

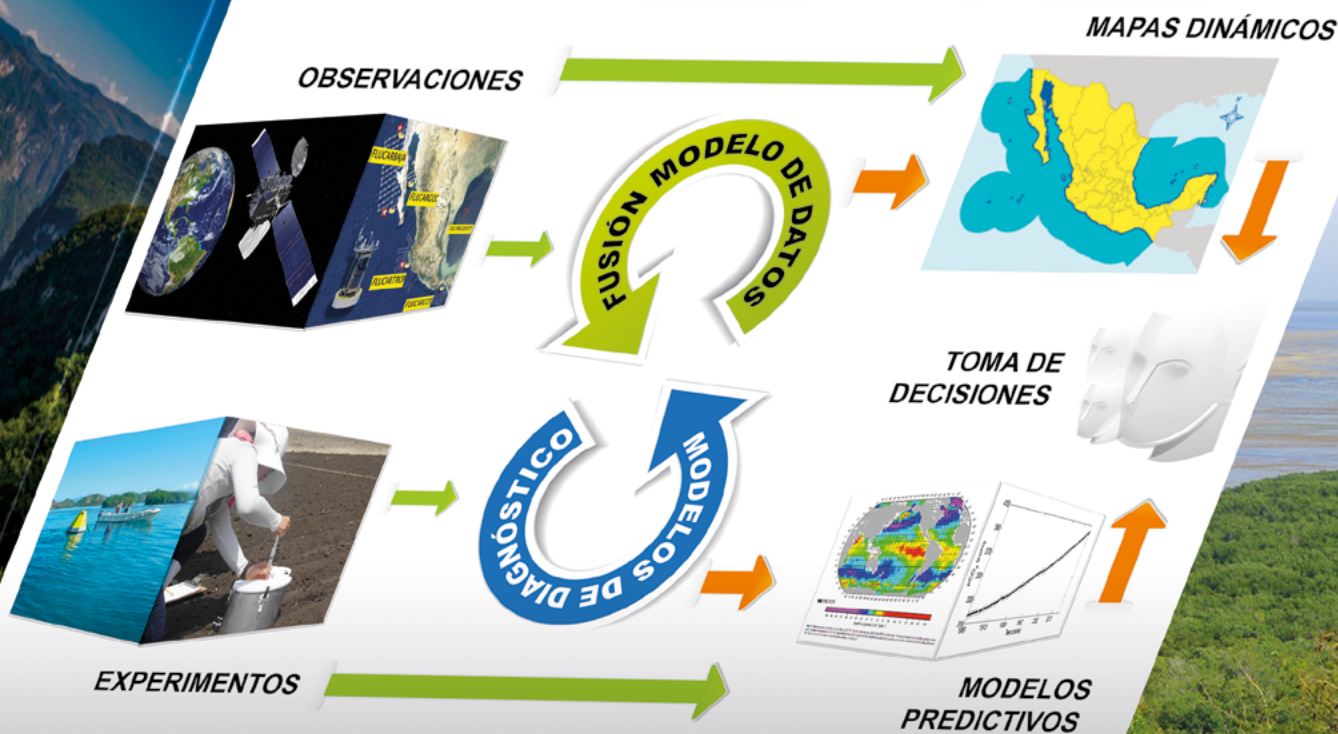
Estado del Ciclo del Carbono en México

Agenda Azul y Verde

PRIMER REPORTE

Editores

Fernando Paz Pellat
J. Martín Hernández Ayón
Ramón Sosa Ávalos
Alma S. Velázquez Rodríguez





Programa Mexicano del Carbono

RED TEMÁTICA DEL **CONACYT**

FORMA DE CITAR

Paz-Pellat, F., J. M. Hernández-Ayón, R. Sosa-Ávalos y A. S. Velázquez-Rodríguez. (Editores). 2019. Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde. Programa Mexicano del Carbono. Texcoco, Estado de México, México. ISBN: 978-607-96490-7-4. 716 p.

ISBN: 978-607-96490-7-4



Programa Mexicano del Carbono A.C.
Calle Chiconautla No. 8 Interior A
Colonia Lomas de Cristo, C.P. 56230
Texcoco, Estado de México, México

www.pmcarbono.org

Esta obra fue elaborada por el Programa Mexicano del Carbono (PMC).

Se prohíbe la reproducción parcial o total de esta obra, por cualquier medio.

Estado del Ciclo del Carbono en México: Agenda Azul y Verde

Fernando Paz Pellat
J. Martín Hernández Ayón
Ramón Sosa Ávalos
Alma S. Velázquez Rodríguez
Editores

Programa Mexicano del Carbono

Junio 2019

ISBN: 978-607-96490-7-4



Contenido

ECOSISTEMAS MARINOS		1
1	Almacenes y flujos en ecosistemas marinos <i>Coordinadores: Cecilia Chapa Balcorta, Ramón Sosa Ávalos, José Martín Hernández Ayón</i>	3
2	Producción primaria del fitoplancton en los ecosistemas marinos <i>Coordinador: Ramón Sosa Ávalos</i>	24
3	Producción exportada en ecosistemas marinos <i>Coordinador: Fernando Aguirre Bahena</i>	47
4	Acidificación de los mares mexicanos <i>Coordinador: José Martín Hernández Ayón</i>	65
5	Zona del mínimo de oxígeno en el Pacífico mexicano <i>Coordinador: Helmut Maske</i>	86
6	Bosques de macroalgas en arrecifes templados <i>Coordinadores: Rodrigo Beas Luna, Julio Lorda, Luis Malpica Cruz, Gabriela Montaña Moctezuma, José Alberto Zepeda Domínguez, Juan G. Vaca Rodríguez, Alicia Abadía Cardoso</i>	103
ECOSISTEMAS COSTEROS		125
7	Arrecifes y comunidades coralinas <i>Coordinadores: Carlos Orión Norzagaray López, Luis Eduardo Calderón Aguilera</i>	127
8	Pastos marinos <i>Coordinador: Jorge A. Herrera Silveira</i>	150
9	Ambientes costeros hipersalinos <i>Coordinador: Jacob. A. Valdivieso Ojeda</i>	178
10	Lagunas costeras <i>Coordinador: Jorge A. Herrera Silveira</i>	192
11	Flujos en lagunas costeras: bahía de San Quintín <i>Coordinadores: Ma. del Carmen Ávila López y José Martín Hernández Ayón</i>	207

12	Almacenes y flujos en lagunas costeras: laguna Celestún	224
	Coordinador: <i>Jorge A. Herrera Silveira</i>	
13	Manglares	240
	Coordinador: <i>Jorge A. Herrera Silveira</i>	
	ECOSISTEMAS ACUÁTICOS TERRESTRES	260
14	Flujos laterales tierra-océano	263
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Víctor Salas Aguilar</i>	
15	Ecosistemas acuáticos epicontinentales	285
	Coordinador: <i>Javier Alcocer</i>	
16	Humedales de agua dulce	314
	Coordinadora: <i>María Elizabeth Hernández Alarcón</i>	
17	Ecosistemas ribereños	328
	Coordinadores: <i>Gerardo Cruz Flores, Eloísa A. Guerra Hernández</i>	
	ECOSISTEMAS TERRESTRES	350
18	Matorrales y pastizales	353
	Coordinadores: <i>Oscar Briones, Yareni Perroni</i>	
19	Bosques y selvas	386
	Coordinadores: <i>Ben de Jong, Fernando Paz Pellat</i>	
20	Suelos	436
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Alma S. Velázquez Rodríguez</i>	
21	Agricultura	469
	Coordinador: <i>Marcos Casiano Domínguez</i>	
22	Ganadería	492
	Coordinadores: <i>Octavio Alonso Castelán Ortega, Juan Carlos Ku Vera</i>	
23	Dinámica del uso del suelo y vegetación	529
	Coordinador: <i>Fernando Paz Pellat</i>	



24	Escenarios asociados al ciclo del carbono y sus interacciones: estado de Chiapas	573
	Coordinadores: <i>Sara Covaleda Ocón, Fernando Paz Pellat</i>	

ATMÓSFERA 603

25	Flujos verticales de carbono en ecosistemas terrestres	605
	Coordinadores: <i>Josué Delgado Balbuena, Enrico A. Yépez, Fernando Paz Pellat, Gregorio Ángeles Pérez, María Susana Alvarado Barrientos, Stephen H. Bullock, Alejandro E. Castellanos, Tulio Arredondo, Bernardo Figueroa Espinoza, Jaime Garatuzza Payán, Eugenia González del Castillo, Enrique González Sosa, Yolanda Maya Delgado, Julio C. Rodríguez, Rodrigo Vargas, Enrique R. Vivoni, Christopher J. Watts</i>	

BIOENERGÍA 626

26	Bioenergía	629
	Coordinadores: <i>René David Martínez Bravo, Omar Masera Cerutti</i>	

DIMENSIÓN SOCIAL 658

27	Dimensión social en ecosistemas marinos y costeros	661
	Coordinadora: <i>María Esther Cruz Colín</i>	
28	Dimensión social en ecosistemas terrestres	687
	Coordinadores: <i>Fernando Paz Pellat, Gontrán Villalobos Sánchez, Mariela Fuentes Ponce y Sara Covaleda Ocón</i>	

Capítulo 14

FLUJOS LATERALES TIERRA-OCÉANO

Coordinadores

Fernando Paz-Pellat¹ y Víctor Salas-Aguilar²

Colaboradores

Víctor M. Romero-Benitez³, Jorge D. Etchevers-Barra⁴, Claudia I. Hidalgo-Moreno⁴,
Martín Bolaños-González⁵ y Alma S. Velázquez-Rodríguez⁶

¹GRENASER, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

²Geoinformática, Universidad Autónoma de Ciudad Juárez, Ciudad Cuauhtémoc, Chihuahua, México.

³Instituto Nacional de Estadística y Geografía, Aguascalientes, Aguascalientes, México.

⁴Laboratorio de Fertilidad de Suelos, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillo, Estado de México, México.

⁵Programa en Hidrociencias, Colegio de Postgraduados, *campus* Montecillo, Montecillos, Estado de México, México.

⁶Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma del Estado de México, El Cerrillo Piedras Blancas, Toluca, Estado de México, México.

INTRODUCCIÓN

Los flujos laterales (sedimentos) de la tierra al océano permiten realizar balances globales de la materia en el sistema tierra-atmósfera-océano y, determinar los flujos de carbono y otros elementos asociados con el transporte de sedimentos. La integración de los ciclos biogeoquímicos e hidrológicos permite una mejor comprensión de los sistemas acoplados (Hope *et al.*, 1994; Walling, 1999; Aufdenkampe *et al.*, 2011; Ward *et al.*, 2017) y el análisis de los impactos antropogénicos (Walling, 1999 y 2008; Regnier *et al.*, 2013). Las corrientes de agua (ríos, arroyos, etc.) en las cuencas hidrográficas conectadas con el océano, son el medio de transporte de los sedimentos y el carbono hacia los ecosistemas costeros y marinos, los cuales conforman conductos activos que depositan y emiten gases de efecto invernadero (GEI) durante el proceso de erosión del suelo en las cuencas, hasta su transporte al océano (Cole *et al.*, 2007; Chappell *et al.*, 2013). Aun cuando el proceso de erosión (hídrica y eólica) de los suelos es la fuente de los sedimentos transportados, existe todavía una discusión en relación a su importancia como fuente o sumidero de GEI (Lal, 2006; Lal y Pimentel, 2008). Por un lado (visión desde la sedimentología), se argumenta que el proceso de erosión de los suelos reduce el almacén de carbono (C) y crea un sumidero que es ocupado por los procesos de crecimiento de la vegetación y la reintegración de sus restos; el carbono orgánico del suelo (COS) fuera del

área de erosión, es transportado hacia las depresiones topográficas, por lo que se deposita o es sepultado y queda fuera de circulación (Stallard, 1998; Smith *et al.*, 2001). Por otro lado (visión desde la edafología), se considera que la erosión agota y degrada las reservas de nutrientes, demeritando la calidad del suelo, lo que reduce la productividad de la vegetación y el retorno de residuos; fuera del sitio, el COS es transportado en el paisaje y redistribuido selectivamente, lo que da lugar a la producción de emisiones de CO₂, por oxidación y mineralización, durante su desplazamiento (Lal, 1995; Jacinthe y Lal, 2001). La principal diferencia entre ambas visiones de flujos hacia la atmósfera, es la magnitud de las emisiones durante el transporte de sedimentos, las cuales se estiman en tasas promedio de 20% del COS (Lal, 1995 y 2003), aunque también se reportan tasas mayores (Lal, 2003; para una revisión) o nulas (Smith *et al.*, 2001). Tanto los flujos verticales atmosféricos de GEI, como la deposición, están fuera del alcance de este capítulo, en el que el objetivo principal son los flujos laterales (transporte de sedimentos en los cauces) del continente hacia el océano.

La erosión hídrica tiene tasas que van de 20 Pg año⁻¹ hasta 200 Pg año⁻¹ (FAO e ITPS, 2015), lo que las hace inciertas. En relación con los almacenes y flujos del proceso de erosión hídrica, Lal (2003) estimó que entre 4.0 y 6.0 Pg C año⁻¹ son trasladados por erosión y, de éstos, entre 2.8 y 4.2 Pg C año⁻¹ se redistribuyen en las depresiones del paisaje, además de una transferencia hacia el océano de 0.4 a 0.6 Pg C año⁻¹, la cual puede



mineralizarse o quedar sepultada por los sedimentos marinos; finalmente, de 0.8 a 1.2 Pg C año⁻¹ se emiten a la atmósfera.

Las estimaciones de sedimentos que se transportan del continente hacia los océanos son múltiples (Schlesinger y Merlack, 1981; Milliman y Meade, 1983; Lal, 1995 y 2003; Ludwig y Probst, 1996; Syvitski *et al.*, 2003; Beusen *et al.*, 2005) y con altos grados de incertidumbre, que dependen de la fuente de información que se utiliza y de la implementación de la aproximación metodológica. El carbono contenido en los sedimentos transportados al océano, también ha sido sujeto de múltiples estimaciones a escala global (Meybeck, 1982 y 1993; Walling y Webb, 1987 y 1996; Schlünz y Schneider, 2000; Beusen *et al.*, 2005; Li *et al.*, 2017; Drake *et al.*, 2018) y, a partir de estas estimaciones, en los últimos años se generan cada vez valores mayores, aunque con niveles altos de incertidumbre y algunos vacíos (Ward *et al.*, 2017; Drake *et al.*, 2018); de tal manera que los balances globales de carbono, hechos a partir de estimaciones recientes, ponen este componente en un nivel de alta importancia en el ciclo del carbono y cambio climático (Cole *et al.*, 2007; Tranvik *et al.*, 2018). Además del carbono orgánico total (COT), se han realizado evaluaciones del carbono orgánico disuelto (COD) y particulado (COP) (Meybeck, 1982 y 1993; Hope *et al.*, 1994; Ludwig y Probst, 1996; Hedges *et al.*, 1997; Jacinthe y Lal, 2001; Lal, 2003; Beusen *et al.*, 2005; Huang *et al.*, 2012) y, del carbono inorgánico disuelto y particulado (Meybeck, 1993; Huang *et al.*, 2012). Con los datos usados en las estimaciones se han establecido modelos para evaluar fósforo y nitrógeno (disuelto y particulado) (Meybeck, 1982; Beusen *et al.*, 2005) que, junto con el carbono, son elementos importantes en los balances de lagunas costeras (Gordon *et al.*, 1996; Smith *et al.*, 1997).

En términos estáticos (sedimentos depositados) es difícil realizar balances de flujos laterales continente-océano, ya que el origen de los sedimentos costeros y marinos tiene una componente variable y, generalmente, menor al 50% de la parte continental (Hedges *et al.*, 1997; Schlünz y Schneider, 2000; Burdige, 2005; Smith *et al.*, 2008), lo que hace complejo integrar la acumulación de sedimentos transportados por las corrientes de aguas continentales y los depositados en la interfaz tierra-océano.

En el caso de cuencas reguladas, los aportes de sedimentos quedan atrapados en las presas o vasos de almacenamiento o regulación y se depositan en el lecho, generando emisiones de GEI que pueden ser

importantes en el ciclo del carbono (Mulholland y Elwood, 1982; Tranvik *et al.*, 2009). La eficiencia de atrapamiento de sedimentos o EAS (Brown, 1943), definida como la razón entre el sedimento depositado en el almacenamiento y los sedimentos aportados por la cuenca, caracteriza el comportamiento de los sedimentos bajo el régimen de regulación.

Procesos y relaciones del transporte de sedimentos y carbono tierra-océano

Para poder comprender los flujos laterales tierra-océano es recomendable analizar el problema del origen y transporte de los sedimentos, así como las relaciones existentes entre los diferentes procesos involucrados y las variables que inciden en ellos (topografía, clima, vegetación, suelo, etc.), para poder aproximar estimaciones dependientes de información generalizada disponible a nivel de país, así como para entender las limitaciones de estos enfoques.

La consideración de la redistribución del carbono orgánico de los suelos (COS) por el proceso de erosión, pérdida acelerada de la capa superior del suelo por agua, viento o labranza de la superficie (FAO, 2015), es importante en el ciclo del carbono (Lal, 2003 y 2006; Pimentel y Burgess, 2013; Chappell *et al.*, 2015). La erosión se asocia al proceso de desertificación y cambio climático, además de la generación de problemas de pobreza, migración y reducción de la productividad agrícola y de seguridad alimentaria (Lal, 2004; INEGI, 2014a). El COS ayuda en la estabilización de la estructura del suelo, mejora su capacidad de retención de agua, incrementa la biodiversidad, favorece en la biodegradación de contaminantes, tiene la capacidad de amortiguar cambios en el pH y concentración de elementos del suelo, minimiza las pérdidas por lixiviación de fertilizantes, filtra y purifica el agua, fortalece los mecanismos para el reciclaje de elementos, mejora la calidad y productividad del suelo y, permite el secuestro de carbono, mitigando el cambio climático (Brady y Weil, 2002; Smith y Powlson, 2003; Lal, 2006). Las pérdidas de COS por el proceso de erosión son alarmantes (Lal, 1995; FAO e ITPS, 2015), siendo el principal componente de la degradación de los suelos (Oldeman, 1994); aunque cabe destacar que las estimaciones tienen niveles altos de incertidumbre. La erosión del suelo es causante de emisiones de GEI (CO₂ y CH₄) hacia la atmósfera, producto de la mineralización del suelo durante su transporte (Gregorich *et al.*, 1998; Jacinthe y Lal, 2001). La Figura 1 muestra el proceso de erosión y la huella del carbono.

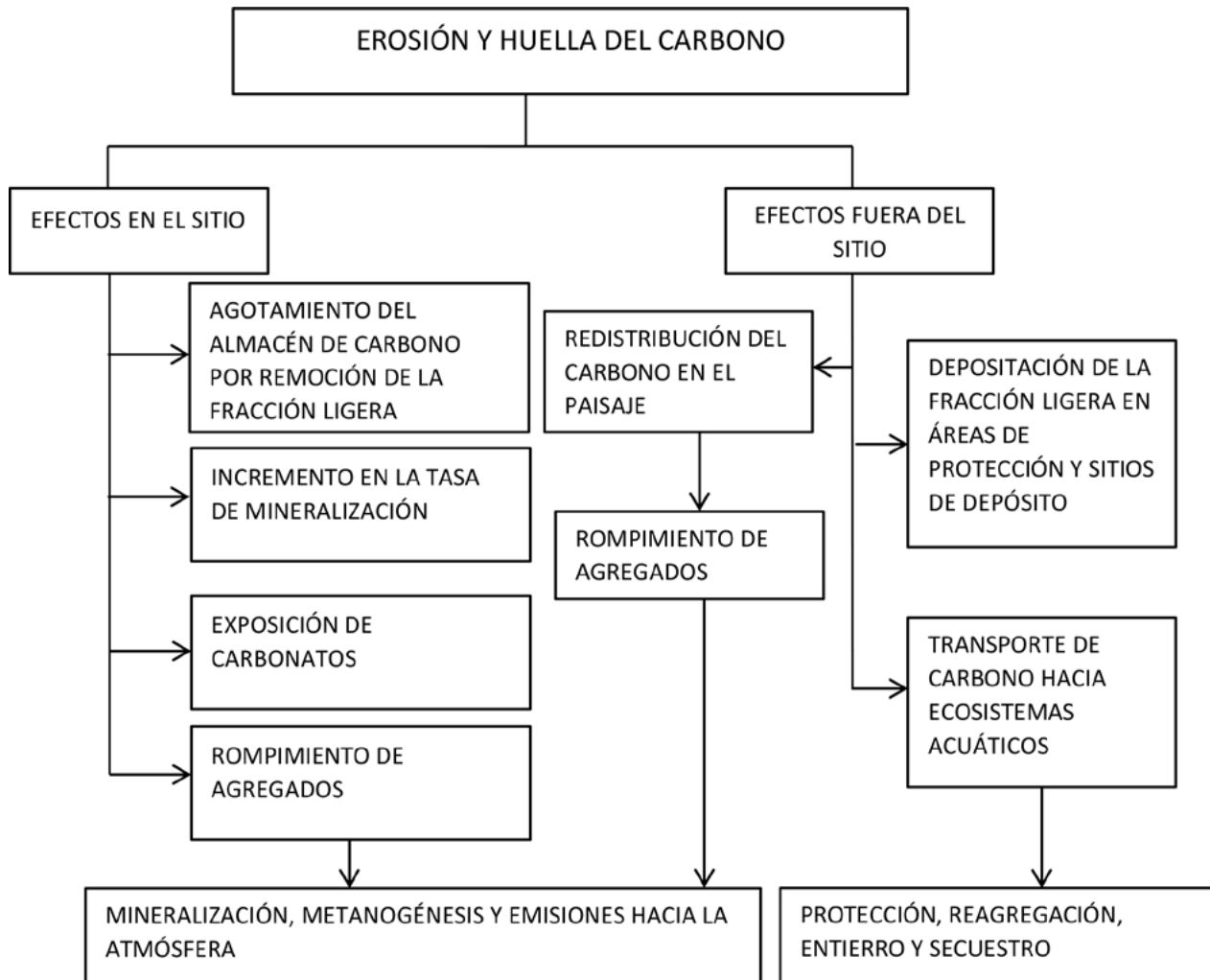


Figura 1. Diagrama esquemático de la erosión del suelo y la huella del carbono.
Fuente: Lal (2006).

La producción de sedimentos a la salida de una cuenca es igual a la erosión bruta menos el sedimento que se deposita en su ruta de transporte (USDA-SCS, 1984). Para estimar esta producción es común utilizar la tasa de entrega de sedimento (TES) (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984):

$$TES = \frac{PSed}{Ecuenca}$$

donde PSed es la producción de sedimentos a la salida de la cuenca (masa/área por unidad de tiempo) y Ecuenca es la erosión bruta o pérdida de suelo (masa/área por unidad de tiempo) de la cuenca. La TES es altamente variable (0.1 – 30%, Walling, 1983; aunque es común usar el intervalo de 13-20%; Lal, 2003), pero muestra una correlación fuerte con el área de las

cuenca (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984; Martínez-Ménez, 2001); aunque esta relación puede ser producto de otros factores que inciden en el área (Vente *et al.*, 2007). En términos de modelos empíricos, la TES puede estimarse en función del área, topografía, clima, vegetación y suelo de las cuencas (Walling, 1983; USDA-SCS, 1984). Para estimar la producción de sedimentos, conocida la TES, es necesario estimar la erosión (principalmente hídrica) de las cuencas, la que generalmente se aproxima con modelos paramétricos, tales como el USLE (Wischmeier y Smith, 1978), SLEMSA (Elwell, 1978), RUSLE (Renard *et al.*, 1991), entre otros, que están en función de la precipitación, suelo, geometría de las parcelas y vegetación, así como del manejo de ésta, incluyendo los gastos de agua. El uso de modelos para estimar la erosión bruta y la producción de sedimentos es práctica



común (Smith *et al.*, 2001; Martínez-Ménez, 2001; García-Aragón *et al.*, 2007; Polyakov y Lal, 2003; Ramírez-León y Aparicio, 2009). A nivel de presas de almacenamiento, los datos de batimetrías y modelos pueden utilizarse para predicción o calibración de modelos de sedimentos (García-Aragón *et al.*, 2007; Campos-Aranda, 2012; Estrada-Gutiérrez, 2015). Los modelos de erosión/producción de sedimentos, generalmente, solo se aplican a escala de parcelas en un cuenca o microcuenca, por lo que resulta difícil hacer generalizaciones a escala de subcuencas, requiriéndose considerar la interconectividad hidrológica de la parcela (vegetación y práctica de manejo local) con las corrientes de agua (Bracken y Croke, 2007; Mayor *et al.*, 2008; Jencso y McGlynn, 2011).

Al usar estaciones hidrométricas en cuencas, es posible establecer una relación entre el gasto de agua (Q, volumen/tiempo) con el del sedimento (Qs, volumen/tiempo), que generalmente es de tipo potencial: $Q_s = aQ^b$ (Leopold *et al.*, 1964; USDA-SCS, 1984). Las constantes a y b son función del tipo de vegetación en la cuenca (Lal, 1985; Dedkov y Mozzherin, 1996; Zhu *et al.*, 2013) y del desnivel (altura máxima – altura mínima de la cuenca o cauce principal) (Dunne, 1979). La producción de sedimentos (PSed) se ha relacionado con el área y manejo del suelo (Walling y Webb, 1996), precipitación (Langbein y Schumm, 1958; Pou-Alberú y Pozos-Salazar, 1992), área y Q (Schlesinger y Melack, 1981; Milliman y Meade, 1983), área y clima (Jansson, 1988); y, área, Q y temperatura (Syvitski *et al.*, 2003). En modelos empíricos generalizados de PSed se consideran las variables del área y topografía, clima, suelos, litología, vegetación y manejo y, usos del suelo, principalmente (Anderson, 1954; Jansen y Painter, 1974; Ludwig y Probst, 1996; Beusen *et al.*, 2005), incluyendo eventos climáticos periódicos y extremos (Hudson, 2000 y 2003; Muñoz-Salinas y Castillo, 2013 y 2015), así como la erosión previa (Duvert *et al.*, 2010).

En términos de los elementos constitutivos de los sedimentos, la estimación del carbono puede hacerse a partir de la tasa de enriquecimiento de carbono, TEC (Menzel, 1980; Walling, 1983):

$$TEC = \frac{COsed}{COScuenca}$$

donde COsed es el contenido de carbono orgánico en los sedimentos y COScuenca es el carbono orgánico de los suelos de la cuenca. El enriquecimiento de los sedimentos es función del tamaño de las partículas

(arcillas, DOC, POC) (Lal, 1995; Chappell *et al.*, 2013). La producción de carbono en los sedimentos a la salida de las cuencas se estima de (Starr *et al.*, 2000):

$$COsed = (EB)(COScuenca)(TEC)$$

donde EB es la erosión bruta en la cuenca.

En términos empíricos, existen relaciones como $COsed = aEB^b$ (Starr *et al.*, 2000) o $TEC = aEB^b$ (Sharpley, 1985) o $TEC = aPSed^b$ (Schiettercatte *et al.*, 2008), en donde a y b son constantes empíricas, que son función del tipo de suelo y textura. La tasa de enriquecimiento puede estimarse, también, de la distribución de los tamaños de sedimentos (Starr *et al.*, 2000; Chappell *et al.*, 2013).

BASES PARA LOS ANÁLISIS

Degradación y erosión de los suelos de México

Las estimaciones de la degradación en México, incluyendo la erosión hídrica, muestran una alta variabilidad, que depende del método e insumos que se utilicen (Balbontín *et al.*, 2009). SEMARNAT y CP (2002) presentan datos de la degradación de los suelos: erosión hídrica (37%), erosión eólica (14.9%), degradación química (6.8%), degradación biológica (3.6%) y degradación física (1.8%), con 36% de la superficie nacional sin degradación. En términos de los niveles de la degradación, el 0.9% es extrema, el 12.6% severa, el 30.89% moderada y el 19.6% ligera, con 36% de suelo estable (sin degradación). Con el modelo de erosión RUSLE (Renard *et al.*, 1991), CONAFOR y UACH (2013) estimaron que, alrededor del 20% de la superficie del país presenta cierto grado de erosión hídrica, con el 14.45% con grado ligero y 3.5% con grado moderado, 1.54% alto y 0.46% muy alto. El Instituto Nacional de Geografía y Estadística (INEGI) estimó que la erosión hídrica está presente en el 52.9% de la superficie del país (INEGI, 2014b), valor que posteriormente cambió al 66% (INEGI, 2015a y b), de la cual, el 6% corresponde a erosión fuerte o extrema, alrededor del 24% a moderada, 36% a leve y, casi el 34%, es suelo estable (sin erosión). Una estimación adicional, también reciente, es la de Bolaños *et al.* (2016), quienes muestran que el 76% de la superficie del país tiene algún grado de erosión hídrica, con predominio del leve (37.06%) y el moderado (26.37%), con 5.79% como erosión fuerte y 6.79% como extrema.

De las evaluaciones relativamente recientes de las superficies nacionales con erosión hídrica y sus grados de

afectación, sobresalen las diferencias entre éstas, además de que no se cuenta con valoraciones de la incertidumbre y se usan categorías subjetivas de erosión, o definidas en términos de modelos. Aunque hay estimaciones nacionales, espacialmente explícitas, de los contenidos de carbono orgánico de los suelos (Segura *et al.*, 2004; Paz *et al.*, 2016; Guevara *et al.*, 2018), la evaluación de las pérdidas de suelo y producción de sedimentos no puede realizarse en forma confiable.

Estaciones hidrométricas y datos de sedimentos

Diversos autores han realizado análisis sobre las corrientes superficiales o cuerpos de agua epicontinentales (Hudson *et al.*, 2005; Alcocer, 2007; Benke y Cushing, 2009; Alcocer y Bernal-Brooks, 2010), pero con enfoques limitados en lo que respecta a los flujos laterales.

La delimitación de cuencas hidrográficas escala 1:250 000 (INEGI, INE y CONAGUA, 2007), puede

considerarse la primera aproximación al estudio de la hidrología de México, pero existe un trabajo a escala 1:50 000, realizado por el INEGI (2010), que es la base de la caracterización nacional de subcuencas y, que es la que se utiliza en lo siguiente. Este trabajo se amplió para considerar las cuencas asociadas a estaciones hidrométricas disponibles en México.

La base de datos de estaciones hidrométricas que se consideró es la de CONAGUA (2013), denominada Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS). Aunque existen datos hidrométricos de la Comisión Federal de Electricidad (de la Peña *et al.*, 1990), no se utilizaron debido a su disponibilidad. Para el análisis de subcuencas reguladas, la información de las presas se obtuvo de la CONAGUA (Arreguín-Cortés *et al.*, 2013).

Las subcuencas escala 1:50 000 de México son 1478, de las cuales, 911 están aforadas y con registros, aunque solo 265 estaciones hidrométricas cuentan con información de sedimentos, Figura 2.

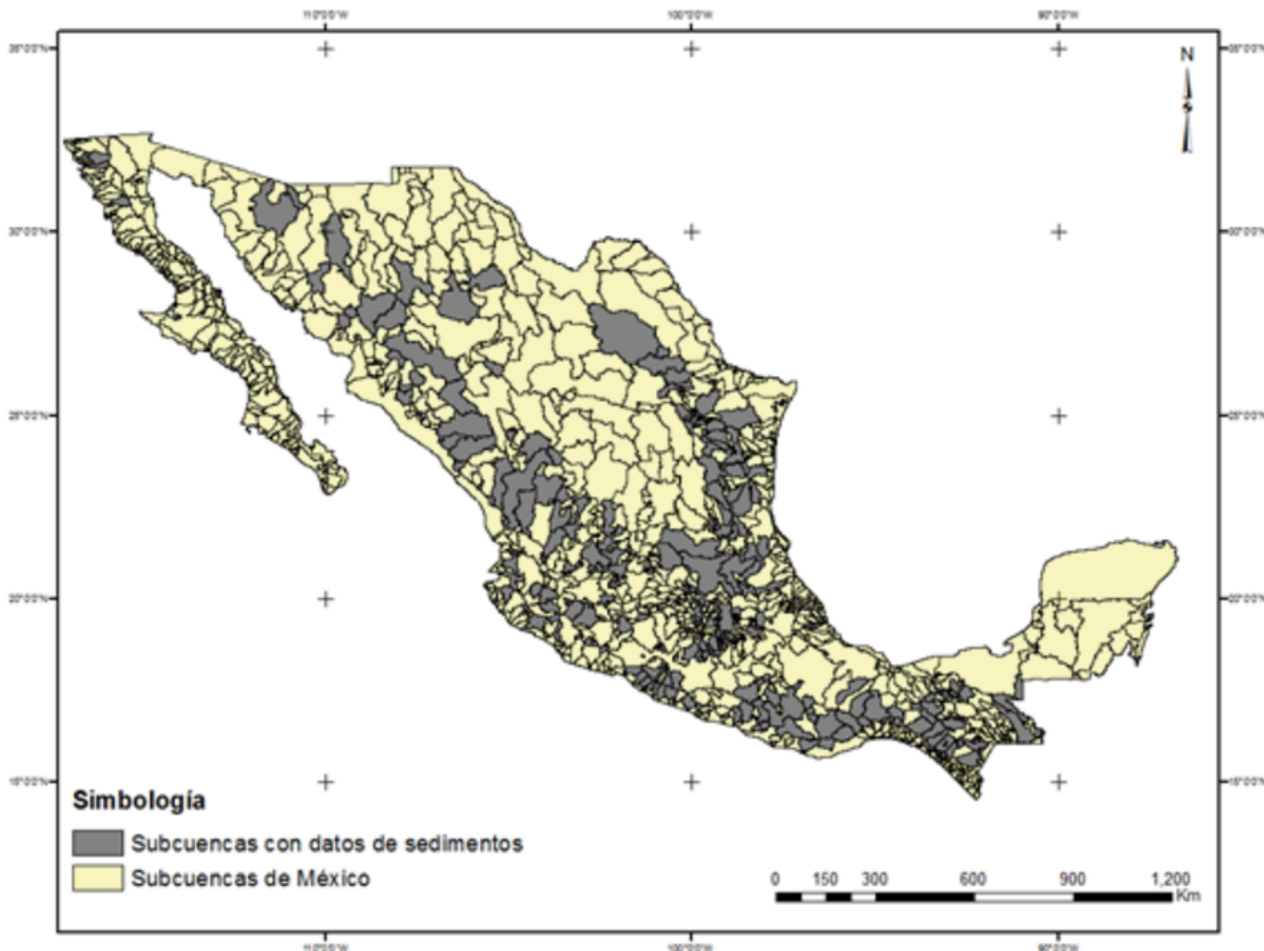


Figura 2. Subcuencas de México y subcuencas con datos de sedimentos.

Las cuencas del litoral de México son 344, Figura 3, pero la gran mayoría de ellas no cuenta con estaciones hidrométricas, por lo que es necesario desarrollar un

modelo para estimar los gastos de agua y sedimentos de estas subcuencas costeras para estimar los flujos laterales de sedimentos hacia el océano.

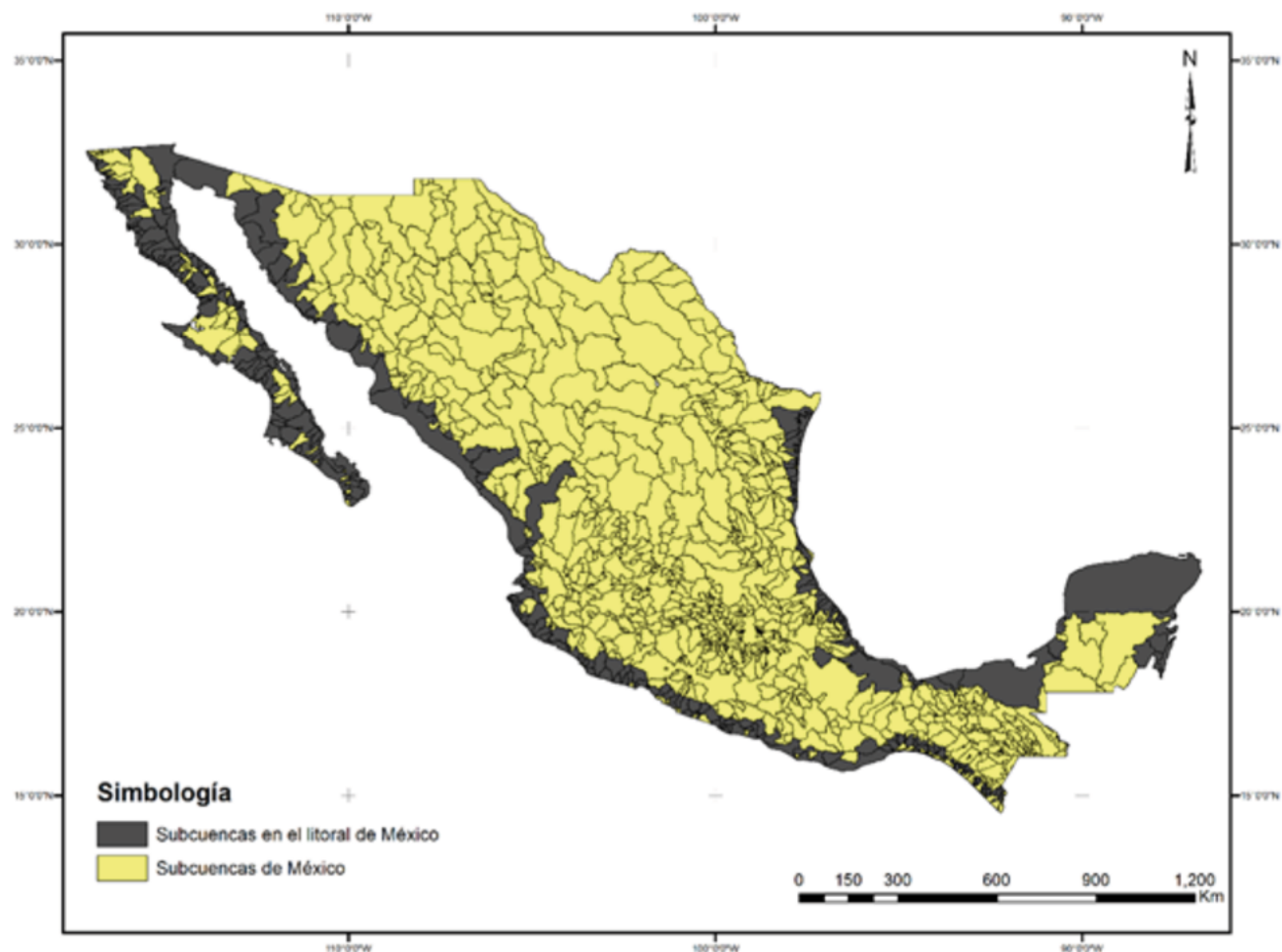


Figura 3. Subcuencas costeras del país.

Promedios de largo plazo y diagramas tipo Budyko

Para estimar la producción de sedimentos de las subcuencas costeras hacia el océano, se utilizó un promedio anual de largo plazo (2003-2012) de los datos hidrométricos, para representar condiciones medias durante el período considerado. Para el caso de los gastos de agua (Q), el uso de datos anuales promedio permite realizar balances energía-materia, que simplifican el problema al considerar condiciones límites tipo Budyko (1974), ver Caja 1.

Las estaciones hidrométricas del BANDAS que cuentan con información de los promedios anuales de precipitación, escurrimiento, sedimentos y evapotranspiración potencial determinada por el método de Hargreaves (Hargreaves y Samani, 1985), para un período mínimo de 10 años, son solo 146. La información de datos de precipitación, evapotranspiración potencial, área de la subcuenca, intervalo de alturas o desnivel, así como los usos del suelo y vegetación (*sensu* INEGI) se obtuvo de las bases de datos de Salas y Paz (2018a), tanto para las estaciones hidrométricas del BANDAS, como para las subcuencas costeras que se analizaron (período 2003-2012).

Caja 1. Promedios de largo plazo y diagramas tipo Budyko

Partiendo de valores anuales promedio de largo plazo del balance de energía-materia, para la precipitación en una cuenca:

$$P = E + Q \tag{C1.1}$$

donde P es la precipitación, E es la evapotranspiración y Q es el escurrimiento. La ecuación (C1.1) supone que el almacenamiento en el suelo es despreciable. La relación (C1.1) puede ser reescrita, dividiendo ambos lados por P, como:

$$1 = \frac{E}{P} + \frac{Q}{P} \tag{C1.2}$$

que permite establecer una relación entre E/P con Q/P cuando se usan razones.

Budyko (1974) planteó dos hipótesis básicas: para condiciones muy húmedas (limitadas por energía) la relación:

$$\frac{E}{E_o} \rightarrow 1, \frac{E_o}{P} \rightarrow 0 \tag{C1.3}$$

y, para condiciones muy secas (limitadas por agua):

$$\frac{E}{P} \rightarrow 1, \frac{E_o}{P} \rightarrow \infty \tag{C1.4}$$

donde Eo es la evapotranspiración potencial o demanda atmosférica.

Las hipótesis de Budyko se muestran en el diagrama de la Figura C1.1a, donde se observa una relación que cumple con los límites impuestos. Budyko hipotetizó que la precipitación es particionada entre el escurrimiento y la evapotranspiración, en primer orden, está determinada por la competencia en el agua disponible (P) y la energía disponible (Eo); esto es:

$$E = f(P, E_o) \tag{C1.5}$$

Aunque existen diferentes diagramas tipo Budyko que pueden resultar más simples de interpretar, en términos hidrológicos el diagrama de la Figura C1.1b resulta claro para analizar la relación P-Q. En este diagrama una relación funcional debe cumplir las restricciones:

$$\frac{Q}{P} \rightarrow 1, \frac{P}{E_o} \rightarrow 0 \tag{C1.6}$$

$$\frac{(P-Q)}{E_o} \rightarrow 1, \frac{P}{E_o} \rightarrow \infty \tag{C1.7}$$

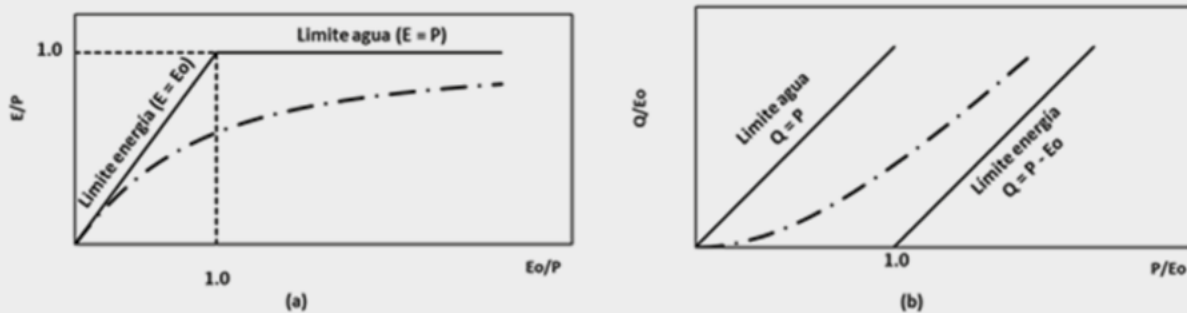


Figura C1.1. Diagramas tipo Budyko: (a) relación Eo/P versus E/P y, (b) relación P/Eo versus Q/Eo.

Modelo predictivo de volúmenes de agua y sedimentos

Para el caso de las 146 subcuencas con datos de largo plazo, la Figura 4 muestra la relación entre las láminas (volúmenes/área subcuenca) de los escurrimientos y sedimentos, en donde se espera una relación potencial. Considerando la gran variabilidad geográfica y de

condiciones de suelos, topografía, usos del suelo y vegetación, etc. de las estaciones hidrométricas analizadas, Figura 2, la Figura 4 no muestra un patrón claro de correlación entre las láminas de escurrimiento y sedimentos. La Figura 5 muestra la relación entre los volúmenes de escurrimiento y los de sedimento y, como se observa, la relación mejora.

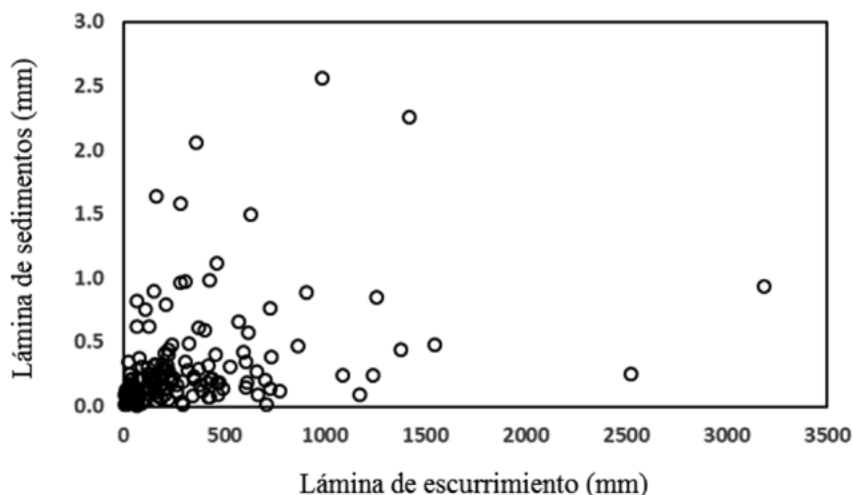


Figura 4. Relación entre las láminas de escurrimiento y sedimento, promedios anuales de largo plazo.

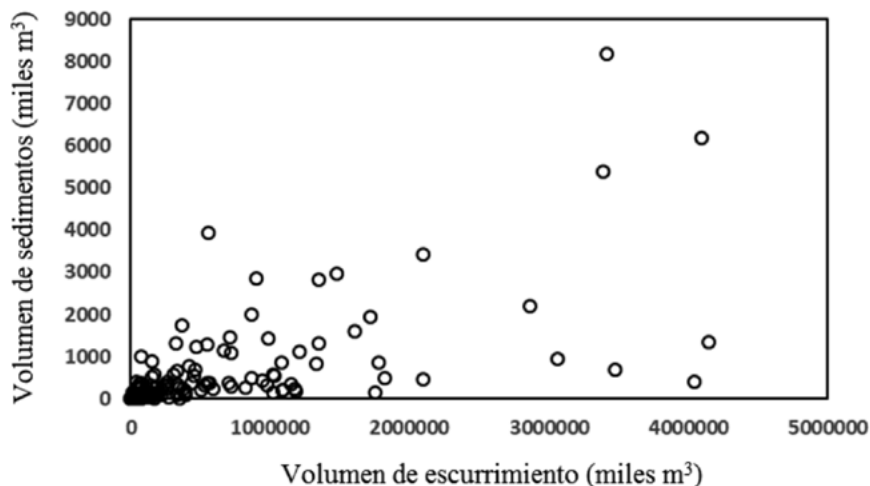


Figura 5. Relación entre los volúmenes de escurrimiento y sedimento, promedios anuales de largo plazo.

Considerando la información disponible en México, Paz-Pellat y Salas-Aguilar (2019), desarrollaron un modelo para estimar los volúmenes de agua y sedimentos en las subcuencas costeras. El modelo empírico que se generó fue del tipo:

$$\text{Vol} = a(A)^b(Eo/P)^c(Hrango)^d(w)^e$$

donde a , b , c , d , y e , son constantes empíricas y w es un parámetro de un modelo tipo Budyko (Fu, 1981; Zhang *et al.*, 2004), ver Caja 2.

Caja 2. Modelo de Fu y parámetro w

Las coberturas de los tipos de suelo y vegetación en las subcuencas instrumentadas fueron planteadas en función del modelo (Fu, 1981; Zhang *et al.*, 2004):

$$\frac{Q}{P} = \left[1 + \left(\frac{E_0}{P} \right)^w \right]^{\frac{1}{w}} - \frac{E_0}{P} \tag{C2.1}$$

donde E es la evapotranspiración actual y w (2 a 4) es un parámetro relacionados con las características de la cuenca.

Para estimar el valor del parámetro w en función de las clases de uso del suelo y vegetación (*sensu* INEGI), se analizaron las bases de datos de cuencas hidrográficas mundiales de Zhang *et al.* (1999 y 2001) y se ajustó w a las relaciones P-Q, Figura C2.1.

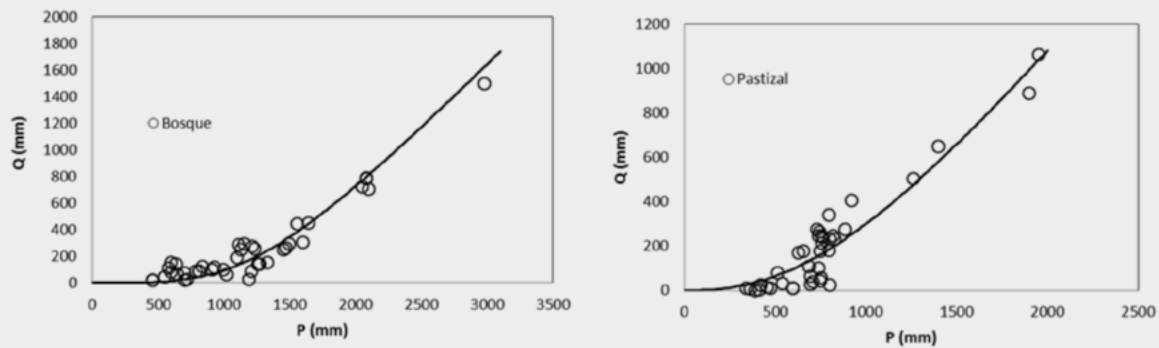


Figura C2.1. Ajuste del modelo de Fu a cuencas con vegetación dominada por bosque y pastizal.

En el Cuadro C2.1 se muestran los ajustes obtenidos en los ajustes del modelo de Fu, junto con su error (RECM = Raíz del Error Cuadrático Medio).

Cuadro C2.1. Parámetro w para diferentes usos del suelo en cuencas.

Uso del suelo	w	RECM
Bosque	3.76	77.3
Vegetación mixta (pastizal y bosque)	2.46	70.8
Pastizal y cultivo	2.93	59.7
Pastizal	2.42	77.4
Vegetación mixta (otros)	2.89	60.9

Para las clases de uso del suelo y vegetación de los mapas del INEGI se estimó un valor ponderado de w:

$$w = \frac{\sum_{i=1}^n w_i p_i}{\sum_{i=1}^n p_i} \tag{C2.2}$$

donde p_i es el porcentaje de cobertura aérea de la subcuenca por la clase de uso del suelo y vegetación i. Los valores utilizados de w_i para las clases de uso del suelo y vegetación i definidas en las subcuencas (Salas y Paz, 2018b) están dados en el Cuadro C2.1.

Cuadro C2.2. Valor de w para las clases de uso del suelo y vegetación.

Uso del Suelo y Vegetación	Parámetro w
Cuerpos de agua	2.1
Área agrícola	2.3
Sin vegetación	2.0
Bosque	4.0
Matorral	2.5
Pastizal	2.4
Selva húmeda	4.0
Selva seca	3.5
Vegetación hidrófila	3.5
Zona urbana	2.2



Subcuencas reguladas por vasos de almacenamiento

El análisis de los flujos de agua de la tierra al océano en algunos lugares geográficos muestra una fuerte efecto por la construcción de presas de almacenamiento o derivación. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) a través de la base de datos denominada Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), almacena los datos

hidrológicos de operación de las presas en México. El Cuadro 1 presenta los datos de las presas que se procesaron; cada presa tiene una clave interna asignada por CONAGUA y el nombre común con el que se identifica, también presenta una eficiencia promedio; esto es, la razón entre las entradas y salidas del caudal a la presa, dentro del período en el que contiene datos. Cuando el valor de la eficiencia supera la unidad, indica que la presa almacena más agua que la que sale de ella.

Cuadro 1. Identificación de las principales presas con salida al océano.

Clave	Nombre	NAMO* (Mm ³)	Área Subcuenca (km ²)	Inicio Operación	Subcuenca	Eficiencia
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	220	386	1947	La Manga	2.3
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	415	19515	1995	Santa María	1.6
020ALM	Adolfo López Mateos	3086	19519	1963	Santa María	1.1
025ARC	Adolfo Ruiz Cortínez	650	3860	1955	Mayo-Navajoa	1.1
035AOB	Álvaro Obregón	2989	6288	1961	Yaqui-Vicam	1.1
050BJU	Benito Juárez	964	563	1961	Tehuantepec	1.1
320MRG	Marte R. Gómez	782	6554	1944	Río Bravo	1.2
325MHD	Miguel Hidalgo	2921	4034	1955	Bacorehuis	1.2
359REP	República Española	55	337	1973	Carrizal	1.1
395SAN	Presa Sanalona	673	19519	1947	Santa María	2.1
475VIG	Vicente Guerrero	3910	751	1971	Soto La Marina	1.3
585TRO	Solidaridad	5510	1012	2000	San Blas	1

*Nivel de aguas máximas ordinarias.

La mayoría de las presas se encuentran ubicadas en el Océano Pacífico (nueve presas) y las tres restantes descargan al Océano Atlántico. La Figura 6 muestra la clave de la presa con la que se puede relacionar su ubicación geográfica. Los datos de las presas, así como

el almacenamiento promedio, puede consultarse en el portal del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA):

<http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=presasPrincipales&ver=mapa#&ui-state=dialog>

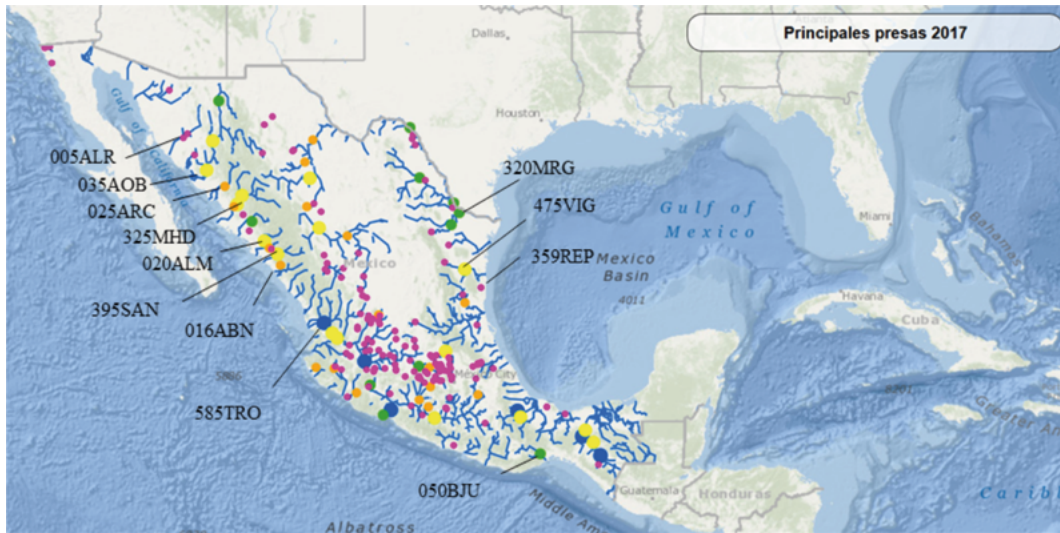


Figura 6. Ubicación e identificación de las presas que desembocan al océano.
Fuente: SINA

ANÁLISIS DE RESULTADOS

Subcuencas costeras no reguladas

Las estimaciones de volúmenes de escurrimientos de agua y sedimentos en las subcuencas costeras se hicieron con el modelo desarrollado por Paz-Pellat y Salas-Aguilar (2019), ver Caja 3 y 4. Los resultados de

este modelo, para los volúmenes escurridos de agua, muestran una buena correlación con las mediciones en estaciones hidrométricas del país. En el caso de los volúmenes de sedimentos, el modelo ajustado no resultó tan bueno, pero es comparable con los resultados obtenidos con otros modelos usados a escala global para la estimación de sedimentos.

Caja 3. Resultados del modelo para estimación de volúmenes de agua

Para el caso del uso de la base de datos nacional de subcuencas con sedimentos (n = 146), el modelo para la predicción de volúmenes de agua (VEsc) es (Paz-Pellat y Salas-Aguilar, 2019):

$$\ln(\text{VEsc}) = -20.78 + 1.033 \ln(A) + 3.438 \ln(P) + 1.172 (ETo/P) + 0.22 \ln(Hrango) + 0.3209 \ln(w) \quad (C3.1)$$

con $R^2 = 0.872$ y error cuadrático e.e. = 0.682, donde VEsc está en miles de m^3 , A en km^2 , P en mm, ETo en mm, Hrango en m y w es adimensional.

La Figura C3.1 muestra la relación entre VEsc medido y estimado por el modelo de regresión.

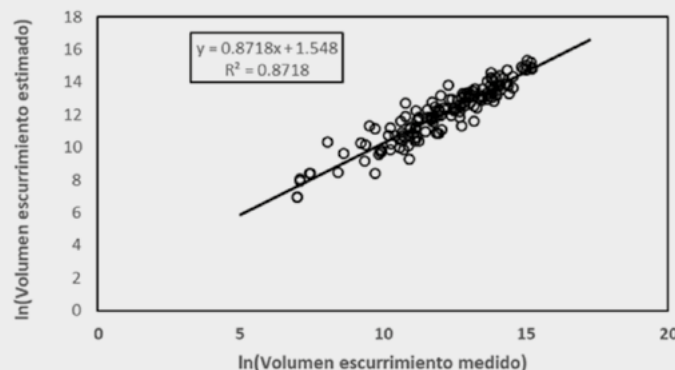


Figura C3.1. Relación entre el volumen de escurrimiento de agua medido y estimado con el modelo.

Caja 4. Resultados del modelo para estimación de volúmenes de sedimento

Para el caso del uso de la base de datos nacional de subcuencas con sedimentos ($n = 146$), el modelo para la predicción de volúmenes de sedimento (VSed) es (Paz-Pellat y Salas-Aguilar, 2019):

$$\ln(\text{VSed}) = -26.91 + 0.776\ln(A) + 2.968\ln(P) + 2.422(\text{ETo}/P) + 0.717\ln(\text{Hrango}) - 0.218\ln(w) \quad (\text{C4.1})$$

con $R^2 = 0.642$ y error cuadrático e.e. = 1.008., donde VSed está en miles de m^3 , A en km^2 , P en mm, ETo en mm, Hrango en m y w es adimensional.

La Figura C4.1 muestra la relación entre VSed medido y estimado por el modelo de regresión.

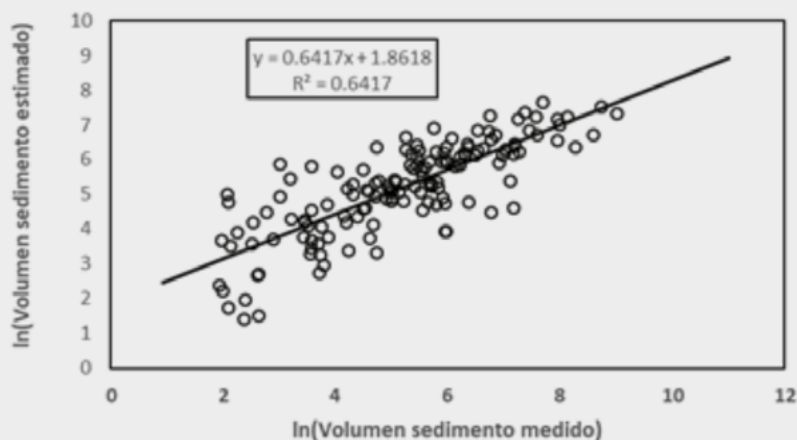


Figura C4.1. Relación entre el volumen de sedimento medido y estimado con el modelo.

El Cuadro 2 muestra las estimaciones realizadas para las subcuencas costeras de México, promedios 2003-2012 por estado costero, para la consideración de no regulación de las corrientes de agua. La información de las estaciones hidrométricas solo es de gastos (volúmenes), por lo que no se cuenta con información de las densidades de los sedimentos. Para la evaluación de las masas del Cuadro 1 se utilizó una densidad de 1.3 Mg m^{-3} , que representa un sedimento con un 10% de material grueso y 90% de material fino (Gracia-Sánchez, 1993), lo cual está dentro de los intervalos de medición que se realizan en estos casos. González-Villareal *et al.* (2014), por ejemplo, midió las densidades de sedimento en ocho ríos de Tabasco y obtuvo un promedio de 1.41 Mg m^{-3} , con una desviación estándar de 0.22 Mg m^{-3} .

Para determinar los contenidos de carbono de los sedimentos, es necesario contar con este tipo de información, la cual no está disponible en las estaciones hidrométricas analizadas. Meybeck (1982) determinó que el intervalo del CO en los sedimentos es de 1.6 a 6%, con un promedio alrededor del 2%. Stallard (1998) y Lal (2003 y 2006) utilizaron el valor del 2% para

evaluar los flujos laterales tierra-océano, por lo que dicho valor se usó en las estimaciones del Cuadro 2. El carbono orgánico total (COT) puede desagregarse, primera aproximación, en sus componentes disuelto (COD) y particulado (COP). En el Cuadro 2 se utilizó el factor de 0.6 para el COD y 0.4 para el COP, cuyos valores están dentro de los intervalos estimados por diferentes autores (Meybeck, 1982; Hedges *et al.*, 1997; Ludwig y Probst, 1996; Stallard, 1998; Huang *et al.*, 2012).

Los datos que se muestran en el Cuadro 2 se refieren solo a estimación de los sedimentos en suspensión y no considera los sedimentos de la cama o lecho de las corrientes de agua. La proporción de los sedimentos en la cama, en relación a los totales, varía generalmente de 0.02 a 0.23 (Walling y Webb, 1987; Turowski *et al.*, 2010), pero en el caso de camas arenosas, los valores pueden representar entre 0.3 y 0.5 de los sedimentos totales (Turowski *et al.*, 2010). En general, como primera aproximación, se puede considerar que los sedimentos transportados en la cama de los lechos de las corrientes de agua tienen una proporción de 0.20, con relación al total (Pelletier, 2012).

Cuadro 2. Estimaciones de los sedimentos transportados hacia el océano en las subcuencas costeras de los estados.

Estado	No. Subcuencas	Volumen Esguerrimiento Agua (Gm ³)	Volumen de Sedimento (Mm ³)	Masa de Sedimentos (Tg)	COT Sedimentos (Gg C)	COD Sedimentos (Gg C)	COP Sedimentos (Gg C)
Baja California	86	5.24	3.19	4.15	82.97	49.78	33.19
Baja California Sur	52	0.45	3.19	4.15	83.05	49.83	33.22
Chiapas	35	3.49	2.21	2.87	57.35	34.41	22.94
Colima	3	0.31	0.29	0.38	7.51	4.51	3.00
Guerrero	24	6.88	3.35	4.35	87.07	52.24	34.83
Jalisco	22	3.65	2.03	2.64	52.86	31.72	21.15
Michoacán	12	2.68	1.46	1.90	38.07	22.84	15.23
Nayarit	8	5.31	1.76	2.28	45.63	27.38	18.25
Oaxaca	17	7.68	3.95	5.14	102.73	61.64	41.09
Sinaloa	9	7.33	2.35	3.05	61.05	36.63	24.42
Sonora	15	0.51	3.41	4.43	88.68	53.21	35.47
Tabasco	1	10.95	2.59	3.36	67.23	40.34	26.89
Tamaulipas	17	36.61	5.60	7.28	145.54	87.33	58.22
Veracruz	35	28.13	5.54	7.20	143.96	86.38	57.59
Yucatán	8	8.68	1.73	2.25	45.08	27.05	18.03
Totales	344	127.89	42.65	55.44	1108.79	665.27	443.52

Subcuencas costeras reguladas

Se analizaron los datos de entradas y salidas totales de los vasos de almacenamiento y se obtuvo un promedio

anual de cada presa. En las Figuras 7 a 9 están los gráficos de las entradas y salidas promedio anuales.

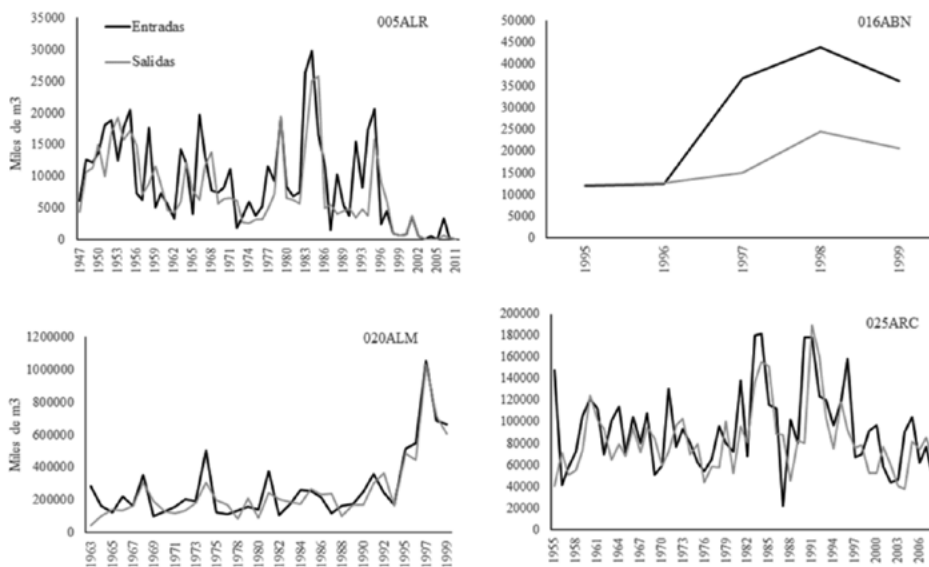


Figura 7. Entradas y salidas de agua en las presas Abelardo R. Rodríguez (005ALR), Ing. Aurelio Benassini (016ABN), Adolfo López Mateos (020ALM) y Adolfo Ruiz Cortines (025ARC).

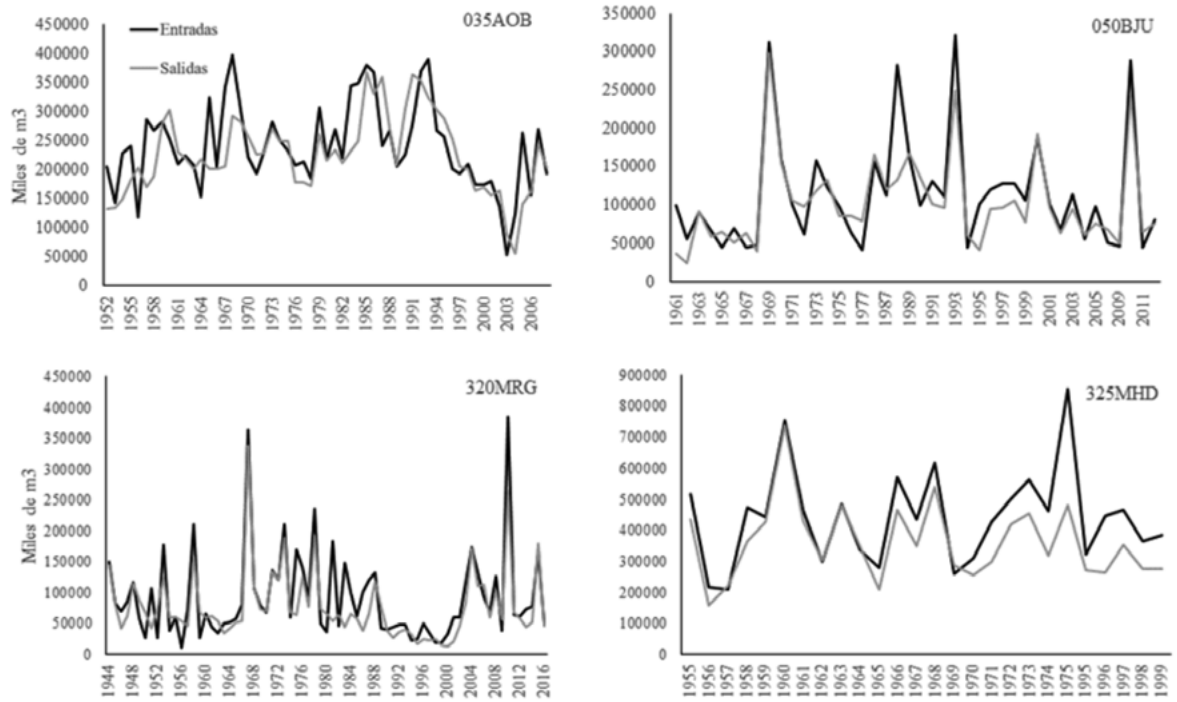


Figura 8. Entradas y salidas de agua en las presas Álvaro Obregón (035AOB), Benito Juárez (050BJU), Marte R. Gómez (320MRG) y Miguel Hidalgo (325MHD).

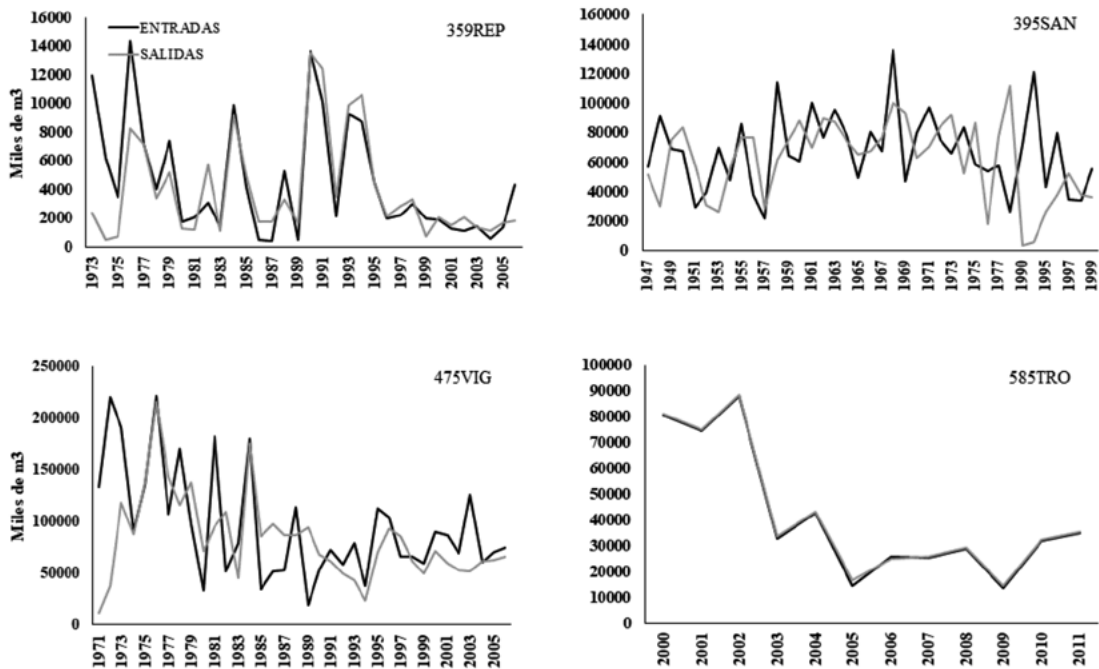


Figura 9. Entradas y salidas de agua en las presas República Española (359REP), Presa Sanalona (395SAN), Vicente Guerrero (475VIG) y Solidaridad (585TRO).

Para analizar el período que se utilizó para las estimaciones de sedimentos y carbono orgánico de las subcuencas no reguladas (2003-2012), se encontró que de las 12 presas, solo ocho contienen datos para

dicho período y, de éstas, solo la presa Marte R. Gómez contiene todos los años. El Cuadro 3 muestra las entradas y salidas de las presas analizadas.

Cuadro 3. Promedio del gasto de entradas y salidas de agua de las presas.

Clave	Nombre	Entradas (miles de m ³)	Salidas (miles de m ³)	Años con datos	Periodo
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	660	153	6	2003-2011
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	28 293	16 973	5	1995-1999*
020ALM	Adolfo López Mateos	275 264	252 123	35	1963-1999*
025ARC	Adolfo Ruiz Cortines	71 033	64 157	6	2003-2011
035AOB	Álvaro Obregón	176 930	149 930	6	2003-2011
050BJU	Benito Juárez	96 930	91 759	8	2003-2012
320MRG	Marte R. Gómez	126 389	108 943	10	2003-2012
325MHD	Miguel Hidalgo	441 212	362 705	26	1955-1999*
359REP	República Española	1938	1506	4	2003-2006
395SAN	Presa Sanalona	67 516	61 726	39	1947-1999*
475VIG	Vicente Guerrero	82 960	60 906	4	2003-2006
585TRO	Solidaridad	28 815	28 366	9	2003-2011

*Presas que están fuera del período establecido.

La evaluación de la eficiencia de atrapamiento de sedimentos (EAS) por el método de Brune (1953), adaptado por el USDA-SCS (1983), genera valores cercanos al 100%. La estimación de sedimentos de las entradas a las presas se hizo con el método DUSE (Campos-Aranda, 2012). La razón entre el volumen de agua de las entradas y los volúmenes de sedimentos estimados se usó para calcular los sedimentos a las salidas de las presas, en función de los volúmenes de agua de las salidas. En el Cuadro 4 se presentan los resultados de volúmenes, masas y carbono orgánico total de los sedimentos de las

salidas de las presas, además de los volúmenes hacia el océano, considerando una eficiencia global (conducción, distribución y aplicación) de uso del agua en la agricultura de 0.5 (García-Villanueva y Collado, 2015). Para la estimación de las masas de los sedimentos se consideró una densidad de 1.0 Mg m⁻³ (intervalo de 0.7 a 1.3 Mg m⁻³; Dendy y Champion, 1978). El contenido de carbono orgánico total (COT) de los sedimentos se calculó en 1.75%, considerando que el intervalo del COT es relativamente estable en los vasos de almacenamiento y va de 1.5 a 2.0% (Mulholland y Elwood, 1982).

Cuadro 4. Estimaciones de volúmenes de sedimentos y carbono orgánico total descargado de las presas y hacia el océano.

Clave	Nombre	Salidas Agua Presa	Salidas Sedimento Presa		Descarga al Océano	
		(miles de m ³)	(miles de m ³)	(Tg)	(Gg C)	(miles de m ³)
005ALR	Abelardo R. Rodríguez	153	0.4	0.0004	0.007	77



Cuadro 4. Estimaciones de volúmenes de sedimentos y carbono orgánico total descargado de las presas y hacia el océano. (Continuación).

Clave	Nombre	Salidas Agua Presa	Salidas Sedimento Presa		Descarga al Océano	
		(miles de m ³)	(miles de m ³)	(Tg)	(Gg C)	(miles de m ³)
016ABN	Ing. Aurelio Benassini	16 973	50.9	0.0509	0.892	8487
020ALM	Adolfo López Mateos	252 123	761.6	0.7616	13.328	126 062
025ARC	Adolfo Ruiz Cortínez	64 157	194.7	0.1947	3.408	32 079
035AOB	Álvaro Obregón	149 930	448.5	0.4485	7.849	74 965
050BJU	Benito Juárez	91 759	278.0	0.2780	4.864	45 880
320MRG	Marte R. Gómez	108 943	333.8	0.3338	5.841	54 472
325MHD	Miguel Hidalgo	362 705	1109.4	1.1094	19.414	181 353
359REP	República Española	1506	4.5	0.0045	0.078	753
395SAN	Presa Sanalona	61 726	187.0	0.1870	3.272	30 863
475VIG	Vicente Guerrero	60 906	177.8	0.1778	3.112	30 453
585TRO	Solidaridad	28 366	80.1	0.0801	1.402	14 183
Totales		1 199 247	3626.7	3.6267	63.467	599 623.5

SIGUIENTES PASOS

La información disponible para estimar los flujos laterales tierra-océano está incompleta y desactualizada, por lo que resulta difícil realizar estimaciones confiables en las subcuencas costeras de México y, solo primeras aproximaciones para balances generales.

De acuerdo con los análisis y resultados obtenidos, es necesario trabajar en varias rutas para generar información y conocimiento que mejore el entendimiento del sistema:

- Actualizar los datos hidrométricos de la CONAGUA e incorporar la información de la Comisión Federal de Electricidad en el desarrollo de nuevas bases de datos a escala nacional.
- Analizar y revisar la información de los vasos de almacenamiento en las subcuencas hidrográficas, para analizar el impacto de las obras de infraestructura hidráulica en el comportamiento hidrológico de las subcuencas.
- Realizar revisiones de trabajos hechos en México sobre mediciones de densidad de los sedimentos, para poder incorporarlos en modelos y bases de datos.
- Generar bases de datos de mediciones de carbono, nitrógeno y fósforo, en los sedimentos,

para poder generar estimaciones de la tasa de enriquecimiento por estos elementos.

- Generar información detallada de la caracterización de las subcuencas instrumentadas, para el desarrollo de modelos predictivos de los gastos de agua y medición, a través de diferentes variables que consideren, al menos, área, topografía, vegetación, usos del suelo y su manejo, suelos, litología y clima. Es importante considerar los pequeños almacenamientos en las subcuencas, ya que éstos pueden representar contribuciones importantes en los valores de los almacenes y flujos de carbono (Downing, 2010), ver Caja 5.
- Desarrollar esquemas de balances entre los sedimentos depositados a la salida de las subcuencas y los flujos de sedimentos asociados a los gastos de agua, considerando sus diferentes orígenes.
- En lo general, es necesario el desarrollo de esquemas de modelación espacialmente explícitos, que tomen en cuenta las características de las subcuencas y las actividades humanas, para estimar la erosión, transporte de sedimentos y deposición de los mismos, considerando la interconectividad hidrológica de las acciones locales a nivel de predios y parcelas, así como la respuesta a la salida de la subcuenca.

Caja 5. Pequeñas obras de almacenamiento de agua en las cuencas

En la Figura C5.1 se muestra un ejemplo de cuencas hidrográficas supuestas como no reguladas, pero que cuentan con un gran número de pequeños almacenamientos, que reducen los escurrimientos y sedimentos esperados a la salida de la cuenca.

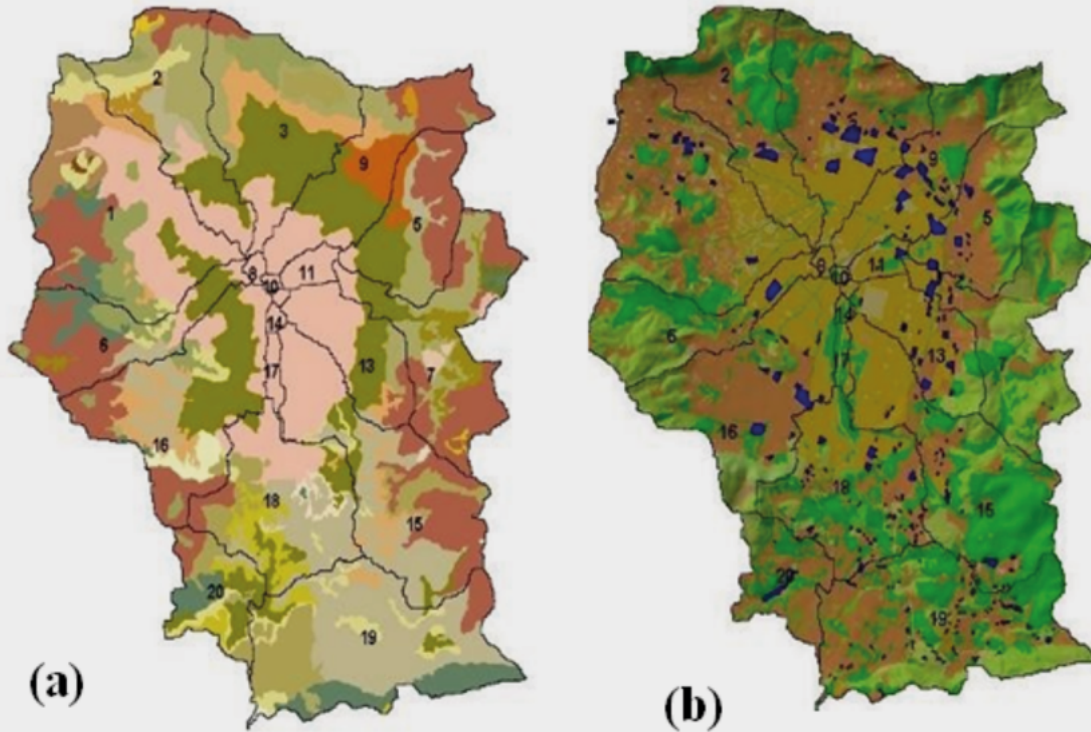


Figura C5.1. Usos del suelo en una cuenca hidrológica en México. (a) Uso del suelo derivado de información temática disponible (no actualizada) y (b) reservorios de agua en la cuenca y otros cambios del uso del suelo, valorados usando sensores remotos.

Fuente: Primer foro del Medio Ambiente Atmosférico en el Estado de Veracruz, Xalapa, Veracruz, 9 y 10 de febrero de 2006. Proyecto del Programa Hidráulico Estatal. p. 4.

Es importante continuar con los ejercicios de desarrollo de bases de datos espacialmente explícitas que permitan iniciar ejercicios nacionales de calibración de los modelos actuales y generación de nuevos modelos, tales como las bases de datos de geomorfometría (Salas y Paz, 2017), clima (Salas-Aguilar y Paz-Pellat, 2018b), clases de uso del suelo y vegetación (Paz *et al.*, 2018b), índices espectrales de vegetación (Paz *et al.*, 2018a), entre otros. Las bases de datos con información de las subcuencas instrumentadas y sin mediciones (Salas y Paz, 2018a) son un paso en la dirección de integrar datos con fines de modelación. La información de mediciones de erosión y sedimentos en parcelas (Marin-Sosa *et al.*, 2017), también permite calibrar y revisar modelos.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Las estimaciones realizadas de los flujos laterales tierra-océano, deben considerarse como una primera aproximación a los balances del ciclo del carbono en México, ya que tienen niveles de incertidumbre altos, aún no cuantificados. No obstante las limitaciones de la información en México, las discusiones de este capítulo plantean la necesidad de colaboraciones entre la parte marina, costera y terrestre, particularmente bajo una visión de ciclos biogeoquímicos e hidrológicos acoplados.

Los vacíos de información definidos en los análisis, permiten trazar una agenda de trabajo hacia la generación de información que subsane las deficiencias, así como



para el desarrollo de nuevos enfoques de síntesis y modelación, que tengan en cuenta las limitaciones de la información disponible. En lo particular, la integración de los almacenes y flujos de los ecosistemas terrestres (bosques y selvas, matorrales y pastizales, agricultura, etc.) y acuáticos terrestres (ambientes ribereños, humedales de agua dulce, etc.), con los procesos hidrológicos de erosión y transporte de sedimentos, permitirán una visión integral de ciclos. Asimismo, la integración de almacenes y flujos de los ecosistemas costeros (manglares, pastos marinos, arrecifes, lagunas costeras, etc.) facultarán una visión holística de los balances generales del ciclo del carbono y otros ciclos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la CONAGUA la disponibilidad de las bases de datos de las estaciones hidrométricas y presas usadas en este capítulo. Asimismo, se agradece al Programa Mexicano del Carbono por las bases de datos generadas para su uso en las tareas de modelar los volúmenes de agua y sedimentos.

LITERATURA CITADA

- Alcocer, J. 2007. El agua epicontinental de México. *Ciencia Julio-Septiembre* 26-35.
- Alcocer, J. and F. Bernal-Brooks. 2010. *Limnology in Mexico*. *Hydrobiologia* 644:15-68.
- Anderson, H. W. 1954. Suspended sediment discharge as related to streamflow, topography, soil and land use. *Trans. AGU* 35:268-281.
- Arreguín-Cortés, F., R. Murillo F. y H. Marengo M. 2013. Inventario nacional de presas. *Tecnología y Ciencias del Agua* 4:179-185.
- Aufdenkampe, A. K., E. Mayorga, P. A. Raymond, J. M. Melack, S. C. Doney, S. R. Alin, R. E. Aalto and K. Yoo. 2011. Riverine coupling of biogeochemical cycles between land, oceans, and atmosphere. *Coupled Biogeochemical Cycles* 9:53-60.
- Balbontín, C., C. Cruz, F. Paz and J. Etchevers. 2009. Soil carbon sequestration in different ecoregions of Mexico. *In: R. Lal y R. Follet (eds.) Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect 2nd edition*. SSSA Special Publication 57. Madison, WI USA. pp 71-96.
- Benke, A. C. and C. E. Cushing. 2009. Streams and rivers of North America: western, northern and Mexican basins. *In: Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier pp. 425-437.
- Beusen, A. H. W., A. L. M. Dekkers, A. F. Bouwman, W. Ludwig and J. Harrison. 2005. Estimating of global river transport of sediments and associated particulate C, N, and P. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2005GB002453.
- Bolaños, M. A., F. Paz, C. O. Cruz, J. A. Argumedo, V. M. Romero y J. C. de la Cruz. 2016. Mapa de erosión de los suelos de México y posibles implicaciones en el almacenamiento de carbono orgánico del suelo. *Terra Latinoamericana* 34:271-288
- Bracken, L and J. Croke. 2007. The concept of hydrological connectivity and its contribution to understanding runoff-dominated geomorphic systems. *Hydrological Process*. 21:1749-1763.
- Brady, N. C. and R. Weil. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Prentice Hall. USA.
- Brown, C. B. 1943. Discussion of Sedimentation in Reservoirs, by J. Wirzig. *Proceedings of the American Society of Civil Engineers* 69:1493-1500.
- Brune, G. M. 1953. Trap efficiency of reservoirs. *Transactions of the American Geophysical Union* 34:407-418.
- Budyko, M. I. 1974. *Climate and Life*. Academic Press. Orlando, Florida. 508 p.
- Burdige, D. J. 2005. Burial of terrestrial organic matter in marine sediments: a re-assessment. *Global Biogeochemical Cycles* doi:10.1029/2004GB002368.
- Campos-Aranda, D. F. 2012. Resultados de 35 batimetrías de la región centro-noreste de México, según el diagrama universal de sedimentación en embalses de Zhidong Zhou. *Tecnología y Ciencia del Agua* 3:163-173.
- Chappell, A., J. Baldock and J. Sanderman. 2015. The global significance of omitting soil erosion from soil organic cycling schemes. *Nature Climate Change* doi:10.1038/NCLIMATE2829.
- Chappell, A., N. P. Webb, H. Butler, C. Strong, G. H. McTainch, J. F. Leys and R. Viscarra R. 2013. Soil organic carbon dust emission: an omitted global source of atmospheric CO₂. *Global Change Biol.* 19:3238-3244.
- Cole, J. J., Y. Prairie, N. Caraco, W. McDowell, L. Tranvik, R. Striegl, C. M. Duarte, P. Kortelainen, J. A. Downing, J. J. Middelburg and J. Melack. 2007. Plumbing the global carbon cycle: integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* 10:171-184.
- CONAFOR y UACH. 2013. Línea Base Nacional de Degradación de Tierras y Desertificación. Comisión Nacional Forestal y Universidad Autónoma Chapingo Informe Final. Jalisco, México.
- CONAGUA. 2013. Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales. Consulta de datos hidrométricos, de presas y sedimentos. Comisión Nacional del Agua, México. www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/contenido/documentos/portada%20bandas.htm (Consulta: 15 de septiembre de 2015).
- de la Peña, R., H. Hernández, G. J. Hernández, V. R. Islas y R. Terrés. 1990. La hidrometeorología en la Comisión Federal de Electricidad. *Ingeniería Hidráulica en México* Sep-Dic:31-42.
- Dedkov, A. P. and V. I. Mozzherin. 1996. Erosion and sediment yield on the Earth. *In: Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publ. No. 236. pp. 29-33.

- Dendy, F. E. and W. A. Champion. 1978. Sediment deposition in United States reservoirs. U.S. Dept. Agric. Misc. Publ. No. 1362. Washington, D.C.
- Downing, J. A. 2010. Emerging global role of small lakes and ponds: little things mean a lot. *Limnetica* 29:9-24.
- Drake, T. W., P. A. Raymond and R. G. M. Spencer. 2018. Terrestrial carbon inputs to inland waters: a current synthesis of estimates and uncertainty. *Limnology and Oceanography Letters* 3:132-142.
- Dunne, T. 1979. Sediment yield and land use in tropical catchments. *Journal of Hydrology* 42:281-300.
- Duvert, C., N. Gratiot, O. evrard, O. Navratil, J. Némery, C. Prat and M. Steves. 2010. Drivers of erosion and suspended sediment transport in three headwater catchments of the Mexican Central Highlands. *Geomorphology* 123:243-256.
- Elwell, H. A. 1978. Modelling soil losses in Southern Africa. *Journal of Agricultural Engineering Research* 23:111-127.
- Estrada-Gutiérrez, G., H. Silva-Hidalgo, M. L. Villalba, F. Astorga-Bustillos y B. Franco-Estrada. 2015. Tasa de acumulación de sedimentos en embalses del río Conchos, Chihuahua, México. 1er Congreso Iberoamericano sobre Sedimentos y Ecología. Querétaro, México 21-24 julio 2015. 8 p.
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World's Soil Resources (SWSR) – Main Report. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils. Rome, Italy.
- FAO. 2015. Chapter 6: Global soil status, processes and trends. *In*: FAO. Status of the World's Soil Resources. Rome, Italy.
- Fu, B. P. 1981. On the calculation of the evaporation from land Surface. *Sci. Atmos. Sin.* 51:23–31.
- García-Aragón, J. A., E. Quentin, C. Díaz-Delgado and J. R. Hunt. 2007. Watershed level análisis of sediment filling in a Mexican highland reservoir. *Limnetica* 26:209-218.
- García-Villanueva, N. H. y J. Collado. 2015. Problemas, retos y oportunidades para el desarrollo sustentable del sector hidroagrícola en México: Investigación e innovación tecnológica para el mejor aprovechamiento del agua. Centro de Estudios para el Desarrollo Rural Sustentable y la Soberanía Alimentaria. D.F., México. 242 p.
- González-Villareal, F. J., J. J. Carrillo-Sosa y J. G. F. Rivera T. 2014. Estudio para el Proyecto hidrológico para proteger la población de inundaciones y aprovechar mayor el agua (PRO-HTAB). Informe final preparado para Comisión Nacional del Agua. D.F., México.
- Gordon, D. C., P. R. Boudreau, K. H. Mann, J. E. Ong, W. L. Silvert, S. V. Smith, G. Wattayakorn, F. Wulff and T. Yanagi. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. LOICZ Reports and Studies No. 5. Second Edition. LOICZ: Texel, Netherlands.
- Gracia-Sánchez, J. 1993. Sedimentación en embalses. Capítulo 18 del Manual de Ingeniería de Ríos. Comisión Nacional del Agua. D. F., México 57 p.
- Gregorich E. G., K. J. Greerb, D. W. Anderson and B. C. Liang. 1998. Carbon distribution and losses: erosion and deposition effects. *Soil and Tillage Research* 47 291-302.
- Guevara, M., G. Federico-Olmedo, E. Stell, Y. Yigini, Y. Aguilar D., C. Arellano H., G. E. Arévalo, C. E. Arroyo C., A. F. Fontes, J. A. Hernández H., A. R. Ibelle N., V. Loayza, A. M. Manueles, F. Mendoza J., C. Olivera, R. Osorio-Hermosilla, J. Rodríguez R., R. Roopnarine, A. Rosales I., K. A. Rosales R., G. A. Schulz, A. Spence, G. M. Vasques, R. and R. Vargas. 2018. No silver bullet for digital soil mapping: country-specific soil organic carbon estimates across Latin America. *Soil* 4:173-193.
- Hargreaves, G. H and Z. A. Samani. 1985. Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied engineering in agriculture* 1: 96-99.
- Hedges, J. I., R. G. Keil and R. Benner. 1997. What happens to terrestrial organic matter in the ocean? *Org. Geochem.* 27:195-212.
- Hope, D., M. Billett and M. Cresser. 1994. A review of the export of carbon in river water: fluxes and processes. *Environmental Pollution* 84: 301-324.
- Huang, T. H., Y. Fu and P. Pan. 2012. Fluvial carbon fluxes in tropical rivers. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4:162-169.
- Hudson, P. 2000. Discharge, sediment, and channel characteristics of the Río Pánuco, México. *Yearbook (Conference of Latin Americanist Geographers)* 26:61-70.
- Hudson, P. 2003. The influence of the El Niño Southern Oscillation on suspended load variability in a seasonally humid tropical setting: Pánuco Basin, México. *Geogr. Ann.* 85A:263-275.
- Hudson, P., D. A. Hendrickson, A. C. Benke, A. Varela R., R. Rodiles H. and W. L. Minckley. 2005. Rivers of Mexico. *In*: Benke, A. C. and C.E. Cushing (eds.). *Rivers of North America*. Elsevier Academic Press, San Diego, CA. pp. 171-182.
- INEGI, INE y CONAGUA. 2007. Documento técnico del mapa Cuencas hidrográficas de México (escala 1:250 000). D.F. México 34 p.
- INEGI. 2010. Documento técnico descriptivo de la red hidrográfica escala 1:50 000. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2014a. Guía para la interpretación de la cartografía de erosión del suelo escala 1: 250 000 Serie I. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2014b. Erosión de suelos en México, escala 1: 250 000. Boletín de prensa Núm. 295/14 2014. INEGI, Aguascalientes, México. <http://www.noodles.com/view/C9D9709EF4E996E2A-BE13354CAE8408CDFD7077D?5703xxx1405376086> (consulta abril 13 de 2016).



- INEGI. 2015a. Estadísticas a propósito del día mundial del suelo (5 de diciembre): datos nacionales. Aguascalientes, México, 2 de diciembre de 2015. <http://www.inegi.org.mx/saladeprensa/aproposito/2015/suelo0.pdf> (consulta abril 13 de 2016).
- INEGI. 2015b. Conjunto de datos de erosión hídrica del suelo. Escala 1:250 000. INEGI. Aguascalientes, México. <http://www3.inegi.org.mx/sistemas/biblioteca/ficha.aspx?upc=702825004223> (consulta abril 13 de 2016).
- Jacinthe, P. and R. Lal. 2001. A mass balance approach to assess carbon dioxide evolution during erosional events. *Land Degrad. Dev.* 12:329-339.
- Jansen, I. M. L. and R. B. Painter. 1974. Predicting sediment yield from climate and topography. *Journal of Hydrology* 21:371-380.
- Jansson, M. B. 1988. A global survey of sediment yield. *Geografiska Annaler* 70:81-98.
- Jencso, K and B. L. McGlynn. 2011. Hierarchical controls on runoff generation: Topographically driven hydrologic connectivity, geology and vegetation. *Water Resource Research*. 47:1-16.
- Lal, R. 1985. Soil erosion and sediment transport research to tropical Africa. *Hydrological Sciences Journal* 30:239-256.
- Lal, R. 1995. Global soil erosion by water and carbon dynamics. *In: R. Lal, J. Kimble, E. Levine and B.A. Stewart (eds.). Soil Management and Greenhouse Effect.* CRC/Lewis. Boca Raton, FL, USA. pp. 131-142.
- Lal, R. 2003. Soil erosion and the global carbon budget. *Environ. Int.* 29:437-450.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304:1623-1627
- Lal, R. 2006. Influence of soil erosion on carbon dynamics in the world. *In: Soil Erosion and Carbon Dynamics.* Taylor and Francis Group. London pp. 23-35.
- Lal, R. and D. Pimentel. 2008. Soil erosion: a carbon sink or source? *Science* 319:1040-1042.
- Langbein, W. B. and S. A. Schumm. 1958. Yield of sediment in relation to mean annual precipitation. *Trans. AGU* 39:1076-1084
- Leopold, L. B., M. G. Wolman and J. P. Miller. 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology.* Freeman, San Francisco, CA.
- Li, M., C. Peng, M. Wang, W. Xue, K. Zhang, K. Wang, G. Shiy and Q. Zhu. 2017. The carbon flux of global rivers: A re-evaluation of amount and spatial patterns. *Ecological Indicators* 80: 40-51.
- Ludwig, W. and J. L. Probst. 1996. Predicting the oceanic input of organic carbon by continental erosion. *Global Biogeochemical Cycles* 10:23-41.
- Marin-Sosa, M. I., F. Pascual-Ramírez, y F. Paz-Pellat. 2017. Bases de datos de mediciones de precipitación-escorrentía-erosión-sedimentación con énfasis en el centro de México. *Elementos para Políticas Públicas* 1: 51-74.
- Martínez-Méñez, R. López M. y E. Hernández F. 2001. Relación sedimentos – erosión en la cuenca alta del Papoalapan. XI Congreso nacional de Irrigación. Guanajuato, México 19-21/09/2001 7 p.
- Mayor, A., S. Bautista, E. Small, M. Dixon and J. Bellot. 2008. Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation patterns and topography: A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resource Research*. 44:1-13.
- Menzel, R. G. 1980. Enrichment ratios for water quality modelling. *In: W.G. Kniser (ed.). CREAMS: a field scale model for chemicals, runoff, and erosion from agricultural management systems.* U.S. Dept. Agric. Conserv. Res. Rep. No. 26.
- Meybeck, M. 1982. Carbon, nitrogen, and phosphorus transport by world rivers. *American Journal of Science* 282:401-450.
- Meybeck, M. 1993. Riverine transport of atmospheric carbon: sources, global typology and budget. *Water, Air, and Soil Pollution* 70:443-463. pp. 486-492.
- Milliman, J. D. and R. H. Meade. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *The Journal of Geology* 91:1-21.
- Mulholland, P. J. and J. W. Elwood. 1982. The role of lakes and reservoir sediments as sinks in the perturbed global carbon cycle. *Tellus* 34:490-499.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2013. Sediment and water discharge assessment on Santiago and Pánuco rivers (central Mexico): the importance of topographic and climate factors. *Geografiska Annaler. Series A, Physical geography.* doi:10.1111/geoa.12007.
- Muñoz-Salinas, E. and M. Castillo. 2015. Streamflow and sediment load assessment from 1950 to 2006 in the Usumacinta and Grijalva Rivers (Southern Mexico) and the influence of ENSO. *Catena* 127:270-278.
- Oldeman, L. R. 1994. The global extent of soil degradation. *In: D.J. Greenland and I. Szabolcs (eds.). Soil Resilience and Sustainable Land Use.* CAB International. Wallingford. pp. 99-118.
- Paz, F., E. Castillo, J. C. Cabrera y E. Medrano. 2018a. Base de datos nacional de índices de vegetación: resolución espacial de 250 m y resolución temporal de 10 días. *Elementos para Políticas Públicas* 2:68-80.
- Paz, F., J. Argumedo, C. O. Cruz, J. D. Etchevers y B. de Jong. 2016. Distribución espacial y temporal del carbono orgánico del suelo en los ecosistemas terrestres de México. *Terra Latinoamericana* 34:289-310.
- Paz, F., V. M. Romero, J. Argumedo y J. C. Cabrera. 2018b. Base de datos vectoriales multi-temporales de mapas de uso del suelo y vegetación escala 1:250 000 de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:45-67.
- Paz-Pellat, F. y V. Salas-Aguilar. 2019. Base de datos de volúmenes de agua y sedimentos en subcuencas costeras de México. *Elementos para Políticas Públicas* 3:41-50.
- Pelletier, J. D. 2012. A spatially distributed model for the long-term suspended sediment discharge and delivery ratio of drain-

- age basins. *Journal of Geophysical Research* doi:10.1029/2011jf002129.
- Pimentel, D. and M. Burgess. Soil erosion threatens food security. *Agriculture* 3:443-463.
- Polyakov, V. and R. Lal. 2003. Modeling soil organic matter dynamics as affected by soil water erosion. *Environment International* doi:10.1016/j.envint.2003.10.011.
- Pou-Alberú, S. y G. Pozos-Salazar. 1992. Cantidad de sedimento drenado hacia la costa del Pacífico en el Noroeste de Baja California, México. *Ciencias Marinas* 18:125-141.
- Ramírez-León, J. M. y J. Aparicio. 2009. Estimación de producción de sedimentos en cuencas. Aplicación al río Apulco, México. *Ingeniería Hidráulica en México* 24:145-157.
- Regnier, P., P. Friedlingstein, P. Ciais, F. Mackenzie, N. Gruber, I. Janssens, G. Laurelle, R. Lauerwald, S. Luyssaert, A. Andersson, S. Arndt, C. Arnosti, A. Borges, A. Dale, A. Gallego S., Y. Goddérís, N. Goossens, J. Hartmann, C. Heinze, T. Ilyina, F. Joss, D. Larowe, J. Leifeld, F. Meysman, G. Munhoven, P. Raymond, R. Spahni, P. Suntharalingam and M. Thullner. 2013. Anthropogenic perturbation of the carbon fluxes from land to ocean. *Nature Geoscience* doi: 10.1038/ngeo1830.
- Renard, K. G., G. R. Foster, G. A. Weesies and J. A. Porter. 1991. RUSLE: revised universal soil loss equation. *J. Soil Water Conserv.* 46:30-33.
- Salas, V. M., y F. Paz. 2017. Desarrollo de una base de datos geomorfológica nacional. *Elementos para Políticas Públicas* 1:15-24.
- Salas, V. M., y F. Paz. 2018a. Base de datos para la estimación de sedimentos en subcuencas de México. *Elementos para Políticas Públicas* 2:85-92.
- Salas-Aguilar, V. M. y F. Paz-Pellat. 2018b. Desarrollo de una base de datos climática nacional anual, 1989-2012: resolución 250 m. *Elementos para Políticas Públicas* 2:19-32.
- Schiettecatte, W., D. Gabriels, W. M. Cornelis and G. Hofman. 2008. Enrichment of organic carbon in sediment transport by interrill and rill erosion processes. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 72:50-55.
- Schlesinger, W. H. and J. M. Melack. 1981. Transport of organic carbon in the world's rivers. *Tellus* 33:172-187.
- Schlünz, B. and R. Schneider. 2000. Transport of terrestrial organic carbon to the oceans by rivers: re-estimating flux- and burial rates. *International Journal of Earth Sciences* 88:599-606.
- Segura, M. A., P. Sánchez, C. A. Ortiz y M. C. Gutiérrez. 2004. Carbono orgánico de los suelos de México. *Terra Latinoamericana* 23:21-28.
- SEMARNAT y CP. 2002. Evaluación de la degradación de los suelos causada por el hombre en la República Mexicana, a escala 1:250 000. Memoria Nacional. D.F., México.
- Sharpley, A. N. 1985. The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 49:1527-1534.
- SINA. Sistema Nacional de Información del Agua. <http://sina.coganua.gob.mx/sina/tema.php?tema=presasPrincipales&ver=-mapa#&ui-state=dialog>
- Smith, P. and D. S. Powlson. 2003. Sustainability of soil management practices - a global perspective. In: L.K. Abbott and D.V. Murphy (eds.). *Soil Biological Fertility – A Key to Sustainable Land Use in Agriculture*. Kluwer Academic Publishers. Dordrecht, Netherlands. pp. 241-254.
- Smith, S. V., S. E. Ibarra O., V. Díaz C., F. J. Aranda M., J. D. Carriquiry, B. N. Popp and O. Gonzalez Y. 2008. Sediment organic carbon in Todos Santos Bay, Baja California, Mexico. *Estuaries and Coasts* 31:719-727.
- Smith, S. V., S. Ibarra O., P. R. Boudreau and V. F. Camacho I. 1997. Comparison of Carbon, Nitrogen and Phosphorus Fluxes in Mexican Coastal Lagoons. *LOICZ Reports and Studies* 10. LOICZ, Texel, The Netherlands 89 p.
- Smith, S. V., W. H. Renwick, R. B. Buddemeier and C. J. Crossland. 2001. Budgets of soil erosion and deposition for sediments and sedimentary organic carbon across the conterminous United States. *Global Biogeochemical Cycles* 15:697-707.
- Stallard, R. F. 1998. Terrestrial sedimentation and the carbon cycle: coupling weathering and erosion to carbon burial. *Global Biogeochemical Cycles* 12:231-257.
- Starr, G. C., R. Lal, R. Malone, D. Hothrm, L. Owens and J. Kimble. 2000. Modeling soil carbon transport by water erosion processes. *Land Degradation and Development* 11:83-91.
- Syvitski, J. P. M., S. D. Peckham, R. Hilberman and T. Mulder. 2003. Predicting the terrestrial flux of sediment to the global ocean: a planetary perspective. *Sedimentary Geology* 162:5-24.
- Tranvik, L. J., J. A. Downing, J. B. Cotner, S. A. Loiselle, R. G. Striegl, T. J. Ballatore, P. Dillon, K. Finlay, K. Fortino, L. B. Knoll, P. L. Kortelainen, T. Kutser, S. Larsen, I. Laurion, D. M. Leece, S. L. McCallister, D. M. McKnight, J.M. Melack, E. Overholt, J. A. Porter, Y. Prairie, W. H. Renwick, F. Roland, B. S. Sherman, D. W. Schindler, S. Sobek, A. Tremblay, M. J. Vanni, A. M. Verschoor, E. von Wachenfledt and G. A. weyhenmeyer. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnol. Oceanogr.* 54:2298-2314.
- Tranvik, L. J., J. J. Cole and Y. T. Prairie. 2018. The study of carbon in inland waters - from isolated ecosystems to players in the global carbon cycle. *Limnology and Oceanography Letters* 3:41-48.
- Turowski, J. M., D. Rickenmann and S. J. Dadson. 2010. The partitioning of the total sediment load of a river into suspended load and bedload: a review of empirical data. *Sedimentology* 57:1126-1146.
- USDA-SCS. 1983. National Engineering Handbook. Section 3: Sedimentation. Chapter 8: Sediment storage design criteria. Soil Conservation Service. U.S. Dept. Agric. Washington, D.C.
- USDA-SCS. 1984. National Engineering Handbook. Section 3: Sedimentation. Chapter 6: Sediment sources, yields, and delivery



- ratios. Soil Conservation Service. U.S. Dept. Agric., Washington, D.C.
- Vente, J., J. Poesen, M. Arabkheori and G. Verstraeten. 2007. The sediment delivery problem revisited. *Progress in Physical Geography* 31:155-178.
- Walling, D. E. 1983. The sediment delivery problem. *Journal of Hydrology* 65:209-237.
- Walling, D. E. 1999. Linking land use, erosion and sediment yields in river basins. *Hydrobiologia* 410:223-240.
- Walling, D. E. 2008. The changing sediment loads of the world's rivers. *Land Reclamation* 39:3-20.
- Walling, D. E. and B. W. Webb. 1987. Material transport by the world's rivers: evolving perspectives. *Water for the Future: Hydrology in Perspective*. IAHS Publ. No. 164. pp. 313-329.
- Walling, D. E. and B. W. Webb. 1996. Erosion and sediment yield: a global overview. *In: Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives*. IAHS Publ. No. 236. pp. 3-19.
- Ward, N. D., T. Bianchi, P. Medeiros, M. Seidel, J. Richey, R. Keil and H. Sawakuchi. 2017. Where carbon goes when water flows: carbon cycling across the aquatic continuum. *Frontiers in Marine Science* 4:1-27.
- Wischmeier, W. H. and D. D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses. A guide to conservation planning. *USDA Handbook 537*. U.S. Gov. Print. Off. Washington, D.C. 57 p.
- Zhang, L., K. Hickel, W. R. Dawes, F. H. S. Chiew, A. W. Western and P. R. Briggs. 2004. A rational function approach for estimating mean annual evapotranspiration. *Water Resour. Res.* doi:10.1029/2003WR002710.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 1999. Predicting the effect of vegetation changes on catchment average water balance. Technical Report 99/12. Cooperative Research Centre for Catchment Hydrology. CSIRO Land and Water. Australia 35 p.
- Zhang, L., W. R. Dawes, and G. R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resour. Res.* 37:701-708.
- Zhu, A. X., P. Wang, T. Zhu, L. Chen, Q. Cai and H. Liu. 2013. Modeling runoff and soil erosion in the Three-Gorge Reservoir drainage area of China using limited plot data. *Journal of Hydrology* 492:163-175.