

Pérdida de suelo y modificación de escurrimientos causados por el cambio de uso de la tierra en la cuenca del río Conchos, Chihuahua
Soil loss and runoff modification caused by land use change in the Conchos river basin, Chihuahua

Aldo Rafael Martínez-Sifuentes¹

José Villanueva-Díaz², Juan Estrada-Ávalos²

Cirilo Vázquez-Vázquez¹

Ignacio Orona-Castillo¹

¹ Universidad Juárez del Estado de Durango, Facultad de Agronomía y Zootecnia

² Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias, Centro Nacional de Investigación Disciplinaria en Relación Agua, Suelo, Planta, Atmósfera

Autor para correspondencia: Aldo Rafael Martínez-Sifuentes, E-mail: im_aldo09@hotmail.com

Resumen

Introducción: El cambio de la cobertura original de suelo y la erosión consecuente, son problemas comunes en la cuenca del río Conchos, con un impacto directo para más de 1.3 millones de habitantes. El problema se acentúa con la tala desmedida, los incendios, la sobreexplotación y la contaminación del agua superficial y subterránea. Así mismo, acorde a los pronósticos de cambio climático, se prevé una pérdida de biodiversidad y modificación del régimen hidrológico en esta importante cuenca productora de agua.

Método Se evaluó la cobertura reflejada por diferentes usos de suelo mediante el software ERDAS Imagine V 2014; a su vez, la pérdida potencial de suelos se analizó espacialmente, mediante la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS) y la cuantificación de escurrimiento, de acuerdo con la norma oficial mexicana NOM-011-CNA-2000.

Resultados y discusión: Se determinó reducción en la cubierta forestal y la zona de pastizal, detectándose un notorio incremento de superficie en zonas agrícolas y matorrales. La erosión

hídrica mostró una tendencia fluctuante, donde la clase más severa de pérdida fue de 0.02 y 0.008 tm ha^{-1} para los años de 1980 y 2000, y aumento de 0.01 para 2018. Los volúmenes de escurrimiento máximo para 1980, fueron de 348.38 M m^3 con reducción de 137.36 M m^3 para el 2000, y con aumento significativo para 2018 de 743.08 M m^3 .

Conclusiones: El uso de información climática procedente de datos asimilados, permitió detectar espacialmente los procesos de pérdida de suelo y volúmenes de escurrimiento superficial, siendo el año 2018 el más susceptible a erosión de suelo, con 1689.15 hectáreas (ha) afectadas, y con un volumen de escurrimiento medio de 379.17 M m^3 . De acuerdo con el hidrograma en ciertos años, las altas precipitaciones no precisan grandes volúmenes, debido a que son lecturas *in situ*; sin embargo, a través del presente estudio se detectaron espacialmente las zonas afectadas, donde el cambio de uso de suelo y las precipitaciones sí modifican las condiciones, lo que permitirá un mejor control y conservación de los recursos naturales.

Palabras clave: Landsat; teledetección; álgebra de mapas; ciclo hidrológico; escurrimientos; uso de la tierra; ríos; agua

Abstract

Introduction: The change in the original land cover and the consequent erosion, are common problems in the Conchos river basin, with a direct impact for more than 1.3 million inhabitants. The problem is accentuated with excessive logging, wildfires and overexploitation and contamination of surface and underground water. Likewise, according to climate change forecasts, loss of biodiversity and modification of the hydrological regime in this important water producing basin are expected.

Method: The evaluation was carried out with the ERDAS Imagine V 2014 software, the spatial potential soil loss was generated with the Universal Soil Loss Equation (USLE) and the spatial runoff was quantified using the Official Mexican Standar NOM-011-CNA-2000.

Results: A reduction was detected on the forest and grassland zones, and an increase of agriculture and scrub surface in the Conchos river watershed. The soil loss presented a variable behavior, the class with more loss of soil was from 0.02 to 0.008 tm ha^{-1} for the years 1980 and 2000, and an increase of 0.01 for 2018, the maximum spatial runoff volume was to 348.35 M m^3 for 1980, and a reduction of 137.36 M m^3 for the year 2000 and a significant increase of 743.08 M m^3 for the year 2018.

Discussion or Conclusion The use of climatic information from assimilated data, allowed to detect spatially the processes of soil loss and surface runoff volumes, being the year 2018 the most susceptible to soil erosion with 1689.15 hectares (has) affected, and with an average runoff volume of 379.17 M m³. According to the hydrograph in certain years, high rainfall does not require large volumes, because they are *in situ* readings, however through the present study the affected areas were detected spatially where the change in land use and rainfall affect the conditions, which will allow better control and conservation of natural resources.

Keywords: Landsat; teledetection; map algebra; hydrological cycle; runoff; land use; rivers; water

Recibido en: 08-01-2020

Aceptado en: 05-05-2020

Introducción

A través de los años, el territorio mexicano ha experimentado un proceso de cambio en el uso de suelo, donde áreas forestales se han transformado en zonas agrícolas y aquellas de uso agrícola se han urbanizado. Dichos procesos de cambio han afectado el funcionamiento de los ecosistemas presentes en cuencas hidrológicas, generando un impacto negativo en los procesos hidrológicos, pues se incrementa la pérdida de suelo, así como el aumento en escurrimientos e inundaciones en zonas bajo riesgo (Miranda *et al.*, 2009).

El suelo es un componente del ecosistema cuyas sus propiedades físicas y químicas intervienen en diversos procesos, como la infiltración, la distribución y evaporación del agua (De Roo, 2003). Por esto, su análisis coadyuva al entendimiento de tendencias espacio-temporales de los procesos de degradación y desertificación (Mas *et al.*, 2009).

La cuenca hidrológica del río Conchos se localiza en el norte de México, en gran parte del estado de Chihuahua y en el estado de Durango. Actualmente, la actividad humana en esta cuenca causa problemas por cambios de uso de suelo, deforestación, sobreexplotación de material mineral y contaminación de los ríos, ocasionada por actividades humanas (Linares, 2004). Asimismo, esta

zona se ve afectada por sequías frecuentes, que generan volúmenes de almacenamiento mínimos en presas, por lo que la superficie irrigada disminuye de manera significativa (Bates *et al.*, 2008).

La cuenca del río Conchos constituye la fuente de agua más importante para el río Bravo por el lado mexicano; siendo parte de su volumen utilizado por los Estados Unidos, de acuerdo con el Tratado Binacional de Aguas Internacionales de 1944. Lo antes expuesto magnifica la importancia del de esta cuenca, en virtud de que los cambios en su uso se traducen en pérdidas de suelo, fertilidad y afectación en el ciclo hidrológico (Kelly, 2001).

Un problema a nivel nacional es la inconsistente información climática disponible en las estaciones distribuidas en el territorio mexicano, en este sentido, aun cuando para el presente estudio existe dicha información para la región de la cuenca del río Conchos, la consistencia de los datos es irregular, por lo que es imperante la reconstrucción de datos mediante técnicas estadísticas (Núñez-López *et al.*, 2013; Núñez *et al.*, 2014; León *et al.*, 2016). Por otra parte, el acervo de información de datos climáticos disponibles en plataformas de instituciones de prestigio internacional constituye una opción para obtener datos climáticos, las cuales se fundamentan en datos observados y en modelaciones de la superficie de la tierra (Mocko, 2012; Xia *et al.*, 2012). El modelo NLDAS-2 (North American Land Data Assimilation System v002) es utilizado para estudios de balance hídrico en cuencas de Norteamérica, incluyendo análisis de sequías y relaciones de precipitación-escorrentía (Nan *et al.*, 2010; Mo *et al.*, 2011; Espinoza *et al.*, 2016).

Una herramienta que se utiliza para evaluar los recursos naturales es el sistema de información geográfica (Trucíos *et al.*, 2010); ya que permite determinar la ubicación y cuantificación de las áreas deforestadas, impacto en la biodiversidad y modificación de los procesos hidrológicos, entre otros aspectos (Palacio *et al.*, 2004; Berlanga *et al.*, 2009). Por lo tanto, se parte del supuesto de que la cuenca del río Conchos ha atravesado por cambios en uso y pérdidas de suelo, así como modificaciones en su régimen de escurrimiento superficial y que estos procesos pueden analizarse de manera histórica mediante un sistema de información geográfica bajo un esquema geoespacial de alta resolución.

El objetivo del presente estudio fue determinar el cambio de uso de suelo, el grado de erosión hídrica y volúmenes de escurrimiento superficial, mediante modelos de predicción de erosión-escorrentía y datos asimilados del modelo NLDAS-2, a través de imágenes Landsat para los años de 1980, 2000 y 2018.

Método

Área de estudio

La cuenca del río Conchos se localiza en las coordenadas 26°05' a 29°55' latitud norte, y 104°20' a 107°55' de longitud oeste (**Fig. 1**), ubicada en la Región Hidrológica 24 río Bravo-Conchos, con una extensión superficial de 68,387 km² y un gradiente altitudinal de 772 a 3282 m (INEGI, 2013). Dicha cuenca está conformada por cinco subcuencas: 1) Río Conchos-Ojinaga; 2) Río Conchos-Presa la Colina; 3) Río Conchos-Presa el Granero; 4) Río Florido; y 5) Río San Pedro (Viramontes *et al.*, 2008).

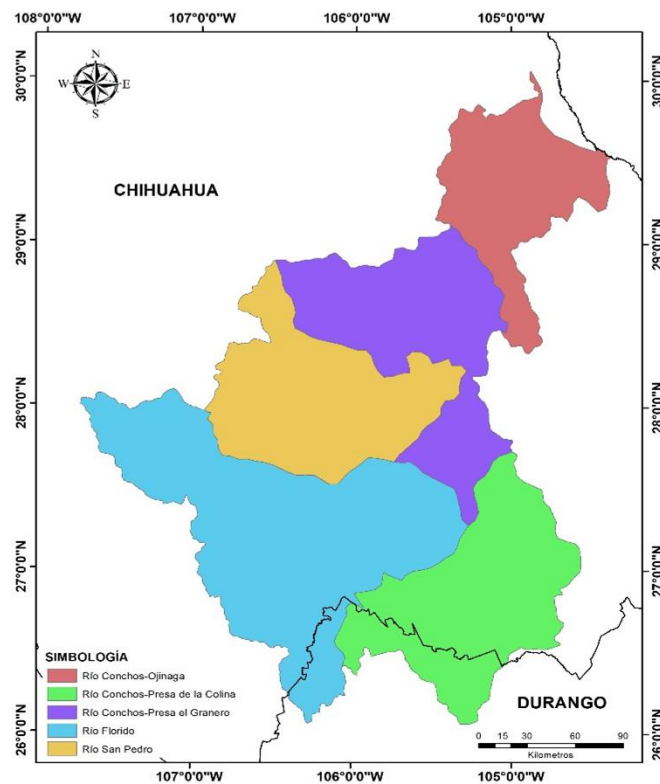


Fig. 1. Ubicación geográfica de la cuenca del río Conchos en el estado de Chihuahua, México.

Fig. 1. Geographical location of Conchos river basin in the state of Chihuahua, Mexico.

Cambio de uso de suelo

Se generaron mapas de uso de suelo, empleando imágenes satelitales de Landsat TM de 1980, ETM+ de 2000 y Landsat OLI/TIRS de 2018 con una resolución espacial de 30 m por píxel. Estas se obtuvieron del U.S. Geological Survey (<http://glovis.usgs.gov/>). En virtud de que la cuenca de estudio presenta una amplia superficie, se trabajó con un mosaico conformado por nueve escenas para 1980 y 2018, y ocho escenas para el 2000.

El análisis se llevó a cabo utilizando una clasificación supervisada de la zona de estudio (Chuvienco, 2008). El análisis se generó con el software Erdas Imagine versión 2014, con el clasificador de Máxima Verisimilitud (Intergraph, 2013). Se generaron campos de muestreo para obtener las firmas espectrales para las siete clases identificadas (bosque de pino, bosque de encino, matorral, pastizal, agricultura, asentamientos humanos y cuerpos de agua). Estos campos fueron útiles para exploraciones directas en campo y para fotointerpretación del mosaico con el uso de Google Earth y su herramienta de acervo histórico de imágenes.

La validación de las clasificaciones se llevó a cabo con la herramienta de Precisión Erdas, evaluando el nivel de aceptación por píxel para cada año en 91 puntos conocidos, a través de 13 puntos por clase, obtenidos por georreferenciación previa en exploraciones a la región de la cuenca del río Conchos. Rwanga y Ndambuki, (2017) mencionan que entre 10 y 15 puntos por clase son suficientes para obtener el porcentaje de precisión de clasificación a través de puntos conocidos y predichos. Adicionalmente se obtuvo el estadístico Kappa de manera general y por clase, el cual ha sido tradicionalmente utilizado sobre otras alternativas porque se ajusta a la casualidad aleatoria (Hardin y Shumway, 1997).

A través de la herramienta Matriz de Unión del mismo software, se generó una matriz de transición de 1980 a 2000 y de 2000 a 2018, con el fin de observar el cambio de superficie por clase o la persistencia a través del tiempo. La tasa de cambio entre periodos se estimó con la ecuación propuesta por Palacio *et al.* (2004):

$$Td = \left[\left(\frac{S_2}{S_1} \right)^{1/n} - 1 \right] * 100 \quad (1)$$

Donde: **Td** es la tasa de cambio de uso anual (porcentaje); **S₁** es el área del año inicial; **S₂** es el área del año final; y **n** es el número de años del periodo de análisis.

Erosión hídrica

Para estimar la cantidad de suelo erosionado ($\text{tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) por efectos hídricos se aplicó la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo (EUPS) (Renard *et al.*, 2010), de la que se obtiene el indicador que estima el promedio anual de erosión, mediante una relación lineal de varios factores expresados de la siguiente manera:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (2)$$

Donde: **A** es la tasa de erosión anual ($\text{tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); **R** es el factor de erosividad por la lluvia ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ año}^{-1}$); **K** es el factor de erosionabilidad del suelo ($\text{tm ha}^{-1} \text{ h}^{-1}$); **L** es la longitud de la pendiente (adimensional); **S** es el factor del grado de la pendiente (adimensional); **C** es el factor de manejo del cultivo (adimensional); y **P** es el factor de prácticas de conservación (adimensional). Como resultado final, se obtuvieron mapas de pérdida de suelo para cada año de estudio.

El factor de erosividad R se refiere a la capacidad potencial de la lluvia para causar erosión al suelo. A partir de ecuaciones de erosividad, la República Mexicana se divide en 14 regiones, razón por la cual se optó por el modelo acorde a la zona de estudio (Montes-León *et al.*, 2011).

Para el área de estudio, la ecuación que se utilizó para cuantificar el factor R regido por la precipitación fue la siguiente:

$$R = 2.8959 \times P + (0.002983 \times P^2) \quad (3)$$

Donde: **P** es la precipitación media anual (mm).

Para el cálculo del factor R, fue necesario contar con valores de precipitación de la zona de estudio y, para tal efecto, se descargó el modelo NLDAS-2, con la finalidad de obtener información de precipitación mensual en mm con resolución espacial de 0.125° para 1980, 2000 y 2018. Los valores obtenidos se promediaron redefinidos en su escala, y fueron homologados con el modelo digital de elevación de 30 m de INEGI, a través de un sistema de información geográfica.

El factor K está determinado a partir del porcentaje de materia orgánica y la clase textural (Stewart *et al.*, 1975). Para seleccionar su valor, los puntos de referencia fueron obtenidos de las cartas edafológicas 1:50000 (INEGI, 1978), con la finalidad de obtener la clase textural del triángulo de texturas de la USDA (https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167) (USDA, 2010).

El factor LS se relaciona con la topografía y el relieve del suelo de manera conjunta; el factor L es la distancia desde el punto de origen de un escurrimiento hasta el punto donde decrece la pendiente, y se calcula con la siguiente ecuación:

$$L = (m + 1) \left(\frac{\lambda A}{22.1} \right)^m \quad (4)$$

Donde: **L** es el factor de longitud de la pendiente; λA es el área de flujo superficial; **m** es el factor ajustable que depende de la susceptibilidad del suelo a ser erosionado; y **22.1** es la longitud de escurrimiento estándar.

El factor S refleja el impacto a causa de la pendiente en la producción de sedimentos; se calcula mediante la expresión:

$$S = \left(\frac{\sin(0.01745x\theta_{deg})}{0.09} \right)^n \quad (5)$$

Donde: **S** es la pendiente en grados; **0.09** es la constante del gradiente de pendiente, el cual es ajustable y depende de la susceptibilidad del suelo a erosión. En el presente estudio se emplearon valores de $m = 0.4$ y $n = 1.4$ (Oliviera *et al.*, 2013).

Para el factor C se establecieron valores de acuerdo con la cobertura vegetal existente, toda vez que indica la manera en que el plan de conservación afecta la tasa de erosión promedio anual y cómo la pérdida de suelo se distribuirá a través del tiempo, según las actividades de construcción, rotación de cultivos y otros esquemas de manejo (Montes-León *et al.*, 2011). Para el citado factor se utilizó la información de las clases (bosque de pino, bosque de encino, matorral, pastizal, agricultura, asentamientos humanos y cuerpos de agua) obtenidas de la clasificación supervisada de los años de estudio, para luego asignar el coeficiente acorde a (Montes-León *et al.*, 2011).

Según la información disponible, no es posible el conocimiento de prácticas de conservación en el suelo, ni del manejo de las actividades productivas, en consecuencia, el factor P fue la unidad ($P = 1$), tal como lo refiere Portuguez (2015). Para determinar umbrales de corte entre clases, se categorizó el resultado final de erosión hídrica de la siguiente manera: nula < 2 ; ligera 2-10; moderada 10-50; alta 50-200; y muy alta > 200 $\text{tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para cada año, como lo establece (FAO, 2006).

Volumen de escurrimiento medio

El volumen de escurrimiento medio se generó mediante el método establecido por la norma oficial mexicana NOM-011-CNA-2000 (CNA, 2000), que se emplea para el estudio de acuíferos en cuencas hidrográficas con registros hidrométricos escasos (Silva-Hidalgo *et al.*, 2013; Martín-Clemente *et al.*, 2015) y se fundamenta en la siguiente expresión:

$$Vm = P \times Ce \times A \quad (6)$$

Donde: **V_m** es el volumen medio anual de escurrimiento (m³); **P** es la precipitación anual de la cuenca (m); **C_e** es el coeficiente de escurrimiento (adimensional); y **A** es el área de la cuenca (m²).

El procedimiento para la estimación de los volúmenes de escurrimiento se realizó con análisis espaciales en el territorio, mediante el análisis de mapas de precipitación y coeficientes de escurrimiento con el apoyo de un sistema de información geográfica. La precipitación se obtuvo del modelo NLDAS-2 para los años de 1980, 2000 y 2018; dicha información se analizó en formato raster para cuantificar el volumen espacial de escurrimiento con el software ArcGIS 10.3 (ESRI, 2014).

El coeficiente de escurrimiento **C_e** se determinó con la clasificación de uso de suelo generada y la textura correspondiente según la carta de edafología de INEGI (INEGI, 2014), donde se identificó el valor de **k_e**, de acuerdo con el análisis de álgebra de mapas conforme la **Tabla 1** (CNA, 2000).

Tabla 1. Valores de *ke* en función de la granulometría (textura) y uso de suelo.

Table 1. *ke* values according to the granulometry (texture) and land use.

Uso de suelo	Tipo de suelo		
	A	B	C
Barbecho, áreas desnudas	0.26	0.28	0.30
Cultivos en hilera	0.24	0.27	0.30
Legumbres o rotación de pradera	0.24	0.27	0.30
Granos pequeños	0.24	0.27	0.30
Pastizal cubierto más del 75 %	0.14	0.20	0.28
Pastizal cubierto del 50 al 75 %	0.20	0.24	0.30
Pastizal cubierto menos del 50 %	0.24	0.28	0.30
Bosque cubierto más del 75 %	0.07	0.16	0.24
Bosque cubierto del 50 al 75 %	0.12	0.22	0.26
Bosque cubierto del 25 al 50 %	0.17	0.26	0.28
Bosque cubierto menos del 25 %	0.22	0.28	0.30
Zonas urbanas	0.26	0.29	0.32
Caminos	0.27	0.30	0.33
Pradera permanente	0.18	0.24	0.30

Una vez que la clasificación del uso de suelo y vegetación para los años de estudio se agrupó en siete clases principales, se promedió el valor de ke de cada tipo en un valor representativo, incluyendo para la clase de “agricultura” el valor de ke de cultivos en hilera, legumbres, rotación de pradera y granos pequeños. De igual manera, los valores de ke para la clase “pastizal”. Para estimar el coeficiente de escurrimiento (Ce) se aplicaron las siguientes expresiones según el valor de ke .

Si $ke < 0.15$, entonces:

$$Ce = ke \frac{(P - 250)}{2000} \quad (7)$$

Si $ke > 0.15$, entonces:

$$Ce = ke \frac{(P - 250)}{2000} + \frac{ke - 0.15}{1.5} \quad (8)$$

Donde: Ce es (adimensional); ke es el factor de tipo y uso de suelo (adimensional); y P es la precipitación anual promedio histórica. El valor espacial se multiplica por 900 m^2 para convertirlo a Litros/píxel y se divide entre mil para obtener a $\text{m}^3/\text{píxel}$ (Díaz-Padilla *et al.*, 2012).

Resultados y discusión

En seguida, se muestran los mapas de distribución de las siete clases principales de uso y vegetación (área urbana, cuerpos de agua, pastizal, bosque de pino, bosque de encino, matorral y agricultura). En los años 1980, 2000 y 2018 (**Fig. 2**), se obtuvieron coeficientes Kappa de 0.92, 0.93 y 0.91, y precisiones de la clasificación de 93.41, 94.51 y 92.31 %, respectivamente. De acuerdo con Mas *et al.* (2003), estos resultados son aceptables en todos los casos, ya que el coeficiente Kappa toma valores desde -1 a 1, donde 1 es el valor de una concordancia completa entre las unidades estimadas

a través del procesamiento digital de imágenes y la verdad de campo. Vargas-Sanabria y Campos-Vargas (2017), caracterizaron los posibles rangos de la precisión de clasificación en tres grupos; > 80 % fuerte; 40–80 moderada; y < 40 % como pobre, por lo tanto, en el presente análisis todos los casos responden a una precisión catalogada como fuerte.

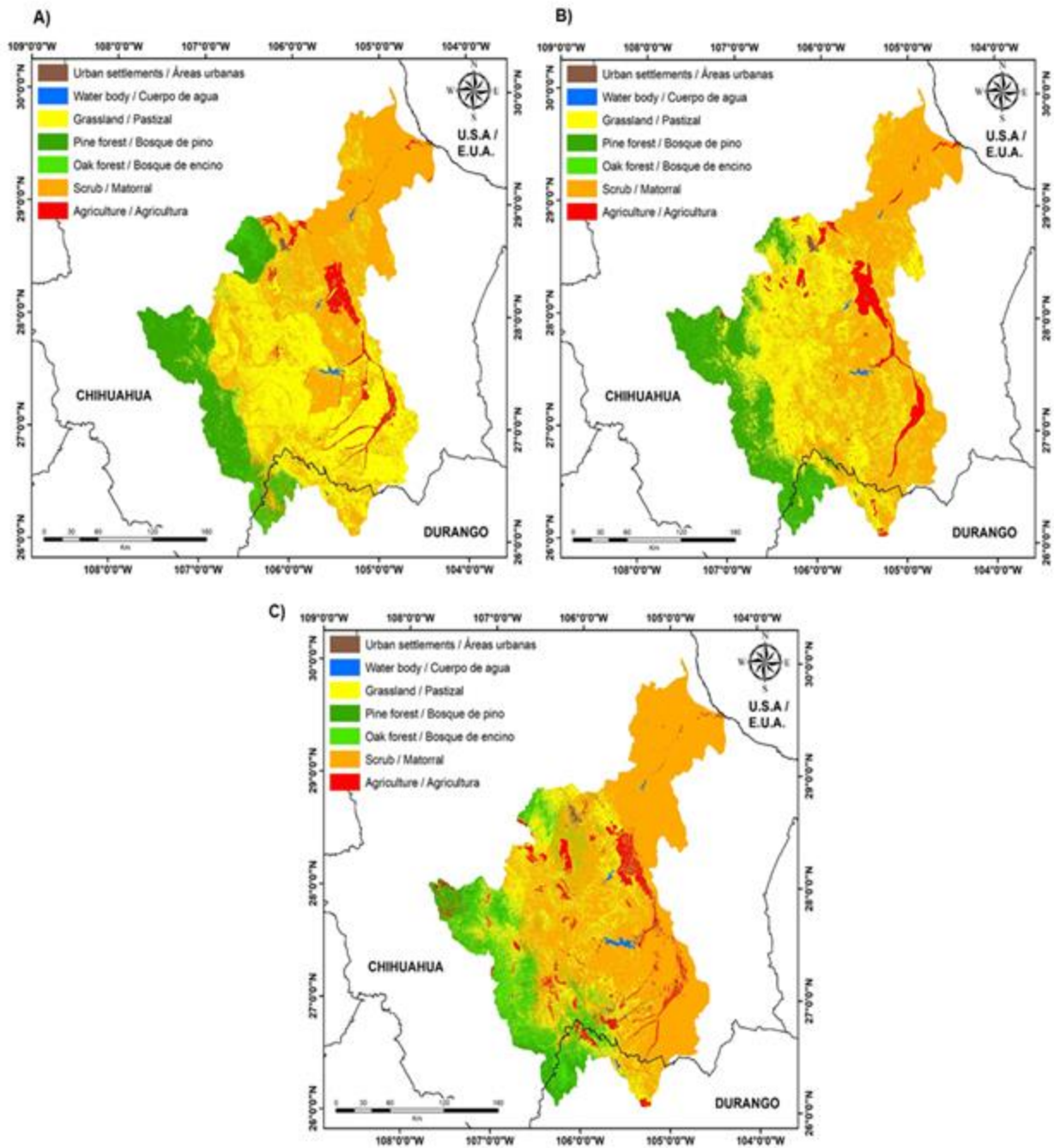


Fig. 2. Uso de suelo y vegetación para los años: (A) 1980; (B) 2000; y (C) 2018.

Fig. 2. Land use and vegetation for (A) 1980, (B) 2000, and (C) 2018.

Las tasas de cambio de uso del suelo agrícola y de aquellos con vegetación (bosque de pino, bosque de encino, matorral y pastizal), presentaron fluctuaciones entre años. Según la tasa de cambio, de 1980 a 2000, el suelo agrícola se incrementó (0.95 %), así como el bosque de pino (0.21 %) y el matorral (0.33 %); en contraste, se detectó pérdida en pastizal (-0.51 %). En el período 2000 a 2018 se observó una tendencia fluctuante, en virtud de que el suelo agrícola se incrementó (1.25 %), lo que era de esperarse en zonas de producción agrícola (Castelán *et al.*, 2007). A su vez, el bosque de encino también presentó incremento (11.44 %), y también el suelo con matorral (1.49 %).

Por otro lado, se reflejó una disminución en superficie en el bosque de pino (-3.95 %) y comunidades de pastizal (-3.81 %), situación que podría atribuirse a cambios en el uso del suelo, a efectos del sobrepastoreo y a la influencia de procesos asociados a calentamiento global (Becerra-López *et al.*, 2017).

La tendencia observada en el lapso de 39 años, al parecer, obedece al impacto antropogénico en zonas con potencial productivo y al aumento en la densidad poblacional, que, para satisfacer necesidades básicas como vivienda y alimento, recurren al incremento en la frontera agrícola y urbanización de áreas naturales (Berlanga *et al.*, 2009; Trucíos *et al.*, 2013).

Las matrices de transición de cambio en el uso de suelo para los periodos de 1980 a 2000, y de 2000 a 2018, se presentan en las **Tablas 2 y 3**. Los valores en diagonal (negritas), representan la persistencia de cada clase a través del tiempo, la cual es el atributo con mayor superficie expresada en km², lo cual coincide con Miranda *et al.* (2009) y Figueroa-Jáuregui *et al.* (2011). Considerando el lapso y los cambios ocurridos de 1980 a 2000, resalta la conversión de la clase pino a pastizal, lo que está asociado a prácticas antropogénicas, ya que los productores cuentan con ganado, el cual manejan en pastoreo (Orona *et al.*, 2010), siendo la razón de la transición hacia esta clase. La reconversión antes mencionada es un comportamiento atribuido al aprovechamiento de los bosques de pino en el estado de Chihuahua (Escárpita, 2002) y documentado en el estudio previo en una cuenca vecina en el estado de Durango (Trucios-Caciano *et al.*, 2009). La transición de encino a pino de 2000 a 2018 se incrementó considerablemente en comparación al observado de 1980 a 2000, situación atribuida al trabajo de reforestación y regeneración en los bosques de pino, así como al aprovechamiento que se ha realizado al encino (García *et al.*, 2019). El incremento de pastizal se atribuye al incremento en la densidad de población en el estado de

Chihuahua, ya que de acuerdo con el INEGI (2000, 2015), se pasó de 3.1 millones a 3.5 millones de habitantes desde el año 2000 al 2015, lo que trae consigo incrementos en las zonas de agostadero para el sector pecuario.

Tabla 2. Matriz de cambio de uso de suelo para el periodo 1980 a 2000, en km².

Table 2. Land use change matrix from 1980 to 2000, in km².

Nuevo uso del suelo 1980-2000								Total
	Urbano	Agua	Pino	Encino	Agricultura	Pastizal	Matorral	(2000)
Urbano	113.14	0.03	1.20	0.31	13.51	21.07	44.22	193.51
Agua	0.05	124.44	3.90	0.25	1.19	7.03	8.78	145.66
Pino	0.25	3.42	7641.47	903.23	1.83	1008.01	1211.59	10769.81
Encino	0.02	1.92	663.98	212.42	3.58	78.62	87.21	1047.77
Agricultura	14.19	8.25	44.76	8.99	1520.23	581.71	447.97	2626.13
Pastizal	11.85	4.48	1720.67	281.23	344.10	10977.2	8596.19	21935.73
Matorral	23.43	42.20	250.63	108.20	288.75	11649.2	17908.6	30271.03
Total (1980)	162.95	184.76	10326.62	1514.66	2173.21	24322.85	28304.59	

Tabla 3. Matriz de cambio de uso de suelo para el periodo 2000 a 2018, en km².

Table 3. Land use change matrix from 2000 to 2018, in km².

Nuevo uso del suelo 2000-2018								Total
	Urbano	Encino	Agricultura	Agua	Pino	Matorral	Pastizal	(2018)
Urbano	140.70	0.15	35.51	0.75	6.62	100.92	44.15	328.79
Encino	0.49	158.28	25.28	1.56	4947.05	1279.10	953.79	7365.54
Agricultura	7.37	11.23	1399.23	2.08	238.24	627.91	1085.55	3371.60
Agua	0.05	0.32	3.24	134.27	3.03	91.94	42.84	275.68
Pino	0.24	826.78	22.84	1.11	3830.72	479.27	43.17	5204.14
Matorral	23.59	16.14	952.71	5.03	571.14	24349.90	13627.40	39545.90
Pastizal	21.09	34.89	187.33	0.87	1173.02	3342.01	6138.92	10898.12
Total (2000)	193.52	1047.78	2626.14	145.66	10769.82	30271.04	21935.81	

El análisis de erosión hídrica revela las zonas susceptibles a dicho disturbio, en las **Figs. 3a, 3b y 3c**. Una comparación entre mapas permite diferenciar las zonas más afectadas por erosión hídrica, donde se aprecia que el cambio en el uso favorece la pérdida de suelo, al dejarlos más frágiles y por ende susceptibles a una mayor degradación. Los porcentajes de afectación por categorías según FAO (2006), se muestran en la **Tabla 4**. El factor de erosividad por la lluvia (factor R), presentó gran importancia en la pérdida de suelo, ya que pasó de 57.90 para 1980 hasta 26.42 MJ mm ha⁻¹ h⁻¹ para 2018, situación debida a la tendencia climática local, con episodios de sequías para el 2018 (SMN, 2018). En este factor se tiene la seguridad de que los datos de lluvia corresponden a una modelación procedente de datos asimilados, los cuales consideran información observada y reconstruida en la región de la cuenca del río Conchos, situación que maximiza el resultado al considerar la lluvia acumulada en toda la superficie de estudio (Wanielista *et al.*, 1997), así como el considerar el efecto de la topografía que incluyen los datos asimilados (Xia *et al.*, 2012). El factor de erosividad por tipo de suelo (factor K), presentó un rango de 0.1 hasta 0.5, con una marcada susceptibilidad de los suelos en la parte media y baja de la cuenca, donde se ubican las unidades de tipo litosol, suelos que son considerada altamente susceptibles a erosión ya que son someros y pedregosos (Loredo *et al.*, 2007), siendo la parte media de la cuenca la más afectada con pendientes mayores al 30 %. Cabe señalar que el factor K se realizó con la capa de tipo de suelo de INEGI, la cual fue elaborada en 1978, por lo cual, este factor puede estar sobreestimado y posiblemente se requiera evaluar contemplando el factor topográfico o la humedad del suelo, tal como es usado en el modelo RUSLE (Römkens *et al.*, 1996). El factor L y S, en conjunto, presentan valores hasta 1150, donde se localizan pendientes de entre 20 y 30 % (pendientes moderadas); de acuerdo con Hickey (2000), para un mejor ajuste deberá identificarse el punto en el que la pendiente decrece hasta que ocurre la sedimentación o el escurrimiento entra a una red de drenaje, situación que se consideró al trabajar con una alta resolución espacial en el presente estudio, ya que permitió estimar con mayor precisión las pendientes cóncavas. Los valores de los factores C y P, hacen presencia de las condiciones de uso y estado de conservación puntual del suelo; Mati *et al.* (2000), mencionan que la resolución espacial presenta un papel importante en el desarrollo del factor C, así como la calidad del insumo para la clasificación del uso de suelo, ya que una agregación de píxeles en una imagen satelital puede perder información respecto a la reflectancia de un objeto (Eiumnoh, 2000). El factor P, es un indicador de las áreas a establecer actividades de conservación,

donde los factores RKLSP presenten valores de erosión considerable (Wishmeier, 1976; Flores *et al.*, 2003).

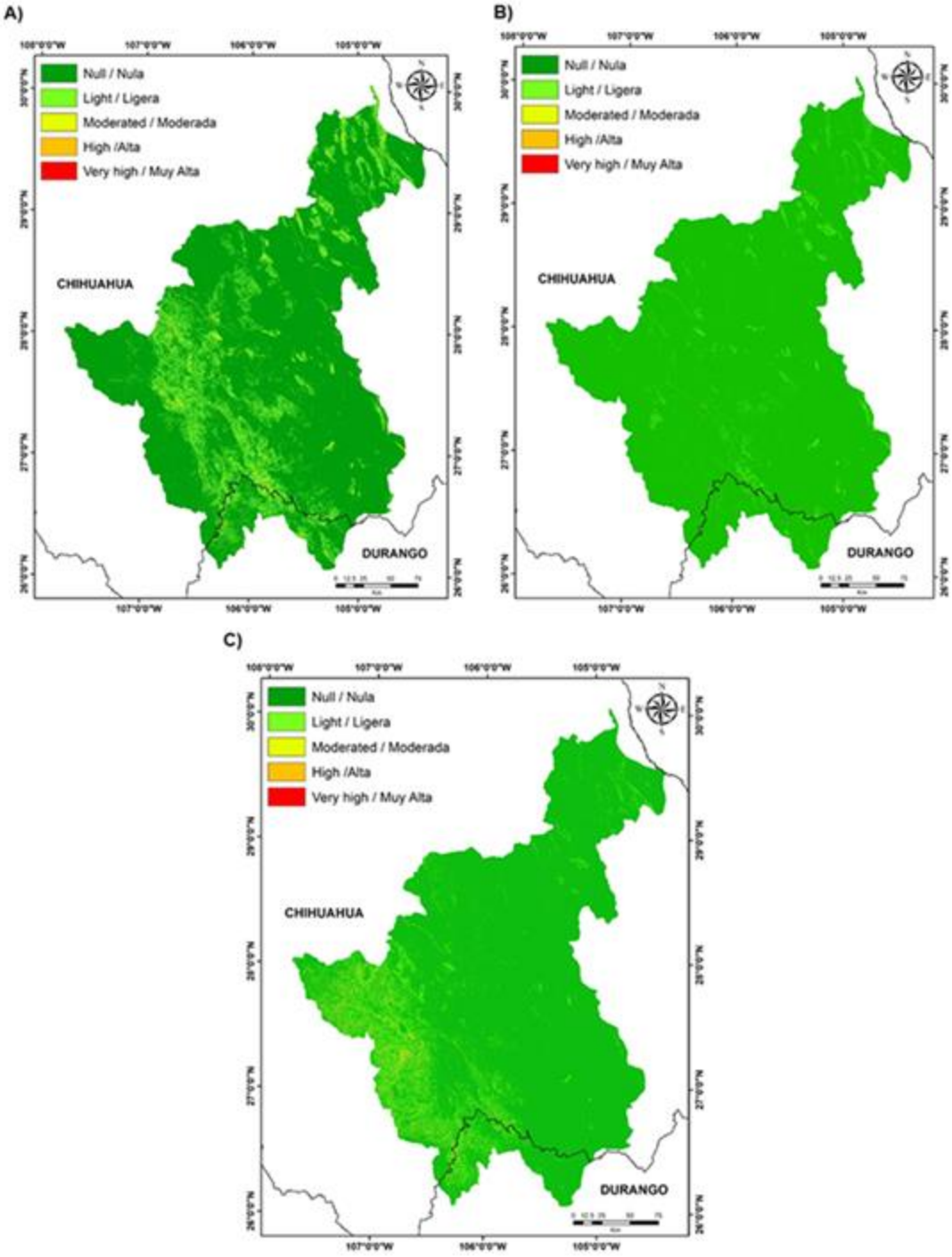


Fig. 3. Mapa de erosión hídrica para la cuenca del río Conchos, para los años (A) 1980; (B) 2000; y (C) 2018.

Fig. 3. Hydric erosion map for the Conchos river basin, for (A) 1980, (B) 2000, and (C) 2018.

Tabla 4. Valores expresados en porcentaje (%) de la superficie afectada por erosión hídrica para los años 1980, 2000, y 2018.

Table 4. Values expressed in percentage (%) for the hydric erosion area for 1980, 2000, and 2000.

Grado de afectación	1980	2000	2018
Nulo	86.49	97.27	90.83
Ligero	12.03	2.62	6.68
Moderado	1.39	0.07	2.37
Alto	0.04	0.01	0.09
Muy Alto	0.02	0.008	0.01

Aun cuando en la cuenca de estudio predomina una precipitación media anual de 419 mm, se observan valores de hasta 700 mm en el rango de elevación de 2500 a 3283 msnm en la parte alta de cuenca (CONABIO, 2001). Las zonas de altas tasas de precipitación se ubican en la región de la Sierra Madre Occidental, en territorio con una creciente deforestación de bosques (Escárpita, 2002), situación que favorece mayor pérdida de suelo a consecuencia de los escurrimientos; de igual manera, la topografía ejerce un papel medular en dicha afectación. Diversos estudios señalan que el grado de pendiente y longitud hacen más susceptible el suelo a procesos erosivos (Montes-León *et al.*, 2011). En este contexto, zonas con pendientes pronunciadas presentan problemas de erosión debido al arrastre de suelo provocado por lluvias intensas, aunado a la falta de estrato vegetativo, haciendo evidente el limitado o nulo potencial para uso agrícola (Pando *et al.*, 2003).

Las graves consecuencias del cambio en el uso de suelo y el grado de erosión hídrica son recurrentes en la citada cuenca (Arriaga *et al.*, 2000); unidad hidrogeológica que reviste suma importancia socioeconómica, repercutiendo directa e indirectamente en la calidad de vida de 1.3 millones de chihuahuenses (Rocha, 2005). El INECC (2007) indica que el principal problema radica en el aprovechamiento forestal desmedido en la cuenca alta, haciéndola más susceptible a

procesos de erosión, lo que, aunado a la incidencia de incendios forestales intencionales, contaminación y sobreexplotación de los acuíferos, favorece la pérdida de biodiversidad y alteración del régimen hidrológico. Por consecuencia, se presenta un incremento en el volumen de escurrimiento, lo que provoca una modificación en el funcionamiento del ecosistema (Choi, 2007; Juárez-Méndez *et al.*, 2009; Valdez-Zavala *et al.*, 2019).

Al considerar que los volúmenes de escurrimiento son influenciados por el tipo y uso de suelo, se infiere que, en zonas con altas densidades de arbolado como el bosque de pino, se produce un escurrimiento bajo. Al respecto, Linares (2004), indicó que la afectación se ha modificado a consecuencia de la elevada tasa de deforestación que se detecta en la cuenca, lo que cambió los volúmenes de escurrimiento. Los volúmenes de escurrimiento en la cuenca del río Conchos se ha modificado con el tiempo (**Tabla 5**), siendo 2018 el año con mayor volumen de escurrimiento (743.08 millones de m³), duplicando el volumen que se tuvo en 1980.

Tabla 5. Volumen de escurrimiento para los años 1980, 2000, y 2018.

Table 5. Runoff volume for 1980, 2000, and 2018.

Año	-----Escurrecimiento (millones de m ³)-----		
	Máximo	Medio	Mínimo
1980	348.38	177.04	5.71
2000	137.36	73.23	9.11
2018	743.08	379.17	15.27

El incremento en escurrimientos para 2018, podría estar relacionado con la disminución de cobertura vegetal en la parte alta. Para 2018 la masa forestal se redujo un 11 % (Mustafa *et al.*, 2005; Figueroa-Jáuregui *et al.*, 2011). Así como la variabilidad en la precipitación a lo largo del periodo de estudio en la parte alta; con una disminución de 55.3 % de 1980 a 2000; sin embargo, en el período 2001-2018 se registró un incremento en la precipitación acumulada de 217.8 %, incrementando en consecuencia el escurrimiento superficial. No obstante, al analizar el hidrograma de los escurrimientos (**Fig. 4**) a la entrada de la presa La Boquilla, que se encuentra en la cuenca de estudio y la precipitación en la cuenca alta, sugiere incertidumbre debida a la variabilidad hidrológica, toda vez que grandes precipitaciones no necesariamente generan elevados volúmenes de escurrimiento. Estudios de carácter hídrico en la cuenca alta del río Nazas en Durango han

demostrado alteraciones en los procesos hidrológicos, donde menores coeficientes de escurrimiento se presentan en zonas sin alteración de la vegetación, en contraste con aquellas donde se presenta deforestación, situación que modula los volúmenes de escurrimiento y afecta la calidad y disponibilidad del agua para diversos uso en la parte baja de la cuenca (Descroix *et al.*, 2004). Al considerar lo anterior, en consecuencia, se infiere que en la cuenca del río Conchos, incrementos de los volúmenes de escurrimiento se producirán cuando se conjuguen la influencia de la precipitación y los efectos de cambio en el uso de suelo.

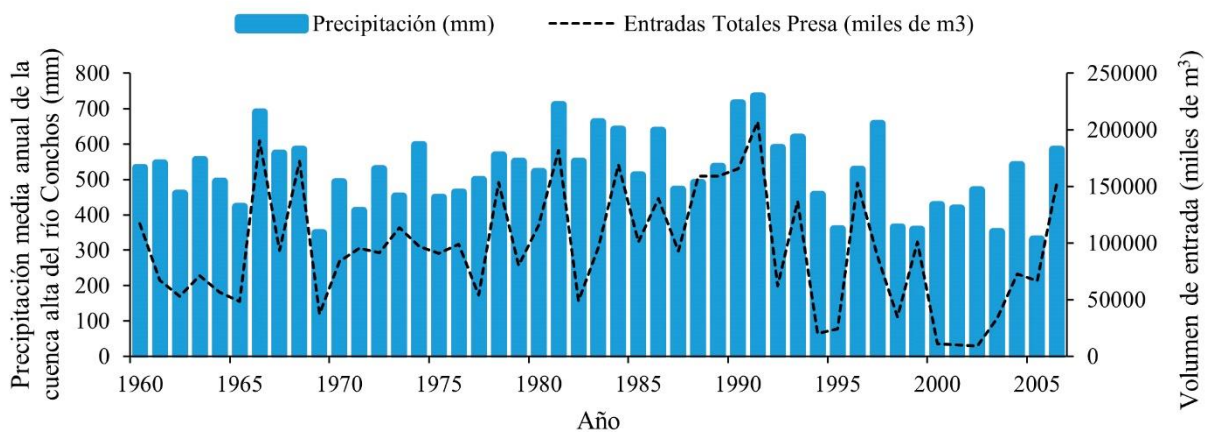


Fig. 4. Hidrograma para la parte alta de la cuenca del río Conchos (1960–2005).

Fig. 4. Upper basin hydrogramme of Conchos river basin (1960–2005).

Conclusiones

La determinación de la fluctuación espacio-temporal de los cambios en la superficie de las principales clases de uso de terreno, y de eventos relacionados con ellos como pérdida de suelo y tasas de escurrimiento superficial, es de suma relevancia para conocer el estado histórico y actual que permita implementar estrategias que mitiguen aquellos procesos que requieran acciones inmediatas. En el presente estudio, se observó que las fluctuaciones en el uso del suelo de la cuenca

del río Conchos, de carácter binacional, impactó en la tasa de erosión hídrica y en los volúmenes de escurrimiento para los años 1980, 2000 y 2018.

La tendencia del uso del suelo en la cuenca de estudio refleja un aumento paulatino en el área urbana; en consecuencia, se da un incremento en la demanda de alimentos. Por otro lado, se presenta una disminución en la superficie de pastizales, que está ligada a efectos antrópicos y naturales. Asimismo, el aprovechamiento forestal intensivo, impacta de manera directa en la calidad natural de la cuenca, disminuye la biodiversidad y afecta los procesos hidrológicos.

En términos de erosión hídrica, con el uso de datos asimilados, se estima a la escala estudiada una pérdida de suelo, en 1980, de $1.45 \text{ tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, incrementándose en 38 años a $2.47 \text{ tm ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Lo anterior sugiere que los cambios en el uso del suelo afectan su fragilidad, causando severos daños en la biodiversidad y en la provisión de servicios ecosistémicos.

Los volúmenes de escurrimiento son un indicador del uso histórico y actual del suelo, toda vez que, si el volumen escurrido es alto, ello es indicativo de una interacción entre las precipitaciones elevadas y decrementos en la vegetación. En este estudio, para 2018 se determinaron escurrimientos hasta de 743.08 millones de m^3 , lo cual es favorecido por un decremento en la superficie de bosque de pino en la parte alta de la cuenca, que, al disminuir su cobertura, afecta la infiltración e incrementa el escurrimiento, favoreciendo pérdidas de suelo por arrastre, daños a viviendas y disminución en la calidad de agua, entre otros efectos negativos colaterales.

Agradecimientos

El presente estudio fue apoyado con recursos del Fondo Sectorial de la Investigación para la Educación SEP-CONACYT, proyecto número 283134 “Red dendrocronológica mexicana: aplicaciones hidroclimáticas y ecológicas”. Como apoyo adicional, se recibió respaldo del fondo SENER-SUSTENTABILIDAD ENERGÉTICA-CONACYT, proyecto SENER-CONACYT 2014-1/245245. Se agradece igualmente al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo de beca de posgrado al primer autor.

Referencias

Arriaga, L., Aguilar, V. & Alcocer, J. (2000). *Agua continental y diversidad biológica de México*. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.

- Bates, B. C., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. & Palutikof, J. P. (2008). *El cambio climático y el agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Ginebra: Secretaría del IPCC. Recuperado de https://www.ipcc.ch/pdf/technical-papers/ccw/ccw%20sp/cover_sp.pdf.
- Becerra-López, J., Ramírez-Bautista, A., Romero-Méndez, U., Pavón, N., & Sánchez-Rojas, G. (2017). Effect of climate change on halophytic grasslands loss and its impact in the viability of *Gopherus flavomarginatus*. *Nature Conservation*, 21, 39-55. DOI: doi:10.3897/natureconservation.21.13614
- Berlanga, R., García, C., López J., & Ruíz, A. (2009). Patrones de cambio de coberturas y usos de suelo en la región costa norte de Nayarit (1973-2000). *Revista Investigaciones Geográficas* (México), 72, 7-22. DOI:10.14350/rig.19272
- Castelán, V. R., Ruiz, J., Linares, G., Pérez, R. & Tamariz, R. (2007). Dinámica de cambio espacio-temporal de uso del suelo de la subcuenca del río San Marcos, Puebla, México. *Revista Investigaciones Geográficas*, 64, 75-89. DOI:10.14350/rig.17967
- Choi, W. (2007). Estimating land-use change impacts on direct runoff and non-point source pollutant loads in the Richland Creek basin (Illinois, USA) by applying the L-THIA model. *Journal of Spatial Hydrology*, 7(1), 47-65. Recuperado de <http://www.spatialhydrology.net/index.php/JOSH/article/view/64>
- Chuvieco, E. (2008). *Teledetección espacial. La observación de la tierra desde el espacio*. Barcelona, España: Ariel. DOI: 10.25100/eg.v0i3.3579
- Comisión Nacional del Agua (CNA). (2000). *Norma Oficial mexicana NOM-011-CNA-2000: Conservación del recurso agua*. México: Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Recuperado de http://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5387027&fecha=27/03/2015
- Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO). (2001). *Precipitación total anual*. <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>
- De Roo, A., Schmuck, G., Perdigo, V., & Thielen, J. (2003). The influence of historic land use changes and future planned land use scenarios on floods in the Oder catchment. *Physics and Chemistry of Earth*, 28, 1291-1300. DOI: 10.1016/j.pce.2003.09.005
- Descroix, L., Viramontes, D., Anaya, E., Barral, H., Plencassagne, A., González J. L., & Macías, L. (2004). Agua amenazada por la degradación de los recursos vegetales. Gómez Palacio,

- Durango. México: Ediciones INIFAP-IRD. Recuperado de http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers15-11/010056207.pdf
- Díaz-Padilla, G., Sánchez-Cohen, I., Guajardo-Panes, R., Barbosa-Moreno, F., Gómez-Cárdenas, M. & Uribe-Bernal, J. (2012). Modelación espacial de la producción de agua superficial de lluvia en la zona sur del estado de Puebla, México. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 3, 69-84. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=353531980005>
- Eiumnoh, A. (2000). *Integration of geographic information systems (GIS) and satellite remote sensing (SRS) for watershed management*. Pathumthani, Thailand: Asian Institute of Technology.
- Escárpita, A. (2002). Situación actual de los bosques de Chihuahua. *Madera y Bosques*, 8(1), 3-18.
- Espinoza, G., Arctur, D., Teng, W., Maidment, D., García, I. & Comair, G. (2016). Studying soil moisture at national level through statistical analysis of NASA data. *Journal of Hydroinformatics*, 17(18), 277-287. DOI: doi:10.2166/hydro.2015.231
- Environmental Systems Research Institute (ESRI). (2014). ArcGIS desktop, version 10.3. Redlands, California, Virginia, USA: Author.
- Figueroa-Jáuregui, M., Ibáñez-Castillo, L. A., Arteaga-Ramírez, R., Arellano-Monterrosas, J. L. & Vázquez-Peña, M. (2011). Cambio de Uso de Suelo en la Cuenca de San Cristóbal de las Casas, México. *Agrociencia*, 45, 531-544. Recuperado de <https://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2011/jul-ago/art-1.pdf>
- Flores, H. E., Martínez, M., Oropeza, J. L., Mejía, E. & Carrillo, R. (2003). Integración de la EUPS a un SIG para estimar la erosión hídrica del suelo en la cuenca hidrográfica de Tepatitlán, Jalisco, México. *Terra Latinoamericana*, 21(2), 233-244.
- Food and Alimentation Organization (FAO). (2006). *Guidelines for soil description, Roma, Italia*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/a-a0541e.pdf>
- Foody, G. (2020). Explaining the unsuitability of the kappa coefficient in the assessment and comparison of the accuracy of thematic maps obtained by image classification. *Remote Sensing of Environment*, 239(15), 1-11. DOI:10.1016/j.rse.2019.111630
- García, S. A., Narváez, R., Olivas, J. M. & Hernández, J. (2019). Diversidad y estructura vertical del bosque de pino-encino en Guadalupe y Calvo, Chihuahua. *Revista Mexicana de Ciencias Forestales*, 10(53), 41-63. DOI:10.29298/rmcf.v10i53.173

- Hardin, P. y Shumway E. (1997). Statistical significance and Normalized confusion matrices. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, 63(6), 735-740.
- Hickey, R. (2000). Slope angle and slope length solutions for GIS. *Cartography* 29: 1-8.
- Instituto Nacional de Ecología (INECC). (2007). *Características y manejo de suelos en ecosistemas templados de montaña*. México. Recuperado de <http://www.publicaciones.inecc.gob.mx/libros/395/cotler.html>.
- Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática (INEGI). (1978). *Carta Edafológica Escala 1:50,000*. Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática. Aguascalientes – México, D. F. Recuperado de www.inegi.com.mx
- Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática (INEGI). (2000). *Censo General de Población y Vivienda*. Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática. Aguascalientes - México D.F.
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía e informática (INEGI). (2013). *Continuo de elevaciones mexicano 3.0*. Aguascalientes, México. Recuperado de www.inegi.com.mx
- Instituto Nacional de Estadística y Geografía e informática (INEGI). (2014). *Conjunto de datos vectoriales edafológico, escala 1:250000 Serie II*. Aguascalientes, México. Recuperado de www.inegi.com.mx
- Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática (INEGI). (2015). *Censo General de Población y Vivienda*. Instituto Nacional de Estadística, y Geografía e Informática. Aguascalientes, México D.F.
- Intergraphic. (2013). Software Erdas Imagine V 14.
- Juárez-Méndez, J., Ibáñez-Castillo, L., Pérez-Nieto, S. & Arellano-Monterrosas, J. L. (2009). Uso del suelo y su impacto sobre los escurrimientos en la cuenca del río Huehuetán. *Ingeniería Agrícola y Biosistemas*, 1(2), 69-76. DOI: 10.5154/r.inagbi.2009.07.015
- Kelly, M.E. (2001). *The Rio Conchos: A preliminary Overview*. Texas Center for Policy Studies. Recuperado de <http://www.texascenter.org/publications/rioconchos.pdf>
- León, M.J., Símuta, R., Vázquez, I. & Solano, R. (2016). Análisis comparativo de los métodos para interpolación en el estado de Chiapas. *Lacandonia*, 10(2), 53-60. Recuperado de <https://cuid.unicach.mx/revistas/index.php/lacandonia/article/view/420>
- Linares, M. (2004). La sequía en la cuenca del río Bravo: principios de política. *Gaceta Ecológica*, 9(3), 37-53. Recuperado de <http://www.redalyc.org/pdf/539/53907005.pdf>

- Loredo, C., Beltrán, S., Moreno, F. & Casiano, M. (2007). *Riesgo a la erosión hídrica y proyección de acciones de manejo y conservación del suelo en 32 microcuencas de San Luis Potosí*. Libro técnico No. 3. INIFAP-CIRNE-Campo Experimental San Luis. San Luis Potosí, México.
- Martín-Clemente, C., Sosa-Ramírez, J., Maass-Moreno, M., Luna-Ruíz, J. J., Meráz-Jiménez, A. J. & Flores-Ancira, E. (2015). Comparación de métodos para estimar disponibilidad hídrica en cuencas forestales. *Terra Latinoamericana*, 33(1), 17-26. Recuperado de <https://www.terralatinoamericana.org.mx/index.php/terra/article/view/42>
- Mas, J., Velázquez, A., & Couturier, S. (2009). La evaluación de los cambios de cobertura/uso del suelo en la República Mexicana. Investigación ambiental. *Ciencia y Política Pública*, 1, 23-39. Recuperado de http://www.ccmss.org.mx/descargas/La_evaluacion_de_los_cambios_de_cobertura-uso_de_suelo_en_la_Republica_Mexicana.pdf
- Mati, B. M., Morgan, P. C., Gichuki, F. N., Quinton, J. N., Brewer, T. R. & Liniger, H. P. (2000). Assessment of erosion hazard with USLE and GIS: A case study of the Upper Ewaso Ng'iro North basin of Kenya. *JAG*, 2(1), 1-9.
- Miranda, A., Ibáñez, L., Valdez, R. & Hernández, P. (2009). Modelación hidrológica empírica del gasto de 100 años de periodo de retorno del río grande, Tlalchapa, Guerrero en dos escenarios de uso del suelo. *Agrociencia*, 43, 333-344. Recuperado de <https://www.colpos.mx/agrocien/Bimestral/2009/may-jun/art-1.pdf>
- Mo, K. C., Long, L. N., Xia, Y., Yang, S. K., Schemm, J. E. & Ek, M. (2011). Drought Indices Based on the Climate Forecast System Reanalysis and Ensemble NLDAS. *Journal of Hydrometeorology*, 12, 181–205. DOI: 10.1175/2010JHM1310.1
- Mocko, D. (2012). NASA/GSFC/HSL, NLDAS Primary Forcing Data L4 Monthly 0.125 x 0.125-degree V002, Greenbelt, Maryland, USA: Goddard Earth Sciences Data and Information Services Center (GES DISC). DOI: 10.5067/Z62LT6J96R4F
- Montes-León, M. A., Uribe-Alcántara, E. M. & García-Celis, E. M. (2011). Mapa Nacional de Erosión Potencial. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 11(1), 5-17. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/223/202>
- Mustafa, Y. M., Amin, M. S., Lee, T. S. & Hariff, A. R. (2005). Evaluation of land development impact on a tropical watershed hydrology using remote sensing and GIS. *Journal of Spatial*

Hydrology, 5 (2), 16-30. Recuperado de <http://www.spatialhydrology.net/index.php/JOSH/article/view/40/41>

- Nan, Z., Wang, S., Liang, X., Adams, T., Teng, W. & Liang, Y. (2010). Analysis of spatial similarities between NEXRAD and NLDAS precipitation data products. *IEEE Journal of selected topics in applied earth observations and remote sensing*, 3(3), 371-385. DOI: 10.1109/JSTARS.2010.2048418
- Núñez-López, D., Treviño-Garza, E., Reyes-Garza, V., Muñoz-Robles, C., Aguirre-Calderón, O. & Jiménez-Pérez, J. (2013). Interpolación espacial de la precipitación media mensual del río Bravo/Grande. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(2), 185-193. Recuperado de <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/articleCms/view/362/322>
- Núñez, D., Treviño, E., Reyes, V., Muñoz, C., Aguirre, O. & Jiménez, J. (2014). Uso de modelos de regresión para interpolar espacialmente la precipitación media mensual en la cuenca del río Conchos. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 5(2), 201-213. Recuperado de <https://cienciasagricolas.inifap.gob.mx/editorial/index.php/agricolas/article/view/960/788>
- Oliveira, A. H., Aparecida da Silva, M., Silva, M. L. N., Curi, N., Neta, G. K. and França de Freitas, D. A. (2013). Development of Topographic Factor Modeling for Application in Soil Erosion Models (111-138). In: Soriano, M. C. H. (Ed). *Soil Processes and Current Trends in Quality Assessment*.
- Orona, I., Trucíos, R., Figueroa, R., Fortis, M. & Muñoz, J. A. (2010). Aspectos socioeconómicos del uso del agua en el municipio de León, Gto. (35-54). In: J. Estrada A., R. Trucíos C., J. Villanueva D., J. L. González B. y L. F. Flores L. *Manejo sustentable de los recursos naturales: Sierra de Lobos, León, Guanajuato*. León, Guanajuato, México: INIFAP.
- Palacio, P., Sánchez, M. T., Casado, J., Propin, E., Delgado, F., Velázquez, C. A., Chias, M., Ortiz, B., González, A., Negrete, S., Gabriel, F. & Márquez, R. (2004). *Indicadores para la Caracterización y Ordenamiento del Territorio*. México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología-SEMARNAT, Instituto de Geografía de la UNAM y Secretaría de Desarrollo Social. Convenio SEDESOL-Instituto de Geografía, UNAM. Recuperado de http://cambioclimatico.gob.mx:8080/xmlui/bitstream/handle/publicaciones/174/434_2004_Indicadores_caracter_orden_territorio.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Pérez, N. J., Valdés, V. E., Hernández, S. M. y Ordaz, C. V. (2005). Lluvia, escurrimiento superficial y erosión del suelo en sistemas agroforestales de café bajo sombra. *Agrociencia*, 39, 409-418. Recuperado de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=30239405>
- Pando, M., Gutiérrez, M., Maldonado, A., Palacio, J. & Estrada, A. (2003). A comparison of methods in estimating soil water erosion. *Investigaciones Geográficas, Boletín del Instituto de Geografía, UNAM*, 51, 23-36. Recuperado de <http://www.scielo.org.mx/pdf/igeo/n51/n51a3.pdf>
- Portuguez, D. M. (2014). Estimación de la pérdida de suelos por erosión hídrica en la cuenca del río Sigüas utilizando geoinformática. *Anales Científicos*, 76(2). 324-329. DOI: 10.21704/ac.v76i2.797
- Renard K. G., Yoder, D., Lightle, D. & Dabney, S. (2010). *Universal soil loss equation and revised universal soil loss equation*. Tucson, Arizona. Recuperado de <https://www.tucson.ars.ag.gov/unit/publications/PDFfiles/2122.pdf>
- Rocha, F. (2005). *Programa de Manejo Integral de la Cuenca del Río Conchos. Grupo Interinstitucional de Trabajo (GIT)*. México.
- Römkens, S.M., Young, R. A., Poesen, R. A. McCool, W. A., El-Swaify, S. A. & Bradford, J. M. (1996). Chapter 3. Soil erodability factor (K). (67-99). In: *Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with revised universal soil erosion equation*. Agriculture Handbook 703. Tucson, AZ., USA: US Department of Agriculture-ARS.
- Rwanga S. S. & Ndambuki, J. M. (2017). Accuracy Assessment of Land Use/Land Cover Classification Using Remote Sensing and GIS. *International Journal of Geosciences*, 8(4), 1-12. DOI: 10.4236/ijg.2017.84033
- Servicio Meteorológico Nacional (SMN). (2018). *Monitor de Sequía en México*. <https://smn.conagua.gob.mx/es/climatologia/monitor-de-sequia/monitor-de-sequia-en-mexico>
- Silva-Hidalgo, H., Aldama, A., Martín-Domínguez, I., & Alarcón-Herrera, M. T. (2013). Metodología para la determinación y déficit de aguas superficiales en cuencas hidrológicas: aplicación al caso de la normativa mexicana. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 4(1), 27-50. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2007-24222013000100002

- Stewart, B. A., Woolhiser, D. A., Wischmeier, W. H., Caro, J. H., & Frere, M. H. (1975). *Control of Water Pollution from Cropland, Volume 1-A Manual for Guideline Development, Report ARS-H-5-1*. USDA, Washington, D.C.
- Trucíos-Caciano, R., Mojica-Guerrero, A. S., Valenzuela-Núñez, L. M. & González-Barrios, J. L. (2009). Cambio en el uso de suelo en la cuenca del río Sextín. *Medio ambiente y desarrollo sustentable*, 3(3), 121-130.
- Trucíos, R., Estrada, J., Paredes, R., González J. L. & Valenzuela, L. (2010). *Sistemas de información geográfica. Manejo sustentable de los recursos naturales: Sierra de Lobos, León, Guanajuato*. Libro Técnico No. 6. INIFAP CENID-RASPA. Gómez Palacio, Durango. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5714656>
- Trucíos R., Rivera, M., Delgado, G., Estrada, J. y Cerano. J. (2013). Análisis sobre cambio de uso de suelo en dos escalas de trabajo. *Terra Latinoamericana*, 31(4), 339-346. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0187-57792013000500339
- United States Department of Agriculture (USDA). (2010). *Soil Texture Calculator*. Recuperado de https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/soils/survey/?cid=nrcs142p2_054167
- Valdez-Zavala, K. M., Bravo-Peña, L. C. & Manzo-Delgado, L. L. (2019). Áreas quemadas y cambio de uso del suelo en el suroeste de Chihuahua (México) durante el periodo 2013-2017: Identificación con el índice *Normalized Burn Ratio* (NBR). *Acta Universitaria*, 29, 1-15. DOI:10.15174/au.2019.2418
- Vargas-Sanabria, D. y Campos-Vargas, C. (2017). Sistema multi-algoritmo para la clasificación de coberturas de la tierra en el bosque seco tropical del Área de Conservación Guanacaste, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*, 31(1), 58-69. DOI: 10.18845/tm.v31i1.3497
- Viramontes-Olivas, O., Reyes-Gómez, V., Escoboza-García, L., Román-Calleros, J., Pérez-Márquez, A., Pinedo-Álvarez, C., Sánchez-Fernández, P. y Miranda, N. (2008). Hidrología de los suelos de las cuencas media y baja del río Conchos, Chihuahua, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 4(1), 31-45. Recuperado de <https://www.itson.mx/publicaciones/rlrn/Documents/v4-n1-3-hidrologia-de-los-suelos-de-las-cuencas.pdf>
- Wanielista, M., Kersten, R y Eaglin, R. (1997). *Hydrology: Water quantity and quality control*. 2a Ed. New York, USA: John Wiley.

Wischmeier, W.H. (1976). Use and misuse of the universal soil loss equation. *Journal of Soil and Water Conservation*, 31, 5-9.

Xia, Y., Mitchell, K., Ek, M., Sheffield, J., Cosgrove, B., Wood, E., Luo, L., Alonge, C., Wei, H., Meng, J., Livneh, B., Lettenmaier, D., Koren, V., Duan, Q., Mo, K., Fan, Y. & Mocko, D. (2012). Continental-scale water and energy flux analysis and validation for the North American Land Data Assimilation System project phase 2 (NLDAS-2): 1. Intercomparison and application of model products. *Journal of Geophysical Research*, 117, 1-27. DOI: 10.1029/2011JD016048