



**UNIVERSIDAD
DE ANTIOQUIA**

**REVISIÓN DE APLICACIONES DEL MODELO
SWAT PARA SIMULAR EL TRANSPORTE DE
AGROQUÍMICOS EN CUENCAS
HIDROGRÁFICAS**

**Keyla Rosa Osorio Cárdenas
Nataly Cerquera Martínez**

**Universidad de Antioquia
Facultad de ingeniería, Escuela ambiental,
Especialización en manejo y gestión del agua
Medellín, Colombia
2020**



**REVISIÓN DE APLICACIONES DEL MODELO SWAT PARA SIMULAR EL
TRANSPORTE DE AGROQUÍMICOS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

**Keyla Rosa Osorio Cárdenas
Nataly Cerquera Martínez**

Trabajo de monografía presentado como requisito parcial para optar al título de:
Especialista en manejo y gestión del agua

Asesor (a):
Andrea Gómez Giraldo
Ingeniera Sanitaria
Magister en Recursos Hidráulicos

Línea de Investigación:
Gestión del recurso hídrico y manejo del agua

Universidad de Antioquia
Facultad de ingeniería, Escuela Ambiental, Especialización en manejo y gestión del agua
Medellín, Colombia
2020

REVISIÓN DE APLICACIONES DEL MODELO SWAT PARA SIMULAR EL TRANSPORTE DE AGROQUÍMICOS EN CUENCAS HIDROGRÁFICAS

RESUMEN

Las actividades agrícolas presentes en las cuencas hidrográficas, generan el aporte de pesticidas al agua y por ende alteraciones en su calidad, por lo tanto, conocer el transporte y destino de pesticidas en una cuenca permite plantear estrategias para reducir los aportes de estos contaminantes al agua y por ende los impactos generados. Una alternativa para realizar esta evaluación es predecir el transporte de estas sustancias, mediante modelos de simulación, entre los cuales se encuentra el Soil and Water Assessment Tool (SWAT) que es un modelo hidrológico empleado en varios estudios para conocer el comportamiento de variables hidrográficas en las cuencas y evaluar el transporte de sedimentos, nutriente y pesticidas.

En esta monografía se hace una revisión bibliográfica del uso del SWAT para simular el transporte y destino de pesticidas en cuencas hídricas, con el fin de determinar su aplicabilidad, a partir de la identificación de su estructura, datos de entrada y los resultados obtenidos en las simulaciones. De acuerdo con la revisión realizada, el modelo ha presentado resultados muy satisfactorios para la simulación del transporte de pesticidas en cuencas hídricas permitiendo un análisis de los impactos causados por estos sobre el recurso hídrico, sin embargo, puede generar resultados más reales si se tiene en cuenta todas las formas de transporte de pesticidas en la cuenca, como la deriva por aspersión. Asimismo, la confiabilidad de los resultados depende de la información de entrada de los pesticidas a evaluar, así como las variables para definir adecuadamente las Unidades de Respuesta Hídrica.

Palabras clave: Cuenca hidrográfica, destino, pesticidas, SWAT, transporte.

1. INTRODUCCIÓN

La expansión e intensificación agrícola han generado un aumento en el uso de agroquímicos, los cuales, por los ciclos biogeoquímicos naturales pueden ser transportados a diferentes ecosistemas generando impactos ambientales en estos, como es el caso de los cuerpos de agua superficial que son receptores de estos contaminantes por acción de la escorrentía superficial. La presencia de agroquímicos en cuerpos de agua genera la contaminación de estos ambientes acuáticos, produciendo efectos negativos como problemas en la salud sobre poblaciones que se benefician de este recurso, quienes se encuentran expuestos a consumir dichas sustancias contaminantes presentes en los cuerpos de agua, debido a que en muchos casos se abastecen y hacen uso de estas aguas con problemas de contaminación por presencia de agroquímicos. Uno de los efectos por la presencia de agroquímicos en el agua, principalmente en sitios de bajas velocidades, es la eutrofización, la cual se genera por el enriquecimiento de nutrientes, fundamentalmente nitrógeno y fósforo (Ledesma et al, 2013), lo que produce el crecimiento de algas, ocasionando la disminución del oxígeno disuelto en el agua y generando efectos adversos como la pérdida de fauna y flora acuática por ambientes anóxicos.

Los agroquímicos pueden clasificarse químicamente mediante su grupo o especificación química en: organoclorados, organofosforados, sulfonilureas, triazinas, cloroacetanilidas, entre otros (Vagi et al, 2019). Dentro de este grupo, los organoclorados son los Contaminantes Orgánicos Persistentes (COP) más peligrosos, los cuales han sido usados ampliamente para el control de vectores en los cultivos, además representan un grave riesgo para el medio ambiente y los seres humanos por sus propiedades bioacumulables y tóxicas (Vagi et al, 2019) sumado a que cuentan con la capacidad de formar subproductos derivados en el ambiente, los cuales son muy estables y pueden tener una vida media prolongada (El-Mekawi et al., 2009, Kafilzadeh, 2015). Los organoclorados los han identificado como disruptores endocrinos que afectan la función de los sistemas reproductivos tanto humanos como la fauna y la flora (Briz et al., 2011; Gao et al., 2013; Wu et al., 2014; Wang et al, 2018).

Por lo anterior, en la gestión del recurso hídrico una acción importante es controlar el aporte de agroquímicos en el agua e identificar las fuentes de generación, por lo cual, surgen herramientas que permiten establecer en una cuenca las dinámicas de los agroquímicos y su destino, de acuerdo con sus propiedades fisicoquímicas. Una de estas herramientas son las simulaciones de transporte de agroquímicos, realizar esta simulación en cuencas hidrográficas donde se llevan a cabo actividades agrícolas, permite conocer el comportamiento de estas sustancias en el sistema hídrico y plantear escenarios para determinar la producción, transporte y destino de los agroquímicos en la cuenca.

A partir de la información obtenida de los modelos como herramienta en la gestión del recurso hídrico, es posible conocer el aporte que tienen estas sustancias en el deterioro de la calidad del agua y establecer medidas para gestionar y reducir la magnitud de los impactos generados por la presencia de estas sustancias en los ecosistemas acuáticos, como es el caso de la contaminación del agua, pérdida de biodiversidad, limitaciones en los usos del agua y afectación en la salud de las comunidades que se benefician de este recurso, al hacer uso de aguas contaminadas por agroquímicos.

Dentro de los modelos de simulación hidrológica se destaca el SWAT (Soil and Water Assessment Tool), el cual es un software para el modelado integral de cuencas, que permite conocer la dinámica hídrica de estas bajo diversos escenarios actuales y futuros, permitiendo caracterizar los procesos físicos que controlan la transformación de la precipitación en escorrentía, a la vez que modela la erosión del suelo y el transporte de sedimentos, así como la movilización de nutrientes y la dispersión de contaminantes, en el conjunto de la cuenca.

La presente monografía tiene como objetivo establecer la aplicabilidad del modelo SWAT para simular el transporte de agroquímicos en cuencas hidrográficas como herramienta de la

gestión integral del agua, a partir de la recopilación y revisión de información bibliográfica que permita identificar la estructura del modelo, su funcionamiento y evaluar los resultados obtenidos en la simulación del transporte de agroquímicos en una cuenca.

2. OBJETIVOS

2.1. Objetivo general

Revisar la aplicabilidad del modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) para simular el transporte de agroquímicos en cuencas hidrográficas.

2.1.1. Objetivos específicos

1. Identificar la estructura del modelo SWAT para simular el transporte de agroquímicos en cuencas hidrográficas.
2. Determinar los datos de entrada del modelo y los resultados obtenidos a partir del SWAT.
3. Establecer la aplicabilidad del modelo SWAT para simular el transporte de agroquímicos en cuencas hidrográficas a partir de los resultados obtenidos de casos de estudio

4. METODOLOGÍA

Inicialmente, se llevó a cabo una revisión bibliográfica en la base de datos de la Universidad de Antioquia para obtener información en general acerca de los modelos de transporte de pesticidas, sedimentos y nutrientes, además sobre los usos del modelo SWAT, el cual es objeto de estudio. Con la información encontrada y con el fin de evaluar el modelo SWAT, se identificó cuál era su estructura y su funcionamiento.

De acuerdo con lo anterior, se realizó un filtro de la información encontrada teniendo como criterio los estudios donde se empleó el modelo SWAT para la simulación del transporte de agroquímicos; a partir de la información obtenida, se revisó cuáles son los datos de entrada que requiere el modelo, los resultados que se pueden obtener y las limitantes que presentó en cuanto a la validez de los resultados.

Finalmente, se revisó los casos en los cuales se ha empleado el modelo para el transporte de agroquímicos en cuencas hídricas, la metodología empleada y los resultados que se han obtenido, así se evaluó a partir de casos de estudio la aplicabilidad del modelo para el transporte de agroquímicos en cuencas hídricas.

5. MODELOS DE TRANSPORTE

Los modelos de simulación permiten trazar diferentes escenarios para conocer y/o predecir el comportamiento de diversas variables en un sistema. Existen diferentes modelos que, de acuerdo con los sistemas y el objeto de estudio, permiten obtener buenos resultados que responden a las preguntas planteadas; entre estos se encuentran los modelos de calidad del agua, calidad del aire, hidrológicos, de deslizamientos superficiales, entre otros.

En este caso particular, el transporte de agroquímicos tiene dos componentes, uno hidrológico, debido a la escorrentía que arrastra diferentes partículas y la segunda relacionada con la calidad del agua por las sustancias disueltas (Neitsch et al, 2005), en donde el modelo hidrológico tienen como objetivo conocer el comportamiento de las variables hídricas en una cuenca, lo cual, permite simular el transporte de sedimentos, nutrientes y agroquímicos; y por otro lado, el modelo de calidad de agua que permite conocer los resultados de la interacción de los contaminantes y el agua, en cuanto al impacto generado y la calidad del agua resultante (Kannel et al, 2007).

Dentro de los modelos hidrológicos, existen los modelos de transporte, los cuales simulan el flujo de agua en la cuenca y estiman las cargas de sustancias que pueden ser arrastradas por estos flujos (Pascual, 2016). La estructura de este tipo de modelo está conformada por dos módulos de simulación, uno de ellos corresponde a la generación del hidrograma (gráfico que

muestra la variación en el tiempo de variables hidrológicas), sea de suceso (simulación de un evento) o de flujo continuo, el cual corresponde al componente hidrológico; y el otro módulo con el respectivo modelado del soluto y/o material transportado por el agua, de acuerdo con su capacidad de arrastre ante las características específicas de la cuenca y las circunstancias individuales de la precipitación o del flujo permanente (Pascual, 2016).

Dentro de los modelos de transporte se abordan dos grandes grupos, uno son los sedimentos o material arrastrado de la parte superficial del suelo y el otro grupo está conformado por las sustancias que están disueltas en el agua como nutrientes, plaguicidas, entre otros (Neitsch et al, 2005). Debido a esto, en el transporte de sedimentos se debe tener en cuenta el tamaño de la partícula movilizadada, puesto que, dependiendo de esto puede ser más fácilmente arrastrada por el flujo. “Los algoritmos de los modelos tienen en cuenta el proceso inicial de arranque del material (erosión “in situ”) y el transporte a lo largo de las laderas debido a flujos superficiales y también a flujos laterales subsuperficiales. Finalmente, los modelos estiman su acumulación y transporte en volumen de sedimentos por el flujo concentrado” (Pascual, 2016). En cuanto a el transporte de las sustancias disueltas en el agua, el modelo tiene en cuenta el tipo de material que se transporta, degradación, transformación, origen de la sustancia y cantidad; a partir de esta información el modelo establece los cálculos del transporte en la cuenca y la acumulación final en el flujo (Pascual, 2016).

Algunos modelos hidrológicos de transporte son el Soil and Water Assessment Tool (SWAT), el Water Erosion Prediction Project (WEPP) y el Annualized Agricultural NonPoint Source Model (AnnAGNPS). El AnnAGNPS es un modelo basado en sucesos y flujo continuo, simula la escorrentía, erosión del suelo, transporte de sedimentos, pesticidas, nutrientes como el nitrógeno y fósforo y la Demanda Química de Oxígeno (DQO). Asimismo, el WEPP simula la escorrentía superficial y producción de sedimentos en laderas y en pequeñas cuencas de drenaje, permite simular escenarios con los efectos de los cultivos, su rotación y características del terreno cultivado (Pascual, 2016). Finalmente, el SWAT ha sido empleado para simular el transporte de agroquímicos, nutrientes y sedimentos en cuencas hidrográficas.

6. MODELO DE TRANSPORTE SWAT

El SWAT es un modelo que ha sido desarrollado por el “*Grassland, Soil and Water Research Laboratory*” en Temple (Texas), perteneciente al Servicio de Investigación sobre Agricultura (Agricultural Research Service-ARS) del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (United States Department of Agriculture-USDA) (Pascual, 2016). El modelo SWAT se ha desarrollado en Windows (Visual Basic), GRASS, ArcView y ArcGIS.

El modelo fue creado en los años 90 y ha tenido una revisión continua, lo que le ha permitido mejorar su estructura, generando cambios y adiciones como rutinas mejoradas del ciclo de nutriente y cultivos; modificación del modelo para ser usado en el hemisferio sur; incorporación del flujo de agua lateral en el suelo; integrar las ecuaciones de calidad de agua y nutrientes de QUAL2E, el cual es un modelo de simulación de calidad del agua, cuya versión modificada es el QUAL2K (Park, 2002); rutinas de transporte de bacterias; escenarios de pronóstico del tiempo agregados; generador de precipitación de sub-diaria; el parámetro de retención utilizado en el cálculo diario de CN puede ser una función del contenido de agua del suelo o evapotranspiración de planta (Neitsch et al, 2005).

El SWAT es un modelo que tiene la capacidad de simular el transporte de sedimentos, nutrientes, pesticidas y bacterias, además de los efectos en el ciclo hidrológico, debido a los cambios en el uso del suelo. Lo anterior se logra a partir de su estructura, la cual tiene en cuenta los componentes del ciclo hidrológico (precipitación, escorrentía, infiltración, entre otros), permite simular el transporte de agroquímicos y a partir de la información obtenida, “evaluar el impacto del uso y manejo de la tierra sobre la producción, calidad del agua y el movimiento de sedimentos y nutrientes en cuencas hidrológicas” (Arnold et al., 1998; Neitsch et al., 2005 como

se citó en Bautista et al. 2014). Lo anterior es importante para tomar medidas que permitan reducir los impactos asociados a las actividades agrícolas y sus efectos (enfermedades y limitaciones en el uso del agua) sobre los actores de la cuenca (comunidades, organizaciones, instituciones, empresas de servicio, entre otras).

6.1. Componentes del SWAT

6.1.1. Ciclo hidrológico

El SWAT se basa en un balance hídrico para determinar la entrada, salida y almacenamiento de agua en la cuenca. En la Figura 1, se observan los componentes del ciclo hidrológico entre ellos la precipitación, escorrentía, infiltración, además de mostrar la dinámica del ciclo en la cuenca.

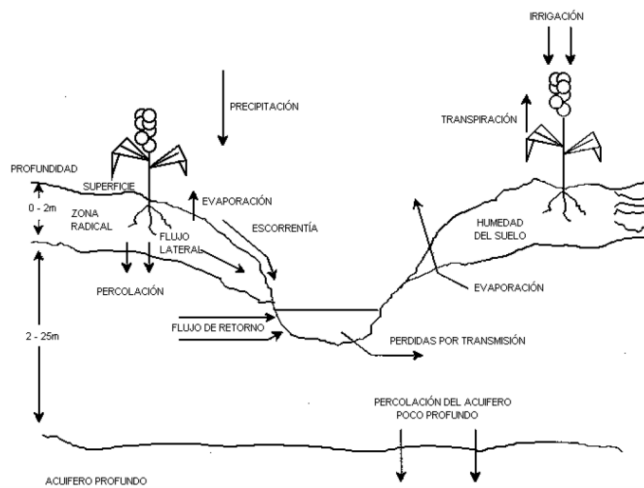


Figura 1. Ciclo hidrológico en SWAT

Fuente: CIAT- Conceptos Básicos y Guía rápida para el usuario (2010)

La simulación de la hidrología de la cuenca se divide en dos grandes fases: “una donde se controla la cantidad de agua, los sedimentos, las cargas de nutrientes y pesticidas del canal principal de cada subcuenca; la otra está definida por el movimiento del agua, sedimentos, nutrientes, entre otros, a través de la red de canales del agua” (Neitsch et al, 2005). A partir de estas fases se logra conocer el transporte de las sustancias en la cuenca y los factores que influyen en el proceso, como la escorrentía, tipo de sustancia, erosión, entre otras.

El ciclo hidrológico simulado por SWAT está basado en la siguiente ecuación:

$$SW_t = SW + \sum (R_i - Q_i - ET_i - P_i - Qr_i)$$

Ecuación 1. Ecuación del contenido final del agua en el suelo

Donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm H₂O), SW es el contenido inicial de agua del suelo en un día i (mm H₂O), T el tiempo en días, R_i la cantidad de precipitación en un día i (mm H₂O), Q_i la cantidad de escorrentía de la superficie en un día i (mm H₂O), ET_i la cantidad de evapotranspiración en un día i (mm H₂O), P_i la cantidad de agua que entra en la zona vadosa del perfil del suelo en un día (mm H₂O) y Qr_i la cantidad de flujo de retorno en un día i (mmH₂O).

6.1.2. Cobertura de suelos y crecimiento de plantas

SWAT utiliza un solo modelo de crecimiento de plantas para simular toda clase de coberturas de suelo, además para determinar el consumo de agua y nutrientes a través de la zona de la raíz, transpiración y la producción de biomasa (Uribe, 2010). Por lo tanto, en este modelo se tiene en cuenta el crecimiento potencial en la biomasa de la planta bajo condiciones ideales, la transpiración actual y potencial, la adsorción de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y el límite de crecimiento generado por el agua, nutrientes y temperatura.

Para este modelo se requiere información de tipos de suelos y de usos del suelo, que sirven para delimitar las Unidades de Respuesta Hidrológicas, al igual que parámetros físicos para cada tipo de suelo, los cuales se utilizan principalmente para el cálculo de la escorrentía superficial y subterránea, además para parámetros biofísicos de la vegetación asociada con cada tipo de uso del suelo, e información sobre prácticas de manejo agrícola asociadas con los distintos usos del suelo.

Dentro del modelo SWAT se puede además editar los datos de entrada, como las bases del modelo, de manera que se pueden ingresar datos de los usos y coberturas vegetales, entre otros, que ayuden a la modelización de suelos (Fernández, 2017). De igual forma mediante la extensión de ArcSWAT en la interfaz de ArcGis denominada ArcMap, se puede incorporar datos cartográficos de coberturas, usos, entre otros.

El modelo trabaja con su propia base de datos de uso de suelo, por lo que hay que establecer una equivalencia entre el uso de suelo de la base de datos que se use con los usos de suelo de SWAT.

6.1.3. Erosión

La erosión es estimada a través de la ecuación modificada de pérdida universal de suelo (MUSLE) (Ecuación 2) para cada Unidad de Respuesta Hidrológica (URH) definida previamente, de acuerdo con la topografía, uso del suelo y tipo de suelo. MUSLE emplea la cantidad de pérdidas para simular la producción de erosión y sedimentos (Neitsch et al, 2005).

$$\text{Sed} = 11,8 * (Q_{\text{surf}} * q_{\text{peak}} * \text{área}_{\text{hru}})^{0,56} * K_{\text{USLE}} * C_{\text{USLE}} * P_{\text{USLE}} * LS_{\text{USLE}} * \text{CFRG}$$

Ecuación 2. Ecuación modificada de pérdida universal del suelo (MUSLE)

Donde Sed es la producción de sedimentos en un día dado (toneladas métricas), Q_{surf} el volumen de superficie de escorrentía, q_{peak} la escorrentía máxima, área_{hru} el área de la Unidad de Respuesta Hidrológica, K_{USLE} el factor de erodabilidad del suelo, C_{USLE} el factor de cobertura y gestión de la ecuación de pérdida universal del suelo (USLE), P_{USLE} el factor de prácticas de conservación de USLE, LS_{USLE} el factor topográfico y CFRG el factor fragmente macro.

6.1.4. Nutrientes

En cuanto a los nutrientes, el modelo SWAT identifica el movimiento y transformación de las diversas formas del nitrógeno y fósforo en la cuenca, la cual se da por el ciclo natural de cada uno de estos compuestos. Estos nutrientes pueden llegar a los canales principales por acción de la escorrentía.

El nitrógeno es modelado en cada URH, las cantidades de nitrógeno en forma de NO₃-N contenidas en la escorrentía, flujo lateral y filtración, son estimados como producto del volumen de agua y la concentración del nitrato en la capa (Neitsch et al, 2005). El N orgánico presente en los sedimentos es calculado a partir de la función de carga para eventos individuales de escorrentía, la cual estima a partir de la pérdida de N orgánico diario por escorrentía, basados en la concentración de este compuesto en la primera capa del suelo, en la producción de sedimento y en la proporción de enriquecimiento, definida como la concentración de N orgánico en el suelo (Neitsch et al, 2011).

Respecto al fósforo, el uso de este compuesto por la planta es estimado a partir de la relación oferta y demanda, el fósforo soluble y el orgánico pueden ser removidos del suelo a través de los flujos de agua, sin embargo, este no es un nutriente móvil, por lo cual su interacción con la escorrentía superficial los primeros 10 mm del suelo no se completa. Por lo anterior, se estima el Fósforo Soluble removido por escorrentía, a partir de la concentración determinada en la capa superficial del suelo en los 10 mm de profundidad, el volumen de escorrentía y un coeficiente de partición (Neitsch et al, 2011).

6.1.5. Pesticidas

Para el transporte de agroquímicos, el modelo simula su movimiento en la cuenca, a partir de la escorrentía y filtración, teniendo en cuenta la información sobre la aplicación en los cultivos (frecuencia y tipo de agroquímico), características fisicoquímicas del agroquímico (degradación, volatilización, solubilidad y coeficiente de absorción de carbono orgánico), como se muestra en la Figura 2. Para la simulación, el transporte del pesticida por agua y sedimento se calcula para cada acontecimiento escorrentía y pesticida (Neitsch et al, 2005).

PESTICIDAS

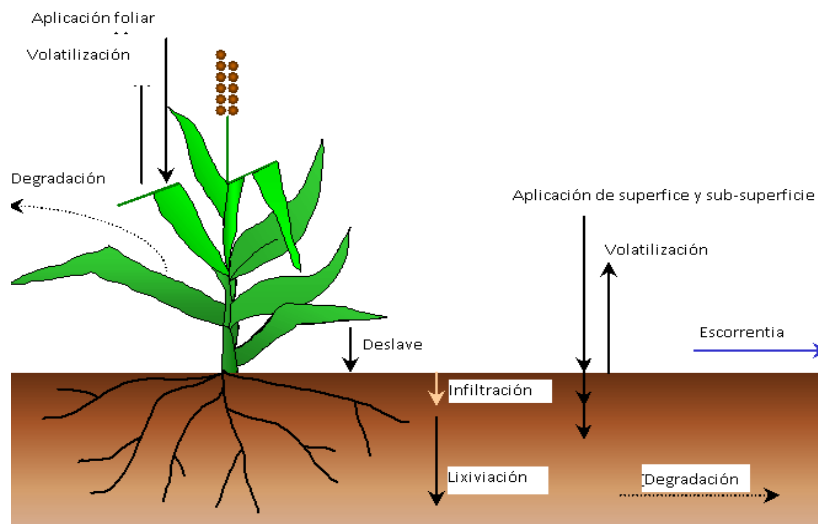


Figura 2. Destino del pesticida y transporte en el modelo SWAT

Los pesticidas o agroquímicos solubles podrían transportarse por escorrentía superficial, flujo lateral o percolación en las cantidades dadas de acuerdo con las siguientes ecuaciones (Wang et al, 2019):

$$pst'_{surf} = \beta_{pst} * \frac{pst_{flow}}{W_{mobile}} * Q_{suf}$$

$$pst'_{lat} = \begin{cases} \beta_{pst} * \frac{pst_{flow}}{W_{mobile}} * Q_{lat,suf} & \text{para capa superior a 10 mm} \\ \frac{pst_{flow}}{W_{mobile}} * Q_{lat,ly} & \text{para capas subyacentes} \end{cases}$$

$$pst'_{per, ly} = \frac{pst_{flow}}{W_{mobile}} * W_{perc, ly}$$

Ecuación 3. Ecuación del transporte de pesticidas en el modelo SWAT

Donde $pst'surf$ es la cantidad de pesticidas transportados por escorrentía superficial cada día (kg/ha), $pst'lat$ la cantidad de pesticidas transportados por flujo lateral en cada día (kg/ha), $pst'per,ly$ la cantidad de pesticidas por percolación a la capa subyacente en cada día (kg/ha), Q_{suf} la escorrentía superficial generada en un día (mm), $Q_{lat,suf}$ la cantidad de agua descargada de la capa de suelo por flujo lateral en la capa superior de 10 mm, $Q_{lat,ly}$ la cantidad de agua descargada de la capa de suelo por flujo lateral en las capas subyacentes, β_{pst} el coeficiente de filtración del pesticida y $W_{perc,ly}$ la cantidad de agua que se filtra a la capa subyacente en mm.

Los algoritmos utilizados por SWAT para calcular la filtración de pesticidas resuelven simultáneamente la pérdida de pesticidas en la escorrentía superficial y también el flujo lateral. SWAT no rastrea los pesticidas que llegan a los acuíferos poco profundos. Luego de la entrega al canal principal de la cuenca los pesticidas pueden ser transportados por el flujo del canal, el pesticida en esta fase se divide en forma de partículas y disueltas, el modelo asume una capa de agua totalmente mezclada sobre la capa de sedimento de alcance, estas condiciones se definen en las siguientes ecuaciones (Wang et al, 2019):

$$F_d = \frac{1}{1 + K_d * conc_{sed}}$$

$$F_p = 1 - F_d = \frac{K_d * K_d * conc_{sed}}{1 + K_d * Conc_{sed}}$$

Ecuación 4. Ecuaciones de la fracción de pesticidas en la capa de agua

Donde F_d es la fracción de pesticidas total de la capa de agua en fase disuelta, F_p el pesticida total de la capa de agua en la fase particular, K_d es el coeficiente de reparto de pesticidas en el segmento de alcance (m^3/g) y $Conc_{sed}$ la concentración de sólidos suspendidos en el agua (g/m^3).

SWAT emplea una ecuación de balance de masa simple para simular el cambio de masa tanto en el agua de alcance como en el sedimento del lecho del canal debido a otros procesos fisicoquímicos.

6.2. Datos de entrada del modelo

El modelo requiere como datos de entrada la topografía de la cuenca, usos del suelo, red de drenaje, información meteorológica (precipitación, temperatura, radiación solar, humedad relativa y velocidad del viento), datos de los agroquímicos empleados, calidad del agua. A continuación, se presentan todos los valores de entrada del modelo SWAT y la especificación para el ingreso de datos:

- Modelo de elevación digital (MED)
- Clima: precipitación diaria, temperatura máxima y mínima, radiación solar, velocidad del viento, humedad relativa, potencial de evapotranspiración.
- Cobertura vegetal
- Movilidad y degradación para los pesticidas simulados.
- Cultivos en la cuenca.
- Contenido de nutrientes de los agroquímicos.
- Información sobre los procesos urbanos (acumulación y lavado de sólidos en las zonas urbanas simuladas).
- Usos del agua.
- Calidad del agua de la cuenca
- Características físicas del suelo en la Unidad de Respuesta Hidrológica.

El modelo de elevación digital permite que el programa SWAT determine la cuenca, las subcuencas y la red de drenaje que componen el sistema hidrológico a simular. Este módulo ofrece una gran cantidad de opciones para definir con claridad las cuencas, y deja añadir diferentes elementos al modelo como, por ejemplo: puntos de salida y de entrada de agua, embalses o grandes reservas de agua. En esta parte inicial el programa genera una serie de informes que permiten la caracterización mediante parámetros morfológicos del sistema hidrológico (Fernández, 2017).

Los datos mínimos para ingresar al SWAT son el Modelo de Elevación Digital, usos del suelo, tipo de suelo y datos climatológicos; sin embargo, en cuanto a los datos climatológicos como precipitación, temperatura, velocidad del viento, humedad relativa y radiación solar, el modelo cuenta con una sección para generar estos datos cuando no existen mediciones o no se cuenta con el total del periodo a estudiar, en este último caso, SWAT los genera según los valores promedio de estas variables en cada mes y de las desviaciones típicas mensuales de los valores diarios. Asume una distribución normal de las variables y aplica ajustes según el día sea seco o lluvioso (Silva, 2004).

De igual manera, SWAT cuenta con bases de datos incorporadas que permiten hacer la simulación cuando no se cuenta con toda la información, estas bases de datos son sobre cobertura vegetal y crecimiento de las plantas; cultivo, donde se simula la redistribución de nutrientes y pesticidas que se presenta por esta actividad; pesticidas, donde se encuentran datos de las características de estos compuestos como solubilidad en el agua, coeficiente de adsorción del suelo y vida media en el suelo; fertilizantes, presentan datos sobre la fracción de nutrientes; y urbano donde aparecen atributos del paisaje para modelar áreas urbanas (Neitsch et al, 2011). Las categorías de suelo necesitan ser asociadas a la base de datos de suelo, ya que el modelo solo incluye datos de suelos de Estados Unidos, esto se realiza teniendo en cuenta las similitudes entre las coberturas con las existentes en el modelo,

Por otro lado, los datos de entrada del modelo llegan a ser una limitación cuando no se cuenta con bases de datos actualizadas y confiables, cuando no hay suficientes estaciones meteorológicas que permitan obtener esta información para la zona de estudio o no se cuenta con la suficiente financiación para tomar datos en campo. Sin embargo, dependiendo el sistema hídrico a estudiar, en el caso puntual de Colombia, se puede encontrar información en bases de datos de Autoridades Ambientales, Institutos, entidades territoriales, Universidades, entre otras entidades dedicadas al levantamiento de información e investigación.

6.3. Calibración y validación del modelo

Esta es una fase muy importante dentro de la ejecución del modelo, en esta se evalúan la semejanza entre las variables simuladas y las observadas por comparación entre índices estadísticos (coeficiente de correlación de Pearson, coeficiente de eficiencia de Nash y Sutcliffe, error medio cuadrático o desviación del volumen de escorrentía) (Nash, 1970). En el caso de que se observen desviaciones significativas entre lo observado y lo simulado se ha de proceder a la modificación de los parámetros más significativos del modelo (generalmente mediante el análisis de sensibilidad realizado por la herramienta SWAT-CUP) (Abbaspour, 2009). Este proceso se ha de repetir hasta que la comparación entre las variables simuladas y las observadas muestran valores satisfactorios de los índices estadísticos. Una vez calibrado el modelo, se procede a su validación con una muestra de datos que no se haya empleado en la calibración.

Funcionamiento del Modelo SWAT para la simulación de transporte de pesticidas

Para la ejecución del modelo, se debe delimitar la cuenca a partir de datos de altitud, SWAT divide la cuenca en subcuencas y estas en Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), en función de las combinaciones de la información de tipo de suelo, uso de suelo y rango de pendientes, lo cual permite al modelo reflejar diferencias en evapotranspiración y otras condiciones hidrológicas para diferentes coberturas del terreno, cultivos y suelos (Neitsch et al,

2005) Una subcuenca puede tener varias Unidades de Respuesta hidrológica, como regla general debe tener entre 1 a 10; su delimitación depende de las características del suelo, topografía, cobertura y los usos establecidos.

El SWAT estima por separado la escorrentía que se produce en cada subcuenca. Esta escorrentía se calcula por medio de un modelo de balance hídrico del suelo basado en datos diarios de precipitación. “La escorrentía estimada es llevada e integrada para calcular la escorrentía total que se produce en la cuenca. Para el transporte de contaminantes, el modelo estima el acceso a los distintos tramos del sistema de drenaje para después transportarlos hasta la salida de la cuenca o punto de salida sobre el cual se construye el espacio geográfico que se modela” (Pascual, 2016). El transporte de pesticidas es el resultado de los procesos de erosión, por lo cual, para su cálculo “el modelo tiene implementado un módulo basado en la ecuación universal de pérdida del suelo modificada (Modified Universal Soil Loss Equation-MUSLE), que considera distintos aspectos relevantes para la producción de erosión y sedimentos como la agresividad de la lluvia, el tipo de cultivo y sus prácticas de manejo y la susceptibilidad del suelo a ser erosionado” (Pascual, 2016).

Los pesticidas en una cuenca pueden ser transportados en solución o adheridos al sedimento, esta diferencia en el modelo está regida a partir del coeficiente de absorción del suelo, como se muestra en la siguiente ecuación:

$$K_p = \frac{C_{\text{fase sólida}}}{C_{\text{solución}}}$$

Ecuación 5. Coeficiente de adsorción del suelo

Donde K_p es el coeficiente de absorción del suelo, $C_{\text{fase sólida}}$ es la concentración del pesticida adsorbido en la fase sólida (mg químico/kg materia sólida o g/tonelada) y $C_{\text{solución}}$ es la concentración del pesticida en solución (mg químico/L solución o g/tonelada). Para esta fase, el modelo emplea los siguientes datos de entrada: Cantidad de carbono orgánico en la capa, coeficiente de absorción del suelo normalizado para contenido de carbón orgánico en el suelo (Neitsch et al, 2005).

Por otro lado, el pesticida soluble puede ser transportado por la escorrentía de superficie, flujo lateral o infiltración, para esto se tiene en cuenta la cantidad de pesticida presente en la capa del suelo, la concentración del pesticida en solución y la cantidad de agua móvil en un día dado, la cual, es la cantidad de agua perdida por los procesos de transporte (escorrentía, flujo lateral o infiltración). Las variables de entrada del modelo para esta fase son: densidad bruta del suelo, solubilidad del pesticida en el agua y coeficiente de filtración del pesticida (Neitsch et al, 2005)

En el caso del transporte del pesticida adsorbido, es decir, adherido a las partículas del suelo, el pesticida está asociado a la carga de sedimento de cada URH y su movimiento se da por la escorrentía de superficie al canal principal.

6.4. Aplicabilidad del modelo SWAT

Para analizar la aplicabilidad del modelo SWAT en el transporte de agroquímicos o pesticidas a nivel de cuenca, se realizó una revisión de diferentes estudios a nivel mundial, los cuales usaron el modelo no solo para estimar destino de plaguicidas sino otras sustancias y sedimentos de forma que permitieran un realizar una comprensión del SWAT como modelo y las diferentes características que lo destacan y que podrían limitar o potencializar su uso.

Behrends et al. (2015), llevó a cabo el estudio Estimación de escenarios de contaminación por Coliformes fecales en una microcuenca de la Pampa Ondulada de Argentina mediante el empleo de un modelo predictivo, en dicho estudio se analizó la dinámica de la contaminación de la microcuenca de uso principalmente ganadero a través del coeficiente partición bacteriano

del SWAT, obteniendo que en la cuenca se presenta una importante concentración de coliformes fecales en la microcuenca, es decir presenta alto riesgo de contaminación biológica. Este trabajo destaca la importancia de la utilización de modelos computacionales como soporte de decisiones productivas y ambientales.

Domínguez (2000) aplicó la herramienta SWAT a la cuenca alta del Río Blanco que forma parte del sistema hidrológico del parque natural Chingaza. En el estudio se concluye que SWAT arroja valores aproximados de caudales a los registrados para intervalos multianuales, recomienda contar con información de las condiciones y características del suelo del área de estudio como registros de densidad húmeda y conductividad saturada con el fin de obtener datos significativos.

Burgués et al (2010) aplicó el modelo SWAT para realizar un análisis de la contaminación de fuentes superficiales por fertilizantes y pesticidas en la cuenca de Cañada de Gómez en Argentina, la cual tiene 250 km² de extensión que forma parte de la cuenca biprovincial del Río Carcaraña, se tuvieron como datos de entrada tipos y usos de suelo, y las series climatológicas correspondientes a los años 2002-2007. Se calibró y validó el modelo, evaluando distintos escenarios de cultivos en la cuenca, como la contaminación por nutrientes y pesticidas para el cultivo de soja-trigo; esto bajo tres escenarios, el primero sin usar fertilizantes y pesticidas, el segundo usando la dosis habitual de nutrientes y pesticidas y el tercer escenario de la reducción de nutrientes y pesticidas en un 60%, obteniendo que las salidas de nitratos y de Fósforo total (orgánico e inorgánico) en la salida del canal principal de la cuenca indican que la cantidad de fertilizantes y pesticidas aplicados por unidad de área eran mayores a los requeridos para obtener los mismos rendimientos de los cultivos, y que el exceso llegaba al recurso hídrico.

Asimismo, Luo et al (2008) en su estudio Dynamic modeling of organophosphate pesticide load in surface water in the northern San Joaquin Valley watershed of California, emplearon el SWAT para modelar el destino y los procesos de transporte de dos pesticidas organoclorados (diazinón y clorpirifos) en la cuenca del norte del Valle de San Joaquín. En este estudio también se realizó una evaluación de la tendencia temporal y la distribución espacial de la carga de estos pesticidas. Teniendo como base que los pesticidas con altos coeficientes de adsorción del suelo tienen más probabilidad de ser adsorbidos a los sedimentos suspendidos en el flujo de la corriente, se estimó la concentración de sedimentos de la corriente para simular la división de pesticidas en la fase disuelta y en partículas. Como resultados en este estudio se confirmó que los procesos que rigen el destino y transporte de pesticidas son la escorrentía superficial y el flujo de la corriente. El rendimiento del modelo fue evaluado a partir de la tendencia anual, la variación estacional y la distribución espacial en las cargas disueltas de diazinón y clorpirifos en varios sitios del área de estudio, presentando predicciones satisfactorias comparado con los resultados del monitoreo de pesticidas realizado. De igual forma, se determinó que la magnitud de la escorrentía superficial o drenaje agrícola, la magnitud y momento de aplicación de pesticidas y las propiedades fisicoquímicas relacionados con el destino de los pesticidas en el suelo, influyen principalmente en la magnitud y la tendencia de las cargas de pesticidas organofosforados.

Zhang et al (2020) en el estudio Emission estimation and fate modelling of three typical pesticides in Dongjiang River basin, China, investigaron el destino de los agroquímicos clorpirifos, triazofos e isoprotilano en la cuenca del río Dongjiang, al sur de China, usando SWAT. La cuenca del río Dongjiang tiene un área de 35.636 kilómetros cuadrados, se realizó el análisis en el periodo 2008-2009, la cuenca se dividió en 90 subcuencas mediante SWAT, teniendo en cuenta los supuestos, los diferentes cultivos se distribuyeron uniformemente en el campo, los cultivos permanecieron iguales durante el período de estudio y el uso de cada plaguicida en los cultivos cumplió con los estándares nacionales e industriales recomendados. La calibración y validación del modelo para el flujo de la corriente y el sedimento suspendido se llevaron a cabo mediante SWAT-CUP, obteniendo una calibración modelo satisfactoria para

el flujo y el sedimento suspendido con base a datos de observación de ocho años de cuatro estaciones de monitoreo hidrológico en la cuenca del río Dongjiang. Las diferencias entre la simulación y la observación de pesticidas estuvieron casi dentro de un orden de magnitud, incluyendo más del 53% de diferencias. En la cuenca del río, se pulverizaron 78860 kg de clorpirifos, 54990 kg de triazofos y 35320 kg de isoprotilano sobre los cultivos, las emisiones anuales estimadas de la cuenca ascienden a 1801 kg, 3779 kg y 2330 kg en condiciones de lluvia, escorrentía superficial y percolación. En este estudio se realizó un análisis en época seca y húmeda de los tres pesticidas, en esta última época fueron detectados en el río, y en la época seca las concentraciones fueron significativamente más bajas, se valoró el riesgo que surgen de las cargas de pesticidas en el agua dentro de la cuenca de Dongjiang mediante el método del cociente de riesgo (RQ) mostrando que existen riesgos potencialmente altos en el río por los tres pesticidas seleccionados sobre todo aguas abajo. La predicción exitosa sugiere que el método de estimación confiable que combina el modelo SWAT puede ayudar a comprender la fuente, los niveles de concentración y el destino de los pesticidas en la cuenca del río en diferentes escalas, y se concluye que con ayuda de estas herramientas se pueden identificar las zonas de alto riesgo y tomar medidas de mitigación para disminuir los riesgos a la fuente.

Los estudios realizados con el modelo SWAT en cuanto al transporte de pesticidas, también han sido orientados a hacer un análisis de sensibilidad para determinar en la calibración y validación qué parámetros pueden afectar significativamente las predicciones del modelo. Bannwarth et al (2014) realizaron un estudio, en el cual emplearon el modelo SWAT para simular el destino de 3 pesticidas de diferente tipo (herbicida, insecticida y fungicida) en la cuenca Mae Sa en el norte de Tailandia y sus sensibilidades dentro de las simulaciones. La evaluación fue realizada entre enero de 2008 y diciembre de 2010, los plaguicidas empleados para la simulación fueron la atrazina (herbicida), clorotalonil (fungicida) y el endosulfán (insecticida). Para el estudio se analizaron muestras de agua para determinar la concentración de los pesticidas y compararlas con los datos arrojados por la simulación. Se emplearon como datos de entrada del modelo la topografía, suelo, usos del suelo, clima e información de las propiedades fisicoquímicas de los pesticidas y aplicación en la cuenca.

Para determinar la tasa de aplicación se realizó una encuesta a los agricultores, sin embargo, como no se incluyó información espacial, se dividió la cantidad total aplicada del pesticida por el área agrícola total en la cuenca. Adicionalmente, se realizó el análisis de sensibilidad y autocalibración de los parámetros fisicoquímicos de cada uno de los pesticidas y el tiempo de aplicación, se determinaron grandes diferencias en la sensibilidad de los parámetros, no obstante, el parámetro de percolación fue sensible para todos los pesticidas. En cuanto a la tasa de aplicación, se encontró que era altamente sensible a la atrazina, teniendo en cuenta que este herbicida es aplicado con menor frecuencia que los fungicidas e insecticidas. De igual manera, se observó que se presentaron altas eficiencias del modelo durante la calibración, sin embargo, bajaron, siendo razonables durante la validación. Respecto a las concentraciones medias y máximas diarias de los pesticidas simulados, estas coincidieron de manera suficiente con las monitoreadas, sin embargo, se estableció que probablemente pueden mejorar los resultados si se contara con datos confiables sobre la tasa y tiempo de aplicación de los pesticidas.

Por otro lado, teniendo en cuenta los medios de transporte de pesticidas al agua, los cuales se dan por escorrentía superficial y subterránea, deriva por aspersión y transporte de polvo y vapor, Zhang et al (2018) con el fin de conocer el aporte de pesticidas al agua por parte de la deriva de pulverización y la escorrentía en la cuenca del Orestimba Creek en California, emplearon un sistema integrado de tres modelos: el GIS para identificar el potencial de deriva, el AgDRIFT para simular la deriva de pulverización y el SWAT para modelar los procesos hidrológicos y el transporte de pesticidas. En este estudio se empleó este sistema de modelado debido a que el SWAT considera la deriva de pulverización como una pérdida del sistema y no lo tiene en cuenta para determinar el aporte de pesticidas a los cuerpos de agua. Los tres

componentes se interconectan de la siguiente manera: el procedimiento GIS identificó campos objetivo y eventos con potencial para derivar pesticidas a la fuente receptora, utilizando las instrucciones de la aplicación, la ubicación del campo donde se realiza la aplicación, su distancia a la fuente de agua receptora y el viento; las salidas obtenidas en este modelo sirven como punto de partida para el modelado AgDRIFT.

Para cada evento de deriva, el modelo AgDRIFT predice la fracción de masa que se mueve fuera del sitio a través de la deriva de rociado según la aplicación del plaguicida, método y distancia del campo aplicado; finalmente, la cantidad de pesticidas que se depositan en el agua receptora durante cada evento de deriva se agregaron a las unidades de modelado SWAT correspondientes como entradas de fuente puntual. Esta fracción de pesticidas junto con la escorrentía de pesticidas de los campos tratados se enrutan a través de la cuenca hidrográfica a la salida mientras se someten a varios procesos de transformación (Zhang et al, 2018).

El periodo de estudio fue del 1 de mayo de 1996 al 30 de abril de 1997, en el SWAT se simularon 10 años desde 1990 a 1999, de los cuales de 1990 a 1995 fueron de calentamiento, de 1996 a 1997 (año de estudio) fue la calibración y de 1998 a 1999 el periodo de validación. Se empleó la interfaz ArcSWAT versión 2012; como datos de entrada se usó el modelo de elevación digital, tipo de suelo, usos del suelo, información climatológica y de los cultivos en la cuenca.

Inicialmente se delimitó la cuenca, esta se dividió en 9 subcuencas y estas en 66 URH, para cada URH de acuerdo con las prácticas comunes del cultivo asociado se establecieron los insumos de manejo para la siembra, la fertilización, la cosecha y riego. En el SWAT el riego se puede programar de forma manual o automática, para el estudio, en el caso del cultivo de alfalfa, el riego se programó manualmente, puesto que se disponía de información durante el periodo de simulación, para los demás cultivos fue automático (nueces, almendras, pastos de regadío, frijoles secos, tomates y maíz). Para el periodo de evaluación, se determinó mediante medición la carga del pesticida Clorpirifos para comparar con los datos arrojados por el modelo, los cuales fueron una carga de 3616 mg/día de clorpirifos y 1,32 kg/año y los datos medidos 3532 mg/día y 1,29 kg/año, valores muy aproximados. De acuerdo con los resultados, el 81% del porcentaje de carga de masa está asociada con la escorrentía superficial y el 19% a la deriva por pulverización, siendo importante tener en cuenta los demás modos de transporte de los pesticidas al agua para tener un resultado más representativo; asimismo, respecto a los resultados arrojados por el SWAT se concluyó que fueron satisfactorios para el estudio.

En cuanto a los estudios realizados del modelo SWAT para el transporte y destino de plaguicidas, Wang et al en 2019, realiza una revisión de las mejoras que se han realizado a lo largo de la historia del SWAT en la simulación de transporte de pesticidas. En este estudio se mencionan mejoras en el algoritmo del SWAT, permitiendo mediciones en partes por millón o partes por billón, lo que aumenta la realidad y precisión del modelo, de igual forma explica que el análisis del SWAT del estudio en dos fases (fase entre el suelo y el agua), lo considera inadecuado si se presentan altas concentraciones de carbono orgánico en la fase acuosa, la modificación fue desarrollada por Bergknut et al en 2010, donde se adiciona la fase de carbono disuelto, por lo que los pesticidas se dividen en tres fases, los disueltos en el agua del suelo, la parte asociada al carbono orgánico disuelto y el pesticida unido a la partícula. En este estudio se menciona la evaluación llevada a cabo por Ligaray (2017) donde se obtuvo mejores resultados usando el modelo de partición trifásico modificado en la cuenca Pagsanjan-Lumban en Filipinas, investigando el destino y el transporte del malatión, que es un pesticida comúnmente utilizado para los tomates, en cuanto a la estimación de la concentración máxima después de la aplicación de pesticidas.

Otros aspectos analizados en dicho estudio es la vida media de los pesticidas en el suelo, lo cual indica la degradación, el modelo usa solo un valor de vida media, lo cual no representa la degradación dentro de las distintas capas de suelo, asociada a esta limitación se expresa el

estudio llevado a cabo por Du et al en 2006, el cual incorporó al modelo una segunda variable de vida media de degradación de pesticidas en el suelo para las capas de debajo del suelo superficial. De igual forma se analiza la mejora de SWAT asociada a la cantidad de pesticidas disueltos y en partículas en los cauces de los ríos, SWAT usa el modelo de Chapra (2008), para calcular este factor de partición de pesticidas en el río, mediante el Coeficiente de reparto octanol-agua, el cual se obtiene por datos de solubilidad y se usa un valor constante en toda la red de drenaje, y debido a que la distribución de los pesticidas depende de otros factores como el pH, la materia suspendida y el carbono orgánico disuelto y en partículas, es así como se realizó una mejora al modelo de Chapra incluyendo los valores de material suspendido lo que cambia la constante de partición del pesticida a lo largo del río. En el estudio también se realiza un análisis de los cambios del modelo SWAT en cuanto a las pérdidas directas de los pesticidas (pesticidas descargados directamente al río por fugas o derrames), los cuales de acuerdo a un estudio realizado por Holvoet et al (2007) en Bélgica indican que pueden representar el 60% a 90% de las pérdidas de Atrazina en el periodo de 1998-2002, para no ignorar dichas pérdidas de incluyó en el modelo las pérdidas de puntos representada como una función de la eficiencia de la aplicación del pesticidas y se obtuvo mejoras significativas en la simulación en la desembocadura del río estudiado. En cuanto a el análisis de la deriva de los pesticidas por acción del viento se han realizados mejoras al modelo SWAT al incluir la deriva de las gotas, incluyendo una ecuación de regresión simple, y el porcentaje de deriva se encuentra en función de la distancia de viaje, los tipos de cultivos y las etapas de crecimiento, según lo descrito por Linders et al (2003). Se hace mención los trabajos realizados por Winchell et al (2018) los cuales mejoraron la ecuación de deriva de pesticidas incluyendo la dirección y la velocidad del viento en la modelación de Malatión en los ríos Mill Creek and Three Mile Creek, Oregon, en Estados Unidos, logrando una estimación más precisa de la concentración media del pesticida.

Por otra parte, de acuerdo con la búsqueda realizada, no se encontraron estudios referentes al uso del modelo SWAT en Colombia para la simulación del transporte de pesticidas en cuencas hídricas, sin embargo, se hallaron otros estudios donde emplearon el modelo para la predicción de caudales, transporte de sedimentos y nutrientes, siendo importante para el objetivo de esta revisión, debido a los procesos metodológicos usados, el tratamiento de los datos y en general la configuración del modelo en el país, lo que permite identificar las ventajas y desventajas del mismo.

El SWAT presenta como ventajas que es un software gratuito; cuenta con documentación detallada para su funcionamiento; puede trabajar con una interfaz gráfica de ArcGIS, lo cual hace más fácil su manejo y visualización de la información; cuenta con un método ágil de extrapolación e integración de la información; contiene una serie de parámetros de calibración que permiten modificar componentes del suelo, clima, uso de la tierra, entre otros, para representar más acertadamente las condiciones específicas del área de estudio. Además, cuenta con bases de datos incorporadas sobre pesticidas y fertilizantes, lo que permite modelar cuando no se cuenta con toda la información fisicoquímica detallada de estas sustancias.

En cuanto a las desventajas, la falta de información puede generar limitaciones en el análisis de los resultados obtenidos en el modelo, debido a que este demanda datos de calidad y de un periodo representativo de análisis, además las suposiciones de datos de entrada en el modelo pueden generar errores en los resultados de las predicciones, como Uribe et al (2020) en su estudio *Spatio-temporal critical source area patterns of runoff pollution from agricultural practices in the Colombian Andes*, utilizaron el modelo SWAT para identificar el comportamiento del nitrógeno y fósforo soluble en el agua de escorrentía debido a las prácticas agrícolas presentes en la Cuenca del Riogrande. De los resultados para los valores extremos de nutrientes en el agua, la simulación no fue satisfactoria, lo cual se pudo presentar por suposiciones sobre el cultivo e incertidumbres en los datos observados.

De igual forma, el SWAT se limita el uso del modelo por la necesidad de manejar herramientas como ARGIS y otros modelos hidrológicos que permitan encontrar todos los datos que solicita el SWAT para realizar las simulaciones. Otro aspecto importante es la calibración del modelo, lo que requiere datos reales u observados en la zona, que permita verificar la pertinencia del modelo en lo simulado, como Delgado (2019), en el trabajo de investigación Evaluación de la generación de sedimentos en el distrito de drenaje del Valle de Sibundoy, departamento del Putumayo (Colombia), usó el modelo SWAT para estimar el balance hídrico, sedimentos y caudales en el valle de Sibundoy en Putumayo. En este estudio para la simulación de sedimentos, no se contaron con datos observados de sedimentos para la calibración por lo cual se generó una limitación y fue necesario hacer una depuración y eliminación de datos, lo que lleva más tiempo.

7. CONCLUSIONES

- El modelo SWAT ha sido ampliamente empleado para modelar el destino y transporte de pesticidas en cuencas hidrográficas de diferentes tamaños y en distintos periodos de tiempo, arrojando resultados satisfactorios en cuanto a los objetivos de análisis. Sin embargo, la estructura del modelo solo tiene en cuenta el transporte de pesticidas por medio de la escorrentía y sedimentos, siendo las formas que más aportan estas sustancias químicas al agua, no obstante, en la estructura del modelo no se refleja el aporte a través de la deriva por aspersion y transporte de polvo y vapor, que aunque son menores, dependiendo las características de la cuenca y la forma de aplicación de pesticidas, pueden ser necesarios para hacer un análisis detallado y más real del aporte de pesticidas al agua. Por lo anterior, se puede emplear el SWAT integrado con otros modelos o mejorar el algoritmo del modelo, de forma que se logre optimizar las predicciones, teniendo en cuenta todas las formas existentes de transporte de pesticidas al agua.
- De acuerdo con los estudios revisados, la adecuada predicción del transporte de pesticidas en una cuenca, depende de las vías de transporte que se pueden generar y las propiedades fisicoquímicas de los compuestos analizados, es por esto que, para el desarrollo acertado de la simulación se debe contar con información acertada de los pesticidas empleados, los modos de aplicación, la frecuencia, los tiempos y sus características, además de la información topográfica, de usos del suelo, tipo de suelo y climatológica que permiten definir acertadamente las URH y por ende simular acertadamente los procesos de transporte por medio de sedimentos y la escorrentía.
- El rendimiento del modelo para la simulación de transporte de agroquímicos particulados también depende en gran medida de la capacidad del modelo para capturar la erosión del suelo y el transporte de sedimentos, ya que parte de las moléculas se absorben a los sólidos en suspensión, sin embargo esto podría alimentarse con datos reales de pérdida de suelo en la zona de estudio. El flujo de la corriente, el sedimento y el pesticida particulado deben calibrarse secuencialmente, debido a la mayor complejidad en los procesos modelados y la poca precisión de las variables modeladas.
- Por la evolución que ha tenido el SWAT, este modelo se puede emplear para varios estudios, desde determinar el comportamiento de variables hidrológicas en una cuenca, como simular el transporte de nutrientes y pesticidas, sin embargo, las suposiciones y la falta de datos, se convierten en una limitación para la calibración del modelo y por ende para los resultados de la simulación, los cuales pueden no ser satisfactorios para el objetivo del estudio o retrasar los resultados por ajustes que se deben hacer.

- El Modelo SWAT es una herramienta que permite el análisis de los impactos de ciertas sustancias contaminante sobre el recurso hídrico a nivel de cuenca, aportando buenas aproximaciones en la simulación de diversos escenarios de impacto, lo que puede convertirse en un apoyo a la toma de decisiones en ordenamientos territoriales y evaluación de impactos ambientales, siempre y cuando se realice una buena alimentación el modelo con datos de campos y estudios previos reales sobre la cuenca analizada.

8. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbaspour K.C., Vejdani M., Haghghat S. (2009). SWAT-CUP calibration and uncertainty programs for SWAT, Eawag, Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology, Duebendorf, Suiza. *Neprash Gostar Software Development*. Recuperado de [https://www.mssanz.org.au/MODSIM07/papers/24_s17/SWAT-CUP_s17_Abbaspour .pdf](https://www.mssanz.org.au/MODSIM07/papers/24_s17/SWAT-CUP_s17_Abbaspour.pdf)

Bannwarth, M., Sangchan, W., Hungenschidt, C., Lamers, M., Ingwersen, J., Ziegler, A., Streck, T. (2014). Pesticide transport simulation in a tropical catchment by SWAT. *Environmental Pollution*, 191, 70-79. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0269749114001511>

Bautista, D., Cruz, G., Moncayo, R., Silva, J., Estrada, F. (2014). Aplicación del modelo SWAT para evaluar la contaminación por fuentes difusas en la subcuenca del lago de Chapala, México. *Rev. Int. Contam. Ambie*, 30(3), 263-274. Recuperado de http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992014000300003

Behrends, F., Chagas, C., Vasquez, G., Moreton, J. (2015). Estimación de escenarios de contaminación por Coliformes fecales en una microcuenca de la Pampa Ondulada de Argentina mediante el empleo de un modelo predictivo. *Rev. Fac. Cienc. Agrar., Univ. Nac*, 46(2). Recuperado de http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1853-6652014000200007&lang=es

Briz, V., Molina, J., Sánchez, S., Fernández, M. Grimalt, J., Olea, N., Rodríguez, E., Suñol, C. (2011). Differential Estrogenic Effects of the Persistent Organochlorine Pesticides Dieldrin, Endosulfan, and Lindane in Primary Neuronal Cultures. *Toxicological sciences*, 120(2), 413–427. Recuperado de <https://academic.oup.com/toxsci/article/120/2/413/1672444>

Burgues, M., Golín, A., Maydana, G., Portapila, M. (2010). Análisis preliminar de contaminación en aguas superficiales provenientes de fertilizantes y pesticidas utilizados en las actuales prácticas agrícolas. Recuperado de https://www.ina.gob.ar/legacy/pdf/ifrrhh/02_003_Burgues.pdf

Delgado, M. (2019). Evaluación de la generación de sedimentos en el distrito de drenaje del Valle de Sibundoy, departamento del Putumayo (Colombia). *Ambiente y Desarrollo*, 23(44). Recuperado de: <https://revistas.javeriana.edu.co/index.php/ambienteydesarrollo/article/view/24943>

Domínguez, F (2000). Modelación de la cuenca Alta del Río Blanco. *Universidad de los Andes*. Bogotá, Colombia.

El-Mekki, H., Diab, M., Zaki, M., Hassan, A. (2009). Determination of Chlorinated Organic Pesticide Residues in Water, Sediments, and Fish from Private Fish Farms at Abbassa and Sahl Al-Husainia, Shakia Governorate. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*. 4376-4383. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Ayman_Hassan12/publication/267720994_Determination_of_Chlorinated_Organic_Pesticide_Residues_in_Water_Sediments_and_Fish_from_Private_Fish_Farms_at_Abbassa_and_Sahl_Al-Husainia_Shakia_Governorate/links/550423b30cf24cee39fdf1e8.pdf

Du, B., Saleh, A., Jaynes, B., Arnold, J. (2006). Evaluation of swat in simulating nitrate nitrogen and atrazine fates in a watershed with tiles and potholes. *Transactions of the ASABE*. 949-959.

Fernández, R., (2017). Utilización Del Programa “SWAT” Para La Estimación De La Emisión De Sedimentos En Cuencas. *Universidad de Huelva*. Recuperado de http://www5.uva.es/trim/TRIM/TRIM12_files/RFernandez.pdf

Gao, J. Zhou, H., Pan, G., Wang, J., Chen, B. (2013). Factors Influencing the Persistence of Organochlorine Pesticides in Surface Soil from the Region around the Hongze Lake, China.

Science of the total environment, 443. 7-13. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969712013861>

Holvoet, K., Seuntjens, P., Vanrolleghem, P. (2007). Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological modelling*. 53–64. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304380007003584>

Kafilzadeh, F. (2015). Assessment of Organochlorine Pesticide Residues in Water, Sediments and Fish from Lake Tashk, Iran. *Achievements in the Life Sciences*. 107–111. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2078152015000553?via%3Dihub>

Kannel, P. R., Lee, S., Lee, Y.-S., Kanel, S. R., & Pelletier, G. J. (2007). Application of automated QUAL2Kw for water quality modeling and management in the Bagmati River, Nepal. *Ecological Modelling*, 202(3-4). 503–517. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380007000051#aep-keywords-id20>

Ledesma, C., Bonansea, M., Rodriguez, C., Sánchez, A. (2013). Determinación de indicadores de eutrofización en el embalse Río Tercero, Córdoba (Argentina). *Revista Ciencia Agronómica*, 44. 419-425. Recuperado de <https://www.scielo.br/pdf/rca/v44n3/a02v44n3>.

Ligaray, M., Kim, M., Baek, S., Ra, J., Chun, J., Park, Y., Boithias, L., Ribolzi, O., Chon, K., Cho, K. (2017). Modeling the Fate and Transport of Malathion in the Pagsanjan-Lumban Basin, Philippines. *Water*. Recuperado de <https://www.mdpi.com/2073-4441/9/7/451>

Linders, J., Adriaanse, P., Allen, R., Capri, E., Gouy, V., Hollis, J., Jarvis, N., Klein, M., Lolos, P., Maier, W., Maund, S., Pais, C., Russell, M., Smeets, L., Teixeira, J., Vizantinopoulos, S., Yon, D. (2003). Focus surface water scenarios in the eu evaluation process under 91/414/EEC. *Sanco*.

Luo, Y., Zhang, X., Liu, X., Ficklin, D., Zhang, M. (2008). Dynamic modeling of organophosphate pesticide load in surface water in the northern San Joaquin Valley watershed of California. *Environmental pollution*, 156. 1171–1181. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0269749108001966>

Nash, J., Sutcliffe, J. (1970) River Flow Forecasting through Conceptual Models Part I—A Discussion of Principles. *Journal of Hydrology*, 10. 282-290. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

Neitsch, S., Arnold J., Kiniry J., Williams J. (2005). Herramienta de evaluación de suelo y agua documentación teórica. *Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural o Agricultural Research Service*. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>.

Neitsch, S., Arnold J., Kiniry J., Williams J. (2011). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2009. *Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural o Agricultural Research Service*. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>

Park, S., Lee, Y. (2002). A water quality modeling study of the Nakdong River, Korea. *Ecological Modelling*, 152(1). 65–75. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0304380001004896>

Pascual, J., Diaz, M. (2016). Guía Práctica sobre la modelización hidrológica y el modelo HEC-HMS. *Centro para el Conocimiento del Paisaje, CIVILSCAPE, Instituto IMDEA Agua*. Recuperado de https://www.agua.imdea.org/sites/default/files/pdf/news/20161215/Cuadernos%20de%20Geo%20ma%20CC%2081tica%204_b.pdf.

Silva, O. (2004). El modelo SWAT en una cuenca pequeña de altas pendientes: Simulación de la producción de agua. *Agronomía Tropical*. Recuperado de: http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2004000300002&lang=es

Uribe, N. (2010). Conceptos básicos y guía rápida para el usuario versión SWAT 2005. *Centro Internacional de Agricultura Tropical*. Recuperado de <https://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>

Uribe, N., Srinivasan, R., Corzo, G., Arango, D., Solomatine, D. (2020). Spatio-temporal critical source area patterns of runoff pollution from agricultural practices in the Colombian Andes. *Ecological Engineering*, 149. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0925857420300987>

Vagi, M., Petsas, A. (2019). Recent advances on the removal of priority organochlorine and organophosphorus biorecalcitrant pesticides defined by Directive 2013/39/EU from environmental matrices by using advanced oxidation processes: An overview (2007–2018). *Journal of Environmental Chemical Engineering*. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S2213343719300636#bib0055>

Wang, Y., Zhang, S., Cui, W., Meng, X., Tang, X. (2018). Polycyclic aromatic hydrocarbons and organochlorine pesticides in surface water from the Yongding River basin, China: Seasonal distribution, source apportionment, and potential risk assessment. *Science of the Total Environment*. 419-429. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969717331248?via%3Dihub>

Wang, R., Yuan, Y., Yen, H., Grieneisen, M., Arnold, J., Wang, D., Wang, C., Zhang, M., (2019). A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. *Science of The Total Environment*. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0048969719311234>.

Winchell, M., Pai, N., Brayden, B., Stone, C., Whatling, P., Hanzas, J., Stryker, J. (2018). Evaluation of Watershed-Scale Simulations of In-Stream Pesticide Concentrations from Off-Target Spray Drift. *Journal of Environmental Quality*. Recuperado de <https://access.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.2134/jeq2017.06.0238>

Wu, C., Luo, Y., Gui, T., Huang, Y. (2014). Concentrations and potential health hazards of organochlorine pesticides in shallow groundwater of Taihu Lake region, China. *Science of the total Environment*, 470-471, 1047-1055. Recuperado de <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S004896971301200X>

Zhang, X., Luo, Y., Goh, K. (2018). Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. *Environmental Pollution*. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S026974911731062X#sec4>

Zhang B., Zhang Q., Zhang S., Xing C., Ying G., (2020). Emission estimation and fate modelling of three typical pesticides in Dongjiang River basin, China. *Environmental Pollution*. Recuperado de <https://aplicacionesbiblioteca.udea.edu.co:2062/science/article/pii/S0269749119337303?via%3Dihub>