



Agronomía Costarricense

ISSN: 0377-9424

Universidad de Costa Rica. Colegio de Ingenieros y
Agrónomos. Ministerio de Agricultura y Ganadería

Rojas-Rodríguez, Isaac Shamir; Salazar-Solano, Vidal; Moreno-Dena, Jesús Mario
Simulación de la contaminación agrícola difusa en la cuenca baja del Río Mayo
Agronomía Costarricense, vol. 45, núm. 1, 2021, Enero-Julio, pp. 143-151
Universidad de Costa Rica. Colegio de Ingenieros y Agrónomos. Ministerio de Agricultura y Ganadería

DOI: <https://doi.org/10.15517/rac.v45i1.45733>

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=43670175011>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en [redalyc.org](https://www.redalyc.org)

redalyc.org
UAEM

Sistema de Información Científica Redalyc
Red de Revistas Científicas de América Latina y el Caribe, España y Portugal
Proyecto académico sin fines de lucro, desarrollado bajo la iniciativa de acceso
abierto

Nota técnica

SIMULACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN AGRÍCOLA DIFUSA EN LA CUENCA BAJA DEL RÍO MAYO

Isaac Shamir Rojas-Rodríguez^{1/}, Vidal Salazar-Solano², Jesús Mario Moreno-Dena³*

Palabras clave: Modelo SWAT; escorrentía; noroeste de México; suelo agrícola; cuerpos de agua.

Keywords: SWAT model; runoff; northwestern Mexico; agricultural land; bodies of water.

Recibido: 20/01/2020

Aceptado: 07/07/2020

RESUMEN

Introducción. El deterioro de los recursos hídricos asociados a la actividad antropogénica, ha sido tema central en las cumbres mundiales celebradas en el último cuarto del siglo XX. En los acuerdos ha trascendido la relevancia de evaluar el impacto de la intrusión de contaminantes difusos en cada territorio. **Objetivo.** Validar la eficiencia del modelo SWAT en la Cuenca Baja del Río Mayo en el Estado de Sonora, México. **Materiales y métodos.** Se utilizó el modelo SWAT para realizar la simulación hidrológica, para conocer los aportes de contaminación difusa dentro de la Cuenca Baja del Río Mayo en el Estado de Sonora, México. Los datos analizados fueron de precipitación, temperatura, cobertura vegetal, orografía, tipos y usos del suelo. **Resultados.** Se obtuvo un inventario de agentes de contaminación difusa arrastrada hacia los drenes exorreicos de la cuenca, así como la medición anual y la ubicación georreferenciada, donde destacó el aporte de nitratos y

ABSTRACT

Simulation of agricultural diffuse pollution in the Lower Basin of the Río Mayo. **Introduction.** The deterioration of water resources associated with anthropogenic activity, has been a central theme in the world summits held in the last quarter of the 20th century. In the agreements have transcended the importance of evaluating the impact of diffuse pollution intrusion in each territory. **Objective.** To validate the efficiency of the SWAT model in the Lower Basin of the Río Mayo in the State of Sonora, Mexico. **Materials and methods.** The SWAT model was used to carry out the hydrological simulation, to know the contributions of diffuse pollution within the Lower Basin of the Río Mayo in the State of Sonora, Mexico. The data analyzed were precipitation, temperature, vegetation cover, orography, types and land uses. **Results.** An inventory of diffuse pollution agents dragged towards the exorheic drains of the basin as well as annual measurement and their

* Autor para correspondencia. Correo electrónico: shamir.rojas@unison.mx

1 Universidad de Sonora, Hermosillo, Sonora, México.

 0000-0002-0798-1476.

2 Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., Hermosillo, Sonora, México.

 0000-0002-9906-9168.

3 Centro de Investigación en Alimentación y Desarrollo A. C., Hermosillo, Sonora, México.

 0000-0002-5644-305X.

fosfatos como remanentes de la actividad agrícola desarrollada en la cuenca. La información se validó con el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe, con valor de 0,8265 y una R^2 de 0,96, lo cual mostró su alta eficiencia. **Conclusión.** La implementación de mecanismos que monitoreen constantemente los efluentes de los drenes de las cuencas es imperativo dentro del territorio mexicano en procura del cuidado de los cuerpos de aguas nacionales.

georeferenced location, where the contribution of nitrates and phosphates stands out as remnants of the agricultural activity developed in the basin. The information was validated with the Nash-Sutcliffe coefficient of efficiency, with a value of 0.8265 and an R^2 of 0.96, which showed its high efficiency. **Conclusion.** Implementation of mechanisms that constantly monitor the effluents from the drains of the basins is imperative within the Mexican territory in order to care for the national water bodies.

INTRODUCCIÓN

Entre los principales problemas ambientales derivados de la interacción humana con el medio ambiente, se presenta el de la contaminación de los cuerpos de agua en cuencas hidrológicas. La forma en que esta se incorpora en los cuerpos receptores se clasifican en contaminación puntual y difusa. La puntual es comprendida como las descargas localizadas de desechos en los cuerpos de agua, las cuales pueden provenir de fuentes industriales, municipales, urbanas, entre otras. Se caracterizan por su fácil ubicación y medición. Por el contrario, la contaminación no puntual o difusa comprende una combinación de elementos más allá de una simple descarga localizada. Este proceso implica la interacción de las actividades antropogénicas con diferentes componentes de los ecosistemas (Huang *et al.* 2017).

La calidad de las descargas difusas está estrechamente ligada al uso del suelo de los terrenos circundantes a los cuerpos receptores (aguas superficiales y subterráneas), lo que establece la importancia de caracterizar el entorno natural de esos espacios, con base en las propiedades físicas y químicas del suelo, uso del suelo, niveles de pendientes, volumen de precipitaciones, entre otras (Aguilar 2010, Cotler *et al.* 2013, Xiao y Ji 2007).

La protección de los recursos hídricos y los ecosistemas que dependen de ellos, son una meta puntual en los objetivos de Millennium Ecosystem Assessment (2005). Smith *et al.* (2017) ratificaron el efecto degenerativo de las prácticas agropecuarias sobre los recursos naturales, específicamente de la contaminación difusa por escorrentía pluvial a los cuerpos de agua. La intensa actividad agrícola en las cuencas hidrológicas, con índices altos de escorrentía pluvial, las transforman en zonas propensas que afectan el ambiente en los drenes exorreicos por contaminación difusa (Wei *et al.* 2016). En el inventario de contaminantes de las cuencas hidrológicas destaca la presencia de nitrógeno y fósforo, que se dispersan desde suelos agrícolas de manera aleatoria, asimétrica e incierta (Zhou *et al.* 2012, Zhang *et al.* 2015).

En México, la Comisión Nacional del Agua en su reporte La Agenda del Agua 2030 CONAGUA 2012, resalta la dificultad de caracterizar la dispersión de estas sustancias dentro de una cuenca hidrológica. La literatura científica respalda esta percepción al aportar conclusiones de que, ante la exacerbada incidencia antropogénica en las cuencas hidrológicas, la caracterización de este fenómeno resulta cada vez más compleja (Encarna y Albiac 2012, Cotler-Ávalos *et al.* 2013, Durán *et al.* 2016, Silva *et al.* 2017).

Las características de las zonas agrícolas replican los componentes de las cuencas hidrológicas en que están insertas como tipo de suelo, orografía, vegetación y factores climatológicos

(Figura 1), son elementos que definen la escorrentía de contaminación difusa y su depósito final en los cuerpos de agua receptores (Neitsch *et al.* 2011).

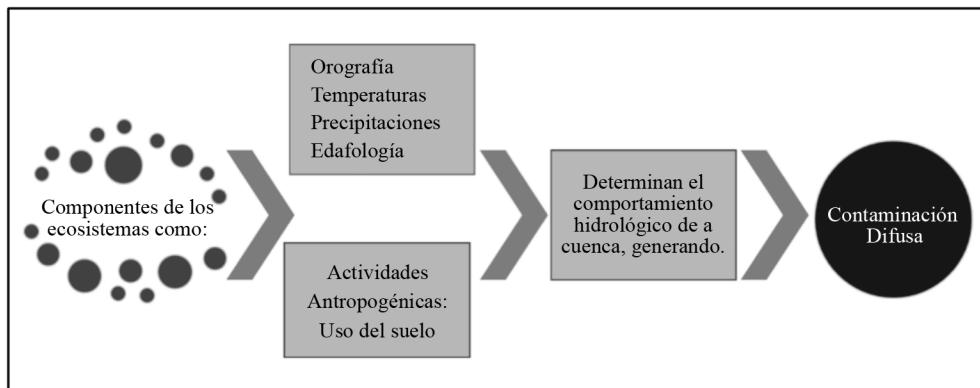


Figura 1. Elementos que definen la contaminación difusa. Con base en Neitsch *et al.* 2011.

En México existe la presencia de problemas ocasionados por la contaminación difusa en los cuerpos de agua, propiciada por personas agricultoras que, estimulados por la obtención de máximos rendimientos, aprovechan las debilidades del marco regulatorio para incorporar agroquímicos por encima de las recomendaciones técnicas y ambientales (Cotler-Ávalos *et al.* 2013, Cruz 2014). Las personas productoras no son conscientes del daño ecológico que causan al incumplir con las buenas prácticas de manejo agrícola y de los problemas que ocasiona la presencia de contaminantes en aguas continentales y costeras; ello trae como consecuencia riesgos a la salud humana y animal, pérdida de la biodiversidad y la perturbación de su equilibrio (Cruz 2014).

Algunos estudios reportan dificultades en las prácticas de identificación de la cantidad de emisiones de contaminantes provenientes de fuentes difusas y su ubicación para el control (Encarna y Albiac 2012, Cotler-Ávalos *et al.* 2013, Durán *et al.* 2016; Silva *et al.* 2017). Aunado a esto, con el rápido desarrollo de la agricultura, el aumento continuo de la población,

la aceleración de la industrialización, el ritmo de urbanización y la creciente demanda social de recursos hídricos, tanto las aguas superficiales como subterráneas están constantemente expuestas a la irrupción múltiple de sustancias contaminantes. Un problema sustantivo que afecta la calidad, en aguas subterráneas y superficiales, es la lixiviación de nutrientes del suelo y la percolación en el acuífero hasta el sistema de aguas subterráneas, esto es particularmente evidente en espacios agrícolas (Rahmati *et al.* 2014, Shrestha *et al.* 2016).

La principal herramienta utilizada para el estudio de problemas de contaminación proveniente de fuentes agrícolas, son los modelos de simulación hidrológica, donde destaca la metodología del modelo *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT). En el contexto académico, el modelo SWAT constituye una herramienta multicitada. Entre sus características está el efectuar simulaciones dinámicas en diversas temporalidades (diarias, mensuales o anuales), la predicción de impactos específicos, como el de uso y manejo del suelo en el agua, sedimentos y rendimientos agrícolas en las cuencas hidrológicas. El modelo

que está basado en procesos, es capaz de efectuar simulaciones de largos períodos de tiempo. Sus insumos son datos de precipitación, temperatura, propiedades del suelo, crecimiento de plantas, nutrientes, plaguicidas, uso del suelo, entre otros (Neitsch *et al.* 2011).

Para seleccionar el modelo más adecuado en la gestión de los recursos hídricos es importante considerar la disponibilidad de datos, la capacidad del modelo para simular las variables de diseño, la precisión y las escalas temporales y espaciales (Singh y Frevert 2010).

La contaminación hídrica comprende 57,2% (2 093 de los 3 660) de los puntos de control del territorio nacional mexicano (CONAGUA 2013). Entre las principales fuentes contaminantes se incluyen junto a las prácticas agrícolas inadecuadas, las políticas públicas que estimulan la producción alimentaria y sesgos en la percepción de las personas agricultoras acerca del uso de ciertos insumos a un elevado costo ambiental (Pérez *et al.* 2012).

La Estrategia Ríos Limpios, incluida en la Agenda del Agua establece explícitamente entre los desafíos económico-ambientales de mayor envergadura: “lograr que todos los arroyos, ríos y cuerpos de agua del país recuperen la salud, se mantengan limpios de basuras, sin descargas de aguas residuales urbanas, industriales y agrícolas que los contaminen y afecten más allá de su capacidad natural de asimilación y dilución... lograr y mantener Ríos Limpios” (CONAGUA 2012).

En ese documento se subraya, que se deben generar instrumentos efectivos en la localización de las fuentes emisoras de contaminantes, lo cual propicia la realización de trabajos de identificación para el control de las fuentes de contaminación de los cuerpos de agua. Por lo expuesto, surge la necesidad de implementar el uso de modelos de simulación hidrológica, que ayuden a determinar el aporte de contaminación agrícola difusa en las cuencas mexicanas, para lo que se ha propuesto como objetivo validar la

eficiencia del modelo SWAT en la Cuenca Baja del Río Mayo en el Estado de Sonora, México.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio. La Cuenca del Río Mayo (CBRM) está adscrita a la Región Hidrológico-Administrativa II en el estado de Sonora, Méxic (28°27'00" - 26°40'12" N y 109°53'24" - 108°03'00" O). Los municipios incluidos en la Cuenca Baja del Río Mayo ocupan 3224 km², equivalente a 1,79% del territorio estatal y se distribuyen en Álamos 8,11%, Etchojoa, 37,61%, Huatabampo 28,68%, Navojoa 58,79% y Quiriego 4,55%.

Las principales actividades antropogénicas desarrolladas en este espacio están lideradas por el sector agropecuario, donde la agricultura es el eje central de la economía y la producción de trigo es la actividad agrícola preponderante en la región, que se destina el 58% de la superficie para este cultivo (SIAP 2018). Sin embargo, también comprende un importante componente pecuario basado en la cría de becerros de exportación y producción de camaronícola.

Modelación hidrológica. El proceso se realizó con el modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT), el cual se usa para estimar la pérdida de suelo, escorrentía, los ciclos biogeoquímicos del fósforo y del nitrógeno. Para su modelación, la cuenca se dividió en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) en función del tipo de suelo y su uso (Luan *et al.* 2018), lo cual permitió establecer la referencia espacial del comportamiento hidrológico (Neitsch *et al.* 2011). La característica principal del modelo radica en su aplicación a nivel de cuenca hidrológica. El modelo puede realizar estimaciones sobre los impactos generados en los caudales hídricos ocasionados por las actividades humanas, con el proceso que se muestra en la Figura 2.

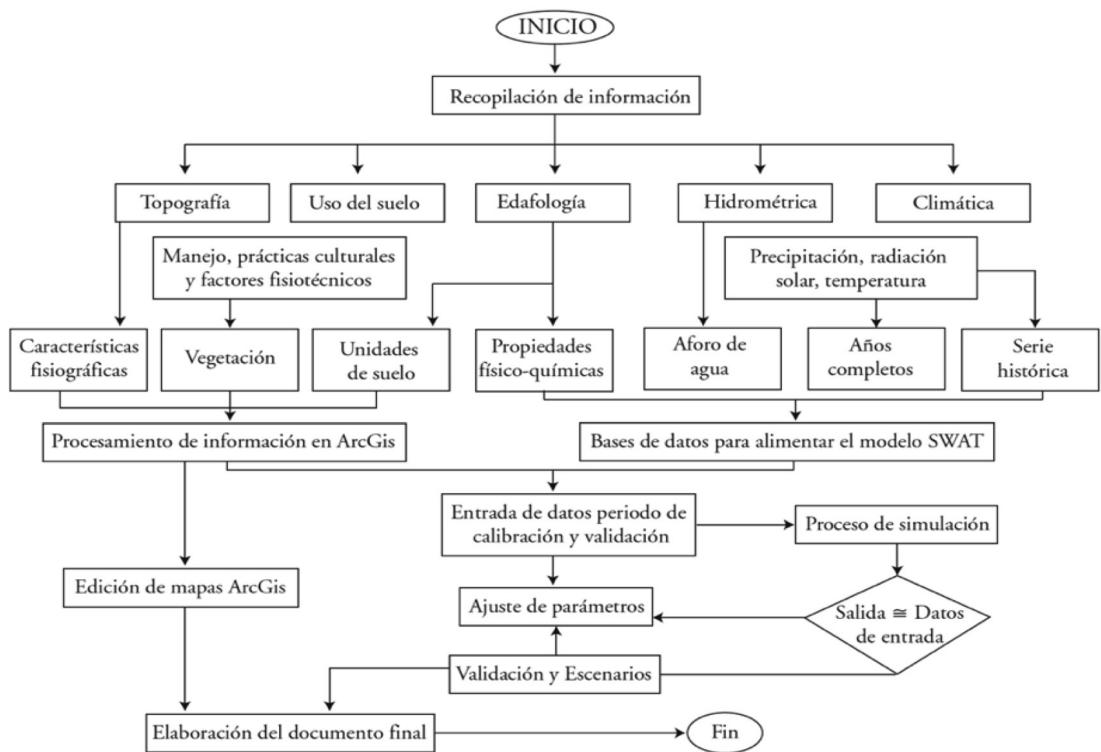


Figura 2. Proceso de simulación para el modelado hidrológico que sigue el SWAT. Neitsch *et al.* (2011).

Fuentes de información. Para calcular el arrastre de contaminantes remanentes de las actividades agrícolas, es necesario contar con información como las curvas de pendiente, tipos de suelo, uso del suelo, temperaturas y las precipitaciones. La información correspondiente a los componentes de orografía, edafología y uso del suelo se obtuvo de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO 2017), mientras que los datos de precipitaciones y temperaturas se descargaron del Global Weather Data for SWAT (Texas A&M University 2018) para los años comprendidos de 1979 a 2014.

Los datos de uso del suelo de la Cuenca Baja del Río Mayo se obtuvieron de las bases de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI). Debido a la extensión territorial con siembra de trigo en la zona de estudio, se utilizó información del manejo de este cultivo

documentada en los paquetes tecnológicos avalados por el Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP) y la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA) para caracterizar la actividad agrícola en la cuenca. La información del terreno agrícola destinado a la siembra, la proporcionó la oficina del Distrito de Riego del Río Mayo.

Del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS; CONAGUA 2017), se obtuvo registro de los aforos mensuales de escorrentía medidos por la estación hidrométrica 09070 en el periodo 1941 a 1979, del cual se seleccionaron los años de 1970 a 1973, por presentarse como una serie continua.

Los datos ingresados al modelo SWAT se utilizaron para correr el modelo de simulación, una vez hecho esto, para efectos de la validación de la eficiencia del modelo, se simularon los

aforos registrados en los años correspondientes a los registros obtenidos por el BANDAS con la finalidad de contrastar los resultados obtenidos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Como resultado de la simulación hidrológica, se obtuvo la escorrentía simulada dentro de la cuenca estudiada, estos datos se compararon con los valores registrados en los datos del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS; CONAGUA 2017) se tomó la información de la estación 09070 contra los

resultados simulados por el modelo (Figura 3) los cuales mostraron valores para el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe 1970) (NSE por sus siglas en inglés) de 0,8265 y un valor de 0,96 para el estadístico R^2 . La información disponible, para la validación de los resultados dentro del BANDAS, se compone de estaciones que dejaron de funcionar décadas atrás, por ello la necesidad de correr el modelo de simulación para los años acordes al BANDAS. La actualización de los métodos de medición in situ, para la Cuenca Baja del Río Mayo, es imperante a fin de mantener una base de datos actualizada.

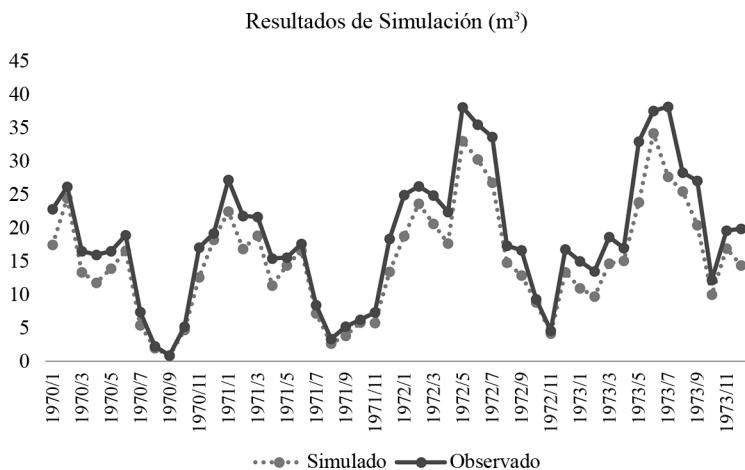


Figura 3. Comparación de valores observados vs. valores simulados.

La información que se generó muestra los drenes exorreicos, la fase de enrutamiento de los sedimentos y la cantidad de aporte de sustancias contaminantes que se vierten en las aguas costeras de la CBRM (Figura 4). El ejercicio de simulación hidrológica precisó las aportaciones de sustancias contaminantes derivadas de la escorrentía en la cuenca y estas se calcularon

de la suma de aportes anualizados de los drenes exorreicos para 2000-2017 (Tabla 1). Cabe destacar que la validación del modelo, en función de los aportes de contaminantes simulados, no es posible en la actualidad en México, debido a la falta de instrumentos dedicados a la medición de sustancias contaminantes en los drenes que ingresan a los cuerpos de agua nacionales.

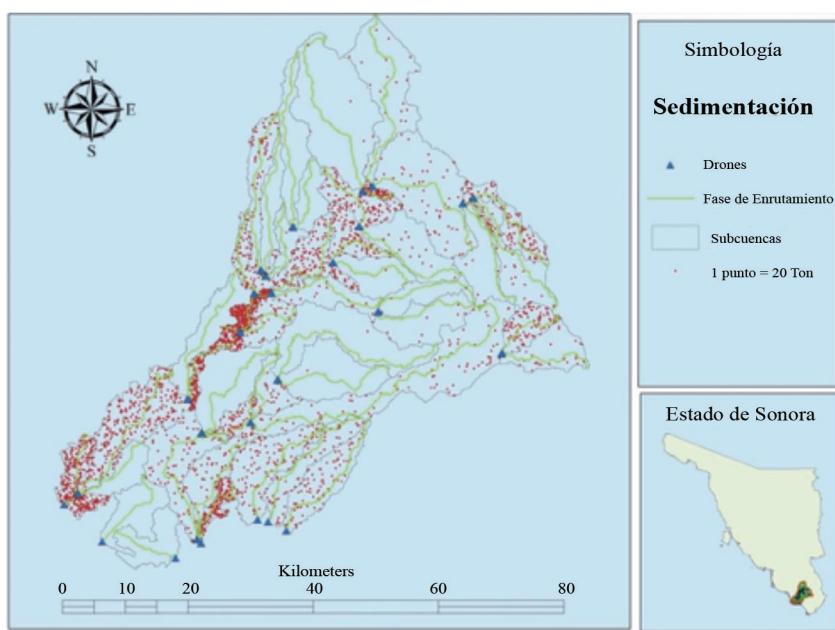


Figura 4. Aporte de sustancias contaminantes derivadas de la escorrentía en la cuenca.

Tabla 1. Estimación de la masa (kg) de contaminantes aportados por los drenes exorreicos a la cuenca del Río Mayo, Sonora.

Año	Nitrógeno orgánico	Fósforo orgánico	Nitrato	Amonio	Dióxido de nitrógeno	Fósforo mineral
2000	1315,10	219,15	12775,80	1013,96	305,90	358,52
2001	378,28	124,47	33930,00	860,66	321,20	700,25
2002	474,53	152,62	33986,00	937,77	318,30	582,46
2003	2333,63	375,79	8066,70	452,08	311,90	202,69
2004	55908,00	8792,80	34842,00	1387,78	3911,00	880,24
2005	953,17	197,68	31915,00	882,60	332,30	449,86
2006	570,33	137,26	27908,00	963,13	323,00	433,26
2007	1001,86	239,70	31474,00	1154,82	356,00	475,03
2008	2921,40	463,70	9299,70	801,24	492,30	381,87
2009	2393,80	456,52	51934,00	1391,09	575,20	694,50
2010	4422,00	721,50	17089,00	1112,71	517,40	451,32
2011	434,42	79,17	11967,70	626,51	172,90	227,40
2012	3738,20	611,77	23009,00	886,52	579,20	391,51
2013	1020,16	239,38	39686,00	926,20	308,80	548,52
2014	1812,18	353,08	53107,00	1231,09	499,10	604,20
2015	3392,20	644,10	92889,00	1892,14	625,10	998,63
2016	6993,00	1170,40	17557,90	1513,01	524,50	618,82
2017	2087,90	384,50	26469,00	1110,54	426,90	562,34

Los resultados de aportes de contaminación difusa, mostrados en el Tabla 1, describen el comportamiento de la dispersión de contaminantes provenientes de suelo agrícola. Dentro de los estudios dedicados al análisis de las cuencas mexicanas, no se reporta la aplicación de modelaciones hidrológicas para estimar las cantidades de estos contaminantes. La legislación actual no considera el caso específico de los procesos de contaminación difusa y su cuantificación dentro de las Normas Mexicanas o Normas Oficiales Mexicanas.

El estudio de las variaciones en los aportes de sustancias contaminantes debe ser analizado a profundidad para determinar las razones de la variabilidad de un año respecto a otro, con la finalidad de estimar cuáles son los elementos de los ecosistemas que generan dichas alteraciones.

Dentro de los resultados destaca el aporte de nitrato en los drenes exorreicos de la cuenca. Los efectos de la eutrofización están presentes en todos los ecosistemas, sin embargo, los niveles excesivos de nitrato cobran mayor relevancia en la degradación de las aguas estuarinas y costeras (Rahmati *et al.* 2014).

La solubilidad del Nitrato le provee de movilidad desde la zona saturada hasta el agua subterránea (Lasagna *et al.* 2016), además, puede persistir en las aguas subterráneas durante décadas y acumularse a niveles elevados (Wellman y Rupert 2016).

En el presente, los programas informáticos empleados en la simulación de procesos hidrológicos han evolucionado de tal forma que permiten procesar ciclos biogeoquímicos como el del fósforo y el nitrógeno, además, de producir estimaciones de recarga hídrica dentro de las cuencas (Holden *et al.* 2015, Chen *et al.* 2016). Esto relativiza lo expuesto por Encarna y Albiac (2012) y Cotler-Ávalos *et al.* (2013), quienes coinciden en que el control de la contaminación difusa es una tarea compleja debido a la dificultad para identificar la cantidad de emisiones y su ubicación exacta.

Se concluye que la aplicación del modelo hidrológico, mediante el uso del SWAT,

permitió obtener información sobre los aportes de nitratos y fosfatos a las aguas costeras. Es necesario mantener un sistema de monitoreo de escorrentías dentro de la Cuenca Baja del Río Mayo en el estado de Sonora, a fin de validar continuamente la información simulada de contaminación difusa. Los datos generados podrían incorporarse al Catálogo Nacional de Indicadores del INEGI, para incrementar el número de indicadores de contaminación de cuerpos de agua nacionales. Los aportes de contaminantes, provenientes de las zonas agrícolas, requerirán ser analizados en escenarios donde se disponga de diferentes patrones de cultivo para determinar el menor impacto a los ecosistemas y máximo beneficio económico.

LITERATURA CITADA

Aguilar, A. 2010. CALIDAD DEL AGUA Un enfoque multidisciplinario. Ciudad de México, México, Universidad Nacional Autónoma de México, IIEc. 308 p.

Chen, L; Wang, G; Zhong, Y; Shen, Z. 2016. Evaluating the impacts of soil data on hydrological and nonpoint source pollution prediction. *Sci. Total Environ.* 563:19-28.

CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad). 2017. Portal de geoinformación; sistema nacional de información sobre biodiversidad. (en línea). Consultado 10 mar. 2017. Disponible en <http://www.conabio.gob.mx/informacion/gis/>

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2012. Agenda del agua 2030. Avances y logros 2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Coyoacán, México, D.F. 30 p.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2013. Atlas del Agua en México (en línea). Ciudad de México. México. Comisión Nacional del Agua, Consultado 10 mar. 2017. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/ATLASDIGITAL.pdf>

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). 2017. Banco nacional de datos de aguas superficiales (en línea). Consultado 10 mar. 2017. Disponible en <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/Portada%20BANDAS.htm>

Cotler-Ávalos, H; Galindo-Alcántar, A; González-Mora, I; Pineda-López, R; Ríos-Patrón, E. 2013. Cuencas hidrográficas. Fundamentos y perspectivas para su manejo y gestión. Secretaría

de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ciudad de México, México. 36 p.

Cruz, F. 2014. Efecto de la contaminación por metales pesados en los ecosistemas costeros del sureste de México. *Kuxulkab* 19:65-68.

Durán, A; Paris, M; Maitre, M; Marino, F. 2016. Diagnóstico ambiental en la zona del cinturón hortícola de la ciudad de Santa Fe. *Rev. Fac. Cs. Agrarias. Universidad Nacional de Cuyo* 48:129-143.

Encarna, E; Albiac, J. 2012. Assessment of nonpoint pollution instruments: The case of Spanish agriculture. *Int. J. Water Resources Develop.* 28:73-88.

Holden, J; Haygarth, P; MacDonald, J; Jenkins, A; Sapiets, A; Orr, H; Benton, T. 2015. Agriculture's impacts on water quality. *The UK Water Partnership. United Kingdom.* 21 p.

Huang, H; Ouyang, W; Wu, H; Liu, H; Andrea, C. 2017. Long-term diffuse phosphorus pollution dynamics under the combined influence of land use and soil property variations. *Science of The Total Environment* 579:1894-1903.

Lasagna, M; Luca, DD; Franchino, E. 2016. Nitrate contamination of groundwater in the western Po Plain (Italy): the effects of groundwater and surface water interactions. *Environmental Earth Sciences* 75(3):1-16.

Luan, X; Wu, P; Sun, S; Wang, Y; Gao, X. 2018. Quantitative study of the crop production water footprint using the SWAT model. *Ecological Indicators* 89:1-10.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-being*. Washington, D.C., USA, Island Press. 138 p.

Nash, J; Sutcliffe, J. 1970. River flow forecasting through conceptual models Part I-A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10:282-290.

Neitsch, S; Arnold, J; Kiniry, J; Williams, J. 2011. *Soil & Water Assessment Tool*. Texas Water Resources Institute. Temple, USA. 618 p.

Pérez Espejo, R; Aguilar Ibarra, A; Hansen, AM; González Rodríguez, C; González Márquez, LC; Bernal González, M; Santos Baca, A; Jara Durán, A. 2012. *Agricultura y contaminación del agua*. México, D.F., UNAM, Instituto de Investigaciones Económicas. 288 p.

Rahmati, O; Samani, A; Mahmoodi, N; Mahdavi, M. 2014. Assessment of the contribution of N-fertilizers to nitrate pollution of groundwater in Western Iran (case study: Ghorveh-Dehgelan aquifer). *Water Quality Exposure and Health* 7(2):143-151.

Shrestha, S; Semkuyu, DJ; Pandey, VP. 2016. Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley. *Science of the Total Environment* 556:23-35.

SIAP (Sistema de Información Agroalimentaria y Pesquera). 2018. *Anuario estadístico de la producción agrícola* (en línea). Consultado 10 may. 2017. Disponible en http://nube.siap.gob.mx/cierre_agricola/

Silva, A; Cobelas, M; González, E. 2017. Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Revista Ecosistemas* 26:37-44.

Singh, VP; Frevert, DK. 2005. *Watershed models*. USA, CRC Press. 678 p.

Smith, L; Inman, A; Lai, X; Zhang, H; Fanqiao, M; Jianbin, Z; Surridge, B. 2017. Mitigation of diffuse water pollution from agriculture in England and China, and the scope for policy transfer. *Land Use Policy* 61:208-219.

Texas A&M University. 2018. *Global Weather Data for SWAT* (en línea). Consultado 10 feb. 2018. Disponible en <https://globalweather.tamu.edu>

Xiao, H; Ji, W. 2007. Relating landscape characteristics to non-point source pollution in mine waste-located watersheds using geospatial techniques. *Journal of Environmental Management* 82(1):111-119.

Wei, P; Ouyang, W; Hao, F; Gao, F; Yu, Y. 2016. Combined impacts of precipitation and temperature on diffuse phosphorus pollution loading and critical source area identification in a freeze-thaw area. *Science of the Total Environment* 553:607-616.

Wellman, TP; Rupert, MG. 2016. *Groundwater Quality, Age, and Susceptibility and Vulnerability to Nitrate Contamination with Linkages to Land Use and Groundwater Flow, Upper Black Squirrel Creek Basin, Colorado, 2013*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. Reston: USGS. 78 p.

Zhang, X; Wu, Y; Gu, B. 2015. Urban rivers as hotspots of regional nitrogen pollution. *Environmental Pollution* 205:139-144.

Zhou, T; Wu, J; Peng, S. 2012. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. *Ecological Indicators* 23:166-175.



Todos los derechos reservados. Universidad de Costa Rica. Este artículo se encuentra licenciado con Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 3.0 Costa Rica. Para mayor información escribir a rac.cia@ucr.ac.cr

