

Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT

• Madaf Sánchez-Galindo* • Demetrio Salvador Fernández-Reynoso •
• Mario Martínez-Menes • Erasmo Rubio-Granados •
• José Donaldo Ríos-Berber •
Colegio de Postgraduados, México

*Autor para correspondencia

DOI: 10.24850/j-tyca-2017-05-10

Resumen

Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J. D. (septiembre-octubre, 2017). Modelo hidrológico de la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México, con SWAT. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 8(5), 141-156.

La cuenca del río Sordo, ubicada al poniente del estado de Oaxaca, México, drena 7 751.42 km² y es predominantemente sedimentaria, con fuertes problemas de erosión hídrica (de 50 a 200 t ha⁻¹). El objetivo de este trabajo fue calibrar y validar el modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*), para establecer parámetros útiles en evaluaciones hidrológicas y en la toma de decisiones. Para ello se utilizaron diez años de información climática (de 1975 a 1985), se determinaron las propiedades físicas y químicas de los nueve tipos de suelos, y se definieron las variables fisiotécnicas de 13 tipos de cobertura vegetal presentes en la cuenca. Con base en datos topográficos, edáficos y cobertura vegetal, la cuenca se dividió en 175 subcuencas y 1 729 unidades de respuesta hidrológica. Para la calibración (c) y validación (v) se estimó el coeficiente de determinación (r^2) y el índice de eficiencia Nash-Sutcliffe (NSE), entre valores observados y simulados para la producción anual de biomasa ($r^2 = 0.96$ c y $NSE = 0.95$ c), mensual para caudales ($r^2 = 0.84$ c, $NSE = 0.83$ c, $r^2 = 0.7$ v, y $NSE = 0.81$ v) y carga de sedimentos ($r^2 = 0.59$ c, $NSE = 0.51$ c, $r^2 = 0.58$ v, y $NSE = 0.45$ v). Se concluye que el modelo SWAT se calibró y validó de manera satisfactoria, y se recomienda su uso para la toma de decisiones sobre la estrategia en la conservación del suelo en la cuenca del río Sordo en Oaxaca.

Palabras clave: producción de agua, producción de sedimentos, biomasa, eficiencia de Nash-Sutcliffe.

Abstract

Sánchez-Galindo, M., Fernández-Reynoso, D. S., Martínez-Menes, M., Rubio-Granados, E., & Ríos-Berber, J. D. (September-October, 2017). Hydrological model of the Sordo River watershed, Oaxaca, México, using SWAT. *Water Technology and Sciences (in Spanish)*, 8(5), 141-156.

The Sordo watershed is located in the western portion of the state of Oaxaca, Mexico. It drains an area of 7 751.42 km² and is predominantly a sedimentary basin with significant water erosion problems (50-200 t ha⁻¹yr⁻¹). The main goal of this work was to calibrate and validate the SWAT model (*Soil and Water Assessment Tools*) in order to establish parameters that are useful to hydrological evaluations and decision-making. To this end, 10 years of climate information were used (1975-1985) and physiological variables were defined for 13 vegetation covers. In addition, physical and chemical properties were determined for nine soil types found in the area. Based on elevation data, soil types, and vegetation cover, the basin was divided into 175 sub-basins and 1 729 hydrological response units. For calibration (c) and validation (v) purposes, the coefficient of determination (r^2) and the Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) were calculated for observed and simulated annual biomass yield ($r^2 = 0.96$ c and $NSE = 0.95$ c), monthly flow rates ($r^2 = 0.84$ c, $NSE = 0.83$ c, $r^2 = 0.7$ v, and $NSE = 0.81$ v), and monthly sediment loads ($r^2 = 0.59$ c, $NSE = 0.51$ c, $r^2 = 0.58$ v, and $NSE = 0.45$ v). In conclusion, the SWAT model was satisfactorily calibrated and validated, and it is recommended for decision-making related to soil conservation strategies in the Sordo River Basin in Oaxaca.

Keywords: Water production, sediment yield, biomass, Nash-Sutcliffe efficiency.

Recibido: 25/06/2015

Aceptado: 11/04/2017

Introducción

El estado de Oaxaca se caracteriza por ser una de las entidades más ricas en diversidad de recursos

naturales, sin embargo, la región Mixteca presenta una fuerte degradación de sus recursos naturales. La cuenca del río Sordo, tributaria del río Verde, que desemboca al océano Pacífico, cubre

el 54% de la Mixteca oaxaqueña. Los escurrimientos de esta cuenca, con una superficie de 7 751.42 km², se aforan en la estación hidrométrica Ixtayutla (20 021) de la Comisión Nacional del Agua (Conagua). La estación se localiza en el municipio de Santiago Ixtayutla, Oaxaca, en las coordenadas geográficas 16° 32' 55.9" N, 97° 34' 0.07" W (Conagua, 2008). En la cuenca, el régimen pluvial se asocia con la presencia de huracanes en la zona del Pacífico; se caracteriza por lluvias de verano intensas (promedio anual de 46 ($\pm$ 13.3) mm h⁻¹, para un periodo de retorno de 10 años), con un promedio anual de 1 229 ($\pm$ 594) mm. La cuenca del río Sordo en 70% de su superficie (5 456.06 km²) está cubierta con material geológico sedimentario; presenta relieve escarpado (pendiente media de 36.3%), producto de la actividad tectónica de la placa de Cocos. La combinación de factores climáticos, geológicos y tectónicos han actuado en forma natural en los procesos erosivos y de sucesión vegetal de la cuenca; sin embargo, la magnitud de éstos se ha agravado por cambios en el uso de suelo (principalmente el sobrepastoreo), el aprovechamiento forestal mal regulado y la agricultura tradicional en laderas con escasas prácticas de conservación de suelo. Por tanto, factores naturales y antropogénicos se han combinado para acelerar los procesos de la degradación del suelo y vegetación, así como del potencial productivo de la cuenca (Semarnat-CP, 2003; WWF, 2014a; INEGI, 1980).

Para afrontar el problema de la degradación del suelo es necesario planificar la sustentabilidad de los recursos naturales básicos de la cuenca (agua, suelo y vegetación), y con ello mejorar el comportamiento hidrológico (escurrimientos y erosión) y productivo (granos, forraje y madera). Una alternativa de bajo costo y precisión razonable para estimar el agua aprovechable, la concentración de sedimentos, el impacto erosivo de las acciones de manejo y el potencial productivo de las coberturas vegetales bajo las condiciones actuales, y los probables escenarios de manejo son los modelos de simulación de tipo hidrológico-productivo (Salgado & Güitrón-de-los-Reyes, 2012; FAO, 2013).

La modelación es una herramienta que permite representar de manera simplificada las condiciones reales, las interrelaciones y respuestas naturales de un área de drenaje, a fin de conocer, analizar y cuantificar los procesos físicos que ocurren en ella y, sobre todo, dirigido al pronóstico de escenarios bajo un conjunto de condiciones de manejo propuestas (Hammerly, 2006; Salgado & Güitrón-de-los-Reyes, 2012). De acuerdo con Eterovic (2008), en la actualidad existe una gran cantidad de modelos para tomar decisiones sobre el manejo de una cuenca, entre los cuales sobresalen el HEC-HMS (*Hydrologic Engineering Center-Hydrologic Modeling System*), Kineros (*Kinematic Runoff and Erosion Model*) y SWAT (*Soil and Water Assessment Tools*).

El modelo SWAT, seleccionado en este trabajo, desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola (ARS, por sus siglas en inglés) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos de América (USDA), es empleado para simular la producción de agua y sedimentos, así como el efecto de los plaguicidas y fertilizantes en la calidad del agua (Arnold *et al.*, 2012a), y ha sido empleado con éxito en simulaciones de largo plazo, de caudales, erosión, y transporte de sedimentos y nutrientes en cuencas de diferente extensión y condiciones edáficas, de cobertura vegetal, climáticas y geológicas (Borah & Bera, 2004).

Para la modelación, SWAT divide la cuenca en subcuencas y éstas, a su vez, en unidades de respuesta hidrológica (URH), definidas como áreas homogéneas de acuerdo con el tipo de suelo, cobertura vegetal y pendiente del terreno, establecidas por el usuario (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2011).

La subdivisión de la cuenca permite al modelo reflejar las diferencias en la evapotranspiración para varias cosechas y suelos. Las escorrentías son predichas de forma separada para cada URH y dirigidas para obtener las escorrentías totales para la cuenca. Esto aumenta la certeza y da una mejor descripción física del equilibrio del agua (Neitsch *et al.*, 2011). Sin embargo, el nivel de detalle para la definición de las URH no es claro y puede conducir a una pérdida considerable de información sobre el paisaje,

pues existe un efecto significativo del tamaño de las URH en simulaciones de sedimentos y carga de nutrientes, como lo mencionan Her, Fankenger, Chaubey y Srinivasan (2015).

La simulación hidrológica con el modelo SWAT puede dividirse en dos partes: la fase terrestre del ciclo hidrológico, que controla la cantidad de agua, sedimentos y pesticidas transportados hacia el canal principal por cada subcuenca; y la fase de circulación del agua, que comprueba el movimiento del agua y sedimentos a través del canal principal hasta el sitio de descarga de la cuenca. El balance del ciclo hidrológico de ambas fases se expresa con la ecuación (1):

$$SW_t = SW_0 + \sum_{i=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (1)$$

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm) en el tiempo t ; SW_0 el contenido inicial de agua del suelo en el día i (mm); t , el tiempo (días); R_{day} la cantidad de precipitación en un día i (mm); Q_{surf} la cantidad de escorrentía de la superficie en un día i (mm); E_a la cantidad de evapotranspiración en el día i (mm); W_{seep} la cantidad de agua que percola en el perfil del suelo en un día i (mm), y Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm) (Neitsch et al., 2011).

La producción de erosión y sedimento en SWAT se estima con la Ecuación Modificada de Pérdida Universal de Suelo (MUSLE) para cada URH (ecuación (2)):

$$sed = 11.8 (Q_{sup} q_{pico} A_{hru})^{0.56} K_{USLE} C_{USLE} P_{USLE} LS_{USLE} CFRG \quad (2)$$

Donde sed es la producción de sedimentos en un día dado (T); Q_{sup} el escurrimiento superficial ($\text{mm H}_2\text{O ha}^{-1}$); q_{pico} la escorrentía máxima ($\text{m}^3 \text{s}^{-1}$); A_{hru} el área de cada URH (ha); K_{USLE} el factor de erodabilidad del suelo ($0.013 \text{ Tm}^2 \text{h m}^{-3} \text{T}^{-1} \text{cm}^{-1}$); C_{USLE} el factor de cobertura y manejo de USLE; P_{USLE} el factor de prácticas de conservación de USLE; LS_{USLE} el factor topográfico, y $CFRG$ es el factor de porcentaje de pedregosidad (Neitsch et al., 2011).

De acuerdo con Röder, Villavicencio y Zarázua (2006), el SWAT en pendientes superiores a 25% subestima la longitud de la pendiente, asignando valores constantes de 0.05 m (Rivera, Pérez, Ibáñez, & Hernández, 2012). Sin embargo, es posible corregir estos valores de manera externa mediante otras herramientas computacionales, como el QGIS.

La calibración y validación de los resultados de un modelo son procedimientos necesarios y fundamentales para cualquier aplicación del mismo. En la calibración se ajustan de manera iterativa los parámetros del modelo, según su sensibilidad, y se comparan valores simulados y observados durante un periodo de observación. La calibración manual depende de la evaluación subjetiva del usuario y puede llegar a ser un proceso lento (Eckhardt & Arnold, 2001).

En la actualidad existen métodos automatizados que pueden hacer este proceso más rápido, como ocurre con el programa SWAT-CUP (*Calibration and Uncertainty Programs for SWAT*), el cual ha tenido un buen desempeño en la calibración de cuencas, como la del río Pejibaye, en Costa Rica (Zuleta, 2013), y el río Daning, en Tres Gargantas, China (Shen, Chen, & Chen, 2011).

SWAT-CUP es un programa de dominio público que dispone de diferentes aplicaciones para el análisis de sensibilidad, calibración, validación y análisis de incertidumbre, e incluye cinco algoritmos: Ajuste de Incertidumbre Secuencial (SUFI-2), Probabilidad de Incertidumbre Generalizada (GLUE), Solución de Parámetros (ParaSol) y los Métodos de Inferencia Bayesiana (MCMC) (Abbaspour, 2008).

El SUFI-2 permite definir los parámetros y los rangos de las variables que el modelador considera necesarias evaluar su sensibilidad a través de los coeficientes t -Stat y P -Valor, los cuales están íntimamente relacionados. El primero calcula la diferencia en unidades de error estándar, y el segundo determina la significancia de un parámetro a partir del análisis de probabilidad de que la variable escogida tiene algún efecto en el criterio de desempeño (Abbaspour, 2008).

En la validación se busca conocer la capacidad del modelo calibrado, para continuar simulando correctamente, sin ajuste de parámetros, durante un periodo adicional (Refsgaard & Knudsen, 1996; Gupta & Sorooshian, 1985).

Por lo anterior, el presente trabajo tuvo como objetivo calibrar y validar el modelo hidrológico SWAT en la cuenca del río Sordo, en el estado de Oaxaca, para generar parámetros que permitan conocer el comportamiento hidrológico de la cuenca para futuros escenarios de manejo. Con esto, los responsables de los planes de manejo podrán conocer el impacto productivo de las prácticas de manejo y tomar decisiones sobre las estrategias de la conservación del suelo y el uso de la cobertura vegetal en la cuenca.

Materiales y métodos

Caracterización biofísica

La cuenca del río Sordo se ubica al poniente del estado de Oaxaca, México. Cubre 106 municipios de esta entidad y dos del estado de Guerrero. Se

localiza entre las coordenadas extremas 17° 37' 19.93" y 16° 29' 43.11" de latitud norte, y entre los 98° 05' 54.34" y 96° 53' 17.86" de longitud oeste (figura 1).

La cuenca comprende tres subprovincias fisiográficas: la cordillera costera del sur (46.4%), la Mixteca alta (27.8%) y sierras centrales de Oaxaca (25.8%) (INEGI, 2015). Esta área abarca cuatro regiones culturales: Mixteca (54.4%), Sierra Sur (30.6%), Valles Centrales (11.7%) y Costa (3.3%). Los climas característicos en la cuenca (INEGI, 2000) son el templado húmedo y subhúmedo (48.6%), semiseco templado (1.1%), cálido subhúmedo (16%) y semicálido subhúmedo (34%). Según INEGI (1980), la geología de la cuenca se compone principalmente de rocas sedimentarias tipo calizo (50%), metamórficas (24%), ígneas intrusivas (16.4%) e ígneas extrusivas (9.2%). La cuenca se sitúa sobre dos acuíferos: Nochixtlán (2016), con 1 321.84 km², que presenta una recarga media anual de 68.5 hm³ año⁻¹ (Conagua, 2015a), y Jamiltepec (2004), con 6 269.18 km², y una recarga media anual de 61.3 hm³ año⁻¹ (Conagua, 2015b).

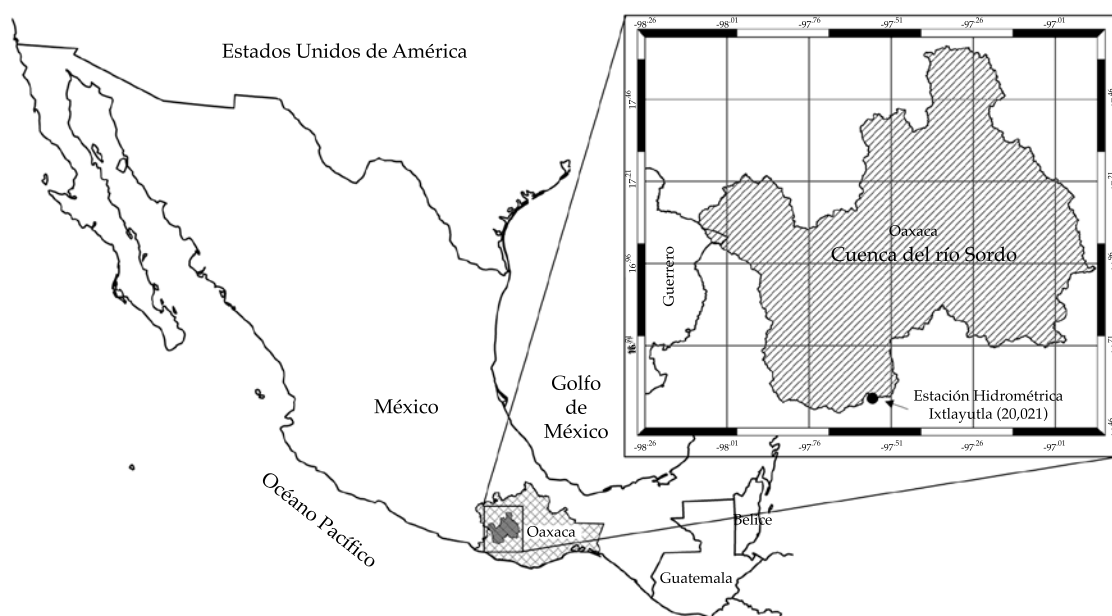


Figura 1. Ubicación de la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

Caracterización morfométrica

De acuerdo con la clasificación de Campos (1998), la cuenca se cataloga como muy grande (7 751.42 km²). La relación de bifurcación de la cuenca (4.7), densidad de drenaje (> 3.5 km km⁻²), pendiente media del cauce principal (1.12%) y pendiente media del terreno (38.79%) indican un área bien drenada, producto de suelos impermeables, donde los procesos de escurrimiento superficial dominan sobre los de infiltración, y los de erosión sobre los de agregación. Sin embargo, por su factor de forma (0.22), relación de elongación (0.53), coeficiente de circularidad (0.14) y coeficiente de compacidad (2.62), la cuenca presenta una forma rectangular oblonga, con escaso potencial de torrencialidad, es decir, poco propensa a presentar crecidas súbitas.

Metodología

La metodología seguida para realizar el trabajo se muestra en la figura 2.

Para calibrar y validar el modelo SWAT se recopiló la siguiente información:

- **Topográfica.** Se utilizó el modelo digital de elevaciones (MDE), con resolución de 15 m obtenido del INEGI (2012); el MDE se corrigió para rellenar vacíos en la superficie del ráster y eliminar imperfecciones en la información de las celdas, con la función *Fill* de ArcGIS 10.
- **Uso de suelo y vegetación.** Se utilizó la capa vectorial con resolución de 5 m (1:50 000), generada por la WWF (2014b) en 2010. Las variables fisiotécnicas iniciales

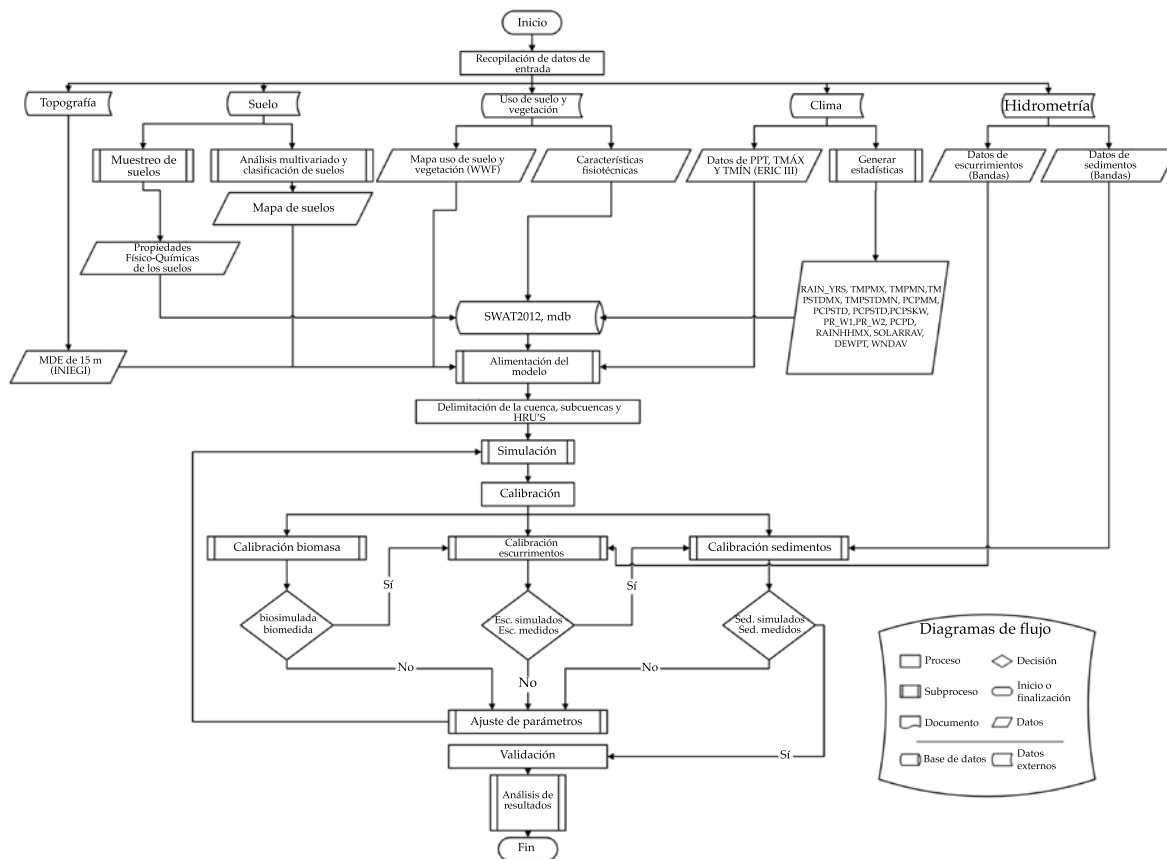


Figura 2. Diagrama de flujo de la metodología para calibrar y validar el modelo SWAT en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

para la calibración, para las coberturas vegetales presentes en la cuenca, así como la información de manejo de cultivo (maíz de ladera), se obtuvieron de Salas (2013).

- **Suelos.** Los tipos de suelos se generaron a través del análisis de componentes principales (ACP), en el que se emplearon 11 variables ambientales que intervienen en su formación: índice topográfico de humedad, índice de posición topográfica, pendiente del terreno, curvatura vertical, curvatura horizontal, aspecto topográfico, densidad de drenaje, distancia a crestas, temperatura media anual, precipitación media anual y longitud de la pendiente; este análisis se efectuó mediante la función *Principal Components* de *ArcGis 10*. Posterior al análisis se hizo una clasificación supervisada por el método de máxima verosimilitud con la herramienta *Maximum Likelihood Classification*, tomando como áreas de entrenamiento polígonos representativos de las unidades de suelo de INEGI (2006); para este estudio se identificaron nueve grupos de suelos (60% de precisión): acrisoles, cambisoles, fluvisoles, luvisoles, phaeozems, regosoles, rendzinas y vertisoles. Del trabajo de Salas (2013) se retomaron los valores de las variables físicas y químicas, por estrato, para estos grupos de suelos.
- **Clima.** Para el periodo de calibración y validación (1975 a 1985) se obtuvieron del SMN (2010) los datos diarios de precipitación, y temperaturas máximas y mínimas para 24 estaciones meteorológicas, dentro y aledañas a la cuenca, con alto porcentaje de registro de datos diarios. Los datos faltantes de cada estación se estimaron a partir de las estaciones vecinas, usando el método del US National Weather Service o inverso del cuadrado de la distancia (Campos, 1998). Para la serie histórica, se calcularon los parámetros estadísticos medios mensuales necesarios para generar la distribución diaria de los datos climáticos representativos para las subcuencas que necesita el SWAT para alimentar el

generador climático (WGEN) (Arnold et al., 2012b). Debido a la falta de información que existe en los cuatro observatorios ubicados en Oaxaca (Huaquapan de León, Puerto Ángel, Salina Cruz y Oaxaca) de velocidad del viento y radiación solar, se obtuvieron los datos medios mensuales de velocidad de viento de CFSR (2015) en una malla de 33 x 33 km, a partir de la cual se generó un ráster mediante interpolación en *ARCGIS*. Los datos de radiación solar mensual se estimaron a partir de los datos de precipitación y temperaturas diarias obtenidas del SMN (2010) mediante la metodología propuesta por Allen, Pereira, Raes & Smith (2006).

- **Hidrométrica.** Del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (Conagua, 2008) se obtuvieron los caudales medios y los sedimentos en suspensión observados en la estación Ixtayutla, por mes. Para la calibración se usaron registros del periodo 1975-1981 y para la validación se emplearon los de 1982-1985.

La delimitación de la cuenca del río Sordo se realizó en el SWAT, con base en el MDE (INEGI, 2012), y la estación hidrométrica Ixtayutla como punto de salida. La cuenca se subdividió en 175 subcuencas, con un tamaño mínimo de 2 500 ha cada una. En la definición de las Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), la cuenca se subdividió en 1 729 URH, asignando 10 ha al valor del umbral en la combinación de las capas temáticas de vegetación/uso de suelo, tipo de suelo y pendiente del terreno; esta última capa definida en dos rangos alrededor de 5%.

El modelo calcula un gran número de procesos y en algunos de ellos permite seleccionar más de un método de cálculo. El potencial de evapotranspiración se estimó por el método de Penman-Monteith, por ser clasificado como el mejor método para estimar la evapotranspiración de acuerdo con Allen, Pereira, Raes y Smith (2006). Sin embargo, SWAT permite elegir entre otros dos métodos: Hargreaves-Samani y Priestley-Taylor (1972).

Para la simulación del tránsito de sedimentos, el modelo incorpora cuatro métodos alternativos (Bagnold modificado, Kodoatie, Molinas y Wu, y Yang) a la ecuación de Bagnold, los cuales no han sido comparados ampliamente en otros estudios, por lo que se eligió el método de Bagnold (1980).

La simulación del escurrimiento superficial en SWAT se puede generar a partir del método de la curva numérica del Soil Conservation Service (SCS, 1973), o el método de infiltración de Green y Ampt (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2002). Para el presente trabajo se optó por el método de la Curva Numérica (NC) debido a que el método de Green Ampt requiere de datos subdiarios de precipitación y no toma en cuenta el almacenamiento del dosel en los cálculos de escurrimiento superficial (King, Arnold & Bingner, 1999).

La calibración del modelo consistió en lograr un ajuste satisfactorio entre los datos simulados y los datos observados durante el periodo de 1975 a 1981, mediante el manejo de los parámetros más críticos, reportados en trabajos similares en el estado de Oaxaca (Salas, Ibáñez, Arteaga, Martínez, & Fernández, 2014; Ramírez, Martínez, González, Romero, & Luna, 2014), y aplicando variaciones inferiores a 10% en los parámetros y valores dentro de los rangos recomendados por el manual del SWAT (Neitsch *et al.*, 2002). El proceso de la calibración se efectuó en tres partes: se inició con el módulo de producción de biomasa a nivel anual, seguido de la producción de agua (anual y mensual) y después con la producción de sedimentos (anual y mensual).

La calibración para la producción de biomasa se realizó para los tipos de cobertura vegetal reportadas en la cuenca e involucró los valores de conversión de energía en biomasa (BIO_E), índice de cosecha (HVSTI), índice de área foliar (BLAI) y unidades de calor (PHU_PLT). Para la calibración de escurrimientos se ajustaron los valores de curva numérica (CN2), la capacidad de agua disponible del suelo (SOL_AWC), el factor de compensación de la evaporación del suelo (ESCO), el coeficiente de rugosidad de

Manning (OV_N), el coeficiente de agua subterránea (GW_REVAP), la profundidad del agua en el acuífero somero (GWQMN) y la constante de recesión del flujo base (ALPHA_BF); la curva numérica se calibró con ayuda del programa SWAT-CUP (Neprash Technology, 2012), a través del modelo semiautomático SUFI-2, que permite realizar la rutina de optimización en numerosas simulaciones una vez que los parámetros son definidos por el usuario, y requiere un menor número de simulaciones para lograr el mismo nivel de rendimiento (Yang, Reichert, Abbaspour, Xia, & Yang, 2008). El proceso de calibración para ajustar los valores del parámetro de la curva numérica incluyó los siguientes pasos: (1) se definió la función objetivo, (2) se definió el rango inicial del parámetro, (3) se realizó el análisis de sensibilidad y (4) se estableció $N = 300$, 500 y 1 000 como el número de simulaciones realizando tres iteraciones (Abbaspour, 2008).

La constante de recesión del flujo base se estimó con el programa *BaseFlow*, desarrollado por Arnold, Allen, Muttiah y Bernhardt (1995) debido a que el modelo SWAT no simula de manera adecuada el flujo base en años extremadamente húmedos (Chu & Shirmohammadi, 2004), en presencia de fragipanes (Peterson & Hamlet, 1998) o en años de sequía (Wu & Johnston, 2007).

Para la calibración de sedimentos se ajustaron los parámetros de factor de prácticas (USLE_P), factor de cobertura (USLE_C), longitud de la pendiente para escurrimiento superficial (SLSUBBSN), coeficiente de rugosidad de Manning en el cauce principal (CH_N2), factor de cobertura del canal (CH_COV1) y factor de erodabilidad del canal (CH_EROD). El factor de USLE_P se modificó sólo para las áreas agrícolas, considerando el surcado recto como práctica dominante, donde se asumió un valor de 0.8, según lo recomendado por Martínez (2005). Con base en Arnold *et al.* (2012b), el factor USLE_C se ajustó para cada tipo de vegetación: agricultura de riego (0.2); pastizal inducido (0.042); bosque de encino (0.0038); encino-pino (0.001); agricultura de temporal (0.2); pino-encino (0.0032); bosque de pino (0.0016); agua (0.0), y chaparral

(0.016). El coeficiente de rugosidad de Manning se ajustó con base en Neitsch, Arnold, Kiniry, y Williams (2011), tomando un coeficiente para un cauce natural de 0.050. La cobertura del canal se ajustó para cada tipo de vegetación, con base en Arnold *et al.* (2012b). El ajuste de SLSUBBSN se realizó para cada URH, reemplazando los valores estimados por SWAT por los calculados a través de la herramienta *Slope Length* del programa QGIS 2.8.

La validación del modelo consistió en cuantificar el nivel de certeza de los escurrimientos y sedimentos simulados para un conjunto de datos diferentes de los utilizados durante la calibración y sin ajuste adicional de parámetros. El periodo para validar escurrimientos fue de 1982 a 1985, y para sedimentos entre 1983 y 1985.

Para evaluar la eficiencia del modelo se utilizó el coeficiente de determinación (r^2) y el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE). El primero describe la variación de los datos observados por el modelo, y oscila de 0 a 1; los valores superiores a 0.5 se consideran aceptables, pues indican una menor varianza del error (Santhi *et al.*, 2001; Van-Liew, Arnold, & Garbrecht, 2003). El NSE es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual, comparada con la varianza de los datos medidos (Nash & Sutcliffe, 1970). El NSE varía de $-\infty$ a 1, donde $NSE = 1$ es el valor óptimo, que indicaría un

ajuste perfecto. Los valores entre 0 y 1 son aceptables, al indicar una mejor predicción por parte del modelo de los valores observados. Moriasi *et al.* (2007) clasifican a NSE como insuficiente (< 0.2), satisfactorio (0.2-0.4), bueno (0.4-0.6), muy bueno (0.6-0.8) y excelente (> 0.8).

Resultados y discusión

Calibración del modelo

Producción de biomasa. En la calibración de la producción anual de biomasa para un periodo de 10 años (1976-1985) se logró un buen ajuste; los valores de biomasa simulados por el modelo se encuentran dentro de los rangos reportados en la literatura (cuadro 1).

Para la producción anual de biomasa se obtuvo un coeficiente de determinación (r^2) de 0.96, una pendiente de la recta de 0.97 (figura 3) y un valor de NSE de 0.95. Estos resultados muestran un buen comportamiento del modelo en la estimación de la biomasa, a pesar de que tiende a subestimarla en 3% en promedio, lo cual es más evidente en las coberturas de bosque mesófilo de montaña, selva baja caducifolia, chaparral y bosque de táscate.

Caudal medio mensual. El lapso utilizado para la calibración mensual del caudal fue de 1975 a 1981 (siete años); el primer año se tomó para el entrenamiento del modelo, en particular para ajustar la humedad del suelo al inicio del

Cuadro 1. Biomasa anual reportada (Salas *et al.*, 2014) y simulada por el SWAT para las coberturas vegetales presentes en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

Clave	Uso de suelo y vegetación	Biomasa reportada (t MS ha ⁻¹ año ⁻¹)			Biomasa simulada (t MS ha ⁻¹ año ⁻¹)
		Mínimo	Promedio	Máximo	
BENC	Bosque de encino	10	11	12	11.9
ENPI	Bosque de encino-pino	11	12	13	11.6
FRSD	Selva baja caducifolia	5	7	9	5.7
FRSE	Bosque mesófilo de montaña	14	16	18	13.9
MATO	Chaparral	5	6	7	4.5
PASI	Pastizal inducido	3	4	5	3.7
PIEN	Bosque de pino-encino	12	13	14	13.3
PINO	Bosque de pino	13	14	15	14.4
RNGB	Bosque de táscate	8	9	10	7.9
TEMP	Agricultura de temporal	3	4.5	6	5.0

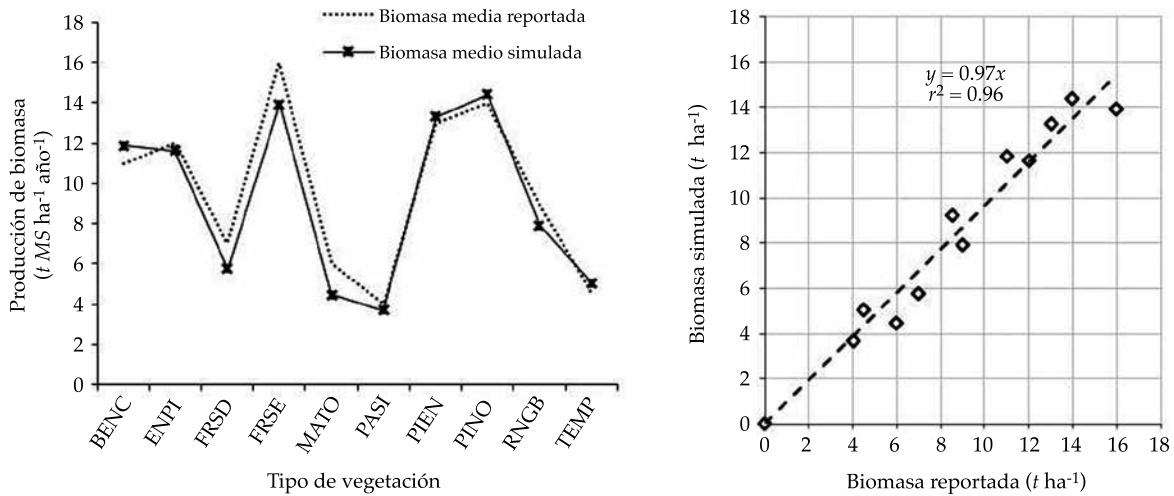


Figura 3. Comparación entre producción de biomasa anual simulada con SWAT y la reportada por Salas *et al.* (2014), cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

periodo de calibración. La figura 4 muestra la dinámica y magnitud de la comparación entre los escurrimientos medidos y simulados por mes.

Se encontró que el modelo subestima los caudales durante el periodo de lluvias —entre los meses de julio a octubre—, aun cuando para esta etapa de la calibración los estimadores de

la eficiencia del modelo arrojan valores de 0.84 y 0.83, para r^2 y NSE , respectivamente, que de acuerdo con Moriasi *et al.* (2007) son adecuados y similares a los obtenidos en la cuenca vecina del río Mixteco (Salas *et al.*, 2014); la pendiente de la recta (1.08) indica una sobreestimación global de 8% sobre los datos medidos (figura 5). Desafortunadamente, esto se puede atribuir,

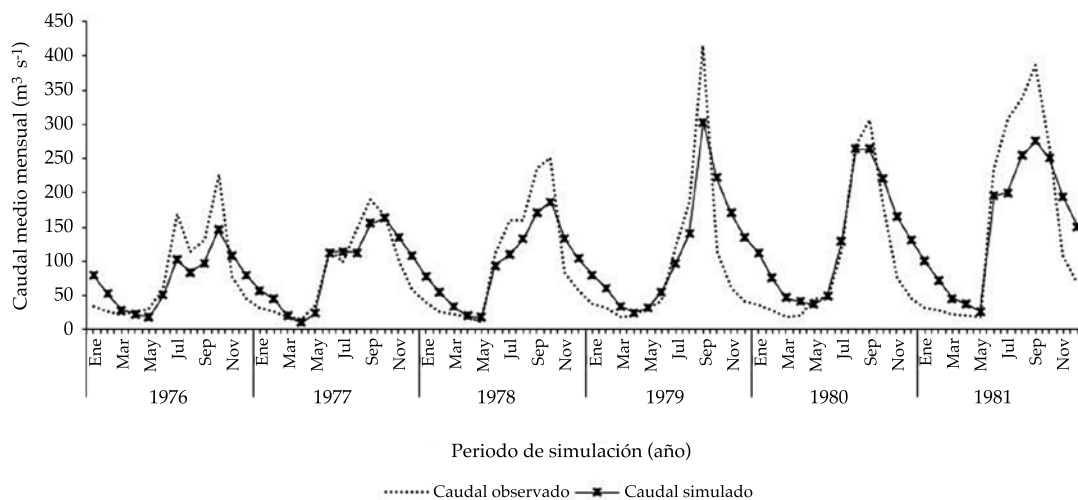


Figura 4. Caudal medio mensual simulado por SWAT y observado de la cuenca del río Sordo, en Oaxaca, México.

aun con el uso de datos climáticos medidos, a algún error debido a la inexactitud en la toma de los datos hidrometeorológicos (error humano o de calibración de dispositivos de toma de datos).

Producción mensual de sedimentos. Para calibrar la producción mensual de sedimentos en el periodo de 1977 a 1981 se consideró el año de 1976 como de entrenamiento. Para este periodo se observa que el SWAT sobreestimó la producción de sedimentos durante la época de lluvias, en los meses de mayo a julio (figura 6).

La producción mensual de sedimentos, simulada por el modelo mostró buen ajuste, con valores de 0.59 y 0.51 para r^2 y NSE , respectivamente, pero tendió a subestimar la producción de sedimentos en 7% (pendiente de la recta de 0.93) (figura 7). Un r^2 más bajo en sedimentos respecto a caudales simulados concuerda con lo observado por Salas *et al.* (2014), y Torres, Fernández, Oropeza y Mejía (2004).

Validación del modelo

Caudal medio mensual. Para el periodo de 1982 a 1985, el modelo tiene buen comportamiento en la simulación de los caudales (figura 8); sin embargo, subestima los caudales en los meses de julio y septiembre de 1984, lo cual se atribuye a la presencia del huracán *Odilia*, en septiembre de ese año (SMN, 2012). Al comparar los caudales observados y simulados (figura 9), a través de un análisis de regresión lineal, se obtuvo una pendiente de 0.86 para la recta; es decir, el modelo subestimó en 14% los caudales simulados durante la validación. Al comparar la calibración con la validación, el valor de r^2 se redujo a 0.70 y el de NSE a 0.81, sin embargo, el modelo continuó simulando de manera satisfactoria los caudales medios mensuales, obteniendo un mejor ajuste que Feler *et al.* (2014) en la cuenca del río Quequen Grande en Argentina.

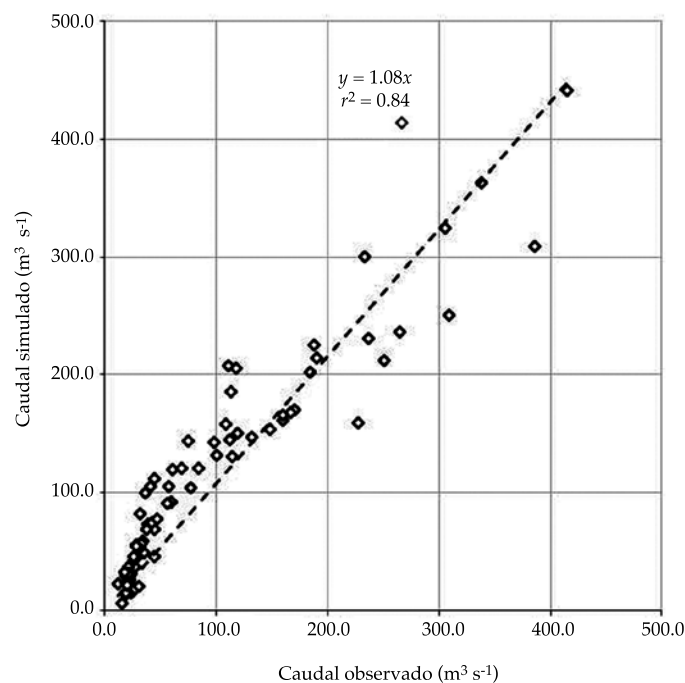


Figura 5. Comparación entre caudales medios mensuales observados y simulados por el modelo SWAT en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

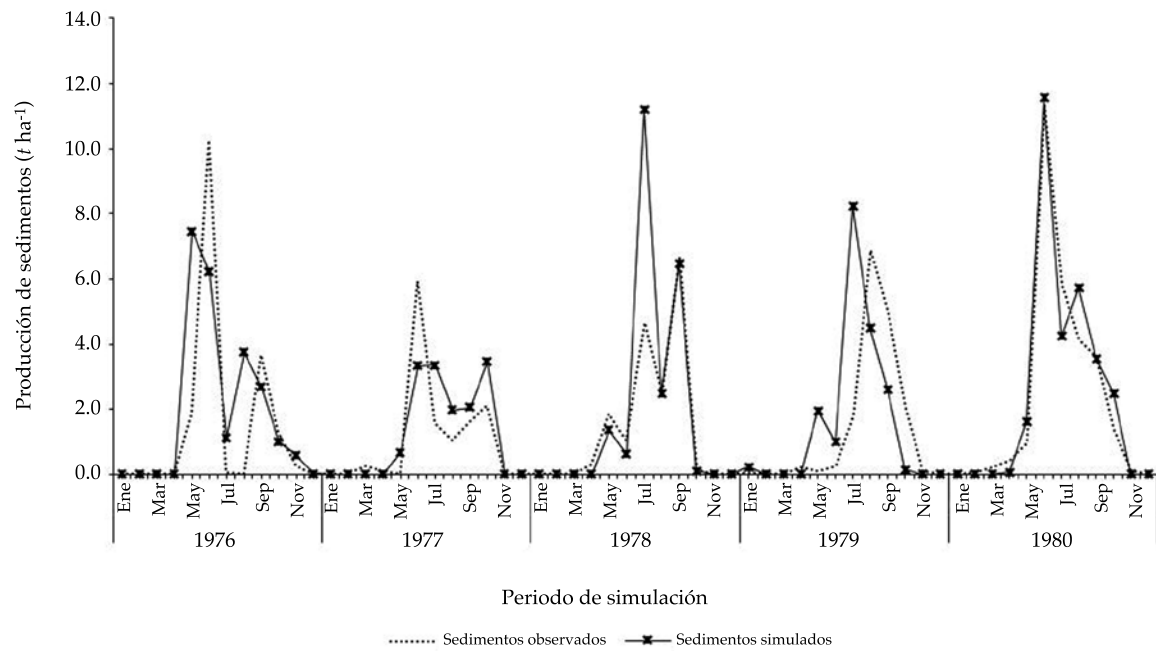


Figura 6. Producción de sedimentos simulados y observados por mes en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

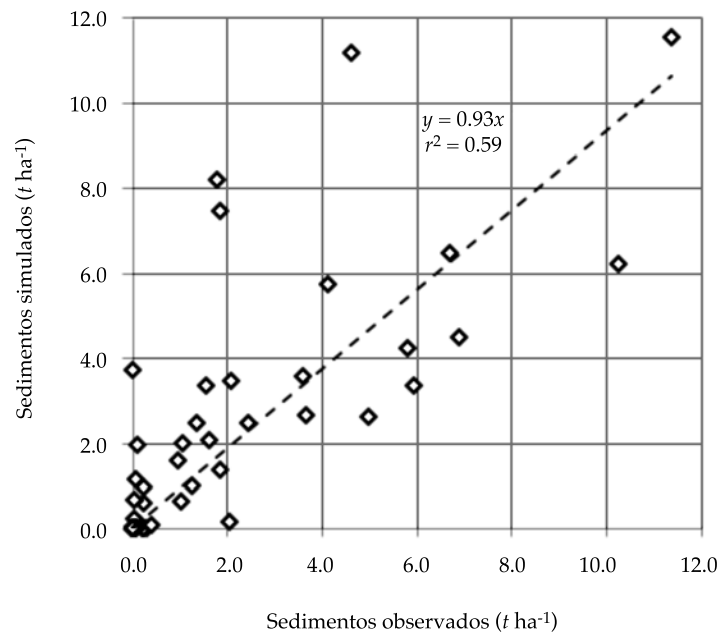


Figura 7. Comparación entre sedimentos observados y simulados por el modelo SWAT por mes en la cuenca del río Sordo, Oaxaca, México.

Producción mensual de sedimentos. En la figura 10 se observa que el modelo sobreestimó los materiales en suspensión durante el periodo de lluvias en la mayoría de los años.

La figura 11 muestra la relación existente por mes entre los datos observados y simulados.

La pendiente de la línea de regresión indica que el modelo sobreestimó en 5% con respecto a los datos observados. Al comparar con el periodo de calibración durante la validación, el coeficiente de determinación bajó ligeramente a 0.58, y el NSE a 0.45, lo cual indica una menor

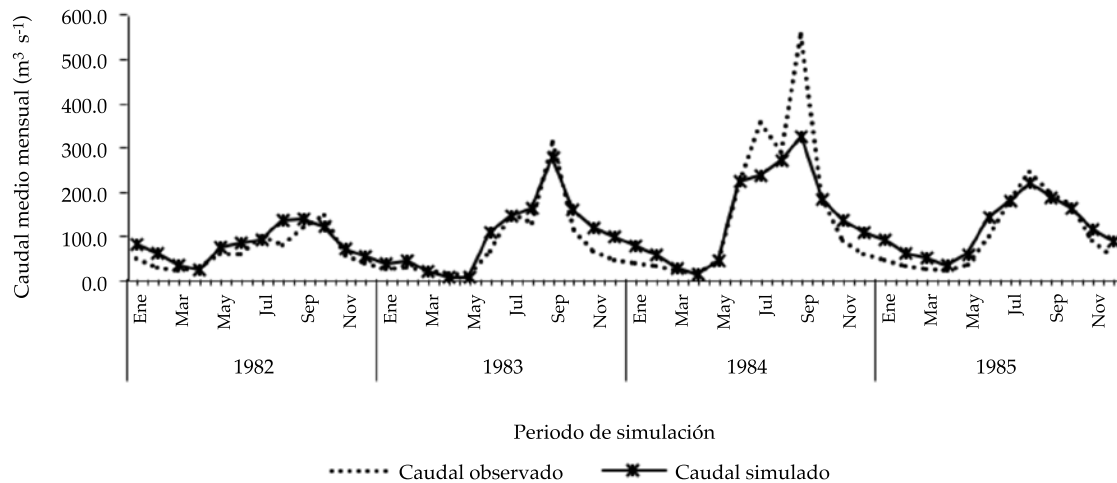


Figura 8. Caudal medio mensual simulado y observado durante la etapa de validación de la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

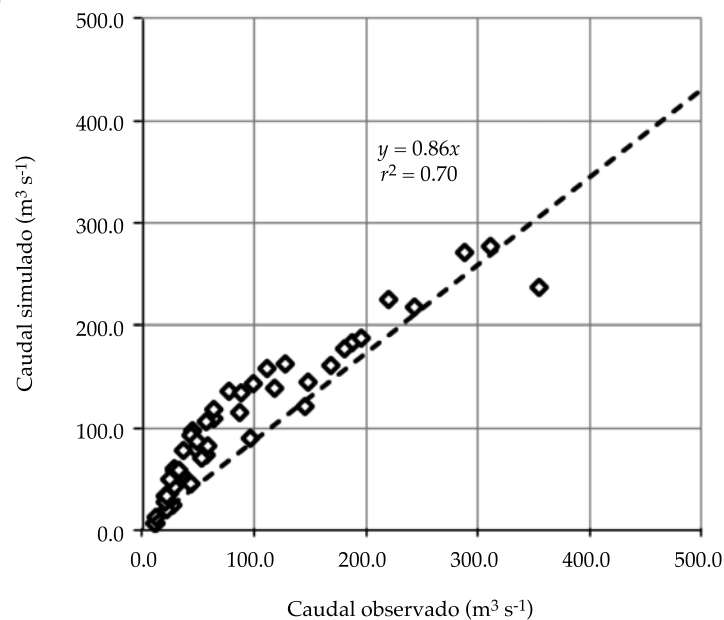


Figura 9. Comparación entre caudales observados y simulados por el modelo SWAT por mes durante el periodo de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

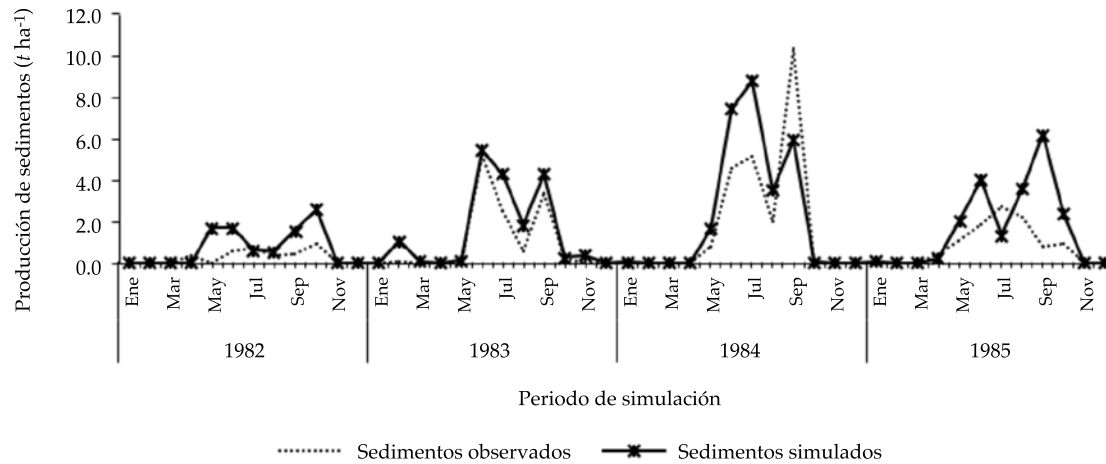


Figura 10. Producción de sedimentos simulados y observados por mes durante la etapa de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

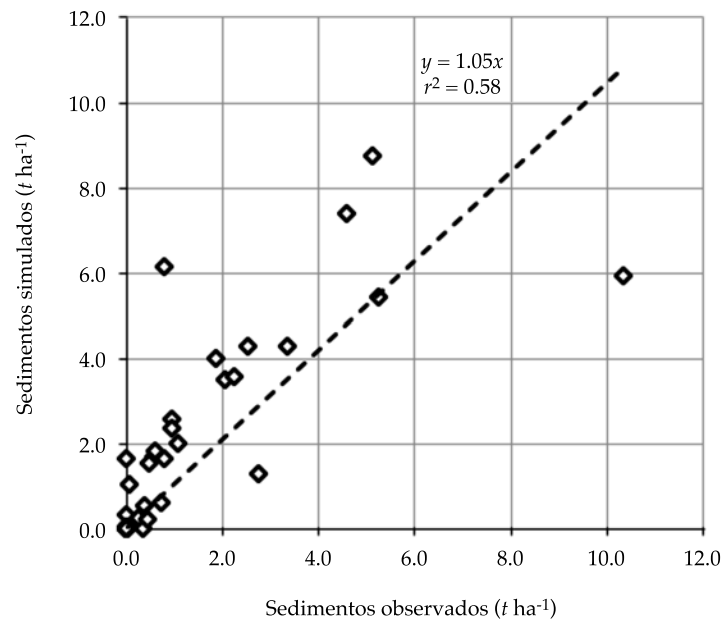


Figura 11. Comparación entre los sedimentos observados y simulados por el modelo SWAT por mes durante el periodo de validación en la cuenca del río Sordo en Oaxaca, México.

capacidad predictiva del modelo SWAT durante el tiempo de validación. Esta menor correlación entre los sedimentos observados y simulados posiblemente esté asociada con cambios en la cobertura vegetal, producto de la intensa

sequía que afectó al territorio nacional durante el ENSO (El Niño Oscilación del Sur) de 1982 (Magaña & Ambrizzi, 2005), y a los posibles desprendimientos y deslizamientos de masa que pudo haber ocasionado el sismo que se registró

en septiembre de 1985 en los estados de Oaxaca y Guerrero (Bitrán, 2001). Cabe destacar que el modelo no toma en cuenta en las simulaciones la ocurrencia de eventos naturales extremos, como tormentas, deslizamientos o movimientos en masa, que contribuyen de manera importante en la producción de sedimentos (Arnold & Fohrer, 2005).

Conclusiones

El modelo SWAT se calibró y validó de manera satisfactoria en la cuenca del río Sordo en Oaxaca.

El modelo de crecimiento vegetativo se calibró de forma eficaz, permitiendo una buena estimación de la producción de biomasa en las coberturas vegetales de la cuenca.

El modelo estimó de forma aceptable los caudales mensuales, como lo muestran los coeficientes de determinación y el índice de eficiencia de Nash y Sutcliffe durante la calibración y validación del modelo.

El modelo SWAT permite estimar de forma suficiente la producción de sedimentos en la cuenca del río Sordo, aunque en menor grado que con la simulación de caudales.

La aplicación del modelo SWAT permitirá predecir el efecto de los escenarios de manejo de los recursos en el comportamiento de la producción de agua y sedimentos en la cuenca del río Sordo; con esto, los responsables de los planes de manejo podrán identificar zonas prioritarias para la conservación del suelo y el manejo de la cobertura vegetal de la cuenca.

Agradecimientos

El presente trabajo de investigación se realizó con el financiamiento de la WWF (World Wildlife Fund), a través del Proyecto Mixteca, convenio OP19.

Referencias

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). *Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Roma: Estudio FAO, Riego y Drenaje 56.

Abbaspour, C. K. (2008). *SWAT calibrating and uncertainty programs. A user manual*. Zurich: Eawag.

Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R., & Bernhardt, G. (1995). Automated base flow separation and recession analysis techniques. *Groundwater*, 33(6), 1010-1018.

Arnold, J. G., & Fohrer, N. (2005). SWAT 2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological processes*, 19(3), 563-572.

Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, J. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van-Griensven, A., Van-Liew, M. W., Kannan, N., & Jha, M. J. (2012a.) SWAT: Model use, calibration and validation. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 55(4), 1491-1508.

Arnold, J. G., Kiniry, J. R., Srinivasan, R., Williams, J. R., Haney, E. B., & Neitsch, S. L. (2012b). *Soil and water assessment tool: Input-output documentations version 2012* (654 pp.). Temple, USA: Texas Water Resources Institute.

Bagnold, R. A. (1980). An empirical correlation of bedload transport rates in flumes and natural rivers. *Proceedings of Royal Society of London. Series A, Mathematical and Physical Sciences*, 372(1751), 453-473.

Bitrán, B. D. (2001). *Características del impacto socioeconómico de los principales desastres ocurridos en México en el periodo 1980-99* (110 pp.). Serie Impacto Socioeconómico de los Desastres en México. México, DF: Cenapred.

Borah, D. K., & Bera, M. (2004). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of applications. *American Society of Agricultural Engineers*, 47(3), 789-803.

Campos, A. D. F. (1998). *Procesos del ciclo hidrológico* (pp. 2-5 y 4-13). San Luis Potosí, México: Editorial Universitaria Potosina, Universidad Autónoma de San Luis Potosí.

Conagua (2008). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales*. Consultado abril de 2015. Recuperado de <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>.

Conagua (2015a). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Nochistlán (2016), estado de Oaxaca* (25 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

Conagua (2015b). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero Jamiltepec (2004), estado de Oaxaca* (29 pp.). México, DF: Comisión Nacional del Agua.

CFSR (2015). *Climate forecast system reanalysis. The National Centers for Environmental Prediction (NCEP). Global Weather Data for SWAT*. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://globalweather.tamu.edu/>.

Chu, T. W., & Shirmohammadi, A. (2004). Evaluation of the SWAT model's hydrology component in the Piedmont physiographic region of Maryland. *Transactions of the ASAE*, 47(5), 1057-1073.

Eckhardt, K., & Arnold, J. G. (2001). Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology*, 251, 103-109.

- Eterovic, R. J. M. (2008). *Aplicación de modelos hidrológicos con fines de prevención de desastres naturales en cuencas de Venezuela*. Tesis de maestría. Mérida, Venezuela: Universidad de los Andes.
- FAO (2013). *Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos*. Depósito de documentos de la FAO. Departamento de Desarrollo Sostenible. Food and Agricultural Organization. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.fao.org/docrep/w2598s/w2598s04.htm>.
- Feler, M. V., Vazquez, A. G., Van-Meer, H., Gaspan, J. F., Mercuri, P. A., Prieto, D., & Flamenco, E. (2014). *Validación del modelo SWAT en la cuenca del río Quequén Grande y evaluación de potenciales cambios a nivel de cuenca*. Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras, Santa Fe, Argentina.
- Gupta, V. K., & Sorooshian, S. (1985). The relationship between data and the precision of parameter estimates of hydrological models. *Journal of Hydrology*, 81, 57-77.
- Hammerly, R. C. (2006). *Modelación hidrológica con SIG: contribuciones en su difusión y aplicación* (40 pp.). Santa Fe, Argentina: Universidad Nacional del Litoral Santa Fe, Editorial UNL.
- Her, Y., Fankenberger, J., Chaubey, I., & Srinivasan, R. (2015). Threshold effects in HRU definition of the soil and water assessment tool. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 58(2), 367-378.
- INEGI (1980). *Carta geológica serie II, escala 1:250 000 (continuo nacional)*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/geologia/infoescala.aspx#>.
- INEGI (2000). *Datos vectoriales de unidades climáticas escala 1:1 000 000*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/clima/infoescala.aspx>.
- INEGI (2006). *Conjunto de datos vectorial edafológico escala 1:250 000 serie II (continuo nacional)*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/edafologia/vectorial_seriei.aspx.
- INEGI (2012). *Continental - Continuo de elevaciones mexicano, CEM. Modelo digital de elevaciones escala 1:50 000. Versión 3.0*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continental/Descarga.aspx>.
- INEGI (2015). *Datos vectoriales de subprovincias fisiográficas escala 1:1 000 000*. Aguascalientes: Instituto Nacional de Estadística, Geografía e informática., México. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/reclnat/fisiografia/infoescala.aspx#>.
- King, K. W., Arnold, J. G., & Bingner, R. L. (1999). Comparison of Green-Ampt and curve number methods on Goodwin Creek watershed using SWAT. *American Society of Agricultural Engineers*, 42(4), 919-925.
- Magaña, R. V., & Ambrizzi, T. (2005). Dynamics of subtropical vertical motions over the Americas during El Niño boreal winters. *Atmósfera*, 18, 211-234.
- Martínez, M. M. R. (2005). *Estimación de la erosión del suelo* (8 pp.). Montecillo, México: Sagarpa, Colegio de Postgraduados.
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van-Liew, M. W., Binger, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *ASABE*, 50(3), 885-900.
- Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I a discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10(3), 282-290.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2002). *Soil and water assessment tool swat user's manual version 2000* (472 pp.). Temple, USA: Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool. Theoretical Documentation version 2009* (618 pp.). Texas: Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406. Temple, USA: Texas A & M University System. College station.
- Neprash Technology (2012). *SWAT CUP Versión 5.1.6.2*. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.neprashtechology.ca/Downloads.aspx>.
- Peterson, J. R., & Hamlet, J. M. (1998). Hydrologic calibration of the SWAT model in a watershed containing fragipan soils. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(3), 531-544.
- Priestley, C. H. B. & Taylor, R. J. (1972). On the assessment of surface heat flux and evaporation using large-scale parameters. *Monthly Weather Review*, 100, 81-92.
- Ramírez, C. H., Martínez, M. M. R., González, G. M. J., Romero, M. A., & Luna, C. M. (2014). *Aplicación del modelo SWAT para el análisis del flujo base en una cuenca mexicana del pacífico sur* (224 pp.). Tesis de maestría. Montecillos, México: Colegio de Postgraduados.
- Refsgaard, J., & Knudsen, J. (1996). Operational validation and intercomparison of different types of hydrological models. *Water Resources Research*, 32(7), 2189-2202.
- Rivera, T. F., Pérez, N. S., Ibáñez, C. A., & Hernández, S. R. (2012). Aplicabilidad del modelo SWAT para la estimación de la erosión hídrica en las cuencas de México. *Agrociencias*, 46(2), 101-105.
- Röder, J. G., Villavicencio, R., & Zarazúa, P. (2006). *Aplicación de la Ecuación Universal de Pérdida de Suelo "USLE" en SIG para estimar el riesgo potencial de erosión en el área protegida "Sierra de Guila"*. Artículo 7. XVII Sistema de la Investigación Científica, Universidad de Guadalajara, Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Zapopan, Jalisco.

- Salas, M. R., Ibáñez, C. L. A., Arteaga, R. R., Martínez, M. R. M., & Fernández, R. D. S. (2014). Modelado hidrológico de la cuenca del Río Mixteco en el Estado de Oaxaca, México. *México. Agrociencia*, 48(1), 1-15.
- Salas, M. R. (2013). *Modelado hidrológico de la cuenca del río Mixteco en el estado de Oaxaca, México* (134 pp.). Tesis de maestría. Texcoco, Estado de México: Ingeniería Agrícola y Uso Integral del Agua, Universidad Autónoma Chapingo.
- Salgado, R. J. H., & Güitrón-de-los-Reyes, D. A. (2012). *Aplicabilidad de los modelos hidrológicos distribuidos* (5 pp.). XXII Congreso Nacional de Hidráulica, Acapulco, Guerrero, México.
- Santhi, C., Arnold, J. G., William, J. R., Dugas, W. A., Srinivasan, R., & Hauck, L. M. (2001). Validation of the SWAT model on a large river basin with points and nonpoint sources. *Journal of the American Water Resources Association*, 37, 1169-1188.
- Semarnat-CP (2003). *Evaluación de la degradación del suelo causada por el hombre en la república mexicana escala 1:250 000. Memoria Nacional 2001-2002*. México, DF: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- SCS (1973). *A method for estimating Volume and Rate of Runoff in small watersheds*. SCS-TP-149. Washington, DC: U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service.
- Shen, Z. Y., Chen, L., & Chen T. (2011). Analysis of parameter uncertainty in hydrological modeling using GLUE method: A case study of SWAT model applied to Three Gorges Reservoir Region, China. *Hydrology and Earth System Science Discussions*, 8(4), 8203-8229.
- SMN (2010). *Base de datos climática nacional. Sistema de Información Climática Computadorizada (CLICOM)*. México, DF: Servicio Meteorológico Nacional. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://clicom-mex.cicese.mx/mapa.html>.
- SMN (2012). *Base de datos de ciclones tropicales que impactaron a México de 1970 a 2011*. México, DF: Subgerencia de Pronóstico Meteorológico, Servicio Meteorológico Nacional.
- Torres, B. E., Fernández, R. D. S., Oropeza, M. J. L., & Mejía, S. E. (2004). Calibración del modelo hidrológico SWAT en la cuenca el Tejocote, Atlacomulco, Estado de México, México. *Terra Latinoamericana*, 22(4), 437-444.
- Van-Liew, M. W., Arnold, J. G., & Garbrecht, J. D. (2003). Hydrologic simulation on agricultural watersheds: Choosing between two models. *Transactions of the ASAE*, 46, 1539-1551.
- Wu, K., & Johnston, C. A. (2007). Hydrologic response to climate variability in a Great Lakes Watershed: A case study with the SWAT model. *Journal of Hydrology*, 337(1), 187-199.
- WWF (2014a). *Problemática de la Mixteca*. Oficina de la World Wildlife Fund en Oaxaca. Consultado en abril de 2015. Recuperado de <http://www.proyectomixteca.org.mx/la-mixteca-actualidad-y-problematika/>.
- WWF (2014b). *Tasa de transformación de la vegetación en el área de intervención del proyecto Mixteca*. Oficina de la World Wildlife Fund en Oaxaca. Consultado en abril de 2015. Recuperado de http://148.245.245.244:1023/mixteca/map_default.phtml.
- Yang, J., Reichert, P., Abbaspour, K. C., Xia, J., & Yang, H. (2008). Comparing uncertainty analysis techniques for a SWAT application to the Chaohe Basin in China. *Journal of Hydrology*, 358(1), 1-23.
- Zuleta, S. C. A. (2013). *Análisis del comportamiento del recurso hídrico ante cambios en el uso del suelo y el cambio climático en la cuenca del río Pejibaye, Costa Rica* (67 pp.). Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. CATIE, Turrialba, Costa Rica.

Dirección institucional de los autores

M.C. Madaí Sánchez Galindo
Dr. Demetrio Salvador Fernández Reynoso
Dr. Mario Martínez Menes
M.C. Erasmo Rubio Granados
M.C. José Donaldo Ríos Berber

Colegio de Postgraduados
Postgrado de Hidrociencias
Carretera México-Texcoco km 36.5
56230 Montecillo, Texcoco, Estado de México, México
sanchez.madai@colpos.mx
demetrio@colpos.mx
mmario@colpos.mx
erubio@colpos.mx
rios9193@colpos.mx