

APLICACIÓN DEL MODELO SWAT PARA EVALUAR LA CONTAMINACIÓN POR FUENTES DIFUSAS EN LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA, MÉXICO

Dinora BAUTISTA-ÁVALOS¹, Gustavo CRUZ-CÁRDENAS^{1*}, Rodrigo MONCAYO-ESTRADA², José Teodoro SILVA GARCÍA¹ y Francisco ESTRADA-GODOY³

¹ Centro de Investigaciones Interdisciplinarias en Desarrollo Integral Regional, Instituto Politécnico Nacional, Michoacán, Justo Sierra 28, 59510, Jiquilpan, Michoacán, México

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional, Av. Instituto Politécnico Nacional s/n, 23096, La Paz, BCS, México

³ Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura-Ticomán, Instituto Politécnico Nacional, Ticomán 600, 07340, México, D.F., México

*Autor de correspondencia; guscruz@ipn.mx; gustavo.cruz.cardenas@gmail.com

(Recibido agosto 2013; aceptado junio 2014)

Palabras clave: modelos hidrológicos, propiedades de suelos, producción agrícola, agroquímicos

RESUMEN

Los modelos de balance hidrológico de cuencas son herramientas que permiten describir procesos dinámicos y predecir, a través de la simulación, escenarios del impacto de las actividades productivas de una región. En el presente trabajo se determinó el balance hídrico y las cargas de contaminantes por actividades agrícolas en la subcuenca del lago de Chapala mediante la herramienta de evaluación de agua y suelo SWAT (2012). Se configuró el modelo con datos de altimetría, con información del tipo de suelo (incorporando los resultados de análisis de laboratorio en cada horizonte) y uso del suelo y vegetación que se actualizó a 2010 por medio de datos de sensores remotos y con el programa Explorafor, así como con las bases de datos climáticas obtenidas del programa EricIII-CONAGUA. Se estructuró un concentrado de fertilizantes y plaguicidas que se utilizan en la subcuenca de Chapala derivadas de 550 encuestas que se aplicaron a los productores agrícolas. La simulación con el modelo SWAT se realizó de 1999 a 2001. El balance hídrico resultó negativo por un margen de 300 %. Esto se puede relacionar con que se trata de una subcuenca abierta, ya que el principal afluente es el río Lerma. En cuanto a los herbicidas, se estima con el modelo una aplicación promedio anual de 408 g/ha de los diferentes principios activos, con una degradación de 342 g/ha. Para los plaguicidas se obtuvo un valor de 533 g/ha con una degradación de 532 g/ha. El total de los herbicidas y plaguicidas disueltos fueron del orden de 1.7 g/ha y los adsorbidos por el sedimento de 11 g/ha.

Key words: hydrological models, soil properties, agricultural production, agrochemicals

ABSTRACT

The hydrological balance models of watersheds are tools to describe and predict the dynamic processes, through simulation, of the scenarios of the impact of productive

activities in a region. In this study we determined the water balance and contaminant loading in Lake Chapala sub-basin by the soil and water assessment tool SWAT (2012). The model was configured with the digital elevation model, soil type data (including the results of laboratory analysis of each horizon) and land use was updated to 2010 using remote sensing data and the Explorafor software as well as climate databases EricIII-CONAGUA program. A decadal simulation was made (1999 to 2011) with the information of the analyzed variables in the area. The hydrological balance was negative by a margin of 300 %. This may be related to the exoreic condition of the sub-basin, as is the main flowing of the Lerma river. In terms of herbicide application it was predicted an average of 408 g/ha of active ingredient, with a degradation of 342 g/ha. For pesticides was obtained a value of 533 g/ha with a significant decline of 532 g/ha. The total of the dissolved herbicides and pesticides are of the order of 1.7 g/ha and 11 g/ha were adsorbed by the sediment.

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial, la actividad agropecuaria constituye una importante fuente de contaminación del agua, ya que aporta cantidades importantes de sedimentos, nutrientes, agentes patógenos y plaguicidas a través de erosión hídrica (Vanmaercke *et al.* 2011). Los ecosistemas localizados en una cuenca funcionan en forma compleja, estando interrelacionados los localizados en las partes altas con los de las partes bajas, los terrestres con los acuáticos, etcétera. Asimismo, la contaminación genera efectos que no se limitan al ámbito municipal y con frecuencia influyen en áreas alejadas, gracias a los efectos de transporte principalmente por el agua de lluvia (Comair *et al.* 2012).

La subcuenca del Lago de Chapala también presenta este tipo de problemas debido a impactos negativos por actividades humanas. Esto se acrecienta por su ubicación en la parte baja de la Cuenca Lerma-Chapala, que se categoriza como la más contaminada del país y donde se espera que se acumulen los diferentes impactos negativos como la contaminación (Cotler y Priego 2006). Ante un escenario de creciente degradación, se destaca la necesidad de estudiar el comportamiento hidrológico de la cuenca para predecir su capacidad de generación y exportación de contaminantes, lo cual permitiría diseñar estrategias para atenuar dicha fuente de contaminación (Kraemer *et al.* 2011).

Como soporte para la toma de decisiones, a dicha escala, tanto la erosión y escurrimiento, como la dinámica de los contaminantes químicos y biológicos pueden ser cuantificados mediante modelos hidrológicos de base física. El modelado de los procesos hidrológicos de un área es a menudo el primer paso en el desarrollo de sistemas de decisión espacial para identificar zonas vulnerables a la

contaminación por nutrientes, pesticidas y contaminantes biológicos (Gassman *et al.* 2010). Una de las herramientas más usadas para lograr estos objetivos es el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). Este modelo es capaz de evaluar el impacto del uso y manejo de la tierra sobre la producción y calidad del agua y el movimiento de sedimentos y nutrientes en cuencas hidrológicas (Arnold *et al.* 1998, Neitsch *et al.* 2005).

El SWAT es un modelo que combina bases físicas y conceptuales con procedimientos empíricos. En primer lugar el modelo delimita la cuenca a partir de los datos de altitud, posteriormente esta cuenca es dividida en subcuencas. La siguiente etapa es generar las unidades de respuesta hidrológica (URH) a partir de las combinaciones de la información de tipo de suelo, uso de suelo y rango de pendientes. La división de la subcuenca en URH permite al modelo reflejar diferencias en evapotranspiración y otras condiciones hidrológicas para diferentes coberturas del terreno, cultivos y suelos. También las escorrentías son predichas para cada URH, las cuales se suman con el fin de establecer las escorrentías totales en la subcuenca e incrementar la precisión del balance del agua (Neitsch *et al.* 2010).

Se considera una herramienta útil para la investigación de estrategias alternativas de manejo, en cuanto a los efectos sobre la hidrología y calidad del agua (White *et al.* 2012). Ha sido exitosamente empleada en simulaciones de flujo de largo plazo, erosión y transporte de sedimentos y nutrientes en áreas de diferente tamaño y condiciones ambientales (Torres-Benites *et al.* 2005, Silva 2010, Kraemer *et al.* 2011).

Con base en lo anterior el objetivo de este trabajo fue determinar el balance hídrico, la pérdida de sedimentos y el movimiento de contaminantes en la subcuenca del Lago de Chapala mediante la herramienta de evaluación de agua y suelo SWAT.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La subcuenca del Lago de Chapala se encuentra en la Región Hidrológica Lerma-Chapala-Pacífico, en la parte baja de la cuenca Lerma-Chapala con las coordenadas 20° 22' Norte, 102° 21' Este, 19° 50' Sur y 103° 34' Oeste, con una superficie de 3312 km² (Fig. 1). El área de estudio incluye 13 municipios de los cuales cinco se localizan en Michoacán (Briseñas, Cojumatlán de Regules, Venustiano Carranza, Marcos Castellanos y Sahuayo) y ocho en Jalisco (La Barca, Jamay, Ocotlán, Poncitlán, Chapala, Jocotepec, Tuxcueca y Tizapán El Alto).

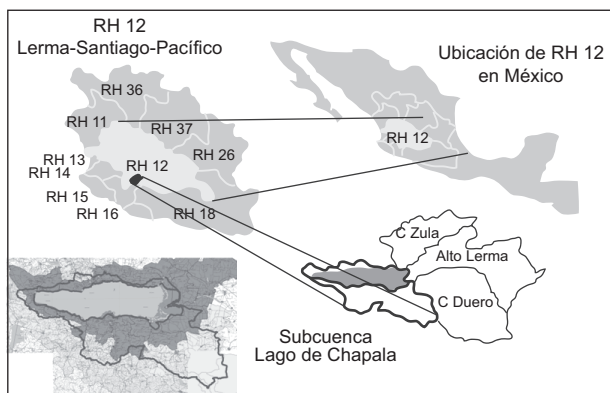


Fig. 1. Localización de la subcuenca del Lago de Chapala, incluyendo la región hidrológica 12 a la que pertenece y las regiones hidrológicas contiguas. RH significa región hidrológica y los números, como se les define oficialmente

Datos de entrada

El modelo digital de elevación se obtuvo del Continuo de Elevaciones de Mexicano (CEM 2.0) de INEGI (2012), la resolución del pixel es de 50 m × 50 m. A partir del CEM se obtuvo un mapa de pendientes, la cual fue clasificada en cuatro intervalos (<3 %, entre 3 y 5 %, entre 5 y 10 % y > a 10 %). La información de clima que se utilizó incluyó las precipitaciones diarias, temperaturas máximas y mínimas diarias las cuales se obtuvieron del Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC III versión 2.0). La información de clima data desde 1900, aunque la mayoría (88.4 %) corresponde al periodo de 1960 a 2007. Se consideraron sólo ocho estaciones (Cuadro I). Los datos anuales faltantes de las estaciones (un máximo de 20 %), se estimaron con los datos de años completos por medio del generador climático WX-PARM (Jones y Thorton 1993). La radiación solar,

CUADRO I. ESTACIONES METEOROLÓGICAS SELECCIONADAS Y SU UBICACIÓN

Estación	Latitud	Longitud	Elevación
Tuxcueca	20° 10' 1.2''	-103° 12'	1540
P. El volantín	20° 4' 1.2''	-103° 4' 58.8''	1924
Mezcala	20° 19' 58.8''	-103° 1' 1.2''	1523
Jiquilpan	20° 0' 0''	-102° 42' 0''	1536
Jamay	20° 17' 56.4''	-102° 39' 18''	1521
Cumuato	20° 15' 10.8''	-102° 35' 9.6''	1524
Casa fuerte	20° 4' 1.2''	-102° 40' 58.8''	1523
Chapala	20° 18' 0''	-103° 12' 0''	1523

la humedad relativa y el punto de rocío se obtuvieron a partir de la interpolación (método de *Splines*) de datos de 20 estaciones del Servicio Meteorológico Nacional. El método *Splines* es adecuado para interpolar variables climáticas (Hijmans *et al.* 2005).

Se seleccionaron 25 sitios para la descripción de perfiles de suelos, con base en el mapa de unidades de suelos de INIFAP-CONABIO (1995). Se tomó una muestra por horizonte de cada uno de los perfiles de suelo para realizar los análisis de laboratorio. Las propiedades de suelos por horizonte que requiere el modelo son: profundidad, densidad aparente, conductividad hidráulica saturada, porcentaje de arena, limo y arcilla, albedo del suelo, erosionabilidad del suelo, contenido de carbono orgánico, contenido de fragmento de roca, albedo, conductividad eléctrica, y capacidad de agua disponible. Finalmente, se concatenaron los datos de los perfiles de suelos con el mapa de unidades de suelos.

La información de uso de suelo y vegetación se obtuvo a partir de datos del sensor TM del satélite Landsat 5 con una resolución de 30 × 30 m del 1 de enero de 2010. Se empleó la clasificación automatizada de datos de sensores remotos del satélite Landsat mediante el programa Explorafor de la Comisión Nacional Forestal. Se digitalizaron polígonos sobre el mapa de las imágenes de satélites, los cuales se utilizaron como sitios de entrenamiento. Las categorías de uso establecidas fueron cuerpos de agua, bosque de pino-encino, matorral subtropical, agricultura de temporal, agricultura de riego y zona urbana. Para su corroboración se ubicaron 100 sitios testigo a lo largo de la zona de estudio.

Se estructuró el concentrado de fertilizantes y plaguicidas que se utilizan en la subcuenca de Chapala derivadas de 550 encuestas que se aplicaron a los productores agrícolas. Se completaron las bases de datos con ayuda del *Vademecum* de agroquímicos de México (de Liñan 2011) y del *Manual de interpretación*

CUADRO II. FERTILIZANTES USADOS EN LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA

Nombre	Formula	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	S
		%			
Amonitro		33			
Fosfonitrato	NH ₄ NO ₃	33	3		
Nitrato de amonio	NH ₄ NO ₃	33			
Sulfato de amonio	(NH ₄) ₂ SO ₄				
Sulfato de potasio	K ₂ SO ₄			50	17
Triple 17		17	17	17	
Urea	(NH ₂) ₂ CO	46			

de análisis de suelos y aguas agrícolas, plantas y ECP (Castellanos *et al.* 2000). Se obtuvieron siete fertilizantes principales, 16 herbicidas y 20 plaguicidas (**Cuadro II, III y IV** respectivamente).

Se diseñó un manejo agronómico relacionado con el cultivo del maíz, que es el principal producto de la región. De acuerdo con las encuestas se obtuvo el ciclo de cultivo con diferentes modalidades y en el **cuadro V** se describen varios aspectos del uso de los agroquímicos.

Modelo SWAT

Con el modelo SWAT empleado (versión 2012), las simulaciones se efectúan sobre base diaria y pueden alcanzar decenas de años, haciendo uso de valores climáticos obtenidos de los registros o generados por el modelo o una combinación de ambas opciones (Arnold *et al.* 1998, Neitsch *et al.* 2005). La escorrentía es estimada diariamente mediante modificaciones del método de curva numérica con ajustes según la pendiente del terreno y humedad del

CUADRO III. HERBICIDAS UTILIZADOS EN LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA, DERIVADOS DE 500 ENTREVISTAS HECHAS A LOS PRODUCTORES. EL ORDEN DEL AGROQUÍMICO CORRESPONDE A LA PREFERENCIA EN SU USO. K_{oc} = COEFICIENTE DE ADSORCIÓN

Sustancia activa	Nombres comerciales (son marca registrada ®)	K _{oc} (mL/g)	Fracción lavada	Vida media (día)		Solubilidad en el agua	Ingrediente activo/L
				Foliar	Suelo		
Paraquat	Gramoxone, Gramoci, Transquat, Gemelos 22 %	1000 000	0.6	30	1000	6200 000	250
Dicamba	Marvel, Banvel,	2	0.65	9	14	400 000	480
2,4-D	Hierbamina, Hacha, Esteron 47, Dacamine	20	0.45	5	10	890	480
Glifosfato	Coloso Total 360 28 %, Glif 300, Faena, Roundup	24 000	0.6	2.5	47	900 000	480
Oxadiazon	Ronstar	3 200	0.5	20	60	0.7	250
Clodinafop-propargyl	Topik 240 EC 23.6 %, Topik Gold 8.3 %			No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)			
Nicosulfuron	Sanson 4 sc			No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)			
Atrazina	Calibre 90 GDA, Primagram Gold 33.7 %, Guardsman 35.3 %, Gesaprim, Aetrex	100	0.45	5		30	900
Metsulfuron metil	Sigma Forte 1.0 %, Ally	35	0.8	30	120	9 500	600
Triasulfuron	Amber 75 GS			No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)			
Dimetenamida	Guardsman 16.2 %, Pursuit	10	0.9	20	90	200 000	900
Picloram	Hacha, Tordon	16	0.6	8	90	200 000	240
S-metolaclor	Lumax 29.4 %, Dual	200	0.6	5	90	530	915
Diuron	Gemelos 29.4 %, Karmex	480	0.45	30	90	42	800
Glufosinato de amonio	Finale 13.5 %, Basta	100	0.95	4	7	1370 000	150
Flucarbazone sodico	Everest, Everest Ultra, Vigia			No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)			

CUADRO IV. PLAGUICIDAS UTILIZADOS EN LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA, DERIVADOS DE 500 ENTREVISTAS HECHAS A LOS PRODUCTORES. EL ORDEN DEL AGROQUÍMICO CORRESPONDE A LA PREFERENCIA EN SU USO. K_{oc} = COEFICIENTE DE ADSORCIÓN

Sustancia activa	Nombres comerciales (son marca registrada ®)	K_{oc} (mL/g)	Fracción lavada	Vida media (día)		Solubilidad en el agua	Ingrediente activo /L
				Foliar	Suelo		
Cipermetrina	Arrivo 21.4 %, Tirano, Ammo	100 000	0.40	5.0	30	0.004	200
Clorpirifos	Lorsban, Foley rey 33.8 %,	6 070	0.65	3.3	30	0.4	480
Paration metílico	Flash 2 %, Folodol-M72, Penncap-M	5 100	0.90	3.0	5	60	540
Carbofuran	Furudan	22	0.55	2.0	50	351	100
Metamidofos	Tamaron 43.3 Tramofos		No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				
Dimetoato	Dimetoato, Cygon	20	0.95	3.0	7	39.800	480
Diazinon	Dragon 25 %, Basudin 600, EC 60 %, Spectracide	1 000	0.90	4.0	40	60	236
Piraclostrobina	Headline 23.6 %		No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				
Lambda-cialotrina	Karate 5 %	180 000	0.40	5.0	30	0.005	70
Pirimicarb	Pirimor 50 %		No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				
Endosulfan	Thiodan	12 400	0.05	3.0	50	0.32	375
Imidacloprid	Muralla		No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				
Malation	Malation, Cythion	1 800	0.90	1.0	1	130	520
Etion	Etion, Ethanox	10 000	0.65	7.0	150	1.1	500
Permetrina	Ambush 48.3 %, Maton 90 %, Pounce	100 000	0.30	8.0	30	0.006	340
Terbufos	Triunfo 5 %, Vikingo 5 %, Counter 15 %, Acance 5 %, Counter	500	0.60	2.5	5	5	150
Cipermetrina	Mustang 12 %, Ammo	100 000	0.40	5.0	30	0.004	200
Metomilo	Lannate	72	0.55	0.5	30	58 00	214
Benzoato de emamectina			No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				
Tebupirimifos	Azteca 2000 Granulado 20 %		No incluido en la lista del Programa de la Oficina de Plaguicidas de EUA (USEPA/OPP)				

suelo. La infiltración se valora como la diferencia entre la precipitación y la escorrentía, mientras que el flujo de agua subterránea se rige por una serie de parámetros en los que influyen las tasas con las que el agua se infiltra en el suelo.

La simulación de los pesticidas incluye los procesos de escurrimiento, percolación, evaporación del suelo y el sedimento y se desarrolla por medio del método (Leonard *et al.* 1987). SWAT simula el movimiento de pesticidas en la red de corrientes a través de la escorrentía de superficie, hacia el perfil

de suelo y el acuífero por filtración. El movimiento del pesticida es controlado por su solubilidad, degradación de acuerdo con la vida media y el coeficiente de absorción de carbono orgánico en el suelo. El pesticida en el follaje de la planta y en suelo se degrada de manera exponencial según su vida media. El transporte del pesticida por agua y sedimento se calcula para cada acontecimiento de escorrentía y se estima para cada capa de suelo cuando se presenta la filtración (Arnold *et al.* 1998, Neitsch *et al.* 2010). Para el análisis de los pesticidas en plantas se utilizó

CUADRO V. MANEJO DE LOS AGROQUÍMICOS EN LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA. SE INCLUYEN LOS VALORES PROMEDIO DE LOS TRES PRINCIPALES PRODUCTOS POR CATEGORÍA

Nombre	Cantidad/ha	Aplicaciones	Principio activo	Total
Fertilizantes	kg	Veces	g/kg	g/kg
Formula triple	326.2	1.3	294.3	393.8
Sulfato de amonio	347.8	1.3	71.3	90.6
Urea	362.3	1.4	166.7	237.4
Herbicidas	L	Veces	g/L	g/L
Atrazina	3.4	3.1	1.3	3.7
Glifosato.	2.4	1.3	1.6	1.9
Paraquat	3.6	1.1	1.6	1.6
Plaguicidas	L	Veces	g/L	g/L
Carbofuran	3.3	8.5	0.4	7.4
Cipermetrina	1.1	1.5	1.8	2.7
Paratió metílico	14.3	9.6	1.4	9.7

como modelo el maíz, ya que representa el principal cultivo de la región.

Para la simulación de los nutrientes se eligieron dos escenarios de manejo con el fin de examinar el efecto de la aplicación de fertilizantes en las entradas de N, P, y sedimentos hacia los recursos hídricos superficiales y subterráneos de la subcuenca. En el primer escenario se asume que no se aplican fertilizantes y plaguicidas en las actividades productivas de la región. El segundo escenario incorpora los fertilizantes, además de los plaguicidas y herbicidas, considerando los valores obtenidos a partir de las encuestas aplicadas. Si bien esto representa un escenario hipotético simple que de primera instancia demuestra la manera como funciona el modelo, también ayuda a detectar las cantidades probables de nutrientes que se están incorporando a los ecosistemas acuáticos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

De acuerdo con el CEM, la altitud mínima, media y máxima de la subcuenca del lago de Chapala es de 1409, 1662 y 2954 msnm respectivamente. De forma automática el modelo generó redes de drenaje y un total de 45 microcuencas.

La agricultura es el principal uso del suelo, ocupando el 45 % de superficie, la extensión del lago de Chapala representa casi una cuarta parte del área de la subcuenca y el matorral subtropical se distribuye en un 20 % (**Fig. 2**).

Los suelos que predominan en la cuenca se clasifican como Vertisoles. Son suelos con textura arcillosa, presentan caras de deslizamiento, grietas

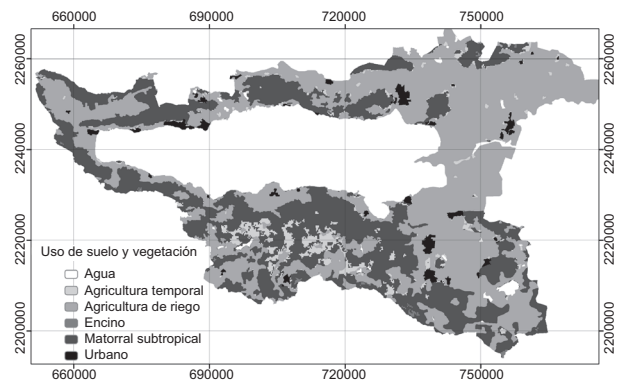


Fig. 2. Mapa indicando el uso del suelo y tipo vegetación de la subcuenca del Lago de Chapala desarrollado mediante datos del satélite Landsat 5 y el programa Explorafor

que se contraen y se expanden con la ganancia y pérdida de humedad. El pH de los suelos es de neutro a ligeramente alcalino, de manera natural son suelos con moderada capacidad de producción agrícola. Los Luvisoles son suelos arcillosos pero con altos contenidos de óxido de aluminio que les dan una coloración rojiza. Son suelos de pH neutro a ácido, el tipo de vegetación que predomina sobre estos son bosques de pino-encino. Los Faozems son suelos que contienen más 1.2 % de materia orgánica en el horizonte superficial, la estructura de suelos es granular o migajosa, su pH es principalmente de neutro a ácido (**Fig. 3**).

Aproximadamente el 50 % de la cuenca tiene una pendiente menor al 3 %, sin embargo esto se debe a la extensión del Lago de Chapala. El 25 % de la superficie de la subcuenca tiene pendientes mayores a 10 %, y el área restante oscila entre 3 y 10 % (**Fig. 4**).

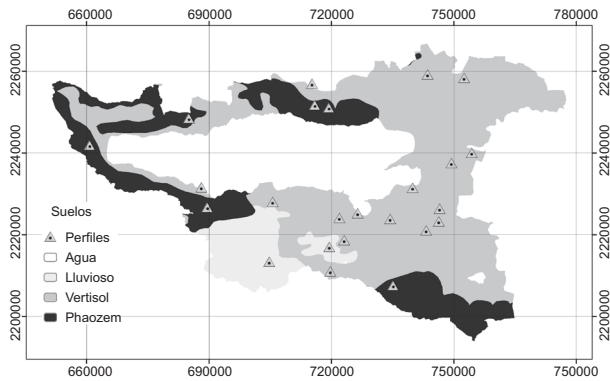


Fig. 3. Mapa que representa los diferentes tipos de suelos de la subcuenca del Lago de Chapala

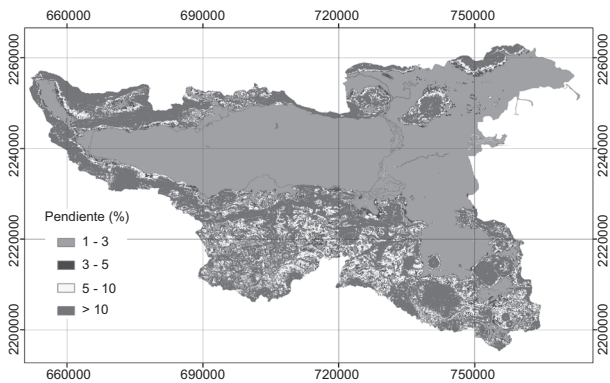


Fig. 4. Mapa de pendientes donde destaca una gran superficie de poca pendiente relacionada al lago y la ciénega de Chapala

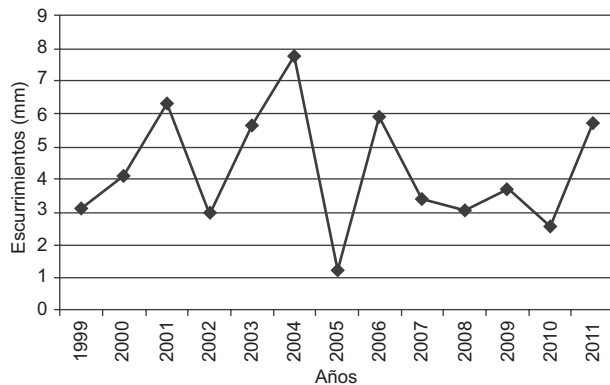


Fig. 5. Dinámica y magnitud de los escurrimientos superficiales simulados (mm) por el SWAT en un periodo de trece años (1999 a 2011)

El análisis de los escurrimientos (SURQ) se presenta en la **figura 5**. El nivel del Lago de Chapala alcanzó un nivel crítico en el año 2001 (pérdida del 80 % de su volumen) y posteriormente tuvo un proceso de recuperación a mediados de la década (Cotler y

Priego 2006). Se identificaron valores relativamente altos para los primeros años debido a recurrentes lluvias en la subcuenca, sin embargo correspondieron a un periodo seco en la cuenca Lerma-Chapala, de ahí la continua reducción del lago. Posteriormente, se refleja un incremento de escurrimientos en 2004, que fue un año particularmente húmedo.

Considerando al Lago de Chapala como el cuerpo de agua representativo de la subcuenca, se procedió a comparar los resultados de los SURQ, la recuperación anual de acuerdo con los niveles máximos y mínimos de almacenamiento y el cambio de nivel del cuerpo de agua para determinar cómo se relacionan (**Fig. 6**). Se puede apreciar que no hay una correspondencia directa, lo cual puede ser porque el afluente principal del lago es el río Lerma que incorpora agua de toda la cuenca Lerma-Chapala, sin embargo se identifican coincidencias en algunas tendencias.

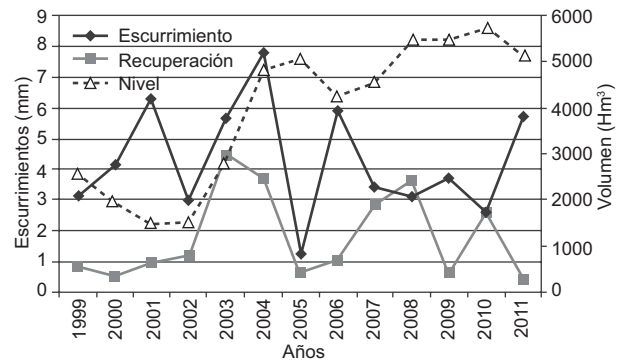


Fig. 6. Escurreimientos simulados (mm) y recuperación anual de acuerdo con los niveles máximos y mínimos de almacenamiento y el cambio de nivel del lago de Chapala (Hm³)

Particularmente, se observa una tendencia de valores bajos de escurrimiento, recuperación y nivel del lago hacia el año 2002, momento en que alcanzó la cota más baja en los últimos 50 años, fenómeno que también se apreció en otros cuerpos de agua epicontinentales del país (Alcocer-Durán y Bernal-Brooks 2009). Posteriormente, se presentó un importante incremento en los años 2003 y 2004, y una reducción de los escurrimientos en el año 2005, lo que se manifestó en el 2006 cuando bajó el nivel (CEA 2012).

La **figura 7** muestra de manera gráfica los resultados del balance hídrico realizado por el modelo SWAT para el periodo 1999-2011. Un aspecto importante a considerar es que la evapotranspiración excede en todos los meses a la precipitación pluvial, lo que implica que no se tiene almacenamiento de agua durante dichos meses y la diferencia entre

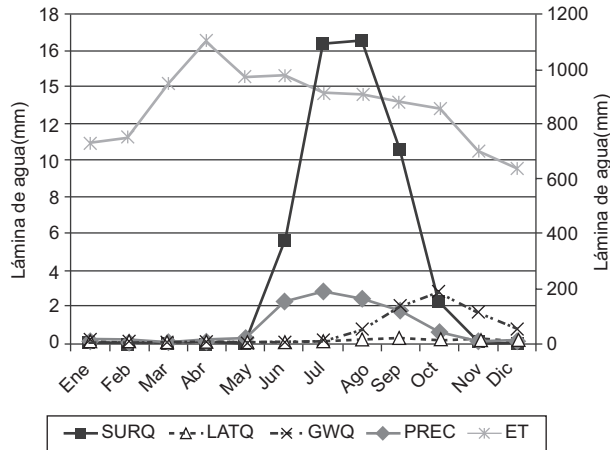


Fig. 7. Balance hídrico de la subcuenca del Lago de Chapala en el periodo 1999-2011. SURQ = Escorrentamiento superficial, LATQ = Escorrentamiento subsuperficial, GWQ = Descarga de agua subterránea, PREC = Precipitación y ET = Evapotranspiración. Los valores de la precipitación y evapotranspiración están indicados en el eje “y” de la derecha

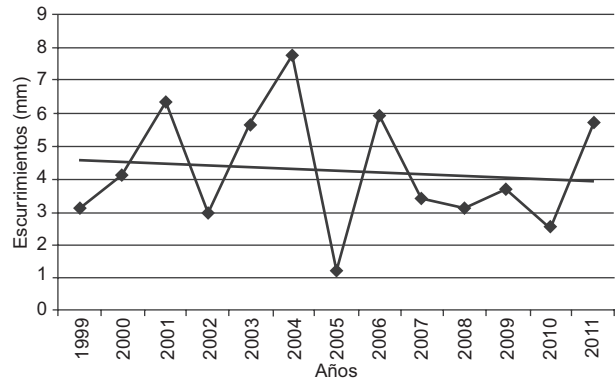


Fig. 8. Escorrentamientos resultado de la simulación en el modelo SWAT y línea de tendencia lineal, destacando un decremento en el transcurso del tiempo

ambos factores se considera déficit. Dicho déficit presenta un promedio de 801.1 mm, equivalentes a 8011 m³/ha (como una hectárea tiene una superficie de 10000 m² y 1 milímetro es igual a 0.001 m, una pérdida de 1 mm de agua corresponde a una pérdida de 10 m³ de agua por hectárea; Allen *et al.* 2006). Comportamientos de este tipo también se han reportado en otras cuencas, como en el río de La Laja en Guanajuato, con un déficit de 824 mm (Palacios-Vélez y López-López 2004).

Entre las razones para entender este comportamiento se tiene que: (i) La subcuenca presenta como afluente principal al río Lerma, que es un elemento que nace en una zona externa a la región. (ii) La mayor parte de la superficie está ocupada por el lago de Chapala y su ciénega, lo

que impone un régimen alto de evaporación y evapotranspiración. (iii) Existe una disminución de las aportaciones de los afluentes dentro de la subcuenca, lo que se puede apreciar en los resultados de la simulación con una tendencia a la reducción de los escurrimientos (**Fig. 8**). Además, en cierta medida lo anterior está relacionado con el aumento en la explotación de los acuíferos, lo que además afecta el volumen del lago de Chapala por su comunicación hidráulica con el acuífero definido por gradientes piezométricos (Silva *et al.* 2002).

En cuanto a los escenarios con y sin aplicación de fertilizantes, las cantidades de escurrimiento y entradas de sedimentos se mantuvieron constantes en ambos casos (**Cuadro VI**). Como es de esperarse, se tiene un aumento de N y P en los flujos superficiales y subterráneos en el escenario con dicha aplicación, sin embargo lo que es importante destacar es la magnitud del cambio, que en varios casos fue en términos de millares de porcentaje (**Cuadro VI**; **Fig. 9**). Particularmente, destaca el movimiento de NO₃ hacia

CUADRO VI. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DEL MODELO SWAT CON RESPECTO A LOS FERTILIZANTES EN LOS ESCENARIOS CON Y SIN INCORPORACIÓN DE FERTILIZANTES PARA LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA

	Escenario 1: Sin fertilizantes	Escenario 2: Con fertilizantes	Cambio (%)	Unidades
Escorrentamiento superficial	51.39	51.31	-0.00.87 (-0.2%)	Hm ³
Producción total de sedimentos	3.09	3.01	-0.08 (-2.6%)	t/ha
N Orgánico	6.9	7.7	0.8 (11.6%)	kg/ha
P Orgánico	0.81	0.83	0.02 (2.5%)	kg/ha
NO ₃ Producidos en el flujo superficial	0.7	22.3	21.6 (3085%)	kg/ha
NO ₃ Producidos en el flujo subsuperficial	0.03	6.5	6.5 (21566%)	kg/ha
NO ₃ Percolados al acuífero somero	0.3	261.6	261.3 (87100%)	kg/ha
P Percolado al acuífero somero	0.5	13.7	13.2 (2640%)	kg/ha
N en fertilizante aplicado	0.00	143.5	143.5	kg/ha
P en fertilizante aplicado	0.00	2.2	2.2	kg/ha

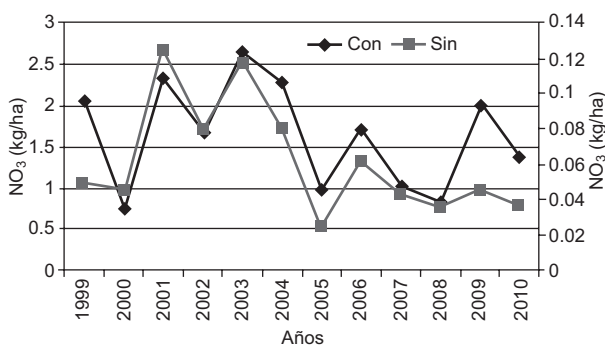


Fig. 9. Simulación de los nitratos presentes en los escurrimientos superficiales para dos escenarios: con y sin la aplicación de fertilizantes. Cabe destacar la magnitud de los valores en las diferentes escalas

el subsuelo, lo que puede estar relacionado con el tipo de suelo y su permeabilidad. Los compuestos nitrogenados y fosfatados que como es de esperarse se relacionan con los escurrimientos, representan el principal problema de la entrada de nutrientes a los ecosistemas acuáticos y como consecuencia su eutrofización. Esta última consecuencia es importante, ya que en lo general es un proceso de degradación de la calidad del agua que se caracteriza por recurrentes crecimientos súbitos de algas, algunas de las cuales pueden ser tóxicas (Sickman *et al.* 2003). Dichos crecimientos entre otros factores, causan alteraciones de las redes tróficas, pérdida de integridad ecológica, uso no seguro de los ecosistemas acuáticos y efectos detrimentales en la biodiversidad y las pesquerías (Paerl 2009).

Particularmente en el Lago de Chapala presentan una elevada cantidad de nutrientes. La descarga de fósforo en el lago se tiene en la forma de ortofosfato, la más abundante dado que contribuye con aproximadamente el 70 % del fósforo total (de Anda 2008). Su origen es antrópico a consecuencia del arrastre de fertilizantes al río Lerma y descargas de aguas residuales principalmente. De acuerdo con estos nutrientes, el lago es efectivamente eutrófico, pero con poco crecimiento de algas en algunas zonas (de Anda y Shear 2001). La razón de lo anterior, se debe a la gran cantidad de sedimentos suspendidos que limitan la disponibilidad de luz y la fotosíntesis (Lind *et al.* 1992). A pesar de la entrada de nutrientes, no llega a desembocar el total presente en los afluentes debido a la presencia de lirio acuático en los drenes y canales, así como en los ríos Lerma y La Pasión.

En cuanto a los herbicidas se planteó una aplicación promedio anual de 408.1 g/ha de principio activo de todos los productos, con una degradación de 342.1 g/ha.

Para los plaguicidas se obtuvo un valor de 533 g/ha con una importante decadencia de 532.5 g/ha. Los herbicidas y plaguicidas disueltos que entran a los canales, ríos y arroyos por las escorrentías son del orden de 1.7 g/ha y los adsorbidos de 11.8 g/ha. La percolación de estos elementos en el perfil del suelo oscila alrededor de los 0.15 g/ha y el flujo lateral que entra en los ecosistemas acuáticos es de 0.12 g/ha. La cantidad final de herbicidas y plaguicidas en las plantas de maíz resultó en 5.23 mg/ha y en el suelo fue de 738.1 g/ha.

En el **cuadro VII** se describe la cantidad aplicada de los diferentes herbicidas y plaguicidas en la actividad agrícola. Dentro de los herbicidas más empleados se tiene el paraquat con una categoría toxicológica II (producto moderadamente peligroso, nocivo, INECOL 2013). Su incorporación por escurrimiento superficial es de 797.3 mg/ha disuelto y 11.4 g/ha adsorbido. Su percolación en el perfil del suelo es muy baja (0.03 µg/ha). La atrazina tiene categoría toxicológica IV (productos que normalmente no ofrecen peligro) y su incorporación ocurre por escurrimiento superficial disuelto y adsorción (718.5 y 47 mg/ha, respectivamente) y una percolación de 16.8 mg/ha. La dicamba (ácido 2-metoxi-3,6-diclorobenzoico) tiene categoría toxicológica IV y su incorporación por escurrimiento superficial se estimó en 118.6 µg/ha, 3.5 µg/ha por absorción y una percolación al perfil del suelo de 1.2 mg/ha.

En el caso de los plaguicidas se emplean principalmente el clorpirifos etil con categoría toxicológica III (producto poco peligroso). La porción disuelta es de 25.3 mg/ha, la adsorbida de 144.7 mg/ha y la percolación de 0.01 µg/ha. Otro es el paratión metílico con una categoría toxicológica I (producto muy peligroso, tóxico). Su incorporación superficial disuelta es de 20.9 µg/ha por adsorción de 35.7 µg/ha, y no tiene percolación.

Considerando los herbicidas mayormente empleados y su toxicidad se tiene que para el paraquat es moderada en aves, ligera a moderada en moluscos y zooplancton, ligera en crustáceos, prácticamente nula a moderada en peces y prácticamente nula a ligera en anfibios e insectos (INECOL 2013). La atrazina presenta una toxicidad que va de ligera a moderada para anfibios, peces y otros organismos acuáticos. Sin embargo, cuando se tiene consumo de alimento contaminado con este herbicida, por parte del ganado vacuno, se ha observado una toxicidad relativamente alta. Se considera que ambos pesticidas tienen poco efecto a largo plazo sobre peces y vida silvestre, debido a su degradación y bajo potencial de bioacumulación (INECOL 2013).

CUADRO VII. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN DEL MODELO SWAT CON RESPECTO A LOS PESTICIDAS (HERBICIDAS Y PLAGUICIDAS) PARA LA SUBCUENCA DEL LAGO DE CHAPALA

Ingrediente activo	Aplicado (g/ha)	Degradado (g/ha)	Cantidad en maíz (µg/ha)	Cantidad en el terreno (g/ha)
Herbicidas				
Paraquat	218.5	154.1	0.54	72.85
Atrazina	100.6	99.5	0.64	3.7
Dicamba	53.2	53.2	0.46	0.0001
Metsulfuron metil	19	18.2	0	4.1
Picloram	9	9	0	1.1
Glufosinato de amonio	8.2	8.2	0	0.00002
Plaguicidas				
Clorpirifos	140.5	140.3	0.72	0.2
Paration metílico	127.3	127.3	0.65	0.00003
Terbufos	76.6	76.5	0	0.00001
Malation	57.8	57.8	0	0.00001
Cipermetrina	49.6	49.5	0.71	0.07
Permetrina	37.6	37.6	0	0.06
Carbofuran	19.7	19.5	0.81	0.4
Lambda-cialotrina	14.3	14.3	0.7	0.02
Dimetoato	9.6	9.6	0	0.00001

En el caso de los plaguicidas, el clorpirifos etil implica un grave riesgo para la vida silvestre, al ser extremadamente tóxico para peces e invertebrados acuáticos. En la descendencia de animales expuestos produce malformaciones y disminución de la sobrevivencia, crecimiento, reproducción y producción de biomasa, siendo especialmente afectadas las poblaciones de larvas de artrópodos y moluscos. En ecosistemas acuáticos reduce la diversidad y abundancia de especies (INECOL 2013). El paratión metílico es un plaguicida organofosforado de los más tóxicos y más ampliamente utilizados hasta hace unos años (OSU 1993). Este producto afecta a organismos que no son el objetivo de control incluyendo a los humanos. El envenenamiento grave por inhalación e ingestión afecta el sistema nervioso central, llegando a producir parálisis de las extremidades y de los músculos respiratorios (USEPA 2007). Según el INECOL (2013) “en aguas contaminadas puede reducir el crecimiento de las algas, aunque algunas especies pueden generar resistencia después de varias semanas de exposición. Los efectos de este plaguicida sobre las poblaciones de animales son poco probables en el campo. Sin embargo, pueden presentarse cuando se aplica a concentraciones elevadas”.

CONCLUSIONES

El balance hídrico de la subcuenca del Lago de Chapala resultó negativo durante todos los meses del

año. La evapotranspiración tuvo valores 300 veces mayores a la precipitación.

Particularmente, la simulación en la primera última década del siglo XXI presenta coincidencias entre el escurrimiento y fluctuaciones ambientales reflejadas en el Lago de Chapala, además de mostrar una tendencia a la disminución de los escurrimientos dentro de la subcuenca.

En cuanto a los fertilizantes que se dispersan por la subcuenca a partir de la contaminación difusa, el escenario con aplicación de fertilizantes muestra una gran cantidad de nutrientes que se desplazan por los cuerpos de agua en comparación con el escenario sin aplicación de fertilizantes. Esta diferencia puede ser hasta más 87 000 %, lo que se puede relacionar con el uso excesivo y poco eficiente de los fertilizantes. A pesar de que el Lago de Chapala es eutrófico, con base en la concentración del nitrógeno y el fósforo no se tiene la manifestación de algunos problemas relacionados con este estado, debido a la gran cantidad de sedimentos en suspensión que no permiten el paso de la luz y el crecimiento exponencial de las algas.

Si bien se presenta una importante degradación del principio activo de los herbicidas y plaguicidas, quedan remanentes tanto en las plantas y en el suelo, los cuales, dependiendo de la vida media del producto, pueden ser arrastrados y conducidos por los cuerpos de agua. Adicionalmente, los pesticidas también presentan una aplicación sin un control adecuado, lo que no sólo implica problemas a las gentes que los utilizan, sino que pueden afectar a los organismos

terrestres y acuáticos. Lo anterior también responde a que se tiene el uso de algunos elementos altamente tóxicos como el paratión metílico.

Los modelos tipo SWAT son perfectibles en la medida que se conjunte e implemente más información. Adicionalmente, dan pauta a la implementación de medidas de manejo y control de los contaminantes creando escenarios para la conservación y restauración de los recursos naturales.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo otorgado por la Comisión de Operación y Fomento de Actividades Académicas del Instituto Politécnico Nacional (COFFA).

REFERENCIAS

- Alcocer-Durán J. y Bernal-Brooks F. W. (2009). Investigación ecológica a largo plazo en cuerpos acuáticos epicontinentales. *Revista Digital Universitaria* 10, 1-14.
- Allen R. G., Pereira L. S., Raes D. y Smith M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO Riego y Drenaje 56. Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma 298 pp.
- Arnold J. G., Srinivasan R., Muttiah R. S. y Williams J. R. (1998). Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. Am. Water Resour. As.* 34, 73-89.
- Castellanos J. Z., Uvalle-Bueno, J. y Aguilar-Santelises A. (2000). Manual de interpretación de análisis de suelos y aguas agrícolas, plantas y ECP. 2ª ed. Instituto de Capacitación para la Productividad Agrícola. Documento Técnico. México D. F. 201 pp.
- CEA (2012). Lago de Chapala. Comisión Estatal del Agua de Jalisco [en línea]. <http://www.ceajalisco.gob.mx/chapala.html> 24/11/2012.
- Comair G. F., McKinney D. C. y Siegel D. (2012). Hydrology of the Jordan River Basin: Watershed delineation, precipitation and evapotranspiration. *Water Resour. Manag.* 26, 4281-4293.
- Cotler H. y Priego A. (2006). El análisis del paisaje como base para el manejo integrado de cuencas: el caso de la cuenca Lerma-Chapala. En: *El manejo integral de cuencas en México* (H. Coltler, Ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D. F., 79-89.
- de Anda J. y Shear H. (2001). Nutrients and eutrophication in Lake Chapala. En: *The Lerma-Chapala watershed. Evaluation and management* (A. M. Hansen y M. van Afferden, Eds.) Kluwer Academic Press. NY, 183-198.
- de Liñan C. (2011). Vademecum de agroquímicos de México. Tecnoagrícola de México, S. A. de C. V. México D. F. 556 pp.
- Gassman P. W., Williams J. R., Wang X., Saleh A., Osei E., Hauck L. M., Izaurralde R. C. y Flowers J. D. (2010). The agricultural policy environmental EXtender (APEX) model: An emerging tool for landscape and watershed environmental analyses. *Trans. ASABE* 53, 711-740.
- Gevaert V., Van Griensven A., Holvoet K., Seuntjens P. y Vanrolleghem P. (2008). SWAT developments and recommendations for modelling agricultural pesticide mitigation measures in river basins. *Hydrol. Sci. J.* 53, 1075-1089.
- Hijmans R. J., Cameron S. E., Parra J. L., Jones P. G. y Jarvis A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965-1978.
- IMTA (2011). Programa ERIC (Extractor Rápido de Información Climatológica). Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. Morelos, México.
- INECOL (2004). Sistema de consulta de plaguicidas. Instituto Nacional de Ecología [en línea]. <http://www2.inec.gob.mx/sistemas/plaguicidas/pdf/paraquat.pdf> 12/01/2013.
- INEGI (2010). Continuo de elevaciones mexicano. Instituto Nacional de Estadística y Geografía [en línea]. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/datosrelieve/continuo/elevaciones.aspx> 06/06/12.
- INIFAP (2010). Laboratorio Nacional de Modelaje y Sensores Remotos. Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias [en línea]. <http://clima.inifap.gob.mx/redclima/> 24/03/12.
- INIFAP-CONABIO (1995). Edafología. Escalas 1:250000 y 1:1000000. México. Instituto Nacional de investigaciones Forestales y Agropecuarias-Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [en línea] <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/> 15/01/2012.
- Jones P. G. y Thornton P. K. (1993). A rainfall generator for agricultural applications in the tropics. *Agric. Forest. Meteorol.* 63, 1-19.
- Kraemer F. B., Chagas C. I., Vázquez A. G., Palacín E. A., Santanatoglia O. J., Castiglioni M. G. y Massobrio M.J. (2011). Aplicación del modelo hidrológico SWAT en una microcuenca agrícola de la Pampa Ondulada. *Cien. Suelo* 29, 75-82.
- Leonard R.A., Knisel W.G. y Still D.A. (1987) GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Trans. ASAE* 30, 1403-1418.

- Lind O. T., Doyle R., Vodopich D. S., Trotter B. G., Gualberto-Limon J. y Davalos-Lind L. (1992). Clay turbidity: Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake. *Limnol. Oceanogr.* 37, 549-565.
- Neitsch S. L., Arnold J. G., Kiniry J. R., Srinivasan R. y Williams J. R. (2010). Soil and Water Assessment Tool. User's Manual, Version 2009. Texas Water Resources Institute. Technical Report No. 365, Texas, 643 pp.
- Neitsch S. L., Arnold J. G., Kiniry J. R., Srinivasan R. y Williams J. R. (2005). Soil and Water Assessment Tool. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Theoretical Documentation, Texas, 475 pp.
- OSU (1993). Pesticide information profiles - Parathion. Extension Toxicology Network. Oregon State University. [en línea]. <http://extoxnet.orst.edu/pips/parathio.htm> 22/04/14.
- Paerl H. W. (2009). Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuar. Coast.* 32, 593-601.
- Palacios-Vélez E. y López-López C. (2004). La sobreexplotación de las cuencas hidrológicas: El caso de la cuenca del río de La Laja, Guanajuato. En: *El manejo integral de cuencas en México* (H. Cotler, Ed.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México D. F., 131-148.
- Sickman J. O., Melack J. M. y Clow D. W. (2003). Enrichment of high-elevation lakes in the Sierra Nevada, California. *Limnol. Oceanogr.* 48, 1885-1892.
- Silva O. (2010). Evaluación del modelo hidrológico SWAT en la cuenca media del río Pao en Venezuela. *Rev. Fac. Agron.* 36, 134-145.
- Silva J. T., Ochoa S., Cristóbal D. y Estrada F. (2002). Calidad química del agua subterránea de la Ciénega de Chapala como factor de degradación del suelo. *Terra Latinoamericana* 24, 503-513.
- SMN (2012). Opciones de Presentación en Mapas. Servicio Meteorológico Nacional [en línea]. <http://smn.cna.gob.mx/emas/18/03/2012>.
- Torres-Benites E., Cotés-Becerra J., Exebio-García A., Mejía-Saenz E. y Palacios-Vélez E. (2005). Adaptación de un modelo de simulación hidrológica a la cuenca del río Laja, Guanajuato, México. *Agrociencia* 39, 481-490.
- USEPA (2007). Parathion. Integrated Risk Information System. U. S. Environmental Protection Agency [en línea]. <http://www.epa.gov/iris/subst/0327.htm> 22/04/14.
- Vanmaercke M., Poesen J., Maetens J., de Vente J. y Verstraeten G. (2011). Sediment yield as a desertification risk indicator. *Sci. Total Environ.* 409, 1715-1725.
- White M. W., Harmel R. D. y Haney R. L. (2012). Development and validation of the Texas Best Management Practice Evaluation Tool (TBET). *J. Soil Water Conserv.* 67, 525-535.