), estos son básicamente modelos conceptuales y basados en eventos.

Morgan y *et al.*, (1984), presentaron un modelo empírico simple para predecir la pérdida anual de suelo en pendientes, que fue actualizado por Morgan (2001). Utilizaron los conceptos propuestos por Meyer y Wischmeier (1969), para proporcionar una base física más sólida que la del modelo USLE (Wischmeier y Smith, 1960). De esta forma además de mantener las facilidades de un enfoque empírico, se expresaban mejor las características del proceso erosivo que dividieron en dos fases: una hídrica y otra de sedimentos, dando buenas aproximaciones, con menos insumos.

La importancia de un modelo de erosión del suelo es su utilidad para realizar una evaluación cuantitativa para llegar a conclusiones sobre el nivel y la magnitud de los daños, de manera que se puedan elaborar enfoques integrales de manejo. Además, la evaluación de escenarios alternativos de ordenación de la tierra.

### **Cálculo del aporte de sedimentos en una presa**

Lograr una efectiva evaluación de los sedimentos que entran en un embalse es sin dudas uno de los aspectos más importante en el estudio del problema del azolvamiento, pero también es una parte difícil de evaluar (Gracia, 1986; González y Rivera, 2008).

Para tener información de la disponibilidad real de agua en una presa es necesario el seguimiento de la evolución de los sedimentos en el mismo. Esto puede realizarse por diferentes métodos:

#### 1. Métodos directos

Medición de sedimentos sobre la corriente a la entrada del embalse (Ibáñez, 1999).

Medición directa en el embalse mediante levantamientos batimétricos (Gracia, 1986; Ibáñez, 1999).

#### 2. Métodos empíricos (González y Rivera, 2008)

Han sido desarrollados varias fórmulas empíricas fundamentalmente en los Estados Unidos de América entre ellas:



- Fórmula del Bureau of Reclamation.
- Fórmula de L.C. Gottschalk (1964).
- Fórmula de L.C. Gottschalk modificada (Revel *et al.*, 2015)
- Fórmula de Owen y Branson (Díaz, 2012)

Elas no simulan el proceso erosivo y por ello no sean aplicado en la presente investigación

3. Aforo del transporte de sedimento en la corriente de entrada (Gracia, 1986).
4. Estimación de azolvamiento a través de modelos de erosión de suelos
  - MMF aplicado por Febles y Vega (2016)
  - USLE aplicado por Gao *et al.*, (2012)

### **Cálculo de exportación de nutrientes**

Las elevadas concentraciones de nutrientes y la exportación de las cuencas de captación gestionadas intensivamente están cada vez más vinculadas a los problemas de calidad del agua y a la degradación ecológica de las masas de agua receptoras aguas abajo, tanto a escala regional como mundial (Seitzinger *et al.*, 2005; Diaz y Rosenberg, 2008; Rabalais *et al.*, 2017). La variabilidad temporal y espacial de las concentraciones y la exportación de nutrientes se deriva de procesos naturales, como las condiciones pluviométricas y climáticas y los efectos humanos de la agricultura y las descargas urbanas. Para comprender estas influencias antropogénicas e hidroclimáticas sobre el medio acuático y los procesos ecológicos suele ser necesario detectar tendencias y evaluar la calidad del agua y la exportación de nutrientes sobre la base de datos de vigilancia a largo plazo (Wilcock *et al.*, 2013; Akyuz *et al.*, 2014; Ballantine y Davies-Colley, 2014; Wu y otros, 2014).

#### *Exportación de nutrientes de ríos a cuerpo de agua*

La interacción entre la concentración de nutrientes (C; calidad del agua) y la descarga Q (hidrología) ha sido objeto de investigación durante decenios (por ejemplo, Johnson, 1979; Hirsch *et al.*, 2010). Los análisis de las relaciones C-Q pueden utilizarse para caracterizar la exportación de nutrientes de las cuencas en términos de quimiostática (C no cambia con Q) y de quimodinámica (C cambia con Q) (Thompson *et al.*, 2011; Musolff *et al.*, 2015).



Unos pocos estudios han propuesto métricas para cuantificar los comportamientos de exportación. Utilizando una relación de ley de potencia entre la concentración  $C$  y la descarga  $Q$ :  $C = aQ^b$ , Godsey *et al.*, (2009) definieron la respuesta quimiostática como  $b \approx 0$ . Basu *et al.*, (2010) utilizaron el coeficiente de determinación ( $r^2$ ) de la regresión lineal entre la carga anual ( $L$ ) y la descarga anual ( $Q$ ) como medida del comportamiento quimiostático, lo que implicaba linealidad en la relación  $L$  a  $Q$ . Además, señalaron que  $L-Q$   $r^2 > 0,8$  proporciona una indicación válida de la estacionalidad geoquímica efectiva en la escala temporal anual. Obsérvese que  $L-Q$   $r^2 > 0,8$  se utiliza para inferir concentraciones invariables con descargas cambiantes. Las métricas de Godsey *et al.*, (2009) y Basu *et al.*, (2010) no siempre son coherentes entre sí, ya que Basu *et al.* (2010) observaron que  $r^2 > 0,8$  puede observarse para  $-0,4 < b < 1,4$  en  $C = aQ^b$ . Para reconciliar la inconsistencia, Thompson *et al.*, (2011) propusieron la relación del coeficiente de variación ( $CV$ ) de la concentración y la descarga ( $CV_C/CV_Q$ ) como una medida.

Así, el comportamiento quimiostático podría considerarse un caso en el que la variabilidad de la concentración estaba altamente amortiguada en comparación con la de la descarga, es decir,  $CV_C/CV_Q \ll 1$ . En otras palabras, la variación de la carga exportada está impulsada principalmente por la variación del flujo, no por la variación de la concentración. Thompson *et al.*, (2010) observaron además que  $CV_C/CV_Q < 0,3$  representa el comportamiento quimiostático.

Independientemente de la diferencia en las métricas, el período de registros de los datos disponibles (tiempo) es un factor clave que está implícito en el cálculo. La mayoría de las investigaciones estudian comportamientos de exportación de solutos, sin prestar atención a examinar si las relaciones  $C-Q$  o  $L-Q$  cambiarían con el tiempo en una cuenca (Godsey *et al.*, 2009; Basu *et al.*, 2010; Thompson *et al.*, 2011). La calidad del agua generalmente cambia a lo largo de largos períodos de registro (décadas) en respuesta a las acciones de gestión en las cuencas hidrográficas (James *et al.*, 2011; Wilcock *et al.*, 2013; Green *et al.*, 2014).

Otra línea de investigación importante es la relativa a las técnicas utilizadas para la detección de tendencias en la calidad del agua. Una revisión de la literatura reciente (Tabla 3) revela que la mayoría de los análisis de tendencias ambientales implicaban regresiones lineales o cuadráticas unidireccionales (paramétricas) o pruebas de Mann-Kendall/Kendall estacional (no paramétricas) para discernir las tendencias de la calidad del agua a largo plazo en las respuestas a las actividades de gestión de cuencas o la reducción de la carga de nutrientes de fuentes puntuales y no puntuales (por ejemplo,



Williams *et al.*, 2010; Kauffman *et al.*, 2010; Elçi *et al.*, 2013). Si bien estas herramientas estadísticas son útiles, se limitan a la detección de tendencias lineales o monótonas y no revelan las inversiones de tendencia durante el período de evaluación (Qian *et al.*, 2000), ni los focos donde esta se genera y ni la dirección donde provienen en el espacio (Febles y Vega, 2016). Los cambios en la calidad del agua suelen mostrar desviaciones a corto plazo de una tendencia a largo plazo en respuesta a las perturbaciones humanas y a los factores naturales.

Tabla 3. Métodos de detección y evaluación de tendencias de la calidad del agua (Wan *et al.*, 2017)

Detección de tendencias y métodos de evaluación	Área de estudio	Periodo de Análisis	Conclusión principal	Referencias
Regresiones simples unidireccionales lineales y cuadráticas (paramétricas) y coeficientes de correlación Mann-Kendall (no paramétricos)	Chesapeake Bay, EE.UU.	1986-2008	A pesar de los años de esfuerzo para restaurar la Bahía de Chesapeake, el sistema acuático en general no está respondiendo de manera positiva como se esperaba	Williams <i>et al.</i> , 2010
Prueba de Kendall estacional ponderada por flujo no paramétrico	Cuenca del río Delaware, EE.UU.	1980-2005	El oxígeno disuelto, el fósforo, el nitrógeno y los sedimentos mejoraron en un 39%, se mantuvieron constantes en un 51%, y se redujeron en un 10% de las estaciones.	Kauffman <i>et al.</i> , 2011
Prueba estacional de Kendall's Tau	Siete grandes lagos poco profundos en el sur de Florida, EE.UU.	1981-2007	Las tendencias decrecientes o crecientes de los nutrientes en los diferentes lagos se atribuyeron a las grandes reducciones de la carga de nutrientes de las fuentes puntuales o a las excesivas cargas de fuentes no puntuales.	James <i>et al.</i> , 2011
Prueba estacional de Kendall's Tau	Cuenca del embalse de Feitsui, Taiwán	2006-2009	Se produjeron importantes tendencias al aumento del pH en la estación de muestreo de la cuenca superior del arroyo, y del fósforo total en 4 estaciones de muestreo de la cuenca media y baja del arroyo	Chiueh <i>et al.</i> , 2011
Curvas de concentraciones medias mensuales	East Fork Poplar Creek,	1989-2004	Mejoras claras y significativas de la calidad del agua tras un gran número de	Stewart <i>et al.</i> , 2011



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



	Tennessee, EE.UU.		cambios operativos y medidas correctivas	
Prueba estacional de Kendall's Tau	Cuenca de Tahtalı, Turquía	1997-2005	Tendencia negativa en el boro y el nitrato y una tendencia positiva en la DBO y la DQO en respuesta al cambio de uso de la tierra. No hay tendencia en el fósforo.	Elci <i>et al.</i> , 2013
Box plots, análisis de componentes principales y cluster	Ríos temporales, Mediterraneo, Francia	2003-2005	La calidad del agua del río impactada por los efluentes de las condiciones hidrológicas aguas residuales dependía en gran medida de	David <i>et al.</i> , 2013
Prueba estacional de Kendall's Tau	Cinco corrientes de agua de una zona agrícola, Nueva Zelanda	1995-2001	Disminución de la concentración de sedimentos en suspensión para todos los arroyos, generalmente aumentando la claridad del agua	Wilcock <i>et al.</i> , 2013
Estimador no paramétrico de la pendiente de Kendall estacional	Ríos en Nueva Zelanda	1989-2009	Las concentraciones totales de nitrógeno, nitrato y fósforo aumentaron significativamente durante los primeros 11 años	Ballantine <i>et al.</i> , 2014
El modelo de regresión ponderada en tiempo, descarga y estación (WRTDS)	Diez principales ríos de Iowa, EE.UU.	1970-2014	Las concentraciones normalizadas de N en flujo, disminuyeron en los ríos de Iowa de 2000 a 2012	Green <i>et al.</i> , 2014
Prueba de chi-cuadrado. Inspección visual de las gráficas de series temporales	Rio Amarillo, China	1956-2009	Tendencia creciente de las principales concentraciones de los iones. La escorrentía del río mostró una significativa tendencia decreciente	Wu <i>et al.</i> , 2014
Gráficas de contorno de color con el tiempo como eje X, ubicación de la estación en el eje Y	Lago Tihu, China	1991-2011	Mejora de la calidad del agua en las estaciones del norte, en particular para el N total, pero poco cambio o disminución en las estaciones del lago central.	Akyuz <i>et al.</i> , 2014

Para abordar el problema de la linealidad en la detección de tendencias, se han desarrollado técnicas derivadas de los modelos aditivos generales para la descomposición de series temporales estacionales utilizando la regresión ponderada localmente (LOESS) (Cleveland, 1979; Cleveland *et al.*, 1990; Hirsch *et al.*, 2010). Por ejemplo, la descomposición de tendencias estacionales utilizando regresión ponderada



local (STL), es un método gráfico iterativo y no paramétrico, se introdujo en 1990 para describir las tendencias no lineales con interacción estacional (Cleveland *et al.*, 1990). La naturaleza no paramétrica y gráfica del STL lo hace flexible para revelar los cambios de tiempo, amplitud y varianza que ocurren a lo largo de los ciclos estacionales (Qian *et al.*, 2000), ocupando un rango mucho más amplio de los patrones de los componentes que los métodos paramétricos simples (Hafen *et al.*, 2009). Desde su aplicación inicial por Cleveland *et al.*, (1990) en el análisis de la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub>, varios trabajos han utilizado el método en estudios de calidad del agua, como Qian *et al.*, (2000), examinando las variaciones espacio-temporales en las concentraciones de nutrientes en el río y el estuario de Neuse, Carolina del Norte (EE.UU.); Liang *et al.*, (2014) identificaron las tendencias de la calidad del agua en el lago Dianchi, China; por otro lado, Stow *et al.*, (2015) determinaron las tendencias a largo plazo y los patrones estacionales en la descarga, las precipitaciones, las concentraciones de nutrientes y las cargas del río Maumee.

Basado en el mismo concepto, el modelo WRTDS (Regresión Ponderada en Tiempo, Descarga y Estación) fue introducido recientemente por Hirsch *et al.*, (2010) y aplicado en varios estudios (por ejemplo, Green *et al.*, 2014), ofreciendo funcionalidades comparables al STL. El modelo WRTDS tiene características robustas adicionales para detectar tendencias normalizadas en el flujo y explorar tendencias explícitas en respuesta a los cambios en el flujo.

#### *Exportación de nutrientes del suelo a los cuerpos de agua*

Uno de los métodos más usuales es la elaboración de las cargas máximas diarias totales (TMDL) tiene por objeto determinar las causas del deterioro e identificar los objetivos de reducción de contaminantes que restablecerán el uso beneficioso de la masa de agua. La complejidad del análisis de las TMDL varía y puede ir desde la simple aplicación de las curvas de duración de la carga y la adaptación de los datos de vigilancia hasta la compleja aplicación de modelos hidrológicos y de calidad del agua como el Programa de Simulación Hidrológica-Fortran (Bicknell *et al.*, 1997), Instrumento de Evaluación de Suelos y Aguas (SWAT) (Arnold *et al.*, 1998) y el Modelo de Calidad de Agua de Arroyo Mejorado (QUAL2E) (Brown y Barnwell, 1987).

Según White y *et al.*, (2015), dado el número de masas de agua en USA que están a la espera de las TMDL y los limitados recursos para su desarrollo, se justifica un análisis sencillo, aunque se disponga de modelos de simulación complejos más precisos. Uno de los métodos sencillos ampliamente utilizados es el enfoque del coeficiente de



exportación (EC). En términos simples, un EC es la masa de un contaminante por unidad de superficie por unidad de tiempo.

El concepto de EC se remonta a la década de 1970, cuando la eutrofización de los lagos se vinculó a la carga de nutrientes y al uso de la tierra en las cuencas hidrográficas (Vollenweider, 1968). Las pérdidas de nutrientes están fuertemente vinculadas al uso de la tierra, por lo que la carga total de nutrientes en un cuerpo de agua puede inferirse a partir de la composición de la cuenca. Las EC se definen generalmente en unidades de  $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y se especifican por el uso de la tierra, o grupos de usos de la tierra similares.

Lo ideal sería que las EC se derivaran de los datos de vigilancia recogidos en una pequeña cuenca hidrográfica con un solo uso de la tierra, dentro de la zona de estudio, pero esto rara vez es factible. Los encargados de la ordenación de las cuencas hidrográficas suelen verse obligados a utilizar estimaciones basadas en la bibliografía.

Las EC notificadas en la bibliografía se derivan con mayor frecuencia de la vigilancia directa de pequeñas cuencas hidrográficas de un solo uso de la tierra, pero es posible el análisis estadístico de la vigilancia de cuencas hidrográficas de usos mixtos más grandes. El primer enfoque, basado en observaciones de un solo uso de la tierra, ha sido utilizado por los investigadores durante más de 30 años. Beaulac y Reckhow (1982) llevaron a cabo el primer examen exhaustivo de la literatura y produjeron un conjunto de EC para los Estados Unidos.

Desde entonces, estos datos se han adaptado con observaciones adicionales para diversos estudios de cuencas hidrográficas (Jeje, 2006). Harmel *et al.*, (2006, 2008) amplió la base de datos de Beaulac y Reckhow (1982) y desarrolló la base de datos de cargas anuales de nutrientes medidos de los entornos agrícolas (MANAGE), que contiene más de 285 sitios y 1.700 datos de cuencas al año. Muchos esfuerzos de gestión de cuencas hidrográficas han utilizado EC. Johnes (1996) probó y aplicó un modelo basado en las EC a dos cuencas del Reino Unido, encontrándolo como una herramienta útil para evaluar el impacto potencial de varias medidas de mitigación de la contaminación.

Robinson (2006) aplicó el enfoque a tres cuencas hidrográficas costeras cerca de Santa Bárbara, California, vinculando las EC con un modelo de crecimiento urbano para predecir los cambios en la calidad del agua debido a la urbanización. Wickham y Wade (2002) aplicaron un sencillo modelo de EC a 1.000 cuencas hidrográficas en Maryland para el análisis y la planificación ambiental. Kramer *et al.*, (2006) aplicó los métodos de



EC a 25 lagos de los Estados Unidos para determinar estrategias rentables para alcanzar los objetivos de reducción de fósforo (P). Rast y Lee (1983) probaron el concepto de EC, encontrando que la carga estimada era precisa dentro de un factor de 2 (+100%,50%),64% del tiempo. La precisión de los métodos de EC es suficiente para ser apoyada por la USEPA.

El concepto es utilizado por la Aplicación de Carga de Contaminantes (PLOAD), una simple aplicación de SIG para predecir las cargas de contaminantes de las cuencas hidrográficas. Esta herramienta fue integrada en la versión 3 de *Better Assessment Science Integrating point and Nonpoint Sources*.

A pesar de su uso extensivo, el enfoque de la EC tiene algunas limitaciones notables. La selección de un EC de la literatura disponible para una cuenca en particular es en gran parte subjetiva (Reckhowet *al.*, 1980). La recopilación de datos de vigilancia es costosa, por lo que es relativamente rara. Los datos de EC disponibles pueden no representar adecuadamente los suelos, la topografía y la gestión en la cuenca de interés. Los datos de vigilancia comunicados más cercanos pueden recogerse a cientos o miles de kilómetros de distancia. Los datos de vigilancia disponibles pueden recogerse en condiciones inusuales, es decir, en caso de sequía o inundación, y no representan realmente las pérdidas medias incluso en el punto de recogida.

El estudio de vigilancia puede incluso estar diseñado para investigar condiciones inusuales como una nueva práctica de conservación o enmiendas alternativas del suelo. El administrador de una cuenca hidrográfica debe seleccionar la mejor combinación para las condiciones locales de entre una bibliografía muy limitada, basándose en el mejor juicio profesional, lo cual es una tarea difícil que requiere el conocimiento de cada cuenca hidrográfica de interés y de los estudios de vigilancia disponibles. Más típicamente, se utilizan tablas como las proporcionadas por Lin (2004) o Jeje (2006).

También, existe el uso de métodos de campos para estimar estas exportaciones a través de trampas de sedimentos (Vadas y Powell, 2013; Ramos y Martínez - Casanovas, 2006; Napoli *et al.*, 2017; Ferreira et al,2018); pero estos son más usuales para la estimación de pérdidas de nutrientes en parcelas o cuencas pequeñas con fines agronómicos. Pudiendo esta práctica también extenderse a los cuerpos de aguas.

Otra forma de estimar la cantidad de nutrientes que se pierde, es por la la ecuación para el cálculo de nutrientes: "Variabilidad a escala regional de la entrega de sedimentos y nutrientes en pequeñas cuencas agrícolas" (Verstraeten y Poesen, 2002). Esta es una



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



metodología empírica que permite predecir la concentración de nutrientes en el sedimento erosionado, siempre y cuando se conozca la cantidad de nutrientes que tiene el suelo de donde este provenía. La ventaja que tiene este método sobre los otros es que tiene una representación espacial más exhaustiva (Haregeweyn, *et al.*, 2008; Amegashie, *et al.*, 2011) lo que brinda más variables para entender la causalidad del fenómeno en dependencia del tipo de metodología que se utilizó para estimar las pérdidas de suelo.



## MATERIALES Y MÉTODOS

En este capítulo se describen las características físico – geográficas del entorno de la cuenca Amanalco-Valle de Bravo. Se ilustran algunos de sus rasgos con la cartografía correspondiente. Todo lo relativo a la metodología utilizada

### Ubicación geográfica

La investigación se realizó en la cuenca Amanalco- Valle de Bravo localizada en la parte centro de México, en el Estado de México (Fig. 1). Limitadas por el norte por las coordenadas  $100^{\circ} 0' 35.875''\text{O}$  y  $19^{\circ} 23' 15.973''\text{N}$ , al este  $99^{\circ} 51' 48.198''\text{O}$  y  $19^{\circ} 14' 33.444''\text{N}$ ; al oeste  $100^{\circ} 11' 57.994''\text{O}$  y  $19^{\circ} 06' 26.952''\text{N}$  y al sur  $100^{\circ} 10' 58.792''\text{O}$  y  $19^{\circ} 05' 12.305''\text{N}$ . Presenta una extensión superficial de  $615 \text{ km}^2$  y comprende 8 municipios, Amanalco, Valle de Bravo y pequeñas porciones de Donato Guerra, Villa de Allende, Villa Victoria, Temascaltepec y Zinacantepec.

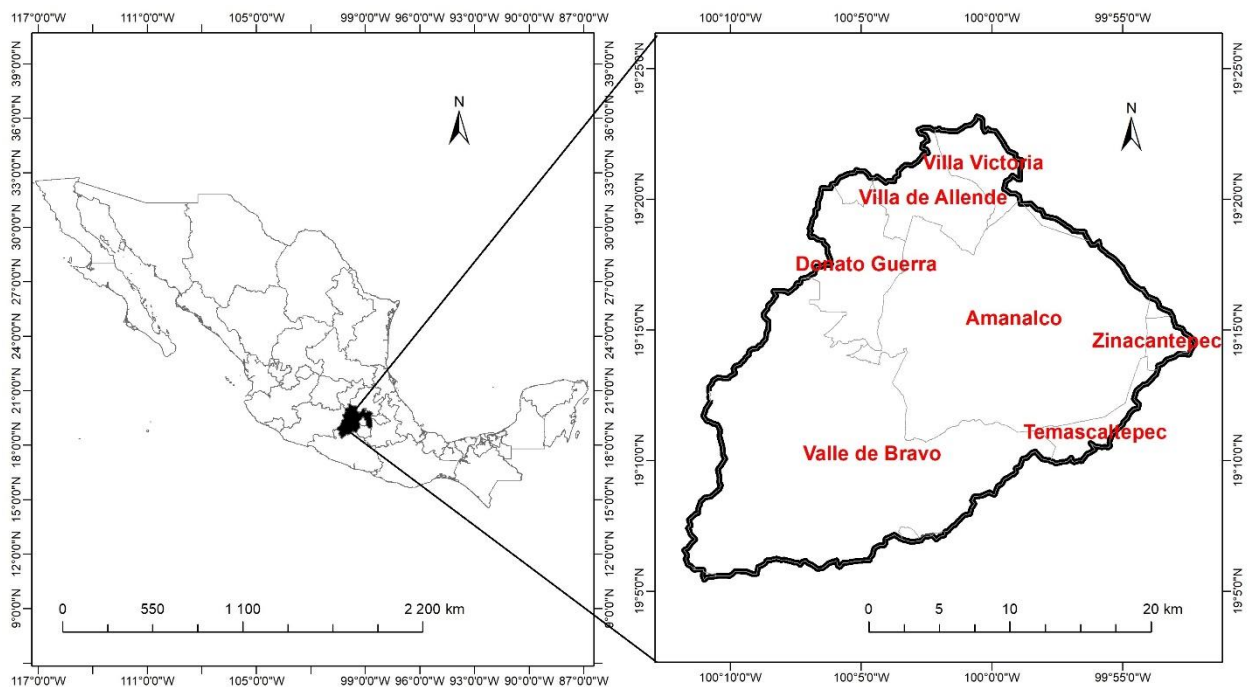


Figura 1. Ubicación del área de estudio (elaborada por el autor)

### Clima

El área de estudio presenta tres tipos de clima Fig.2, siendo el templado Subhúmedo el que representa mayor superficie, entre estos el w2. Las precipitaciones muestran una estratificación altitudinal, siendo más pluviosa la parte baja (2000 mm) y menos la parte superior (797) de la cuenca.

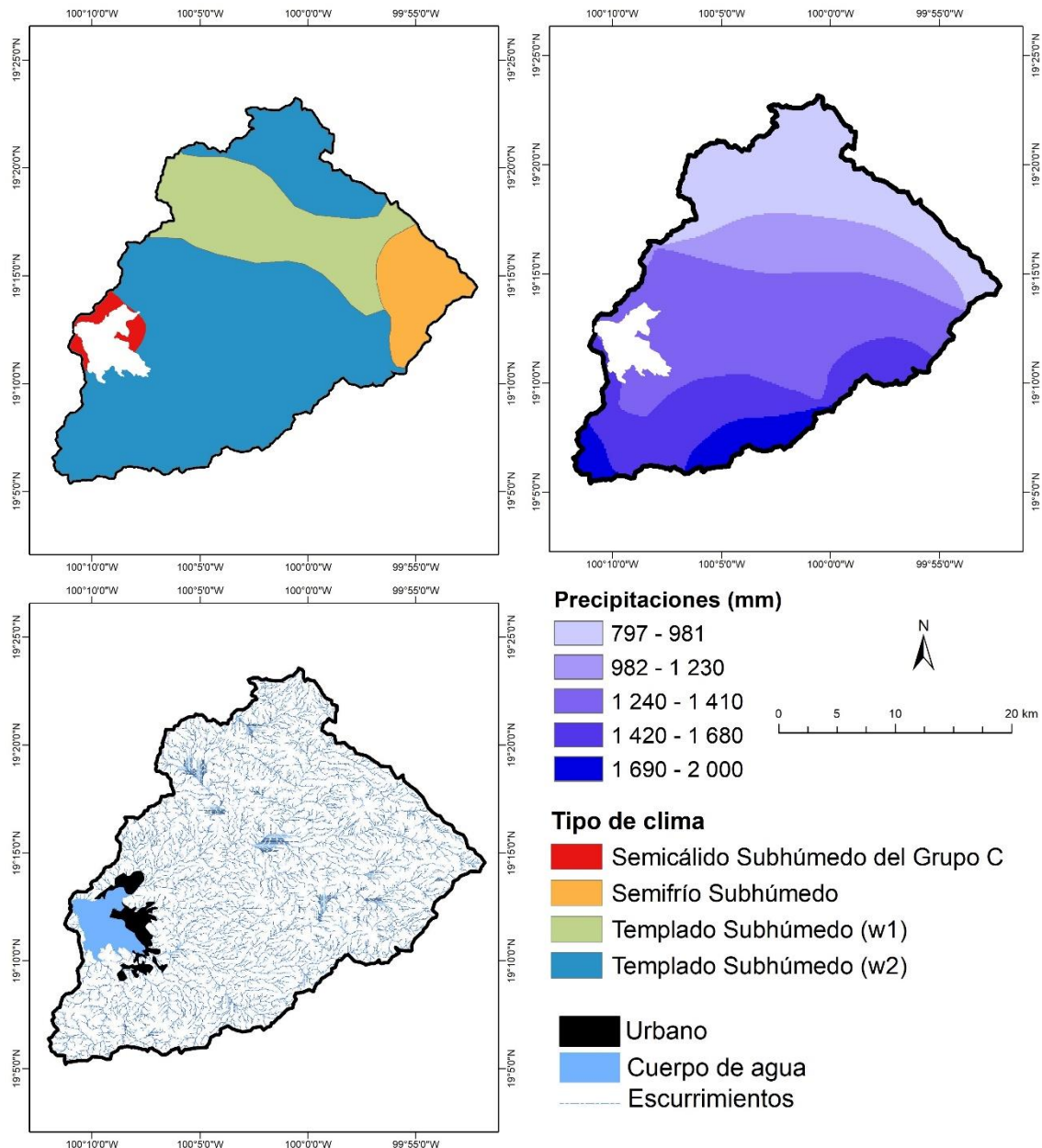


Figura 2. Características climáticas, precipitaciones (reelaborada por el autor a partir de datos del SMN, 2021) y escurrimientos superficiales (elaborada por el autor con datos de la NASA y USGS, 2000), Tipo de clima (reelaborada por el autor de datos del CGEO, 2013)

## Topografía

Las elevaciones van en el rango de 1770 a 3740 m (Fig. 3), con una elevación media de 2509m. Presenta pendientes que van desde los 3 a los 59 grados (Fig. 3), siendo estas muy heterogéneas en toda la cuenca.

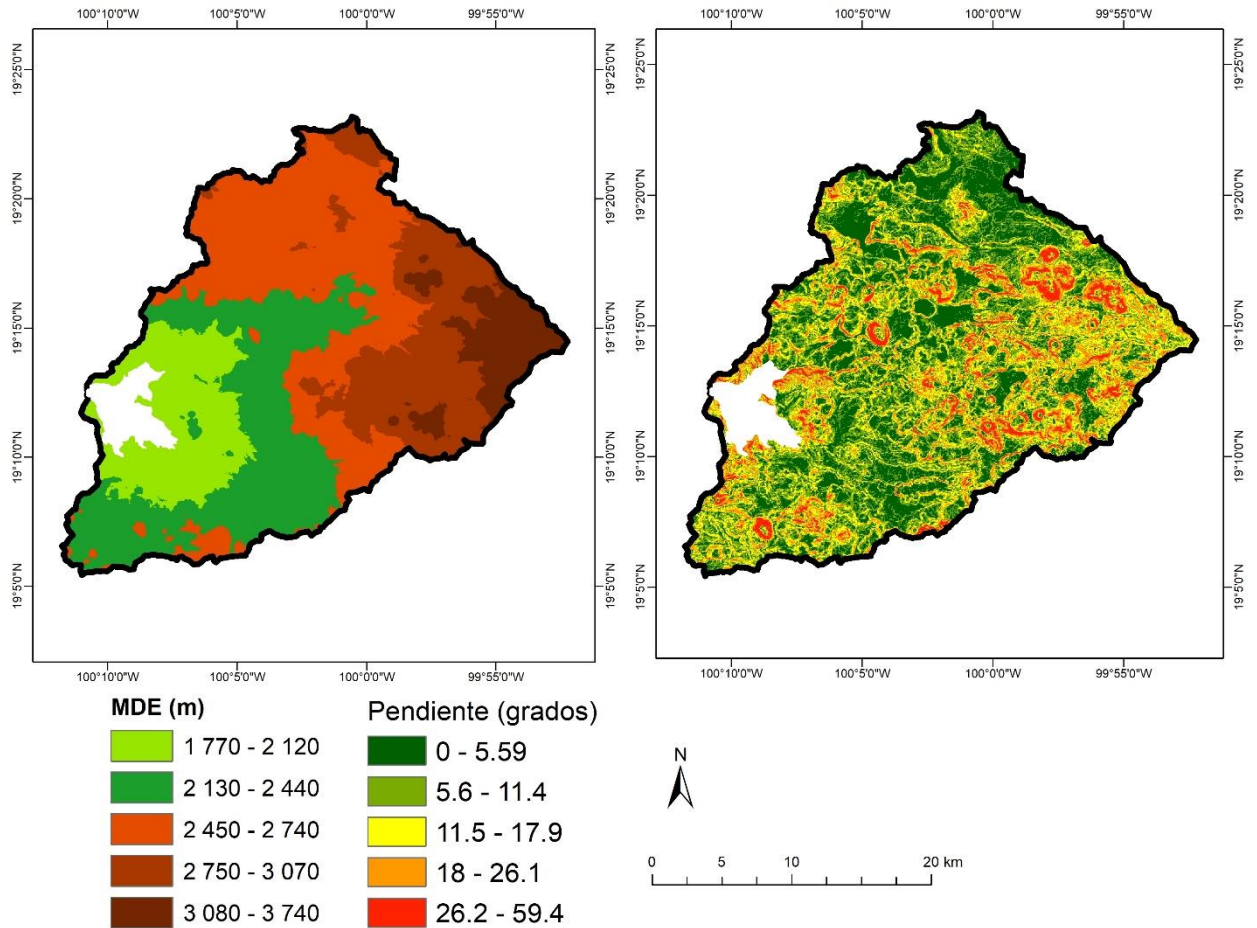


Figura. 3. Características topográficas, MDE (modelo digital de elevación) (MDE reelaborada por el autor a partir de datos de la NASA y USGS, 2000 y pendientes elaboradas por el autor)

## Metodología utilizada

La investigación es de carácter exploratorio, ya que es un tema poco estudiado y de gran complejidad (Fig. 4), por lo que sus resultados constituyen una visión aproximada del fenómeno. La metodología que se propone es novedosa ya que estima la dinámica de nutrientes a través de métodos pedológicos. Para calcular la erosión del suelo y los sedimentos generados, se aplicó el modelo paramétrico de erosión de Morgan, Morgan y Finney (Morgan, 2001), basado en la dinámica de los procesos de erosión, las



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



propiedades del suelo, las características climáticas y las condiciones de uso, lo que permitió evaluar la magnitud de las pérdidas. A continuación, se realizó el cálculo de las trampas de sedimentos en cada píxel mediante el modelo STEP de Verstraeten y Poesen (2001) y posteriormente se aplica la ecuación de Verstraeten y Poesen (2002) para la estimación de los nutrientes acarreados por la erosión de los suelos

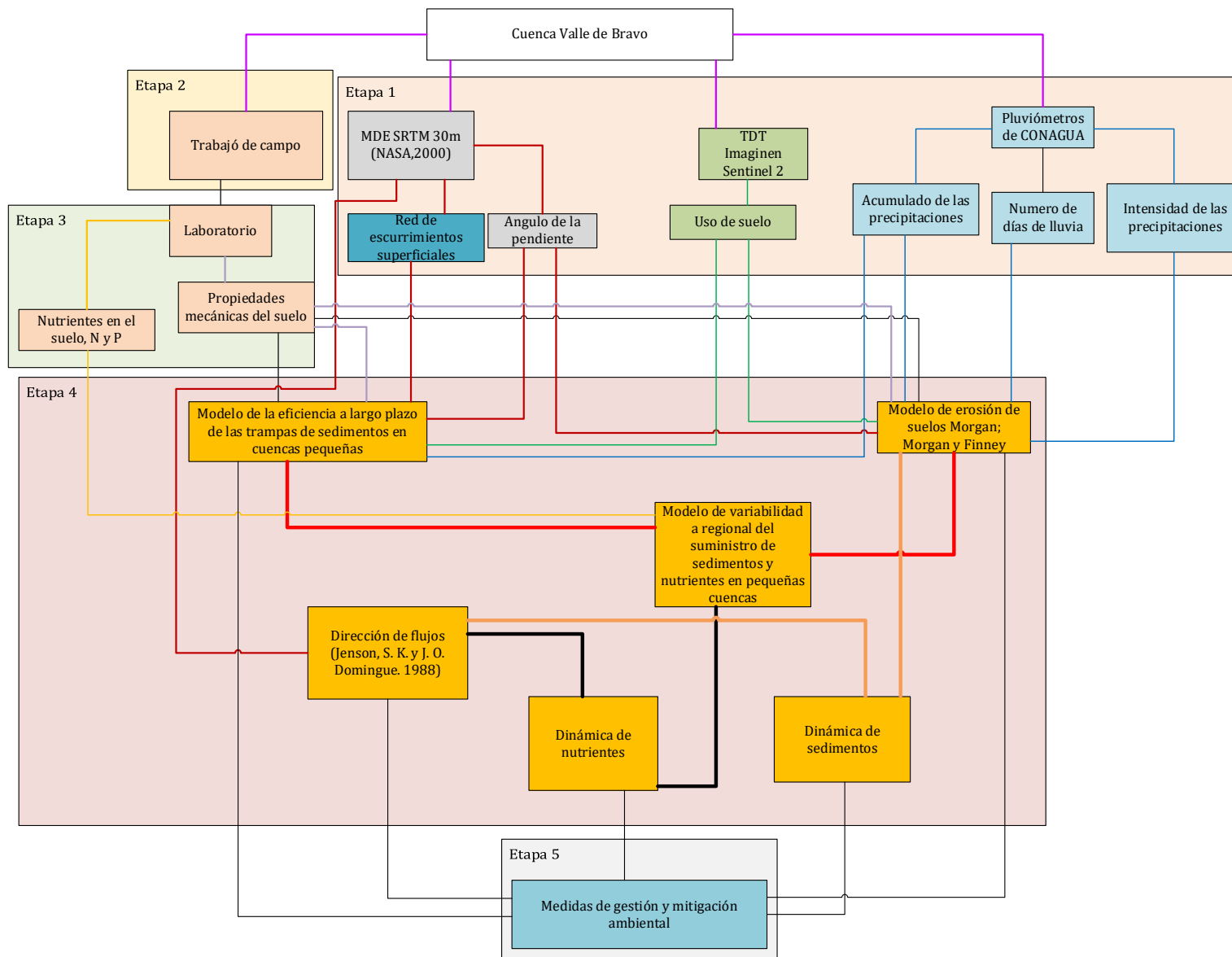


Figura 4. Esquema metodológico (elaborada por el autor)



La realización del estudio, se desarrolló en cinco etapas:

Etapa1: Trabajo de gabinete

- Se levanto la información a través de la teledetección (TDT), red de pluviómetros, modelo digital de elevación (MDE) y bibliografía.
  - TDT: Se utilizará las imágenes Sentinel 2 (Copernicus, 2020), se reclasificarán estas para determinar el uso de suelo con la herramienta *Random Forest classification* del software de SNAP y estos se contrastarán con los resultados de la vegetación obtenida en campo de muestreo de los suelos. Posteriormente, se evalúan estos usos en la tabla de valores para evapotranspiración, factor de cobertura y proporción de intercepción de la lluvia (Morgan, Morgan y Finney, 2001)
  - Pluviómetros: De estos se estimará la intensidad de precipitaciones a través de la curva de Intensidad, Duración y Frecuencia (IDF) (Koutsoyiannis *et al.*, 1998).
  - MDE: De este se estimó la pendiente (Burrough y McDonell, 1998) y los flujos líquidos (Tarboton *et al.*, 1991), en una terminal de Python.

Etapa 2: Trabajo de campo

- Se utilizó un muestreo estratificado este se realizó, determinando unidades de paisajes, donde cada unidad de paisaje diferente tendrá al menos un punto de muestreo (Fig.6). Se determinaron 30 puntos de muestreos, optimizando el tiempo y número de muestra a obtener, al adquirir estas de los lugares más representativos de la cuenca. Las unidades de paisajes se establecieron, utilizando las geoformas, tipos de suelos y vegetación, siguiendo los siguientes supuestos lógicos:

*geoformas*  $\cap$  *tipos de suelos*  $\cap$  *uso de suelos*  $\rightarrow$  *unidad de paisajes*

*unidad de paisaje<sub>b</sub>*  $\approx$  *unidad de paisaje<sub>a</sub>*  $\leftrightarrow$  *características<sub>a</sub>*  $\approx$  *características<sub>b</sub>*

$\therefore$  *unidad de paisaje<sub>b</sub>*  $\equiv$  *unidad de paisaje<sub>a</sub>*

Para la obtención de la muestra de suelo de campo, se abrieron agujeros de 30 cm de profundidad ya que es la profundidad de enraizamiento de la mayoría de los vegetales. (Greenwood *et al.*, 1982). Para después ser procesadas en el laboratorio.

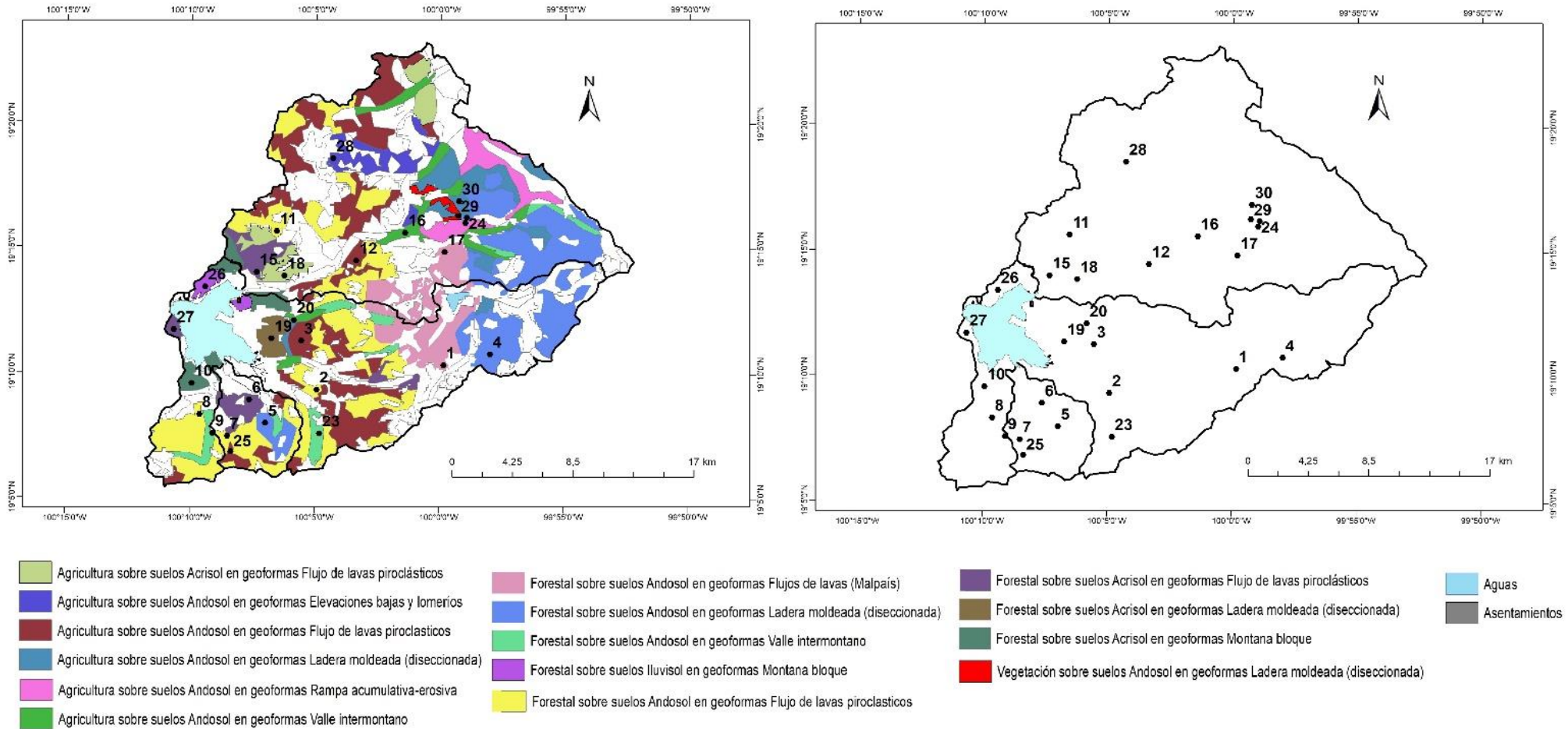


Figura 6. Puntos de muestreos en la cuenca Amanalco-Valle de Bravo, Estado de México, México. Izquierda unidades de paisajes y puntos de muestreos, derecha puntos de muestreos (elaborada por el autor)



### Etapa 3: Trabajo de laboratorio

- Se determino la composición granulométrica y el contenido de Nitrógeno, Fosforo y Potasio de los suelos de acuerdo con la NOM-021-RECNAT-2001.
  - Determinación del N inorgánico por el método Micro-Kjeldahl  
Se utiliza como índice de disponibilidad de nitrógeno en el suelo. Se realizará su evaluación para generar recomendaciones de fertilización. El nitrógeno inorgánico determinado con este procedimiento ha mostrado una alta relación con la respuesta de la planta en estudios de correlación de métodos químicos. Se basa en la extracción del amonio intercambiable por equilibrio de la muestra de suelo con  $KCl_2$  N y su determinación por destilación mediante arrastre de vapor en presencia de MgO.
  - Determinación de textura en el suelo método Bouyoucos  
En el presente método se elimina la agregación debida a materia orgánica y la floculación debida a los cationes calcio y magnesio. No se eliminan otros cementantes como carbonatos. El tiempo de lectura se ha escogido de 40 segundos para la separación de partículas mayores de 0,05 mm (arena) y de 2 horas para partículas de diámetro mayores de 0,002 mm (limo y arena). Estos límites han sido establecidos por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos y se han usado para construir el triángulo de texturas.
  - Determinación de P en el suelo Olsen (alcalino) y Bray (ácidos)  
El método Olsen, es ampliamente utilizado en estudios de fertilidad de suelos para la determinación de fósforo disponible tanto en suelos neutros como alcalinos. El fósforo determinado con este procedimiento ha mostrado una estrecha relación con la respuesta de los cultivos. El fósforo es extraído del suelo con una solución de  $NaHCO_3$   $0.5 \text{ mol L}^{-1}$  ajustada a un pH de 8.5. En suelos neutros, calcáreos o alcalinos, conteniendo fosfatos de calcio, este extractante disminuye la concentración de Ca en solución a través de una precipitación del  $CaCO_3$ , por tanto, la concentración de P en solución se incrementa. En suelos ácidos conteniendo fosfatos de Al y Fe tales como la variscita y estregita, la concentración de P en solución, se incrementa conforme el pH se eleva. Este extractante evita que se presenten reacciones secundarias en suelos ácidos y



calcáreos debido a que el nivel de Al, Ca y Fe se mantiene muy bajo en dicha solución. El nivel crítico va de 10-15 ppm.

Método Bray, es ampliamente utilizado en estudios de fertilidad de suelos para la determinación de fósforo disponible en suelos ácidos. El fósforo determinado con este procedimiento ha mostrado una estrecha relación con la respuesta de los cultivos. La solución extractora de P consiste de una combinación de HCl y  $\text{NH}_4\text{F}$  la cual remueve formas de P ácido-solubles como los fosfatos de calcio y una porción de fosfatos de aluminio y hierro. El  $\text{NH}_4\text{F}$  disuelve los fosfatos de aluminio y de hierro al formar un ion complejo con estos iones metálicos en solución acida. El nivel crítico va de 25-30 ppm.

Los datos de granulometría, se evaluaron en la tabla de valores para contenido de humedad del suelo a capacidad de campo, densidad aparente de la capa superior del suelo, cohesión de la superficie del suelo y índice de desprendimiento del suelo (Morgan, Morgan y Finney, 2001). Los datos de los contenidos de N, P y los estimados por la granulometría, se interpolarán por el método geoestadístico de kriging para toda la superficie de la cuenca (Matheron, 1976).

#### Etapas 4 Procesamiento de los datos y corrida de los modelos

- Se procesaron en diferentes plataformas informáticas, terminales de Python y ArcGis.
- Se utilizaron tres modelos y una ecuación, uno para cuantificar las pérdidas de los suelos (Morgan, Morgan y Finney, 2001) MMF, el segundo para determinar la trampa de sedimentos (Verstraeten y Poesen, 2001), un tercer lugar se utiliza una ecuación para calcular la tasa de nutrientes que acarrea el suelo perdido (Verstraeten y Poesen, 2002) y el último lugar uno para conocer la dirección de flujo (Jenson y Domingue. 1988).
- Se estimó el sesgo de las interpolaciones y clasificación de la vegetación por el método del error cuadrado medio (RMSE) (Willmott y Matsuura, 2006), este indica el ajuste absoluto del modelo a los datos, cuán cerca están los puntos de datos observados de los valores predichos del modelo, a valores más bajos de RMSE indican mejor ajuste. Su formulación es:



$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n (y_j - \hat{y}_j)^2}$$

Donde:  $y_j$ ; valor real;  $\hat{y}_j$ ; valor real;  $n$  total

*Modelo de erosión MMF*

Morgan y *et al.*, (1984) presentaron un modelo empírico simple para predecir la pérdida anual de suelo en pendientes, que fue actualizado por Morgan (2001). Utilizaron los conceptos propuestos por Meyer y Wischmeier (1969), para proporcionar una base física más sólida que la del modelo *Universal Soil loss Equation* (Wischmeier y Smith, 1960). De esta forma, además de mantener las facilidades de un enfoque empírico, se expresaban mejor las características del proceso erosivo que se dividió en dos fases: una hídrica y otra de sedimentos. La Fig. 5 muestra el diagrama de flujo general del modelo.

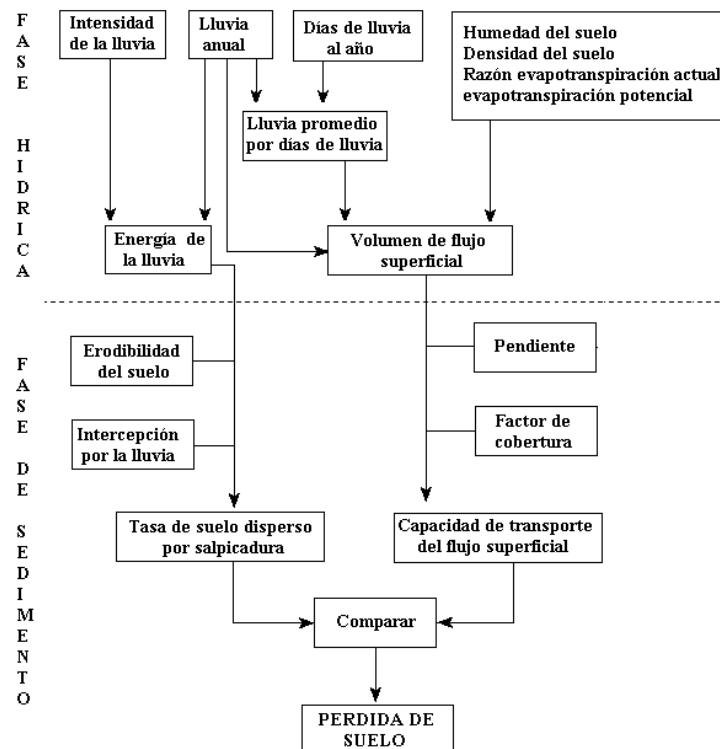


Figura 5. Diagrama de flujo del modelo MMF (Morgan *et al.*, 1984, Morgan, Morgan y Finney, 2001)



### Fase hídrica

En ella, la erosión del suelo es el resultado de la desagregación de las partículas debido a la erosión por impacto y el transporte de las mismas por el flujo superficial por ello se necesita estimar la energía cinética del impacto de la lluvia (E) y el volumen de flujo superficial (Q)

$$E = R (11.9 + 8.7 \log_{10} I) \quad (5)$$

donde:

E = energía cinética de la lluvia ( $J m^{-2}$ ) (Wischmeier y Smith, 1958)

I = valor típico de la Intensidad de Lluvia para climas tropicales ( $mm h^{-1}$ )

$$Q = R \exp(-R_c / R_o) \quad (6)$$

$$R = 1000 \cdot MS \cdot BD \cdot RD (E_T / E_0)^{0.5} \quad (7)$$

$$R_o = R / R_n$$

donde:

Q = volumen del flujo superficial (mm)

R = cantidad de lluvia anual (mm)

R<sub>c</sub> = valor crítico de almacenamiento de humedad.

R<sub>o</sub> = lluvia promedio de los días de lluvia al año ( $mm día^{-1}$ )

MS = humedad del suelo (%)

BD = densidad del suelo ( $kg m^{-3}$ )

RD = profundidad de enraizamiento (m)

E<sub>T</sub> = evapotranspiración actual

E<sub>0</sub> = evapotranspiración potencial

### Fase de sedimentos

En esta fase se evalúa la tasa de suelo disperso por salpicadura (F) y por la capacidad de transporte del flujo superficial (G) mediante las ecuaciones siguientes:



$$F = K(Ee^{-aA})^b \cdot 10^{-3} \tag{9}$$

donde:

- F = partículas movilizadas por salpicadura (kg m<sup>-2</sup>)
- K = Índice de desprendimiento del suelo (g J<sup>-1</sup>)
- E = energía cinética de la lluvia (J m<sup>-2</sup>)
- A = factor de intercepción por la lluvia

$$G = CQ^d senS \cdot 10^{-3} \tag{10}$$

donde:

- G = capacidad de transporte del flujo superficial (kg m<sup>-2</sup>)
- C = factor de vegetación
- Q = volumen del flujo superficial (mm)
- S = pendiente (grados)

Valores de exponente: d = 2,0

La predicción final de la pérdida de suelo se realiza comparando los valores obtenidos para la capacidad de transporte del flujo superficial. (G) y para la remoción por salpicadura (F). El más bajo de ellos se toma como la tasa de pérdida anual de suelo (Morgan, Morgan y Finney, 2001).

*Ecuación para el cálculo de nutrientes*

Una vez estimada la tasa de erosión de suelo, se pasa a la fase de nutrientes para esta se cartografía las subcuencas de la cuenca, ya que el modelo está concebido para cuencas pequeñas.

La ecuación para el cálculo de nutrientes: "Variabilidad a escala regional de la entrega de sedimentos y nutrientes en pequeñas cuencas agrícolas" (Verstraeten y Poesen, 2002). Esta es una metodología empírica que permite predecir la concentración de nutrientes en el volumen de sedimento erosionado, siempre y cuando se conozca la cantidad de nutrientes que tiene el suelo de donde este provenía

$$NE = \int_{a_0}^a (SV \cdot dBD \cdot NC) dx$$



$$a = \frac{1}{10 \cdot A \cdot NTE}$$

$$NE = \int_0^a (SV + dBD + NC) dx = \sum_{i=1}^n \frac{SV_i \cdot dBD_i \cdot NC_i}{10 \cdot n \cdot A \cdot NTE} \quad (8)$$

$$NE_i = \int_{-a}^a (SV + dBD + NC) dx = \frac{((\sum_{i=1}^n SV_i \cdot dBD_i \cdot NC_i) + (SV_{i-1} \cdot dBD_{i-1} \cdot NC_{i-1}))}{10 \cdot n \cdot A \cdot NTE} \quad (9)$$

$$SV_{i-1} = SV_{upper\ basin} * NTE_{upper\ basin} \quad (10)$$

$$NC_{i-1} = \frac{NE_{i-1} \cdot 10^6}{d \cdot \rho} \quad (11)$$

Donde:

*NE*: Exportación de nutrientes (kg·ha<sup>-1</sup>·yr<sup>-1</sup>)

*SV*: Volumen de la acumulación de sedimentos (m<sup>3</sup> yr<sup>-1</sup>)

*dBD<sub>i</sub>* : Densidad del suelo en la muestra (Mg·m<sup>-3</sup>)

*NC<sub>i</sub>* : Contenido de nutrientes de la muestra *i* (ppm) asociados al sedimento

*NTE* : Eficiencia de la trampa de nutrientes de la cuenca (%)

*A* : Área de la cuenca (ha)

*SV<sub>i-1</sub>* : Cantidad de sedimentos en la cuenca alta (t)

*NC<sub>i-1</sub>* : Cantidad de nutriente en la cuenca alta (ppm)

*d* : Profundidad del suelo (m)

*ρ* : Densidad del suelo (mg·kg<sup>-1</sup>)

*dBD<sub>i-1</sub>* : Densidad del suelo en la cuenca alta (Mg·m<sup>-3</sup>)

*NE<sub>i-1</sub>* : Exportación de nutrientes de la cuenca alta (kg·ha<sup>-1</sup>·yr<sup>-1</sup>)

NTE=Modelo de la eficiencia a largo plazo de las trampas de sedimentos en cuencas pequeñas (Verstraeten y Poesen, 2001)

$$S_d^j = V^j \cdot C^j \left( 1 - e^{\left(1 - \frac{vs}{5.6} \cdot \Delta t\right)} \right)$$



$$Q_i = S_d^j + Q_e$$

$$Q_e = MMF$$

$$NTE = \left( \frac{Q_e}{Q_i} \right) \cdot 100$$

Donde:

$S_d^j$  = deposición de sedimento (t) de la cuenca j

$V^j$  = Caudal de punta (Qp)  $m^3 s^{-1}$  de la cuenca j

$C^j$  = concentración de sedimento en la cuenca (m) (Gray y Simoes, 2008)

$v_s$  = velocidad de sedimentación de las partículas (Dietrich 1982)

$t$  = tiempo

$Q_i$  = Cantidad de sedimento que entra en la cuenca (t)

$Q_e$  = Cantidad de sedimento que se exporta (t)

#### *Estimar la dirección del flujo*

- Modelo para la estimación de la dirección de flujo (Jenson y Domingue. 1988) La primera fase de análisis es una fase de acondicionamiento que genera tres conjuntos de datos: el DEM original con depresiones rellenas, un conjunto de datos que indica la dirección del flujo para cada celda y un conjunto de datos de acumulación de flujo en el que cada celda recibe un valor igual al número de celdas que drenan hacia ella.

#### Etapa 5 Representación, análisis de los resultados y propuesta de medidas

- Se realizó la cartografía temática de factores en ArcGis, gráficos y tablas con base de apoyo para representación de los resultados de la investigación.
- Se caracterizó y diagnosticaron los sectores que aportan mayor cantidad de sedimentos y nutrientes a la presa Valle Bravo por erosión hídrica.
- Se propusieron posibles medidas de mitigación a los principales problemas encontrados.



## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este capítulo se exponen los resultados obtenidos y se discute su alcance. Primero se aborda la estimación de la erosión y los mecanismos que más influyen en esta. Prosiguen los resultados de la estimación de la dinámica de nutrientes dentro de la cuenca, características y patrón espacial. Luego se presentan los costos que implica esta pérdida de nutrientes en estos suelos. Se finaliza con principios que se deben tomar para la gestión de tierra en la cuenca de la presa de Valle de Bravo.

### Intensidad de las precipitaciones

Una de las variables necesarias y que influyen en la erosión de los suelos es la intensidad de las precipitaciones, estas se estimaron a partir de las curvas IDF (intensidad, frecuencia y duración) (Fig.7) de los datos de pluviosidad de la red de pluviómetros del Servicio Meteorológico Nacional, existentes en la cuenca. Se tomo la serie de tiempos de 2001- 2018.

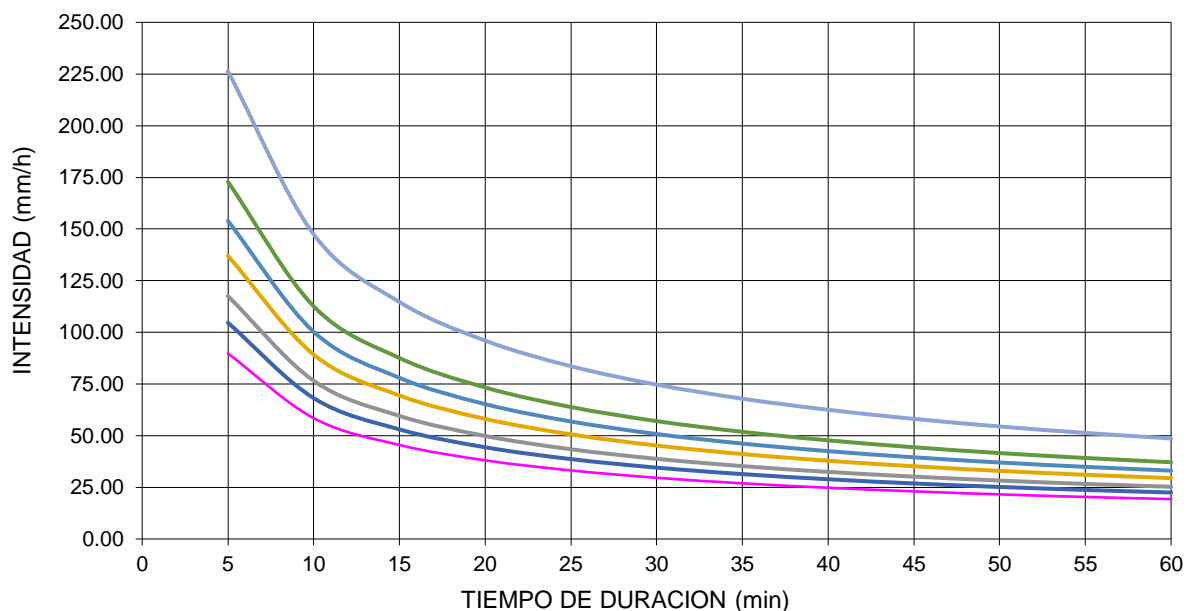


Figura. 7. Curvas IDF, estimada de los Pluviómetros, 00015005, 00015130, 00015165, 0015354, 00015368 (elaborada por el autor)



Tabla. 4. Tabla de intensidades de precipitaciones -Tiempo de duración en la cuenca  
Amanalco-Valle de Bravo

Frecuencia años	Duración en minutos											
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60
2	89.78	58.47	45.49	38.07	33.16	29.62	26.93	24.79	23.05	21.59	20.36	19.29
5	104.68	68.16	53.04	44.39	38.66	34.54	31.39	28.90	26.87	25.18	23.73	22.49
10	117.56	76.55	59.57	49.85	43.42	38.79	35.26	32.46	30.18	28.28	26.66	25.26
25	137.06	89.25	69.45	58.12	50.62	45.22	41.11	37.85	35.19	32.97	31.08	29.45
50	153.93	100.24	77.99	65.27	56.86	50.79	46.17	42.51	39.52	37.02	34.90	33.07
100	172.88	112.58	87.60	73.31	63.85	57.04	51.85	47.74	44.38	41.58	39.20	37.14
500	226.37	147.41	114.70	95.99	83.61	74.69	67.89	62.51	58.11	54.45	51.33	48.64

De estas curvas presentada en la Fig. 7 y Tabla 4, se puede extraer que la intensidad más frecuente de precipitación en la cuenca en una hora es de 19.29 mm hr<sup>-1</sup>, resultado que es similar a las intensidades para las regiones templadas, de acuerdo a lo señalado por Morgan *et al.* (2001).

### Uso de suelos

El uso de suelo se cartografió, de la imagen satelitales Sentinel- 2 (S2A\_MSIL2A\_20201227T170721\_N0214\_R069\_T14QLG\_20201227T193445), tomada el 27 de diciembre del 2020. La reclasificación se realizó a través de algoritmo *Random Forest Classifier*, proporcionado por el software SNAP, resultando un RMSE de 0.27 (Tabla. 5). El uso de suelo predominantes es de la categoría forestales (Fig. 8), seguido por los cultivos, siendo menores los usos urbanos y cuerpos de aguas concentrándose estos en la parte baja de la cuenca.

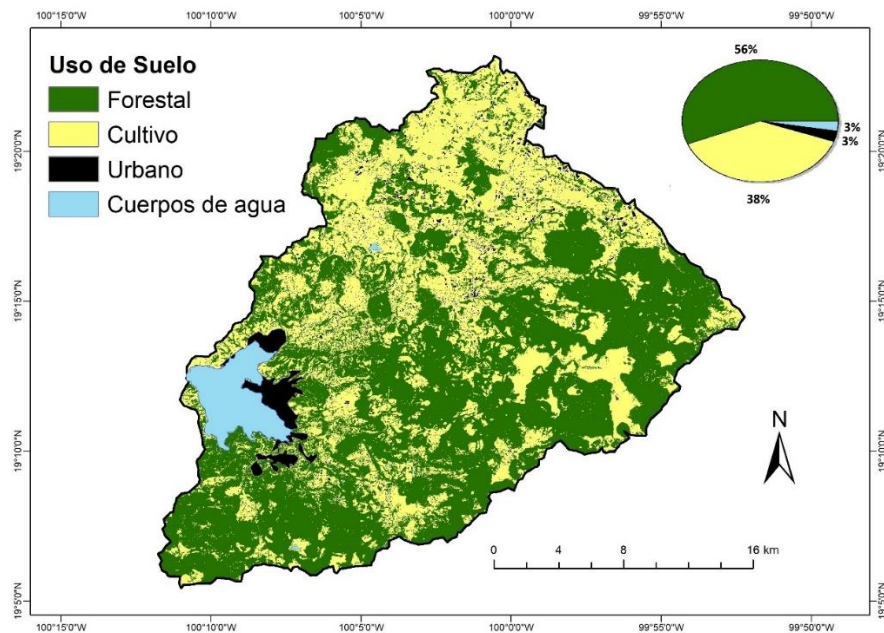


Figura 8. Uso de suelos de cuenca Amanalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).

### Propiedades físicas de los suelos

La textura se determinó en el laboratorio se muestran en Anexo I (Fig. 9), para determinar estas clases texturales, se interpolaron los porcentajes de partículas ( $RMSE=0.5$ ), para después ser interpretado en el triángulo de las texturas del USDA (Thien, 1979). A partir de estas se estimaron las variables MS, BD, K, y se interpolaron para toda la cuenca Fig. 10 ( $RMSE_{MS}= 0.1$ ;  $RMSE_{BD}=0.1$ ;  $RMSE_K= 0.1$ ; Tabla 5.). La textura predominante son las francos y franco arenosa. Estas son texturas que son muy erodables, producto que no poseen el peso de las texturas gruesas como las arenas impidiendo ser movilizadas por el escurrimiento débil o la interacción de enlaces eléctricos entre las partículas arcillosas para ser dispersadas por el impacto de la gota de lluvia (Morgan,2005; Brady y Weil, 2014). Por otro lado, estas texturas francas tienden a ser buenas para usos agronómicos, ya que tienen la capacidad de acoger a mayores tipos de cultivos al poseer un buen balance entre aeración, almacenamiento de la humedad e intercambio catiónico (Rabot *et al.*, 2018).

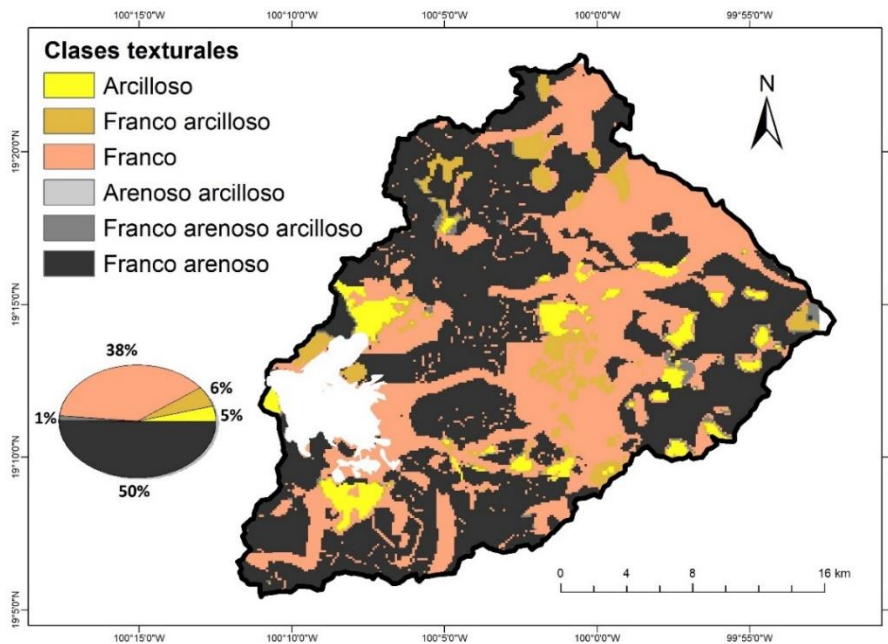


Figura 9. Clases texturales de los suelos de cuenca Amanalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).

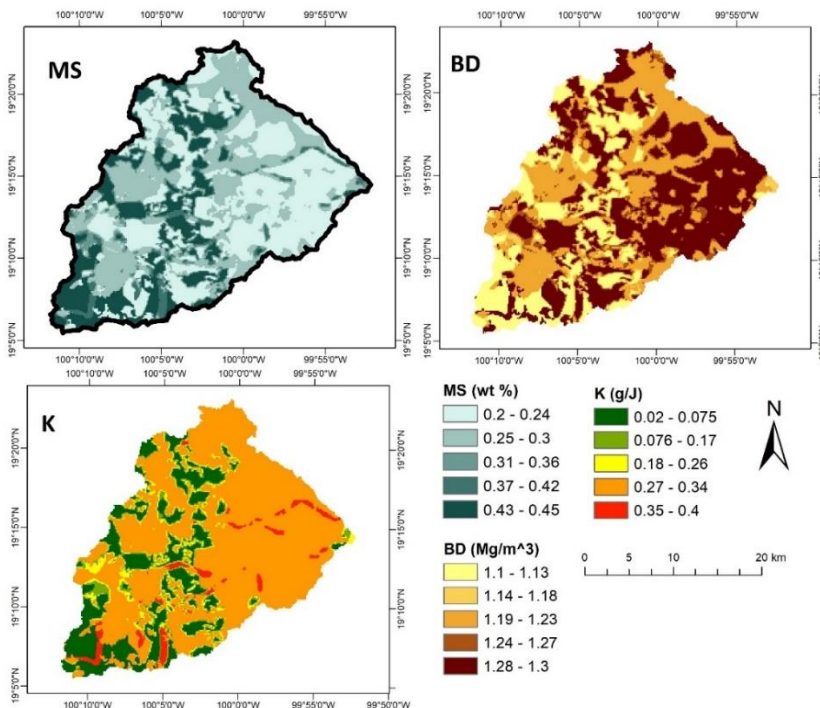




Figura. 10. Variables físicas, estimada desde la textura. Humedad del suelo en la capacidad de campo (MS), la densidad aparente de la capa superior del suelo (BD), Índice de desprendimiento del suelo(K) (elaborada por el autor).

### **Contenido de nutrientes de los suelos**

La concentración de nutrientes (Fig. 12; RMSE=0.51), respecto al N en el suelo de la cuenca va de muy baja a muy alta, siendo los valores medio y alto los más representativos de la superficie -34 % media - 47 % alta- (Bruce y Rayment, 1982; Hazelton y Murphy, 2016). Siendo estas las concentraciones altas en suelos francos arenoso y francos, bajo cobertura boscosa, y las concentraciones medias en uso de suelos principalmente agrícola. Estos resultados son acordes con los de Singh y *et al.* (2009) y Tecimen (2017), donde se estimó que el cambio de cobertura de agrícola a forestal causa un aumento de un 39% en el nitrógeno del suelo y también es consecuente con los de Meena y *et al.* (2018) donde estimo que la cobertura forestal presenta 1.18 veces más nitrógeno que la agrícola y esta ultima 1.09 veces más con respecto a otro uso comercial.

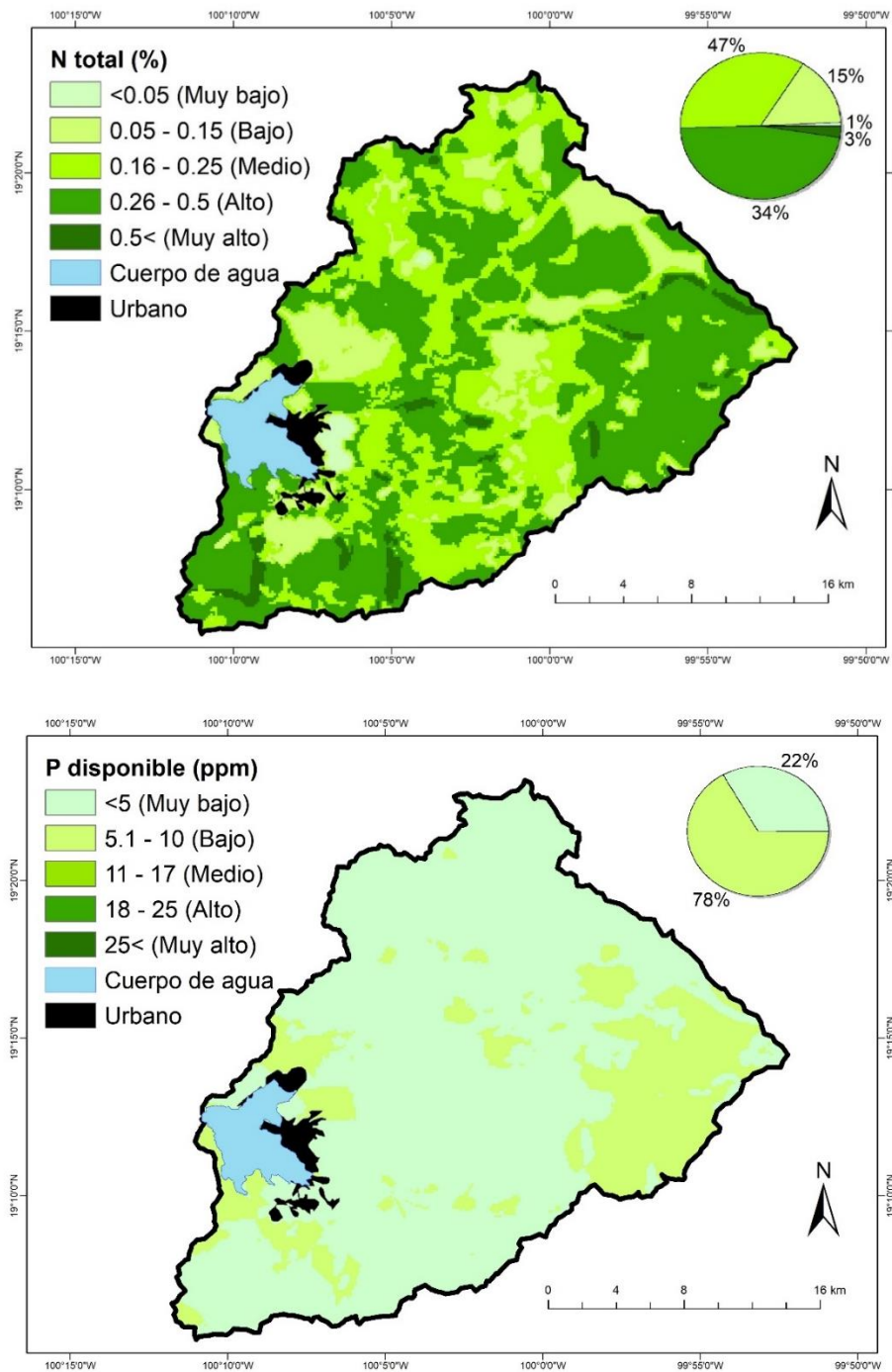


Fig. 11. Contenido de nutrientes (nitrógeno y fosforo) de los suelos de cuenca Amanalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).



La concentración de P (RMSE=0.6), disponible se clasifica de muy baja a baja ocupando el 22% y 78 % de la superficie respectivamente (Fig. 11) (Holford y Cullis, 1985; Hazelton, y Murphy, 2016). Estos valores bajos se deben a el pH ácido de los suelos provenientes de un material parental de origen volcánico (Borie *et al.*, 2019). La consecuencia de este pH bajo es la liberación del  $Al^{+3}$  de la estructura cristalina de los aluminosilicatos, ya sea por paso de estructuras 1:2 a 1:1 o por inestabilidad y su comportamiento anfótero, esta liberación de aluminio tiende hacer enlaces con el fósforo disponible ( $HPO_4^{-2}$  o  $H_2PO_4^{-}$ ) creando compuesto aluminiofosfatos ( $AlPO_4$ ), el cual no es soluble en agua y no se libera al medio hasta alcanzar valores de pH elevados (Borie *et al.*, 2019).

Tabla. 5. Errores de las estimaciones de las interpolaciones.

	Uso Suelo	Textura	K	BD	MS	N	P
Número de muestras	12	30	30	30	30	30	30
RMSE	0.27	0.57	0.11	0.08	0.102	0.51	0.60

### **Erosión de suelos**

La erosión media anual estimada fue de  $0,2 \pm 0,1 t \cdot ha^{-1}$  (Fig. 10), clasificada como muy baja según Geler (2000), siendo la capacidad de transporte del flujo de superficie el factor limitante de la erosión. Las bajas tasas son el resultado de la cobertura boscosa que posee y la desigual distribución pluvial como lo sugieren autores Piacentini *et al.* (2018) y Chen *et al.* (2018), siendo las zonas en donde se encontró la mayor acumulación, más propensas al escurrimiento, a consecuencia de que esta pueda vencer la capacidad de infiltración del suelo (Nearing, 2017).

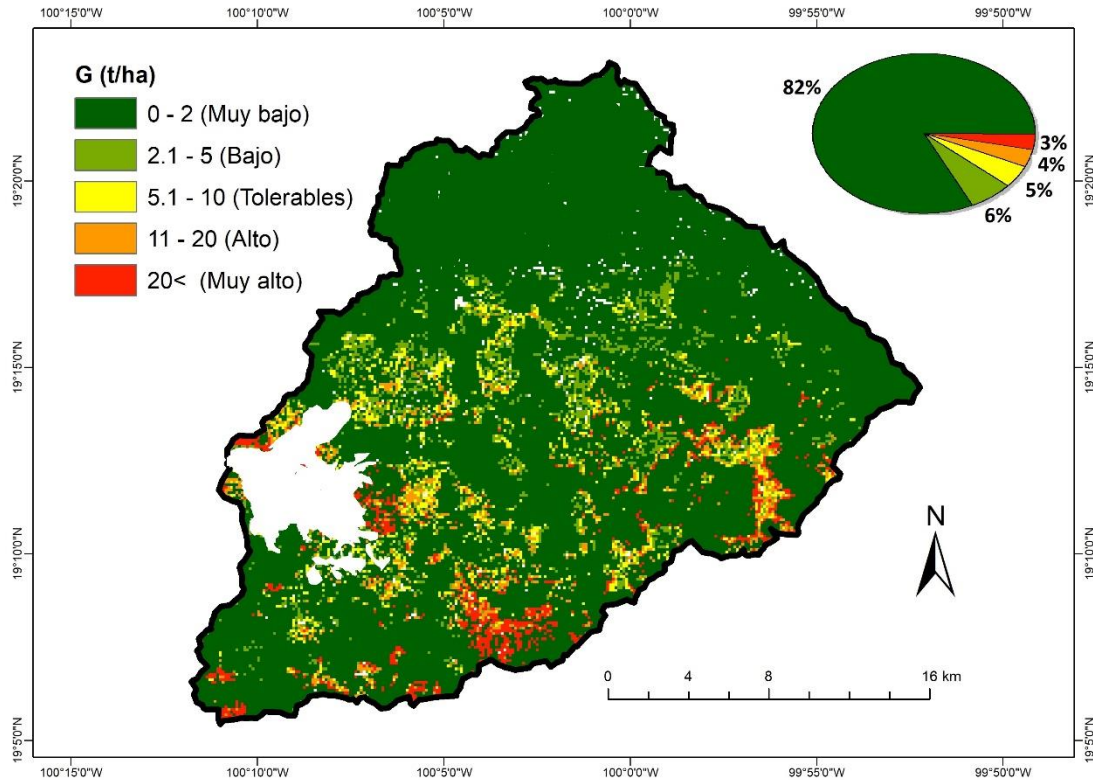


Figura 10. Capacidad de transporte del flujo de superficie (G) de cuenca Amanalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).

Las tasas de erosión clasificadas como muy alta (Fig. 10), se estimaron en los sectores de los cultivos, donde la precipitación fue superior a los 1119 mm, pendiente media de 14 grados y la textura del suelo predominante franca. En los cultivos se puede producir una escorrentía fugaz al aumentar el tamaño de las gotas de lluvia en sus hojas; lo que logra depósitos de agua en los puntos de goteo, capaces de producir acumulaciones que eventualmente pueden superar la capacidad de infiltración (De Ploey 1982, Herwitz 1986, Armstrong y Mitchell 1987), sumado este fenómeno a la alta pluviosidad y la textura franco está siendo la más susceptible a los diferentes agentes erosivos (Mosavi *et al.*, 2020; Li *et al.*, 2019). Las áreas clasificadas como altas, se encuentran de manera de transición entre las zonas clasificadas de muy alta y medias por el cambio de textura de franco a franco arenoso, o a causa de la disminución de la pendiente, sobre mismo tipo de uso. En los lugares donde no está presente esta transición, siendo el alto el mayor



nivel de erosión, es producto de la coincidencia espacial entre suelo franco, uso agrícola, pero pendientes menores que la de las zonas clasificadas de muy altas (10 grados).

Las áreas clasificadas como tolerables, se ubican en los enclaves de uso agrícola. Donde coexiste valores medios de las variables climáticas y pedológicas, no siendo ninguna, preponderante sobre las otras y tampoco estas ejerciendo una presión muy fuerte. Estos valores ocurren mayormente sobre suelos con una textura franco arenosa, la precipitación más común fue de 1254mm siendo la mínima de 987mm y máxima de 2000mm, con una pendiente media de 9.3 grados.

Las áreas con valores bajos de erosión son áreas indistintas del uso de suelo, donde los valores de precipitación se encuentran por debajo de los 1600mm, textura predominante franco arenoso, pendiente media de 7.8 grados.

Las zonas clasificadas con valores muy bajos de erosión son de uso forestal (Fig. 8), esto es producto de bajo nivel de labranza, lo que les da un alto grado de rugosidad y disminuye la velocidad del flujo superficial, que está fuertemente determinado por la morfología y densidad de las plantas (Ree, 1949). En estas zonas de bosque, la red de raíces no sólo influye en la rugosidad, sino que también proporciona una retención efectiva del suelo (Bronick y Lal, 2005). Estas regiones forestales, se encuentra principalmente distribuida sobre las zonas de laderas, gracias a esto la pendiente no es una variable que ejerza mucha influencia en la remoción superficial de partículas actualmente en la cuenca.

### **Trampa de nutrientes**

La trampa de nutrientes (Fig. 11) es una de las variables más importantes a la hora de determinar la dinámica de estos, ya que estas son las que regulan, la densidad superficial con la que estos emigran dentro de la cuenca.

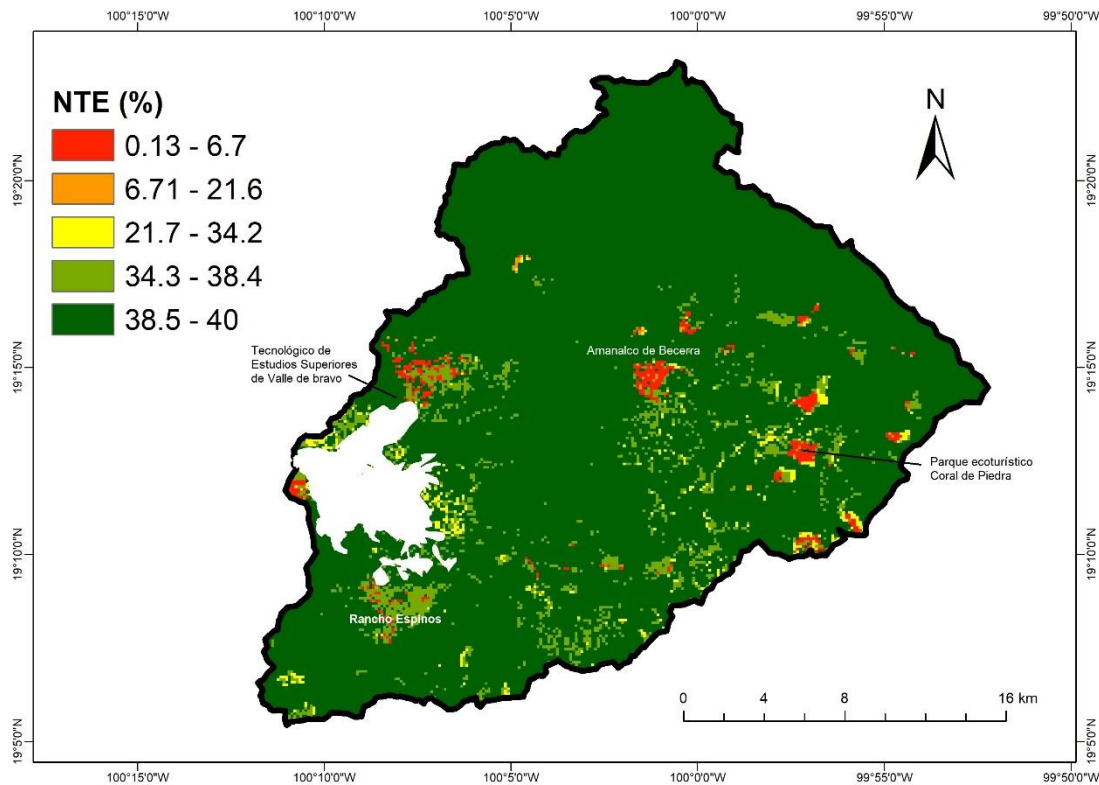


Figura. 11. Trampa de nutrientes (NTE) de cuenca Amalcalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).

La cuenca en general presenta una gran capacidad para retener sus nutrientes esto es debido en su mayoría a la textura de sus suelos y la cubierta forestal. Las áreas donde las trampas son ineficientes es debido a la composición mecánica de los suelos, que son principalmente de textura arcillosa, ya que las fracciones con diámetros  $< 0,01$  mm requieren más energía para ser suspendidas (Kjaergaard *et al.* 2004), pero una vez suspendidas, sólo requerirán flujos débiles para su transporte y cuanto más débiles sean éstas, más finas serán las fracciones (Hjulstrom, 1935; Derruau, 1991).

Por lo tanto, esta fracción no sedimenta hasta que llega al mar o lugares donde la composición química del fluido las haga precipitar, principalmente las sales que actúan como un electrolito débil, estos resultados se corroboran con los Hjulstrom (1935), Derruau (1991) y Febles y *et al.* (2020).



## Flujos de nutrientes y sedimentos

El resultado de la emigración cuenca abajo en un año de los sedimentos y los nutrientes ligados a este, estimados por el modelo MMF, la ecuación de Verstraeten y Poesen (2002) y las trampas de sedimentos; siguiendo la lógica propuesta por Tarboton y *et al.* (1991), da el flujo global de sedimentos y nutrientes en la cuenca por año (Fig. 12).

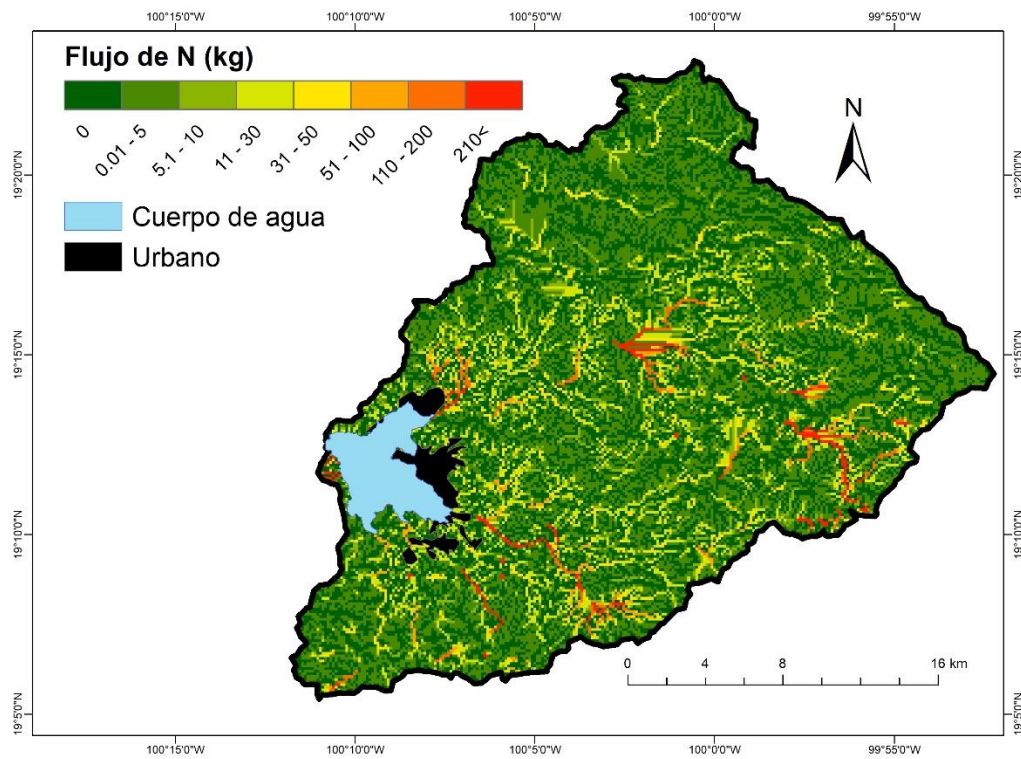
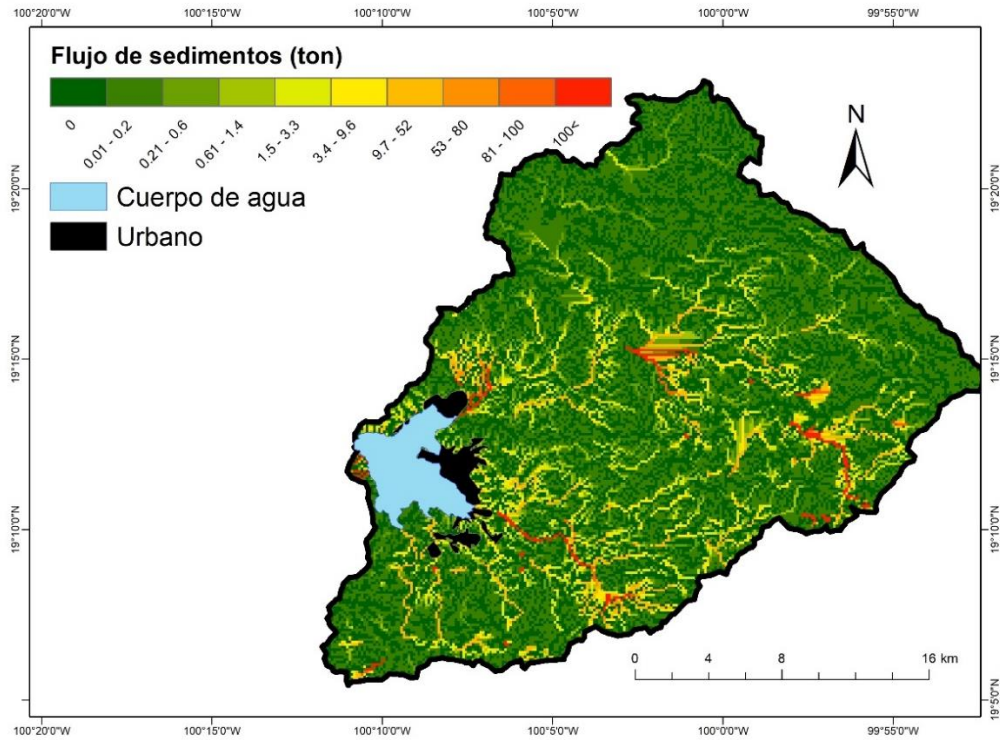
La red de flujos más intensos comienza donde las trampas son más ineficaces o donde los valores de erosión son más altos. El flujo medio por año de sedimento en toda la cuenca es de 16 toneladas. La suma de todos los flujos de transporte superficial de las laderas de la cuenca, que llegan a la masa de agua, es de unas 1'623,000 toneladas al año (Tabla 6). Esto representa sólo el 0,3% de la sedimentación anual de la presa, que tiene una capacidad de unos 457 hm<sup>3</sup> (IMTA, 2012). En el caso del N este flujo medio es de 24 kg al año y la adición de todos los flujos de las laderas que drenan hacia la presa, es de unas 53 toneladas año (Tabla 6). Esta masa de nitrógeno representa una entrada de 119 µg·L<sup>-1</sup> al año que según la UNECE (1994); CNEPA (2002), OECD (2007); clasificaría como calidad de agua Clase I, como oligotrófica según Yang y *et al.* (2008). El P posee un flujo medio anual de 2.4 kg al año y la agregación de todos estos flujos que vierten de la cuenca al espejo de agua es de 8.6 toneladas al año (Tabla 6). Estos representan un ingreso de 19.2 µg·L<sup>-1</sup> al año, clasificándose según la UNECE (1994) como Clase II; CNEPA, (2002) y OECD (2007) como Clase I y como moderadamente eutrófica según Yang y *et al.* (2008).

Tabla 6. Influencia de los flujos en el cuerpo de agua de la cuenca de la presa Valle de Bravo.

	<b>Flujo medio</b>	<b>Arribo a la presa</b>	<b>Azolve o concentración</b>	<b>Calidad del agua*</b>
Sedimentos	16 t·año <sup>-1</sup>	16·10 <sup>5</sup> t·año <sup>-1</sup>	0,3%	-
Nitrógeno total	24 kg·año <sup>-1</sup>	53 t·año <sup>-1</sup>	119 µg·L <sup>-1</sup> ·año <sup>-1</sup>	Clase I, oligotrófica
Fósforo	2.4 kg·año <sup>-1</sup>	8.6 t·año <sup>-1</sup>	19.2 µg·L <sup>-1</sup> ·año <sup>-1</sup>	Clase I o II, moderadamente eutrófica

\* La Clase I es un sistema acuático natural prácticamente inalterado. Las aguas de esta clase de uso admiten todos los usos previstos

\*La Clase II es un agua con una calidad que soportará adecuadamente todos los usos, incluido el buen funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. Los métodos de tratamiento sencillos serán suficientes para la preparación del agua potable.



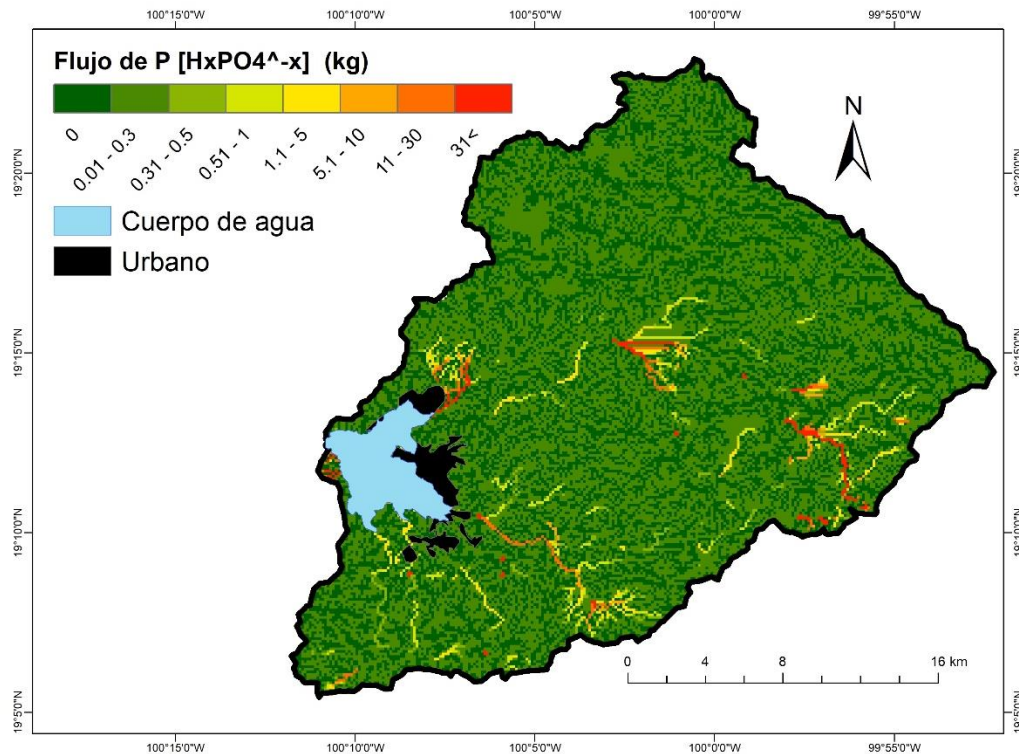


Figura 12. Flujos de sedimentos y nutrientes de cuenca Amanalco-Valle de Bravo (elaborada por el autor).

Los bajos porcentajes de sedimentación obtenidos (Tabla 6) se deben, además de las causas comentadas anteriormente (erosión y NTE), a que el embalse tiene una topografía de pendientes heterogéneas cuyo efecto es impedir la concentración de fluidos. Junto con una cobertura forestal del 56%, distribuida espacialmente como barrera entre las partes superior e inferior de la cuenca. Otro aspecto de esta configuración heterogénea de las laderas es la escasa longitud de las mismas, que hace que los volúmenes de sedimentos disminuyan por superficie. Estos factores limitan la energía cinética del agua, lo que proporciona un escenario ideal para bajos volúmenes de sedimentación.

### Costo del recurso suelo

La tierra, en la agricultura, resulta ser el activo individual más significativo. La degradación del suelo es un fenómeno relevante en la actividad agropecuaria, y como tal, contabilizarlo es necesario. Los efectos negativos de un suelo degradado, sobre la economía, son más severos



en los países que más dependen de la agricultura y no cabe duda que el sector agropecuario es uno de los más significativos de la actividad económica.

Para una correcta estimación de su devaluación se debe tener en cuenta la cantidad de formas en la que su puede encontrar el fenómeno de degradación, porque es común que subsistan más de una en una misma zona geográfica, estas pueden ser: extracción excesiva de los nutrientes, la saturación de sales, la contaminación con productos químicos, la erosión del suelo, la degradación de la vegetación, la tala de los bosques para tierra de cultivo, utilización de agua, etc. Este proceso de degradación de suelo causa un descenso en la capacidad productiva de la tierra, disminuyendo los rendimientos potenciales; esta disminución debe ser reflejada por la contabilidad en los estados contables. (Scherr,y Yadav, 2002)

Por lo complejo de la realización de estimar la depreciación del recurso suelo, en esta investigación solo daremos una aproximación a los costos producidos por la exportación de nutrientes provocado por la erosión hídrica de los suelos de la cuenca. En la estimación de estos se utilizó el valor de los fertilizantes en el mercado (Tabla 7). El valor máximo de costos se registrado es de 20 620 MXN ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> [1000 USD ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>] para el N (Fig. 13), este valor en comparación con otras investigaciones se puede clasificar como muy alto (187, 110 y 75 USD ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> [3 855.94, 2 268.2, 1 546.5 MXN ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>] de Nitrógeno (Zazo *et al.*, 2011); 180 € ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>, [4407.29 MXN ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>] de Nitrógeno y Fosforo (Martínez-Casasnovas y Ramos, 2006); 100 USD ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup> [2 062 MXN ha<sup>-1</sup>.yr<sup>-1</sup>] de Nitrógeno y Fosforo (Pimentel *et al.*, 1995)), pero este solo representa menos del 1% de la superficie de la cuenca, siendo los valores predominantes bajos y muy bajos (10 pesos a 20 620 MXN ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>). En el caso del Fosforo los rangos fueron de 0.2 – 433 MXN ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (0.01 – 21 USD ha<sup>-1</sup>.año<sup>-1</sup>), ocupando el 94% de la superficie valores en el rango de centavos, coincidente estos costos con los valores bajos estimados de erosión hídrica de los suelos.

Tabla 7. Valor de los fertilizantes en el mercado internacional.

<b>Tipo de fertilizante</b>	<b>1t de Urea (CH<sub>4</sub>N<sub>2</sub>O)</b>	<b>1t de Fosforita (Ca<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>)</b>	<b>Fuente</b>
Masa del elemento (kg)	466,434	199,72	Indexmundi (2021)
Precio medio en 5 años (MXN)	6 175.69	1 900.133	

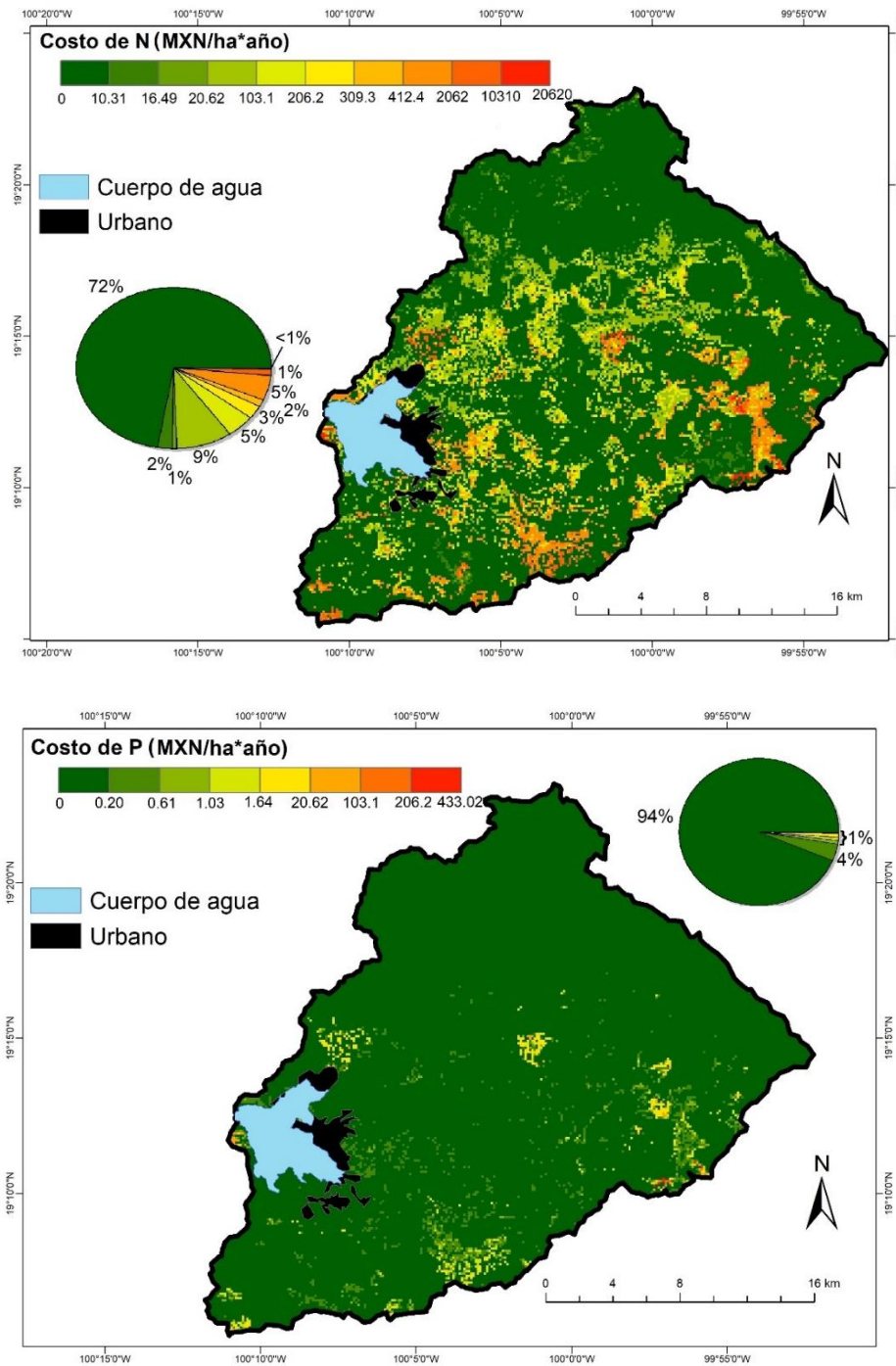


Figura 13. Costos generados por la exportación de nutrientes producto de la erosión hídrica (elaborada por el autor).



Ver estos costos *in situ* sería ir contra del modelo sistémico de la naturaleza. Lo que se pierde en un sitio termina depositado en otro; en este caso, lo que se pierde por erosión en una parte de la cuenca fertiliza otras aéreas, así como lo que en general se dispersa de la cuenca, arriba al cuerpo de agua o cuencas vecinas, donde es aprovechado por la biota como un aporte externo de nutrientes. Por lo que realizar una correcta contaduría se complica, cuando la naturaleza solo entiende de ciclos y no de perdidas. Pero estos enfoques sirven para abordar el problema desde otro sistema de referencia, mucho más adecuado cuando se trata de estimar beneficios económicos de la realización de medidas ecológicas.

### **Posible propuesta de gestión de tierra**

La gestión sostenible de la tierra y el agua es fundamental para la seguridad alimentaria mundial y desarrollo económico, especialmente considerando el cambio climático y la creciente inestabilidad de las condiciones meteorológicas. Esta propuesta de gestión en este acápite va a estar vinculada a las cuestiones tratadas en este documento, por lo que no se hará una extensiva gestión de acuerdo a la producción agrícolas, tipos de cultivo, rotación y otras medidas tanto agronómicas, como administrativas.

*Mantener y mejorar la franja boscosa (franja buffer) en el sector medio de la cuenca.*

Esta propuesta se realiza sobre la base del patrimonio boscoso con que se cuenta en la cuenca y siguiendo un criterio mayoritariamente espacial. Consideraciones tenidas para implementar este manejo, que el área de estudio cuenta con un área boscosa que poseen un patrón de franja en la zona media-baja lo que aceleraría el proceso de implementación y reduciría los costos de proyecto, esta propuesta no traería alteraciones acentuadas al ecosistema, requiere menos mantenimiento y personal para que realice esta tarea y posee más tiempo de vida útil que otras propuestas ingenieriles (ej. Diques) para el control de procesos de remoción en masa. Complementariamente esta investigación adolece de la información de la densidad de la vegetación en el la franja, el tipo de vegetación, la administración del uso de tierra que pueden tener los terrenos en esa zona, criterios imprescindibles a la hora de proponer este tipo de gestión; por lo que se presenta a continuación es una valoración de una propuesta de gestión de tierra que puede tener la cuenca de acuerdo a la temática tratada en este escrito.



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



En el presente documento se recomienda mantener y mejorar una zona boscosa alrededor de la presa (Fig. 14). Las franjas de amortiguación (Buffer) se defienden a menudo como herramientas de gestión medioambiental para reducir los impactos de las actividades de uso del suelo sobre los recursos acuáticos. La zona, área o franja de amortiguación se considera generalmente como la franja de terreno que separa una zona de montaña o ladera de los arroyos, lagos o humedales (Gregory *et al.*, 1991, Martin *et al.*, 1999). La actividad de uso del suelo se modifica en esta zona para evitar efectos adversos en la calidad del agua, la biota y el hábitat dentro del curso de agua.

Las franjas de amortiguación, se utilizan como herramienta de gestión para desempeñar muchas funciones, entre las que se incluyen la estabilización de los canales, la prevención del acceso de la población a los cursos de agua, el filtrado de sedimentos y otras partículas (incluidos los nutrientes y los microbios adheridos a los sedimentos), la eliminación de nutrientes solubles y la provisión de hábitats terrestres y acuáticos. Esta vegetación también puede proporcionar corredores para el movimiento de la fauna y la flora autóctonas entre zonas geográficamente separadas, aunque la propagación de especies de malas hierbas también puede verse facilitada de este modo. Las zonas buffer suelen ser áreas con vegetación y suelos heterogéneos y, por tanto, proporcionan un hábitat diverso para los organismos terrestres y semiacuáticos (aves, insectos, anfibios y plantas) (Boothroyd y Langer 1999). La vegetación de la zona buffer puede influir en el flujo del agua, tanto en la superficie como en el subsuelo (a través de los sistemas de raíces) y tiene efectos directos en el funcionamiento de los arroyos (Parkyn, 2004).

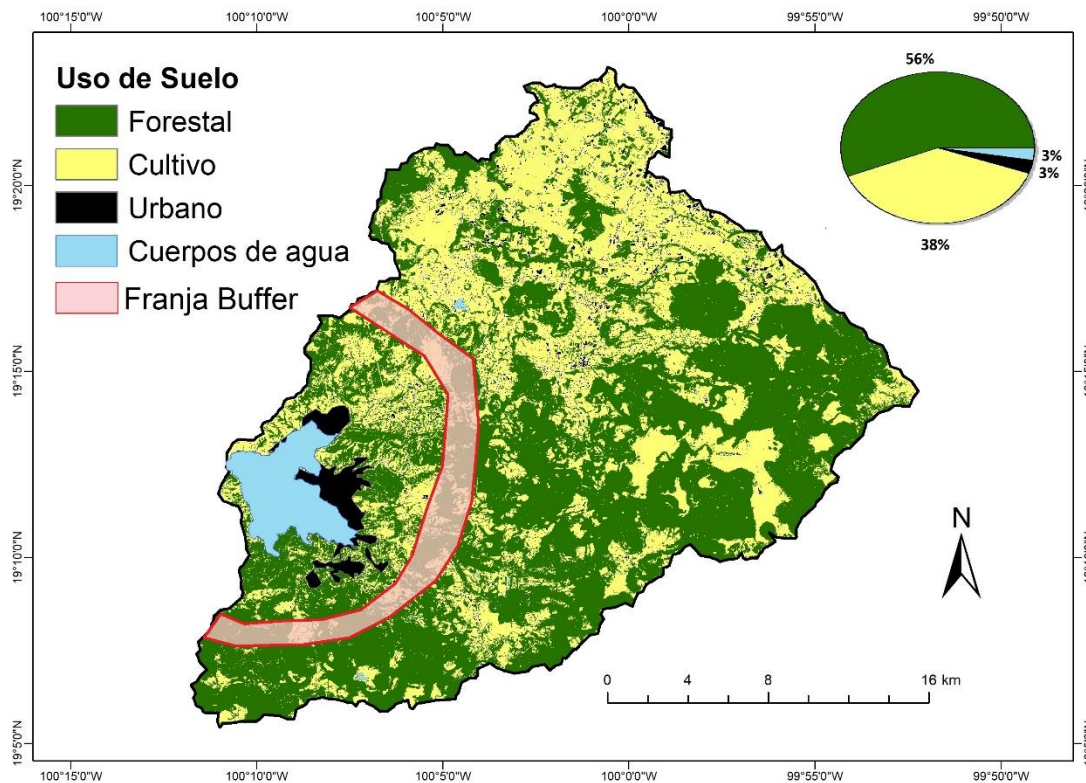


Figura 14. Propuesta de una franja buffer o franja de amortiguamiento (elaborada por el autor).

Esta franja tendría como función fundamental, prolongar el tiempo útil de la presa, se recomienda que el aprovechamiento agrícola o de otro índole deba estar enclavado en la zona exterior de la franja (parte superior de la cuenca), para que, de esta manera dicha franja pueda mitigar los posibles contaminantes que estos usos pueden acarrear a la presa. Es válido destacar que la contaminación, tanto de residuos sólidos y líquidos proveniente de la urbanización aledaña al cuerpo de agua debe ser manejado por políticas administrativas coherentes con el estado ambiental de la presa.



## CONCLUSIONES

- La metodología empleada permitió realizar una evaluación cualitativa de la erosión hídrica de los suelos en el entorno del embalse, y permitió estimar el volumen de sedimentos que llegan a la misma.
- El promedio de erosión del suelo en la cuenca es bajo  $0,2 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$ , los sectores con mayor susceptibilidad a la erosión hídrica se encuentran son los cultivos sobre suelos de textura franca, con régimen de precipitación 1119 mm, pendiente media de 14 grados.
- La región cuenta con una gran capacidad de retener sus sedimentos, siendo solamente ineficiente estas trampas sobre suelos de textura arcillosa.
- El flujo medio de sedimento anual en la cuenca es de 16 toneladas y de este arriba al cuerpo de agua 1 623 mil toneladas anualmente, lo que representa un azolvamiento de un 0.3 % anual.
- Los flujos de nutrientes acarrados en estos sedimentos son de  $24 \text{ kg}\cdot\text{año}^{-1}$  de Nitrógeno y  $2.4 \text{ kg}\cdot\text{año}^{-1}$  de Fosforo lo que representaría una concentración en la presa de  $119 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  de Nitrógeno y  $19.2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  de Fosforo clasificándose estas concentraciones externas como aguas de Clase I mayoritariamente, por lo que estos aportes externos no causan ninguna presión sobre el medio acuático.
- Estos niveles bajos de azolvamiento se deben principalmente a factores topográficos siendo estos, la heterogeneidad de las pendientes y su longitud y de la cobertura del suelo, como la barrera forestal enclavada en el sector medio de la cuenca.
- El costo producido por la migración de estos nutrientes a consecuencia de la erosión hídrica de los suelos va desde el rango de 10 pesos a 20 620 MXN  $\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  para el Nitrógeno ( $0.5\text{-}1000 \text{ USD } \text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), siendo este último valor como una pérdida muy alta, pero presentándose solo en menos del 1% de la cuenca, siendo el costo predominante entre el rango de 10 – 20 MXN  $\text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$  que representa un 74 % de la superficie.
- En el caso del Fosforo los rangos fueron de 0.2 – 433 MXN  $\text{ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  ( $0.01 – 21 \text{ USD } \text{ha}^{-1}\cdot\text{año}^{-1}$ ), ocupando el 94% de la superficie valores en el rango de centavos.
- Se recomienda como medida de gestión de tierra para el funcionamiento adecuada de la presa y su ecosistema, el mantenimiento y perfeccionamiento de la franja boscosa en el sector medio de la cuenca, la cual pase a fungir como una franja buffer o de



amortiguamiento una vez esta sea completada. Ya que es una medida que no requiere costos excesivos de construcción, mantenimiento y es amigable con el ecosistema de la cuenca.

## **RECOMENDACIONES**

- Como recomendación de la presente investigación, es que se trabaje más en el aspecto de la franja boscosas con el objetivo de conocer cuáles deberían ser sus características, para el correcto funcionamiento.
- Realizar mediciones de campos del azolvamiento de la presa y nutrientes, para mejorar la sensibilidad del modelo.
- Realizar la estimación del aporte de sólidos y nutrimentos de la zona urbana aledaña a la presa, para conocer su influencia.
- Estimar a nivel de granjas las pérdidas económicas por la erosión de suelos y la exportación de nutrientes, para que el productor tenga un dato para el manejo de su finca y de sus recursos a la hora de realizar las enmiendas agrícolas.
- Levantar un catastro de la cuenca con los diferentes cultivos y tipos de forestales, lo que permitiría una mejor modelación ya que todas las cubiertas no brindan igual protección al suelo.
- Estimar la dinámica de los nutrientes subsuperficial de la cuenca, para tener el ciclo completo de los mismo en la región, lo que brindaría muchas más variables a considerar, por lo tanto, permitiría un manejo más completo de la misma.



## REFERENCIAS

- (CGEO) Centro de Geociencias de la UNAM. (2013). *Atlas geológico ambiental del Estado de México*. Informe técnico .
- Akyuz, D. E., Luo, L., & Hamilton, D. P. (2014). Temporal and spatial trends in water quality of Lake Taihu, China: analysis from a north to mid-lake transect, 1991–2011. *Environmental monitoring and assessment*, 3891-3904.
- Álvarez-Sánchez, J., & Becerra, R. (1996). Leaf decomposition in a mexican tropical rain forest. *Biotropica*, 657-667.
- Al-Wadaey, A., & Ziadat, F. (2014). A participatory GIS approach to identify critical land degradation areas and prioritize soil conservation for mountainous olive groves – case study. *Journal of Mountain Science*, 782–791.
- Amegashie, B., Quansah, C., Agyare, W., Tamene, L., & Vlek, P. (2011). Sediment-bound nutrient export from five small reservoir catchments and its implications for the Sudan savanna zone of Ghana. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 61-76.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 704-726.
- Armstrong, C. L., & Mitchell, J. K. (1987). Transformations of rainfall by plant canopy. *Transactions of American Society of Agriculture Engineers*, 30(3), 688-0696.
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: model development 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 73-89.
- Bai, Z. G., Dent, D. L., Olsson, L., & Schaepman, M. E. (2008). Proxy global assessment of land degradation. *Soil use and management*, 223-234.
- Ballantine, D. J., & Davies-Colley, R. J. (2014). Water quality trends in New Zealand rivers: 1989–2009. *Environmental Monitoring and Assessment*, 1939-1950.
- Barling, R., & Moore, I. (1994). Role of buffer strips in management of waterway pollution: a review. *Environmental Management*, 543-558.
- Barrientos, Miguel; Soria, Claudia. (18 de Marzo de 2021). *indexmundi*. Obtenido de <https://www.indexmundi.com/es/precios-de-mercado/>
- Basu, N. B., Destouni, G., Jawitz, J. W., Thompson, S. E., Loukinova, N. V., Darracq, A., . . . Rao, P. S. (2010). Nutrient loads exported from managed catchments reveal emergent biogeochemical stationarity. *Geophysical Research Letters*.



- Beaulac, M. N., & Reckhow, K. H. (1982). An examination of land use: nutrient export relationships . *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 1010-1024.
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R., & Caraco, N. F. (2001). Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: a global perspective: increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *BioScien*, 227-234.
- Beven, K. (2000). On the future of distributed modelling in hydrology. *Hydrological Processes*, 14(16-17).
- Bhagowati, B., & Ahmad, K. U. (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology & Hydrobiology*, 155-166.
- Bicknell, B. R., Imhoff, J. C., Kittle Jr, J. L., Donigian Jr, A. S., & Johanson, R. C. (1997). *Hydrological simulation program—FORTRAN user's manual for version 11*. Report No. EPA/600/R-97/080., US Environmental Protection , Environmental Protection Agency .
- Bolaños González, M. A., Paz Pellat, F., Cruz Gaistardo, C. O., Argumedo Espinoza, J. A., Benítez, R., M., V., & de la Cruz Cabrera, J. C. (2016). Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana*, 34(3), 271-288.
- Boothroyd, I., & Langer, E. (1999). *Forest harvesting and riparian management guidelines: a review*. NIWA Technical Report 56.
- Borie, F., Aguilera, P., Castillo, C., Valentine, A., Seguel, A., Barea, J. M., & Cornejo, P. (2019). Revisiting the nature of phosphorus pools in Chilean volcanic soils as a basis for arbuscular mycorrhizal management in plant P acquisition. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 1-12.
- Bouwman, A. F., Van Drecht, G., Knoop, J. M., Beusen, A. H., & Meinardi, C. R. (2005). Exploring changes in river nitrogen export to the world's oceans. *Global Biogeochemical Cycles*.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (s.f.). *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 2014: Pearson New International Edition.
- Bronick, C. J., & Lal., R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124: 3-22.
- Brown, L. C., & Barnwell, T. O. (1987). *The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS: documentation and user manual*. EPA.
- Bruce, R., & Rayment, G. (1982). *Analytical Methods and Interpretations Used by the Agricultural Chemistry Branch for Soil and Land Use Surveys*. Bulletin QB8 (2004), Queensland Department of Primary Industries, Indooroopilly, Queensland.
- Burrough, P. A., & McDonell, R. A. (1998). *Principles of Geographical Information Systems*. New York: Oxford University Press.



- Cárdenas, I., & Campo, J. (2007). Foliar nitrogen and phosphorus resorption and decomposition in the nitrogen-fixing tree *Lysiloma microphyllum* in primary and secondary seasonally tropical dry forests in Mexico. *Journal of Tropical Ecology*, 107-113.
- Castillo, M. (1987). *Descripción de la comunidad de Coleóptera Passalidae en el bosque tropical perennifolio de la región de Los Tuxtlas, Veracruz*. Tesis Licenciatura, UNAM.
- Castro, M., Driscoll, C., Jordan, T., Reay, W., & Boynton, W. (2003). Sources of nitrogen to estuaries in the United States. *Estuaries*, 26, 803-814.
- Chen, H., Zhang, X., Abla, M., Lü, D., Yan, R., Ren, Q., . . . Yang, X. (2018). Effects of vegetation and rainfall types on surface runoff and soil erosion on steep slopes on the Loess Plateau, China. *Catena*, 141-149.
- Chiueh, P. T., Wu, H. T., & Lo, S. L. (2011). Seasonal water quality trends in the Feitsui Reservoir watershed, Taiwan. *World Academy of Science, Engineering and Technology International Journal of Environmental and Ecological Engineering*, 497-500.
- Ciceana. (1998). *Azolvamiento*. Centro de información y comunicación ambiental de Norte América, A. C. Obtenido de [www.ciceana.org.mx/recursos/Azolvamiento.pdf](http://www.ciceana.org.mx/recursos/Azolvamiento.pdf)
- Cleveland, R. B., Cleveland, W. S., McRae, J. E., & Terpenning, I. (1990). STL: A seasonal-trend decomposition. *Journal of official statistics*, 3-73.
- Cleveland, W. S. (1979). Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. *Journal of the American statistical association*, 829-836.
- CNEPA (Environmental Protection Agency of China). (2002). *Environmental Quality Standard for Surface Water*. CWR. Obtenido de <https://www.chinawaterrisk.org/research-reports/environmental-quality-standards-for-surface-water-gb3838-2002/>
- Colín Vargas, C., Domínguez Gómez, T., González Rodríguez, H., Cantú Silva, I., & Guadalupe Colín, J. (2018). Dinámica de nutrientes durante el proceso de degradación de la hojarasca en el Matorral Espinoso Tamaulipeco. *Revista Mexicana De Ciencias Forestales*. doi:<https://doi.org/https://doi.org/10.29298/rmcf.v9i49.179>
- Copernicus. (2020). Sentinel data. processed by ESA.
- Cotler, J., & González, D. I. (2010). Sedimentación potencial de presas. En Las cuencas hidrográficas de México Diagnóstico y priorización. SEMARNAT. Obtenido de [www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/639](http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/639)
- Council of Canadian Academies. (2013). *Water and Agriculture in Canada: Towards Sustainable Management of Water Resources*. The Expert Panel on Sustainable Management of Water in the Agricultural Landscapes of Canada. Council of Canadian Academies.



- Cressie, N. (1988). Spatial prediction and ordinary kriging. *Mathematical geology*, 405-421.
- Dahal, G., Holcomb, J., & Socci, D. (2011). Surfactantoxidation co-application for soil and groundwater Remediation. *Remediation Journal*, 101-108.
- Daniel, E. (2011). Watershed Modeling and its Applications: A State-of-the-Art Review. *The Open Hydrology Journal*, 26-50. doi:<https://doi.org/10.2174/1874378101105010026>.
- De Jong, B. H., Ochoa-Gaona, S., Castillo-Santiago, M. A., Ramírez-Marcial, N., & Cairns, M. A. (2000). Carbon flux and patterns of land-use/land-cover change in the Selva Lacandona, Mexico. *A Journal of the Human Environment*, 504-512.
- De Ploey, J. (1982). A stemflow equation for grasses and similar vegetation . *Catena*, 9(1-2), 139-152.
- DeAngelis, D. L., Mulholland, P. J., Palumbo, A. V., Steinman, A. D., Huston, M., & Elwood, J. W. (1989). Nutrient dynamics and food-web stability. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 71-95.
- Derruau, M. (1991). *Geomorfología*.
- Díaz, R. (2012). *Cálculo de azolves*. España: Mundi-Prensa.
- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 926-929.
- Ding, L., Chen, K. L., Cheng, S. G., & Wang, X. (2015). Water ecological carrying capacity of urban lakes in the context of rapid urbanization: A case study of East Lake in Wuhan. *Physics and Chemistry of the Earth*, 104-113.
- Dodds, W. K., Bouska, W. W., Eitzmann, J. L., Pilger, T. J., Pitts, K. L., Riley, A. J., . . . Thornbrugh, D. J. (2009). Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*.
- Elçi, Ş., & Selçuk, P. (2013). Effects of basin activities and land use on water quality trends in Tahtali Basin, Turkey. *Environmental earth sciences*, 1591-1598.
- Escolero, O., Kralisch, S., Martínez, S. E., & Perevochtchikova, M. (2016). Diagnóstico y análisis de los factores que influyen en la vulnerabilidad de las fuentes de abastecimiento de agua potable a la Ciudad de México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*.
- Ezcurra, E., & Becerra, J. (1987). Experimental decomposition of litter Tamaulipan cloud forest: Acomparision of four simple models. *Biotropica*, 19(4): 290-296.
- FAO; GTI. (2015). *Estado Mundial del Recurso Suelo*. Roma; Italia: FAO.
- Febles Díaz, J. M., & Vega, M. B. (2016). Estimación del aporte de la erosión hídrica al azolve del embalse Mampostón. *INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL*, 18-30.



- Febles Díaz, J. M., Febles González, J. M., Azanza Ricardo, J., Sotelo Pérez, M., & González Calvo, T. (2020). Export of nutrients to the sea in a karstic basin in the west of Cuba. *SN Applied Sciences*. doi:10.1007/s42452-020-03679-x
- Febles González, J. M., Febles Díaz, J., Amaral Sobrinho, N. M., Tolón-Becerra, A., Lastra-Bravo, X., & Botta, G. F. (2018). Resilience of Red Ferralitic soils in the karst regions of Mayabeque Province, Cuba. *Land Degradation & Development*, 1-8. doi:DOI: 10.1002/ldr.3192
- Fenn, M., de Bauer, L., & Quevedo-Nolasco. (1991). Nitrogen and Sulfur Deposition and Forest Nutrient Status in the Valley of Mexico. *Water, Air, & Soil Pollution*. doi:https://doi.org/10.1023/A:1005033008277
- Ferreira, C. S., Keizer, J. J., Santos, L. M., Serpa, D., Silva, V., Cerqueira, M., . . . Abrantes, N. (2018). Runoff, sediment and nutrient exports from a Mediterranean vineyard under integrated production: An experiment at plot scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*.
- Fixen, P. E., & West, F. B. (2002). Nitrogen fertilizers: meeting contemporary challenges. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 169-176.
- Galicia, L., García-Oliva, F., Murillo, R., & Oliva, M. (2002). Flujos de C, N y P al suelo de dos especies de árboles remanentes en una pradera tropical estacional. *Acta Botanica Mexicana*, 41-57. doi:https://doi.org/10.21829/abm61.2002.907
- Galloway, J. N., & Cowling, E. B. (2002). Reactive nitrogen and the world: 200 years of change. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 64-71.
- Galloway, J., Dentener, F., Boyer, E., Howarth, R., Seitzinger, S., Asner, G., . . . Green, P. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, 70: 153-226.
- Gao, H., Li, Z., Li, P., Jia, L., & Zhang, X. (2012). Quantitative study on influences of terraced field construction and check-dam siltation on soil erosion. *Journal of Geographical Sciences*, 946-960. doi:https://doi.org/10.1007/s11442-012-0975-5
- García-Méndez, G., Maass, J., & Matson, P. (1991). Nitrogen transformations and nitrous oxide flux in a tropical deciduous forest in México. *Oecologia*. doi:https://doi.org/10.1007/BF00317579
- Geler, T. (2000). *Prediction soil erosion hazards caused by lands use changes*. MSc. Thesis, Wageningen University and International Institute for Aerospace Survey and Earth Sciences, Centre for Geo-information, Wageningen.
- Ghosal, S., Rogers, M., & Wray, A. (2000). The turbulent life of phytoplankton.
- Gitau, M. W., Gburek, W. J., & Jarrett, A. R. (2005). A tool for estimating best management practice effectiveness for phosphorus pollution control. , . *Journal of Soil and Water Conservation*, 1-10.



- Godsey, S. E., Kirchner, J. W., & Clow, D. W. (2009). Concentration–discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrological Processes: An International Journal*, 1844-1864.
- González, O., & Rivera, J. J. (2008). GENERALIZACIÓN DE LA FÓRMULA MODIFICADA DE GOTTSCHALK PARA LA REPÚBLICA MEXICANA. *XX CONGRESO NACIONAL DE HIDRÁULICA*. TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO.
- González, O., & Rivera, J. J. (2008). PROPUESTA SOBRE LA EFICIENCIA DE RETENCIÓN DE EMBALSES EN EL CENTRO Y NORTE DE NUESTRO PAÍS. *XX CONGRESO NACIONAL DE HIDRÁULICA*. TOLUCA, ESTADO DE MÉXICO, MÉXICO.
- Gottschalk, L. C. (1964). Reservoir Sedimentation. En V. T. Chow, *Handbook of Applied Hydrology*. New York, N.Y., U.S.A.: McGraw-Hill Book Company.
- Gracia, J. (1986). Sedimentación en embalses. En UNAM, *Manual de Ingeniería de Ríos*. Instituto de Ingeniería. México.
- Gray, J. R., & Simoes, F. J. (2008). Estimating Sediment Discharge. En *Sedimentation Engineering - USACE Manual of Practice* (pág. 110 [Appendix A]).
- Green, C. T., Bekins, B. A., Kalkhoff, S. J., Hirsch, R. M., Liao, L., & Barnes, K. K. (2014). Decadal surface water quality trends under variable climate, land use, and hydrogeochemical setting in Iowa, USA. *Water Resources Research*, 2425-2443.
- Greenwood, D. J., Gerwitz, A., Stone, D. A., & Barnes, A. (1982). Root development of vegetable crops. *Plant and soil*, 75-96.
- Gregory, S., Swanson, F., McKee, W., & Cummins, K. (1991). An ecosystem perspective on riparian zones. *Bioscience*, 540-551.
- Groffman, P., Law, N., Belt, K., Band, L., & Fisher, G. (2004). Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems. *Ecosystems*, 7(4), 393-403.
- Guo, Q., Hao, Y., & Liu, B. (2015). Rates of soil erosion in China: A study based on runoff plot data. *Catena*, 68-76.
- Hagström, Å., Azam, F., Kuparinen, J., & Zweifel, U. L. (2001). Pelagic plankton growth and resource limitations in the Baltic Sea. En *A systems analysis of the Baltic Sea* (págs. 177-210). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Haregeweyn, N., Poesen, J., Deckers, J., Nyssen, J., Haile, M., Govers, G., . . . Moeyersons, J. (2008). Sediment-bound nutrient export from micro-dam catchments in northern Ethiopia. *Land degradation & development*, 136-152.



- Harmel, D., Potter, S., Casebolt, P., Reckhow, K., Green, C., & Haney, R. (2006). Compilation of measured nutrient load data for agricultural land uses in the United States. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 1163-1178.
- Harmel, D., Qian, S., Reckhow, K., & Casebolt, P. (2008). The MANAGE database: Nutrient load and site characteristic updates and runoff concentration data. *Journal of Environmental Quality*, 2403-2406.
- Harmon, M. E., Whigham, D., Sexton, J., & Olmsted, I. (1995). Decomposition and mass of woody detritus in the dry tropical forests of the northeastern Yucatan Peninsula, Mexico. *Biotropica*, 305-316.
- Hauer, F. R., & Lamberti, G. (2011). *Methods in stream ecology*. Academic Press.
- Hazelton, P., & Murphy, B. (2016). *Interpreting soil test results: What do all the numbers mean?* CSIRO publishing.
- Herwitz, S. R. (1986). Infiltration-excess caused by stemflow in a cyclone-prone tropical rainforest. *Earth Surface Processes and Landforms*, 11(4), 401-412.
- Hirsch, R. M., Moyer, D. L., & Archfield, S. A. (2010). Weighted regressions on time, discharge, and season (WRTDS), with an application to Chesapeake Bay river inputs 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 857-880.
- Hjulstrom, F. (1935). Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin. Geological Institute Upsala*, 25, 221-527.
- INEGI. (2014). *Erosión de suelos en México, escala 1: 250 000*. Boletín de prensa Núm. 295/14 2014, Aguascalientes.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (ITTCA) y Fundación Gonzalo Río Arronte. (2012). *Plan estratégico para la recuperación ambiental de la Cuenca Amanalco-Valle de Bravo: Actualización*. Estado de México.
- Iverson, G., Humphrey Jr., C., O'Driscoll, M., Sanderford, C., Jernigan, J., & Serozi, B. (2018). Nutrient exports from watersheds with varying septic system densities in the North Carolina Piedmont. *Journal of Environmental Management*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.01.063>
- Iverson, G., M.A., O., Humphrey, C., Manda, A., & Anderson-Evans, E. (2015). Wastewater nitrogen contributions to coastal plain watersheds, NC, USA. *Water Air Soil Pollution*.
- Jackwood, R. W. (2019). *Coupling Ecosystem Rehabilitation to Water Quality Improvements in the Wolf Creek Watershed*. Doctoral dissertation, University of Toledo.



- James, R. T., Havens, K. E., McCormick, P., Jones, B., & Ford, C. (2011). Water quality trends in shallow south Florida lakes and assessment of regional versus local forcing functions. *Critical reviews in environmental science and technology*, 576-607.
- Jeje, Y. (2006). Export coefficients for total phosphorus, total nitrogen and total suspended solids in the southern Alberta region. . *Alberta Environment*.
- Jenson, S. K., & Domingue, J. O. (1988). Extracting Topographic Structure from Digital Elevation Data for Geographic Information System Analysis. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54 (11): 1593–1600.
- Johnes, P. J. (1996). Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. *Journal of hydrology*, 323-349.
- Johnson Jr, C. C. (1979). Land Application of Waste—An Accident Waiting to Happen. *Groundwater*.
- Kauffman, G. J., Homsey, A. R., Belden, A. C., & Sanchez, J. R. (2011). Water quality trends in the Delaware River Basin (USA) from 1980 to 2005. *Environmental monitoring and assessment*, 193-225.
- Kauffman, J. H., Mantel, S., & Spaargaren, O. C. (1995). ISRIC Soil Information System. Soils of major eco-regions. A correlation of reference soil data and their assessment for agriculture and environment using the ISIS database . En J. H. Kauffman, Batjes, N. H., & O. C. Spaargaren, *Background document for international workshop on National Reference Collection and Databases (NASREC)*. International Soil Reference and Information Centre Wageningen.
- Kjaergaard, C., De Jonge, L. W., Moldrup, P., & Schjønning, P. (2004). Water-dispersible colloids: Effects of measurement method, clay content, initial soil matric potential, and wetting rate. *Vadose Zone Journal*, 403-412.
- Koutsoyiannis, D. K. (1998). A mathematical framework for studying rainfall intensity-duration-frequency relationships. *Journal of Hydrology*, 118-135.
- Kramer, D. B., Polasky, S., Starfield, A., Palik, B., Westphal, L., Snyder, S., & Gustafson, E. (2006). A comparison of alternative strategies for cost-effective water quality management in lakes . *Environmental management*, 411-425.
- Lafren, J. M., & Flanagan, D. C. (2013). The development of US soil erosion prediction and modeling. *International Soil and Water Conservation Research*, 1-11.
- Lazzari, M., Gioia, D., Piccarreta, M., Danese, M., & Lanorte, A. (2015). Sediment yield and erosion rate estimation in the mountain catchments of the Camastra artificial reservoir (Southern Italy): A comparison between different empirical methods. *Catena*, 323-339.



- Leon, R. (1994). *Estudio del proceso de descomposición de frutos de especies arbóreas en una selva húmeda tropical*. Tesis Licenciatura, UNAM.
- Li, T., Li, S., Liang, C., He, B., & Bush, R. T. (2019). Erosion vulnerability of sandy clay loam soil in Southwest China: Modeling soil detachment capacity by flume simulation. *Catena*, 90-99.
- Lin, J. P. (2004). Review of Published Export Coefficient and Event Mean Concentration (EMC) Data. *ENGINEER RESEARCH AND DEVELOPMENT CENTER VICKSBURG MS*.
- Line, D. (2013). Effect of development on water quality for seven streams in North Carolina. *Environmental Monitoring and Assessment*. doi:<https://doi.org/10.1007/s10661-012-3024-z>
- Madani, K., & Mariño, M. A. (2009). System dynamics analysis for managing Iran's Zayandeh-Rud river basin. *Water Resources Management*, 2163-2187. doi:10.1007/s11269-008-9376-z.
- Malavolta, E., Vitti, G. C., & Oliveira, S. A. (1992). Evaluación del estado nutricional de las plantas. Principios y aplicaciones. *Boletín de PROMECAFE*(56).
- Martin, T., Kaushik, N., Trevors, J., & Whiteley, H. (1999). Review: denitrification in temperate climate riparian zones. *Water, Air, and soil pollution*, 171-186.
- Martínez-Casasnovas, J. A., & Ramos, M. C. (2006). The cost of soil erosion in vineyard fields in the Penedès–Anoia Region (NE Spain). *Catena*, 68(2-3), 194-199.
- Martínez-Yrizar, A. (1980). *Tasas de descomposición de materia orgánica foliar de especies arbóreas de selvas en clima estacional*. Tesis Licenciatura, UNAM.
- Martínez-Yrizar, A. (1984). *Procesos de producción y descomposición de hojarasca en selvas estacionales*. Tesis de Maestría, UNAM.
- Matheron, G. (1976). A simple substitute for conditional expectation: the disjunctive kriging. En *Advanced geostatistics in the mining industry* (págs. 221-236). Dordrecht: Springer.
- McKinney, D. C., Cai, X., Rosegrant, M. W., Ringler, C., & Scott, C. A. (1999). Modelling water resources management at the basin level: Review and future directions. *International Water Management Institute, SWIM*.
- McKinney, R. A., Lake, J. L., Allen, M., & Ryba, S. (1999). Spatial variability in mussels used to assess base level nitrogen isotope ratio in freshwater ecosystems. *Hydrobiologia*, 412, 17-24.
- Meena, V. S., Mondal, T., Pandey, B. M., Mukherjee, A., Yadav, R. P., Choudhary, M., . . . Pattanayak, A. (2018). Land use changes: Strategies to improve soil carbon and nitrogen storage pattern in the mid-Himalaya ecosystem, India. *Geoderma*, 69-78.
- Meyer, L. D., & Wischmeie, W. H. (1969). Mathematical simulation of the process of soil erosion by water. *Transactions of ASAE*, (págs. 754 – 762).



- Mirchi, A., Watkins, J., & Madani, K. (2009). *Modelling for watershed planning, management, and decision making. In Watersheds: management, restoration and environmental impact.* (V. JC, Ed.) Hauppauge: Nova Science Publishers.
- Molla, T., & Sisheber, B. (2017). Estimating soil erosion risk and evaluating erosion control measures for soil conservation planning at Koga watershed in the highlands of Ethiopia. . *Solid Earth*, 13-25.
- Montaña, C., Ezcurra, E., Carrillo, A., & Delhoume, J. (1988). The decomposition of litter in grasslands of northern Mexico: a comparison between arid and non-arid environments. *Journal of Arid Environments*, 14: 55-60.
- Montgomery, D. R., Huang, M. Y., & Huang, A. Y. (2014). Regional soil erosion in response to land use and increased typhoon frequency and intensity, Taiwan. . *Quaternary Research* , 15-20.
- Morgan, R. P. (2001). A simple approach to soil loss prediction. a revised Morgan–Morgan–Finney model. *Catena*.
- Morgan, R. P. (2005). Soil erosion and conservation. *Blackwell Publishing*, 316.
- Morgan, R., Morgan, D., & Finney, H. (1984). A predictive model for the assessment for soil erosion risk. *Journal of agricultural engineering research*, 30, 245 – 253.
- Mosavi, A., Sajedi-Hosseini, F., Choubin, B., Taromideh, F., Rahi, G., & Dineva, A. A. (2020). Susceptibility Mapping of Soil Water Erosion Using Machine Learning Models . *Water*, 1995.
- Munodawafa, A. (2012). The effect of rainfall characteristics and tillage on sheet erosion and maize grain yield in semiarid conditions and granitic sandy soils of Zimbabwe. *Applied and Environmental Soil Science*, 1-8.
- Muñoz, M. (1992). *Análisis de la descomposición de ramas (fracción fina) en una selva húmeda tropical.* Tesis Licenciatura, UNAM.
- Musolff, A., Schmidt, C., Selle, B., & Fleckenstein, J. H. (2015). Catchment controls on solute export. *Advances in Water Resources*, 133-146.
- Napoli, M., Marta, A., Zanchi, C., & Orlandini, S. (2017). Assessment of soil and nutrient losses by runoff under different soil management practices in an Italian hilly vineyard. *Soil and Tillage Research*, 168, 71-80.
- NASA; USGS. (2000). NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second V003. ( 3.0 ). Sioux Falls, South Dakota, USA. doi:10.5067/MEaSUREs/SRTM/SRTMGL1.003
- NC DENR. (2009). Falls Lake Watershed Analysis Risk Management Framework (WARMF) Development.
- Nearing, M. A., Yin, S. Q., Borrelli, P., & Polyakov, V. O. (2017). Rainfall erosivity: An historical review. *Catena*, 357-362.



- Nenadović, S., Kljajević, L., Nenedović, M., Milanović, M., Marković, S., & Pavlović, V. (2013). Physico-chemical soil analysis of Rudovci region. *Environmental Science*.
- Nikolaidis, N., Heng, H., Semagin, R., & Clausen, J. (1998). Non-linear response of a mixed land use watershed to nitrogen loading. *Agriculture, ecosystems & environment*, 67(2-3), 251-265.
- Novara, A., Pisciotta, A., Minacapilli, M., Maltese, A., Capodici, F., Cerdà, A., & Gristina, L. (2018). The impact of soil erosion on soil fertility and vine vigor. A multidisciplinary approach based on field, laboratory and remote sensing approaches. *Science of the Total Environment*, 474-480.
- Núñez, S. (1998). *Producción de hojarasca, dinámica del mantillo, escomposición foliar y potencial microbiano del suelo en tres comunidades contrastantes del desierto sonorense*. Tesis de Maestría, UNAM.
- Oblinger, C., Cuffney, T., Meador, M., & Garrett, R. (2002). *Water-quality and Physical Characteristics of Streams in the Treyburn Development Area of Falls Lake Watershed, North Carolina, 1994-98*. Water-Resources Investigations Report, United States Geological Survey.
- OECD. (2007). *PROPOSED SYSTEM OF SURFACE WATER QUALITY STANDARDS FOR MOLDOVA*. Environmental Action Programme.
- Officer, C. B., & Ryther, J. H. (1980). The possible importance of silicon in marine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*, 83-91.
- Ouyang, W., Hao, F., Skidmore, A. K., & Toxopeus, A. G. (2010). Soil erosion and sediment yield and their relationships with vegetation cover in upper stream of the Yellow River. *Science of The Total Environment*, 396-403.
- Parkyn, S. (2004). *Review of Riparian Buffer Zone Effectiveness*. MAF Technical Paper No: 2004/05.
- Piacentini, T. G. (2018). Analysis of Soil Erosion Induced by Heavy Rainfall: A Case Study from the NE Abruzzo Hills Area in Central Italy. *Water*, 1314.
- Picado, A. A. (2013). Chlorophyll concentration along the northwestern coast of the Iberian Peninsula vs. atmosphere ocean- land conditions. En D. M. Conley, *International Coastal Symposium* (págs. 2047-2052). Journal of Coastal Research.
- Pimentel, D. a., Resosudarmo, P., Sinclair, K., Kurz, D., McNair, M., Crist, S., . . . Blair, R. (1995). Environmental and economic costs of soil erosion and conservation benefits. *Science*, 267(5201), 1117-1123.
- Pimentel, D., & Burgess, M. (2014). Maintaining sustainable and environmentally friendly fresh produce production in the context of climate change. En *Global Safety of Fresh Produce* (págs. 133-139). Woodhead Publishing. doi:<https://doi.org/10.1533/9781782420279.2.133>
- Porta, J. M.–A. (1999). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Mundi Prensa.



- Qian, S. S., Borsuk, M. E., & Stow, C. A. (2000). Seasonal and Long-Term Nutrient Trend Decomposition along a Spatial Gradient in the Neuse River Watershed. *Environmental Science and Technology*.
- Rabalais, N. N. (2002). Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio*, 102-112.
- Rabalais, N. N., Diaz, R. J., Levin, L. A., Turner, R. E., Gilbert, D., & Zhang, J. (2017). Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S., & Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: a review. *Geoderma*, 122-137.
- Rahman, M. R., Shi, Z. H., & Chongfa, C. (2009). Soil erosion hazard evaluation-an integrated use of remote sensing, GIS and statistical approaches with biophysical parameters towards management strategies . *Ecological Modelling*, 1724–1734.
- Ramos, M., & Martínez-Casasnovas, J. (2006). Nutrient losses by runoff in vineyards of the Mediterranean Alt Penedès region (NE Spain) . *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 113, 356–363.
- Rast, W., & Lee, G. F. (1983). Nutrient Loading Estimates for Lakes. *Journal of Environmental Engineering*.
- Reckhow, K. H., & Simpson, J. T. (1980). A procedure using modeling and error analysis for the prediction of lake phosphorus concentration from land use information. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1439-1448.
- Ree, W. O. (1949). Hydraulic Characteristic of vegetation for vegetated waterways. *Agriculture Engineering*, 30:184-7, 189.
- Renard, K., Foster, G., Weesies, G., McCool, D., & Yoder, D. (1996). *Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the revised universal soil loss equation (RUSLE)*. USA Department of Agriculture. Washington: Agriculture Handbook No. 703.
- Renard, K., Yoder, D., Lightle, D., & Dabney, S. (2011). Universal soil loss equation and revised universal soil loss equation. En M. RPC, & N. MA, *Handbook of erosion modeling* (págs. 137-167). Blackwell Publishing Ltd.
- Revel, N. M., Ranasiri, L. P., Rathnayake, R. M., & Pathirana, K. P. (2015). Estimation of Sediment Trap Efficiency in Reservoirs-An Experimental Study. *Engineer - Journal of the Institution of Engineers*.
- Rivera-Monroy, V. H., Day, J. W., Twilley, R. R., Vera-Herrera, F., & Coronado-Molina, C. (1995). Flux of nitrogen and sediment in a fringe mangrove forest in Terminos Lagoon, Mexico. . *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139-160.
- Robinson, T. (2006). *Catchment and Subcatchment Scale Linkages Between Land Use and Nutrient Concentrations and Fluxes in Coastal California Streams*. PhD Dissertation, University of California – Santa Barbara.



- Rohrmann, A., Heermance, R., Kapp, P., & Cai, F. (2013). Wind as the primary driver of erosion in the Qaidam Basin, China. *Earth and Planetary Science Letters*, 1-10.
- Sakinatu, I., & Muhammad, A. A. (2017). Impact of soil erosion and degradation on water quality: a review. *Geology, Ecology, and Landscapes*, 1-11. doi:10.1080/24749508.2017.1301053
- Salgado Costa, L. (2014). Variabilidad de la clorofila a en las aguas costeras de la Península Ibérica entre 1998 y 2007 usando datos de SeaWiifs. *Congreso Nacional del Medio Ambiente*.
- Scherr, S. J., & Yadav, S. (2002). Degradación del suelo en el mundo en desarrollo: tópicos y opciones de política para el 2020. En P. Pinstrup-Andersen, & R. Pandya-Lorch, *La agenda inconclusa: perspectivas para superar el hambre, la pobreza y la degradación ambiental*. Intl Food Policy Res Inst.
- Schleiss, De Cesare, J. G., & Jenzer Althaus, J. (2008). Reservoir sedimentation and sustainable development Workshop Erosion. En *Transport and Deposition of Sediments* (págs. 23-28).
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT). (2015). *Inventario Estatal Forestal y de Suelos - Estado de México*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Seitzinger, S. P., Harrison, J. A., Dumont, E., Beusen, A. H., & Bouwman, A. F. (2005). Sources and delivery of carbon, nitrogen, and phosphorus to the coastal zone: An overview of Global Nutrient Export from Watersheds (NEWS) models and their application. *Global Biogeochemical Cycles*.
- Seitzinger, S. P., Kroeze, C., Bouwman, A. F., Caraco, N., Dentener, F., & Styles, R. V. (2002). Global patterns of dissolved inorganic and particulate nitrogen inputs to coastal systems: Recent conditions and future projections. *Estuaries*, 640-655.
- Sheelanere, P., Noble, B., & Patrick, R. (2013). Institutional requirements for watershed cumulative effects assessment and management: lessons from a Canadian trans-boundary watershed. *Land Use Policy*, 30:67-75. doi: 10.1016/j.landusepol.2012.03.001.
- Shi, X., Du, C., Guo, X., & Shi, W. (2021). Heterogeneity of water-retention capacity of forest and its influencing factors based on meta-analysis in the Beijing-Tianjin-Hebei region. *Journal of Geographical Sciences*, 69-90.
- Shields, C., Band, L., Law, N., Groffman, P., Kaushal, S., Savvas, K., . . . Belt, K. (2008). Streamflow distribution of non-point source nitrogen export from urban-rural catchments in the Chesapeake Bay Watershed. *Water Resources Research*, 44(9).
- Singh, J. S., Singh, D. P., & Kashyap, A. K. (2009). A comparative account of the microbial biomass-N and N-mineralization of soils under natural forest, grassland and crop field from dry tropical region, India. *Plant Soil Environ*, 223-230.
- Singh, V. P., & Frevert, D. K. (2006). *Watershed Models*. Boca Raton, Florida: CRC Press.



- Smith, T. M., Smith, R. L., & Waters, I. (2012). *Elements of ecology*. San Francisco: Benjamin Cummings.
- Stewart, A. J., Smith, J. G., & Loar, J. M. (2011). Long-term water-quality changes in East Fork Poplar Creek, Tennessee: background, trends, and potential biological consequences. *Environmental management*, 1021-1032.
- Stow, C. A., Cha, Y., Johnson, L. T., Confesor, R., & Richards, R. P. (2015). Long-term and seasonal trend decomposition of Maumee River nutrient inputs to western Lake Erie. *Environmental science & technology*, 3392-3400.
- Sun, W., Shao, Q., Liu, J., & Zhai, J. (2014). Assessing the effects of land use and topography on soil erosion on the Loess Plateau in China. *Catena*, 151-163.
- Tarboton, D. G., Bras, R. L., & Rodriguez-Iturbe, I. (1991). On the Extraction of Channel Networks from Digital Elevation Data. *Hydrological Processes*, 81-100.
- Tecimen, H. B. (2017). Land use effect on nitrogen and phosphorus fluxes into and from soil. *Eurasian Journal of Forest Science*, 8-12.
- Terranova, O., Antronico, L., Coscarelli, R., & Iaquina, P. (2009). Soil erosion risk scenarios in the Mediterranean environment using RUSLE and GIS: an application model for Calabria (southern Italy). *Geomorphology*, 228-245.
- Thien, S. J. (1979). A flow diagram for teaching texture-by-feel analysis. *Journal of Agronomic education*, 54-55.
- Thompson, S. E., Basu, N. B., Lascurain, J., Aubeneau, A., & Rao, P. S. (2011). Relative dominance of hydrologic versus biogeochemical factors on solute export across impact gradients. *Water Resources Research*.
- Townsend, A., Howarth, R., Bazzaz, F., Booth, M., Cleveland, C., Collinge, S., . . . Wolfe, A. (2003). Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 240-246.
- Turner, R. E., Rabalais, N. N., Justic, D., & Dortch, Q. (2003). Global patterns of dissolved N, P and Si in large rivers. *Biogeochemistry*, 297-317.
- UNECE. (1994). Standard Statistical Classification of Surface Freshwater Quality for the Maintenance of Aquatic Life. En *Readings in International Environment Statistics*. United Nations Economic Commission for Europe: New York and Geneva.
- Vadas, P. A., & Powell, J. M. (2013). Monitoring nutrient loss in runoff from dairy cattle lots. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.025>



- Valiela, I., Collins, G., Kremer, J., Lajtha, K., Geist, M., Seely, M., . . . Sham, C. (1997). Nitrogen loading from coastal watersheds to receiving estuaries: new method and application. *Ecological Applications*, 7(2), 358-380.
- Vergara de Paz, Y. (2012). *Evaluación de la dinámica de nutrientes del Lago de Zirahuén, Michoacán, México*. Tesis de maestría, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Verstraeten, G., & Poesen, J. (2001). Modelling the long-term sediment trap efficiency of small ponds. *HYDROLOGICAL PROCESSES*. doi:DOI: 10.1002/hyp.269
- Verstraeten, G., & Poesen, J. (2002). Regional Scale Variability in Sediment and Nutrient Delivery from Small Agricultural Watersheds. *Journal of Environmental Quality*, VOL. 31.
- Vitousek, P. M., & Howarth, R. W. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur? *Biogeochemistry*, 87-115.
- Vollenweider, R. (1968). *Scientific Fundamentals on the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with particular reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication*. Paris: OECD Report.
- Vörösmarty, C. J. (1997). The storage and aging of continental runoff in large reservoir systems of the world. *AMBIO*, 210-219.
- Wan, Y., Wan, L., Li, Y., & Doering, P. (2017). Decadal and seasonal trends of nutrient concentration and export from highly managed coastal catchments. *Water research*, 180-194.
- White, E., Albritton, B., & Ormsbee, L. (2015). The Kentucky nutrient model. En *World Environmental and Water Resources Congress 2015* (págs. 2667-2676).
- Wickham, J. D. (2000). Spatial pattern of water pollution risk in Maryland, USA. En *Proceedings of the 2nd International Conference on Geospatial Information in Forestry and Agriculture* (págs. 161–167). Lake Buena Vista, Florida.
- Wilcock, R. J., Monaghan, R. M., Quinn, J. M., Srinivasan, M., Houlbrooke, D. J., Duncan, M. J., . . . Scarsbrook, M. R. (2013). Trends in water quality of five dairy farming streams in response to adoption of best practice and benefits of long-term monitoring at the catchment scale. *Marine and Freshwater Research*, 401-412.
- Wilcock, R., Monaghan, R., Quinn, J., Srinivasan, M., Houlbrooke, D., Duncan, M., . . . Scarsbrook, M. (2019). Trends in water quality of five dairy farming streams in response to adoption of best practice and benefits of long-term monitoring at the catchment scale. *Marine and Freshwater Research*, 401-412.
- Williams, M. R., Filoso, S., Longstaff, B. J., & Dennison, W. C. (2010). Long-term trends of water quality and biotic metrics in Chesapeake Bay: 1986 to 2008. *Estuaries and Coasts*, 1279-1299.



- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2006). On the use of dimensioned measures of error to evaluate the performance of spatial interpolators. *International Journal of Geographical Information Science*, 89-102.
- Wischmeier, W. H., & Smith, D. D. (1960). A universal soil equation to guide conservation farm planning. *En 7th International Congress of Soil Sciences* (págs. 418-425). Madison, Estados Unidos: Proceedings.
- Withers, P., Jarvie, H., & Stoate, C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*. doi:<https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.002>
- Wu, Q., & Xia, X. (2014). Trends of water quantity and water quality of the Yellow River from 1956 to 2009: implications for the effect of climate change. *Environmental Systems Research*.
- Yang, X., Wu, X., Hao, H., & He, Z. (2008). Mechanisms and assessment of water eutrophication. *Journal of Zhejiang University-SCIENCE B*, 197-209. doi:<https://doi.org/10.1631/jzus.B0710626>
- Yu, W. D. (2008). Water pollution and control in Zhangweinan River Basin. *Water Resources Protection*, 83-86.
- Zazo, F. E., Flores, C. C., & Sarandon, S. J. (2011). El “costo oculto” del deterioro del suelo durante el proceso de “sojización” en el Partido de Arrecifes, Argentina. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(3), 3-20.
- Zhao, Y., Qin, N., Weber, B., & Xu, M. (2014). Response of biological soil crusts to raindrop erosivity and underlying influences in the hilly Loess Plateau region, China. *Biodiversity and conservation*, 1669-1686.
- Zheng, S., Cao, C., Cheng, J., Wu, Y., Xie, X., & Xu, M. (2011). A study on land use and land cover change during urbanization in Shenzhen using data from Chinese satellites. *Scientia Sinica Informationis*, 41(suppl), 140-152.
- Zuazo, V. H., & Pleguezuelo, C. R. (2009). Soil-erosion and runoff prevention by plant covers: a review. *Sustainable agriculture*, 785-811.



## ANEXOS

### Anexo I

#### Propiedades físicas de los suelos

Muestras	Arena %	Arcilla %	Limo %	Textura
1	39.20973	16.79731	43.99296	franco
2	47.20338	4.799693	47.99693	franco arenoso
3	59.20351	14.79873	25.99776	franco arenoso
4	53.20749	14.79763	31.99488	franco arenoso
5	43.20454	22.79818	33.99728	franco
6	39.2045	46.79654	13.99896	arcillosa
7	45.20866	6.798926	47.99242	franco arenoso
8	67.2038	10.79875	21.99745	franco arenoso
9	49.20792	16.79738	33.9947	franco
10	49.60393	14.39888	35.99719	franco
11	21.61207	60.3907	17.99723	arcillosa
12	57.60339	14.39885	27.99776	franco arenoso
13	49.60907	8.398488	41.99244	franco
14	49.60454	12.39888	37.99658	franco
15	31.61327	22.39566	45.99108	franco
16	39.60411	38.79736	21.59853	franco arcilloso
17	39.60773	22.79708	37.59519	franco
18	39.60205	20.79929	39.59865	franco
19	43.60316	16.79906	39.59778	franco
20	57.60237	8.799507	33.59812	franco arenoso
21	57.60483	10.79877	31.5964	franco arenoso
22	67.60499	6.798953	25.59606	franco arenoso
23	39.60556	32.79698	27.59746	franco arcilloso
24	59.60566	16.79765	23.5967	franco arenoso
25	41.60607	8.799085	49.59484	franco
26	53.60278	6.799592	39.59762	franco arenoso
27	23.60397	48.79746	27.59856	arcillosa
28	59.60719	16.79701	23.5958	franco arenoso
29	55.60329	14.7989	29.59781	franco arenoso
30	47.60576	20.79771	31.59652	franco



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO**  
**FACULTAD DE GEOGRAFÍA**



Anexo II

Propiedades químicas de los suelos

Muestras	pH	P (ppm)	N (%)
1	5.1	3.772941	0.160645
2	4.65	1.145784	0.301751
3	6.71	3.702405	0.207284
4	5.22	5.643878	0.484962
5	6.19	4.838464	0.229722
6	4.26	6.686234	0.146119
7	5.02	0.35955	0.319177
8	5.5	2.089963	0.50268
9	4.95	2.112482	0.560782
10	5.43	7.644082	0.421753
11	4.44	1.602906	0.174119
12	5.43	9.499343	0.495546
13	5.13	0.669915	0.319753
14	5.3	0.777474	0.251109
15	5.33	3.209451	0.200164
16	5.75	0.999094	0.102628
17	4.84	1.909371	0.139951
18	5.11	1.456245	0.108511
19	4.73	1.542274	0.261708
20	4.3	0.430317	0.533069
21	4.38	2.865663	0.252995
22	7.19	0.538365	0.781716
23	7.19	1.223691	0.139502
24	6.58	7.536374	0.305022
25	4.42	2.59796	0.358066
26	5.52	0.55645	0.39651
27	4.34	2.204151	0.139804
28	5.31	3.761147	0.256556
29	5.27	4.816882	0.347411
30	5.17	0.814192	0.183701



Anexo III

Pluviómetros de la red del Servicio Meteorológico Nacional

