

EVALUACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO SWAT BAJO DIFERENTES ESCENARIOS DE USOS DE SUELO EN LA MICROCUENCA PEÑAS BLANCAS, NARIÑO – COLOMBIA

Data de submissão: 18/02/2025

Data de aceite: 05/03/2025

Jesús Geovanny Solarte Guerrero

Ingeniero Agroforestal. Magister en Ciencias Ambientales- PhD (c). en Ciencias Agrarias. Universidad de Nariño. Pasto. Colombia

José Julián Apráez Muñoz

Ingeniero Agrónomo, Magister en Ciencias Agrarias. PhD. en Genética y Biología Molecular. Universidad Estadual de Santa Cruz. Ilheus. Brasil.

Alavro Javier Ceballos-Freire

Ingeniero Agroforestal, Especialista en producción, transformación y comercialización de la madera, magister en desarrollo regional y planificación del territorio, PhD. (c) en Ciencias Agrarias. Universidad de Nariño. Pasto. Colombia

RESUMEN: Comprender el comportamiento hidrológico bajo diferentes escenarios de uso del suelo es fundamental para una adecuada planificación y conservación de los recursos hídricos. Esta investigación se llevó a cabo en la microcuenca Peñas Blancas, ubicada en el municipio de Tangua, departamento de Nariño, Colombia. El objetivo fue modelar el comportamiento hidrológico bajo diferentes escenarios de

uso del suelo (escenario actual - 2013, escenario 1 - 1989, y escenarios 2 y 3) utilizando el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool). El escenario con el mejor desempeño hidrológico fue el escenario 1, que presentaba una mayor extensión de páramo y subpáramo, alcanzando un caudal promedio de 1.70 m³/s. En comparación, los caudales promedio de los otros escenarios fueron 1.39 m³/s para el escenario 2 (con mayor área de bosque y pastos, y menor área de páramo y subpáramo), 0.63 m³/s para el escenario actual de 2013, y 0.45 m³/s para el escenario 3. Tanto el escenario actual como el escenario 3 presentaron menor cobertura de bosque, páramo, subpáramo y pastos, y un aumento en áreas de cultivos, aunque con diferencias en la extensión de cada uso del suelo.

PALABRAS CLAVE. Modelación, SIG, calibración, validación.

EVALUATION OF THE SWAT HYDROLOGICAL MODEL UNDER DIFFERENT SCENARIOS OF SOIL USE IN THE MICROCUENCA PEÑAS BLANCAS, NARIÑO – COLOMBIA

ABSTRACT: Understanding hydrological behavior under different land use scenarios is essential for effective water resource planning and conservation. This research was conducted in the Peñas Blancas micro-watershed, located in the municipality of Tangua, Nariño department, Colombia. The objective was to model the hydrological behavior under various land use scenarios (current scenario - 2013, scenario 1 - 1989, and scenarios 2 and 3) using the SWAT model (Soil and Water Assessment Tool). The scenario with the best hydrological performance was scenario 1, characterized by a larger area of páramo and subpáramo, with an average flow rate of 1.70 m³/s. In comparison, the average flow rates for the other scenarios were 1.39 m³/s for scenario 2 (with a larger area of forest and pasture, and less páramo and subpáramo), 0.63 m³/s for the current 2013 scenario, and 0.45 m³/s for scenario 3. Both the current and scenario 3 showed reduced forest, páramo, subpáramo, and pasture cover, alongside an increase in agricultural areas, although they differed in the extent of each land use.

KEYWORDS: Modeling, GIS, calibration, validation.

INTRODUCCIÓN

El cambio de uso del suelo sigue siendo uno de los principales impulsores de la pérdida de biodiversidad y se proyecta que tendrá un impacto global significativo para el año 2100, a la par con el cambio climático (IPBES, 2019). Estudios recientes han señalado que las modificaciones en los patrones espaciales de uso de la tierra, junto con el cambio climático, no solo aceleran la pérdida de servicios ecosistémicos cruciales, sino que también ponen en riesgo la capacidad de los ecosistemas para satisfacer las futuras demandas de la sociedad (Barone et al., 2023; Oliver & Morecroft, 2014). Este proceso dinámico, inducido por actividades humanas, es cada vez más evidente en las cuencas hidrográficas, donde las transformaciones ocurren con mayor rapidez y magnitud, afectando negativamente la disponibilidad de recursos hídricos para las comunidades rurales (Schulze, 2018; Echeverría et al., 2014).

En los últimos años, el cambio de uso del suelo combinado con los efectos del cambio climático, ha afectado significativamente la disponibilidad de agua en varias cuencas, especialmente en las cuencas pequeñas y medianas del país (MDPI, 2023). Asimismo, se ha observado una creciente preocupación por la sostenibilidad del recurso hídrico en zonas de alta intervención antrópica, donde el uso agrícola y la urbanización han acelerado la disminución en la calidad y cantidad del agua disponible (MDPI, 2023; Climate Knowledge Portal, 2023).

Por lo tanto, el uso de modelos hidrológicos con SWAT (Soil and Water Assessment Tool) son herramientas claves para simular el comportamiento hidrológico en cuencas hidrográficas de diferentes tamaños y condiciones, debido a que su importancia radica en la capacidad para evaluar el impacto de diferentes escenarios de uso del suelo, prácticas de manejo y cambios climáticos sobre los recursos hídricos, permitiendo modelar procesos como la escorrentía, la erosión y la carga de sedimentos, proporcionando información valiosa para la gestión sostenible de cuencas y la toma de decisiones (Janjić & Tadić, 2023; Cao et al., 2018).

En la zona altoandina de Colombia, los bosques nativos han sido sobreexplotados y reemplazados por usos del suelo no sostenibles, lo que ha provocado alteraciones significativas en los cuerpos de agua (WWF, 2023). En los Andes colombianos, los cambios en el uso del suelo, impulsados por la agricultura y la expansión urbana, han reducido la cobertura forestal, lo que ha tenido efectos directos en el régimen hídrico de las cuencas, disminuyendo los caudales y la disponibilidad de agua en varias regiones (Castellanos-Mora & Agudelo-Hz, 2021). Estos cambios responden en gran medida a la presión de las actividades agrícolas, que no solo modifican el paisaje, sino que también afectan negativamente la capacidad de las cuencas para regular los recursos hídricos (WWF, 2023). Además, la falta de alternativas económicas productivas para las comunidades locales ha sido un factor clave que impulsa la tala de bosques y el cambio de uso del suelo en estas zonas (MDPI, 2021).

Guapucal (2008), menciona que en la microcuenca Peñas Blancas, el estado de conservación y de protección de las corrientes es preocupante, porque en su mayoría se encuentran desprovistas de cobertura vegetal natural, razón que ha contribuido a la disminución del caudal. Esta condición, ha generado graves problemas de oferta hídrica para las comunidades que viven en la parte baja de la microcuenca. Es así, que a través del tiempo han sido diferentes las modalidades de intervención en cuencas hidrográficas para evaluar el cambio de uso del suelo y estimar el comportamiento hidrológico.

Es por ello, que el uso de modelos hidrológicos como SWAT sigue siendo una herramienta útil para estimar el caudal disponible en una microcuenca bajo diferentes escenarios de uso del suelo, lo que permite una mejor gestión de los recursos hídricos (Gassman et al., 2014). Estos modelos permiten simular de manera precisa los procesos hidrológicos, incluyendo la escorrentía y la infiltración, lo que resulta crucial para entender la oferta hídrica en zonas con diversos cambios en el uso del suelo (Arnold et al., 2012). Recientes investigaciones han demostrado que el modelo SWAT es eficaz para evaluar la disponibilidad de agua en cuencas sujetas a cambios climáticos y de cobertura del suelo, lo que facilita la toma de decisiones sobre la conservación y el manejo adecuado de los recursos (Bieger et al., 2017). De esta forma, se pueden recomendar alternativas ambientales que promuevan un uso sostenible del suelo y la protección de áreas claves como los bosques y páramos, fundamentales para la regulación hídrica en la microcuenca. Esta investigación se fundamenta en el uso del modelo hidrológico SWAT para estimar la oferta hídrica en distintos escenarios de uso del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Localización

La microcuenca Quebrada Peñas Blancas, parte de la cuenca del río Bobo, abarca 1.934 hectáreas. Según el sistema cartográfico del IGAC, se localiza al sureste del municipio de Tangua, Nariño (Colombia), en las coordenadas geográficas 1.034639 Latitud Norte y -77.312611 Longitud Oeste. Esta microcuenca se caracteriza por una temperatura promedio de 13.2°C, una humedad relativa del 81%, una precipitación anual de 1.041,5 mm, y una altitud de 3.623 metros sobre el nivel del mar (IGAC, 2020). Se ubica en la zona de vida de Bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB) (Holdrige, 1977).

Desarrollo metodológico

Esta investigación, se desarrolló dentro del siguiente esquema metodológico y contemplo la siguiente información (Figura 1).

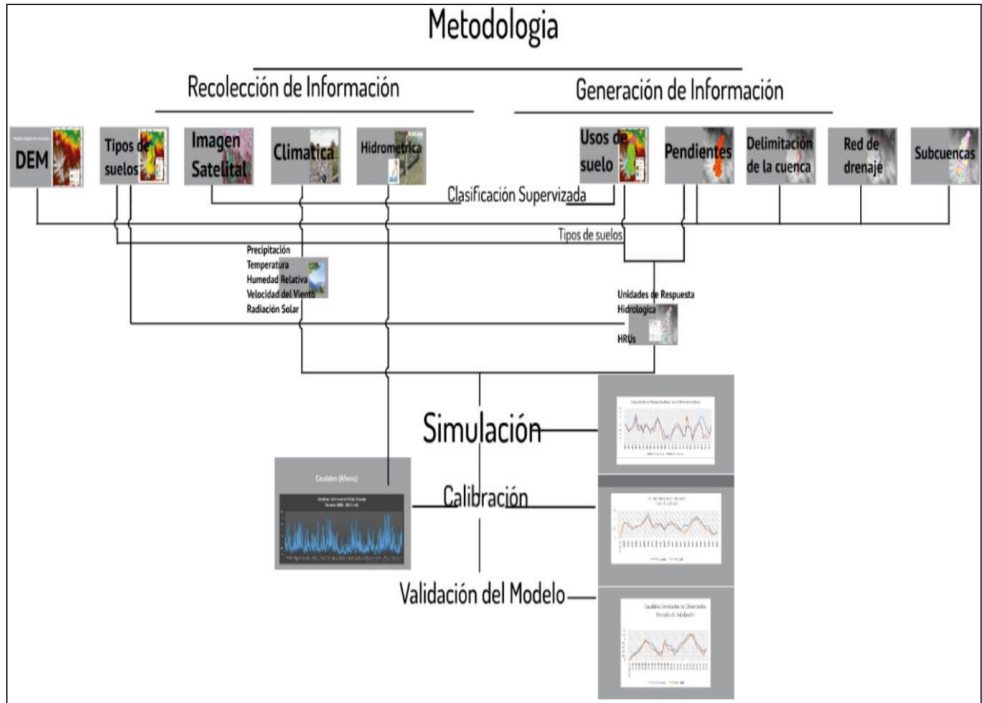


Figura 1. Esquema metodológico.

Obtención de datos. Se realizó la recolección de información como: (2) imágenes de satélite, una del sensor Landsat Tm de enero de 1989 y una tipo Aster de marzo del 2013, las cuales fueron adquiridas al Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Estas imágenes se ortorectificaron con el software ERDAS IMAGINE 2011 y se les asignó un mismo sistema de referencia geográfica correspondiente a MAGNA SIRGAS ORIGEN OESTE. Posteriormente, se vectorizaron y digitalizaron mediante el software Arc Gis 10.2 donde se calcularon las diferentes áreas para cada cobertura.

Para el análisis de los diferentes escenarios, se hizo la modelación hidrológica del escenario actual (2013), el cual fue de referencia para correr, calibrar y validar el modelo, permitiendo obtener un modelo hidrológico ajustado a la realidad. Una vez calibrado y validado el modelo hidrológico, se plantearon los siguientes escenarios (Tabla 1).

Clasificación	Escenario actual (2013)	% Área	1 escenario (1989)	% Área	2 escenario	% Área	3 escenario	% Área
Bosques	1254.8	64.8	977	50.5	1308.7	67.6	1186.8	61.3
Paramo	275.5	14.2	475.2	24.6	275.5	14.2	275.5	14.2
Sub Paramo	18.9	1.0	30.8	1.6	18.9	1.0	18.9	1.0
Cultivos	253.5	13.1	50.1	2.6	144	7.4	369.7	19.1
Pastos	132.4	6.8	401.9	20.8	187.9	9.7	84.1	4.3
TOTAL	1935	100.0	1935	100.0	1935	100.0	1935	100

Tabla 1. Escenarios propuestos para la modelación.

La formulación de estos escenarios tuvo como objetivo evaluar el comportamiento superficial del caudal hídrico bajo diferentes condiciones a las que podría estar sujeta la microcuenca. El escenario de 2013 representa el estado actual del recurso hídrico, mientras que el primer escenario (1989) se incluyó para analizar su comportamiento 24 años atrás. Por otro lado, el segundo escenario proyecta un futuro optimista para la microcuenca, en el cual se promueven la conservación y la restauración de áreas boscosas. En contraste, el tercer escenario refleja una tendencia negativa, en la que la expansión de la frontera agrícola, impulsada por la deforestación, reduciría significativamente la cobertura forestal. Este último escenario es el que más se asemeja a la realidad que enfrentan muchas cuencas y microcuencas en la actualidad.

El escenario dos (2) se caracteriza por un aumento en las áreas de bosque y pastos, acompañado de una reducción en la superficie destinada a cultivos. En el escenario tres (3), ocurre lo contrario porque se observa una disminución en las áreas boscosas y de pasturas, mientras que el área agrícola se incrementa. En ambos casos, las áreas de páramo y subpáramo se mantuvieron sin cambios en comparación con el escenario actual (2013).

Aplicación y requerimientos del modelo SWAT

Para la modelación hidrológica de la microcuenca con los diferentes escenarios, se utilizó el software SWAT (Soil and Water Assessment Tool), con la extensión ArcSWAT 2012.10.7, que funciona como una interfase del programa ArcGIS 10.2. Para ello, fue necesario obtener los siguientes datos de entrada:

- Modelo de elevación digital (DEM) con una resolución de 30 m y un gradiente altitudinal que va fue los 2160 hasta los 3934 msnm.

- Cartografía de los tipos de suelos, el cual se obtuvo con la clasificación de suelos del IGAC 2004 para Colombia y se generó en Arc Gis 10.2, logrando obtener siete (7) clasificaciones para la zona de estudio (MLAg, MLEd, MLAc, MHAd, MHEg, MEEg y MHDag),
- Mapa de uso actual del suelo del año 2013, el cual fue necesario para la modelación, calibración y validación del modelo, donde se obtuvo cinco (5) usos: bosque, páramo, subpáramo, pastos y cultivos.
- Datos de suelos, los cuales se obtuvieron con la metodología de (Legarda *et al.*, 2002), por medio de calicatas y toma de muestras en cada horizonte del suelo. Para este estudio, se tomaron las muestras en cuatro (4) horizontes del suelo correspondiente a cada uso (bosque, páramo, subpáramo, pastos y cultivos), los cuales fueron analizados en los laboratorios de la Universidad de Nariño.
- Información climatológica e hidrológica correspondiente a precipitación diaria, temperatura máxima y mínima, humedad relativa, velocidad del viento y brillo solar, las cuales se seleccionaron de dos estaciones cercanas a la zona. Los datos hidrológicos (caudal) se obtuvieron de la estación Las Piedras, localizada dentro del área de influencia.

Estructuración de la información de SWAT

La información climática (precipitación diaria, temperatura máxima y mínima, humedad relativa, velocidad del viento y brillo solar), hidrológica, de uso y tipo suelos, se organizaron en tablas de formato texto (Txt), con el fin de generar una base de datos para esta información.

- **Tablas climáticas.** La información climatológica, que incluye datos de precipitación diaria, temperatura máxima y mínima, humedad relativa, velocidad del viento, radiación solar y la máxima intensidad de lluvia registrada en media hora., fue organizada de manera cronológica desde el 1 de enero de 2008 hasta el 31 de diciembre de 2011, abarcando un período de cuatro años, el cual se empleó para la modelación hidrológica. Para este análisis, se utilizó la macro WGN en Excel, que permitió generar los estadísticos correspondientes a las estaciones climatológicas de Sindagua y Botana.
- **Cobertura o uso del suelo (Landuse data).** SWAT cuenta con una base de datos que incluye información fisiológica detallada de diversas coberturas vegetales, que le permite utilizar un modelo de crecimiento para simular el desarrollo de los cultivos, así como evaluar la extracción de agua en la zona radicular, la transpiración y la producción de biomasa. Dado que SWAT fue originalmente diseñado para modelar cuencas fuera de las regiones tropicales, fue necesario adaptar los parámetros climáticos, hidrológicos, geológicos y fisiológicos a estas condiciones particulares para obtener resultados precisos. En este estudio, se ajustaron los usos del suelo para bosques, pastos y cultivos de papa, que ya estaban incluidos en la base de datos de SWAT. No obstante, fue necesario realizar modificaciones adicionales para los usos de páramo RYEG - *Ryegrass Italian* (Annual) y subpáramo RYES - *Ryegrass*, ya que estos no estaban predefinidos en el software.

La relación de los usos del suelo con la base de datos de SWAT, se hizo mediante análisis de semejanzas, toma de información primaria y la búsqueda de información secundaria.

- **Red hídrica.** La red hídrica de la microcuenca fue generada a partir del modelo digital de elevación (DEM), utilizando algoritmos de dirección y acumulación de flujo. Este proceso se basa en la información de altitud proporcionada por el DEM, que define las cotas del parteaguas y delimita la cuenca a partir de un punto de desfogue, el cual puede ser seleccionado de manera automática o manual.
- **Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU's).** Las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU's) se generaron a partir de la integración de información espacial sobre el uso del suelo, tipo de suelos y pendientes. Según el sistema de clasificación de pendientes del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), se definieron cinco rangos de pendiente: 0-7%, 7-12%, 12-25%, 25-50% y mayores al 50%. Las unidades de respuesta hidrológica (HRU), se definen como aquellas zonas que por sus características de coberturas, suelos y pendientes, presentan un comportamiento hidrológico similar.

Aplicación del modelo. Utilizando la información climática, hidrológica y las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU's), se ejecutó el modelo SWAT, obteniendo como resultado el caudal superficial y la producción de agua desglosada zonas de la microcuenca.

Los datos de caudales se reportaron mensualmente, lo cual facilitó su respectivo análisis para cada año. Estos valores resultantes de la modelación se compararon con los datos de caudal reales observados en la estación las Piedras.

Análisis de sensibilidad, calibración y validación. El análisis de sensibilidad se llevó a cabo utilizando la herramienta SWAT-CUP4, lo que permitió identificar los parámetros con mayor influencia en los resultados del modelo hidrológico.

El proceso de calibración y validación se llevó a cabo de forma diaria durante un período de cuatro años (2008-2011). La calibración se realizó entre 2008 y 2009, mientras que la validación cubrió los años 2010 y 2011. Dado que no se disponían de datos aforados de caudales para 2012, este año no fue considerado en el análisis.

La calibración del modelo SWAT es un proceso crucial que consiste en comparar los parámetros de salida simulados (como el caudal, los sedimentos o la escorrentía) con los datos observados en campo. Por lo tanto, objetivo de la calibración es ajustar los parámetros de entrada del modelo para que los resultados se asemejen lo más posible a la realidad. Yang et al. (2023) destacan que la calibración puede realizarse mediante algoritmos de optimización como SUFI-2, que es eficiente en términos computacionales y ayuda a minimizar la incertidumbre en los modelos SWAT. Además, Ghimire et al. (2022) subrayan que el uso de múltiples variables y técnicas de ajuste, como la asimilación de datos climáticos y de suelo, puede mejorar significativamente la precisión de las simulaciones, especialmente en cuencas complejas o con escasez de datos.

Evaluación del modelo. El desempeño del modelo SWAT fue evaluado utilizando el coeficiente de determinación (R^2), el cual indica el porcentaje de variabilidad de los datos observados que es explicado por la curva ajustada del modelo. Según Yang et al. (2023), un valor de R^2 cercano a 1 indica una alta correlación entre los valores simulados y observados, lo que refleja un buen ajuste del modelo. Además, se calculó el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) y el sesgo porcentual (PBIAS). El NSE mide la eficiencia del modelo al comparar los valores simulados con los observados, donde un valor cercano a 1 indica una alta precisión en la simulación. Por su parte, el PBIAS refleja la tendencia promedio de los valores simulados a ser mayores o menores que los observados; un valor positivo sugiere una sobreestimación, mientras que un valor negativo indica una subestimación de las variables simuladas. Chen et al. (2023) destacan que el NSE y el PBIAS son herramientas clave para evaluar la exactitud del modelo, ya que permiten identificar sesgos en las predicciones y ajustar los parámetros en consecuencia para mejorar el rendimiento del modelo.

RESULTADOS.

Los resultados obtenidos en la modelación, calibración y validación del modelo permitieron conocer y analizar el comportamiento hidrológico bajo los diferentes escenarios.

Caudales simulados vs caudales observados.

La modelación hidrológica arrojó resultados variables, con un ajuste moderado entre los caudales simulados y los observados durante algunos meses del primer año. Sin embargo, a partir del segundo año, se evidenciaron diferencias significativas entre los valores simulados y los observados (Figura 2).

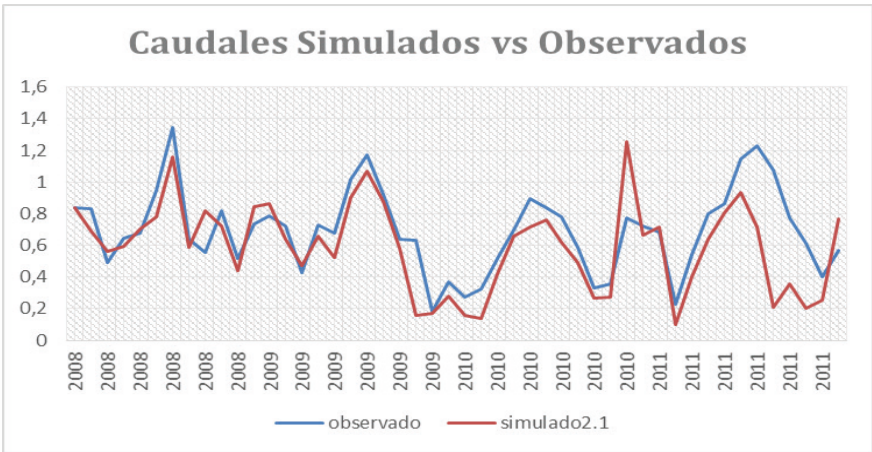


Figura 2. Caudales simulados vs Observados.

La figura anterior presenta los resultados de caudales cada dos (2) meses para los cuatro (4) años de modelación. Durante los meses de julio y agosto del año 2008, se observa una subestimación por parte del modelo, donde el caudal observado fue cercano a 1.4 m³/s y el modelo arrojó un caudal de 1.2m³/s. De igual manera, en los últimos meses del año 2009 se presenta diferencias de caudal de 0.1 y 0.2 m³/s entre lo observado y simulado. Sin embargo, a finales del año 2010, el modelo presenta diferencias significativas de 0.4 m³/s con respecto al valor real de caudal y finalmente, en el último año se presenta variaciones marcadas mayores a 0.3 m³/s

Con respecto a los estadísticos calculados para el modelo, se observó que el coeficiente de determinación (R²) obtuvo un valor de 0.5. La eficiencia de *Nash- Sutcliffe* (NSE) fue igual a 0.24 y el sesgo porcentual (PBIAS, *Percent Bias*) adquirió un valor de -14.6 (Tabla 2); sin embargo, los otros valores no son favorables por lo que se hizo necesario realizar la calibración del modelo para su posterior validación.

Fase del Modelo	R ²	NSE	PBias
Modelación Inicial	0.5	0.24	-14.6%
Calibración	0.74	0.65	-9.13%
Validación	0.8	0.70	-10.3%

Tabla 2. Estadísticos generados para la modelación, calibración y validación. Estadísticos del desempeño del modelo

Balance hídrico. El modelo SWAT se basa en la ecuación del balance hídrico, el cual considera el agua que entra, que se almacena y la que sale de la microcuenca. Por lo tanto, los valores anuales promedios producidos por SWAT, relacionados con el balance hídrico, se consideran apropiados a las condiciones climáticas, hidrológicas y de uso de la microcuenca, válidas para el periodo 2008 – 2011 (Figura 3).

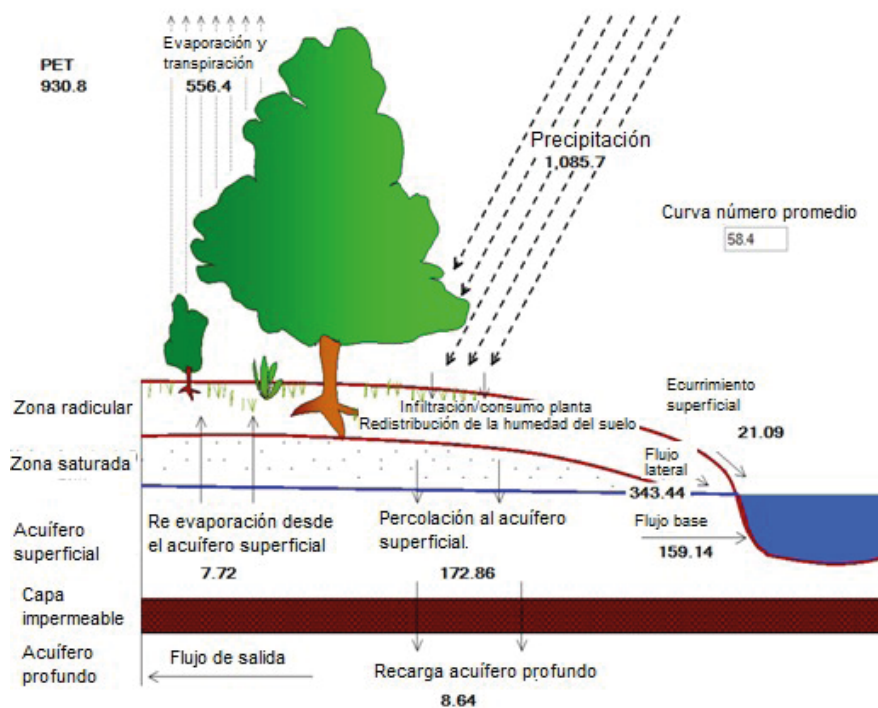


Figura 3. Representación de la ecuación del Balance hídrico.

La figura muestra el total de lluvia precipitada sobre la microcuenca, el 51.25% vuelve a la atmósfera vía evapotranspiración (ET) y 47.95% sale en forma de escurrimiento por los cauces tipo superficial y en forma subsuperficial y subterránea; y el 0.8% pasa a formar parte de la recarga a los acuíferos profundos y sale del sistema. El número de curva (CN) para la microcuenca estudiada fue de 58.4.

Calibración y validación. Los parámetros que mostraron mayor sensibilidad en el modelo hidrológico, según el análisis realizado con SWAT-CUP, fueron la conductividad hidráulica del suelo (SOL_K), la capacidad de agua disponible en el suelo (SOL_AWC) y el factor de compensación de la evaporación del suelo (ESCO). Tras el proceso de calibración, la gráfica de los caudales simulados mostró un mejor ajuste con respecto a los caudales observados (Figura 4). Como resultado, los picos presentes a finales de 2009 fueron corregidos y desaparecieron en el modelo ajustado.

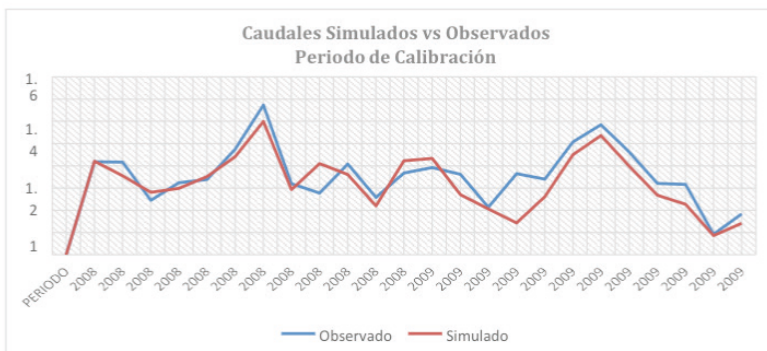


Figura 4. Caudales Simulados vs Observados en la calibración del modelo.

Con el modelo calibrado, se obtuvieron resultados estadísticos favorables, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.74, un sesgo porcentual (PBias) de -9.13% y un coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) de 0.65. Estos valores representan una mejora significativa en comparación con los obtenidos antes de la calibración.

En el proceso de validación los caudales simulados se acercaron a los caudales observados para los años 2010 y 2011; por lo tanto, se afirma que el modelo se ajustó correctamente (Figura 5)

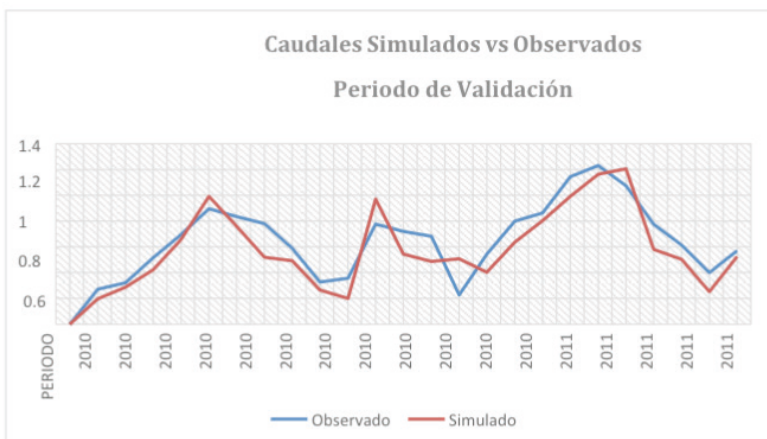


Figura 5. Caudales Simulados vs Observados en la validación del modelo.

La validación del modelo mostró resultados estadísticos favorables, con un coeficiente de determinación (R^2) de 0.85, un PBias de -10.3% y un NSE de 0.70, lo que indica una mejora significativa en comparación con los valores obtenidos durante la calibración. Adicionalmente, los caudales simulados y observados durante los períodos de calibración y validación presentaron una tendencia similar, lo que confirma que el comportamiento hidrológico del modelo se ajusta de manera acertada a la realidad.

Modelación de escenarios. Los escenarios modelados arrojaron distintos comportamientos en relación con el caudal hídrico, evidenciando diferencias significativas en comparación con las condiciones actuales de uso del suelo en la microcuenca (Figura 6). Estos resultados destacan el impacto que los cambios en el uso del suelo tienen sobre la disponibilidad del recurso hídrico, subrayando la importancia de un manejo adecuado para garantizar la sostenibilidad de los ecosistemas hídricos.

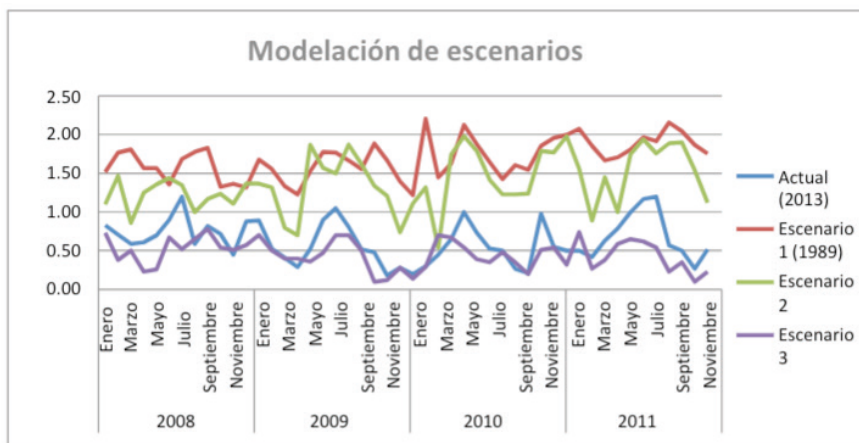


Figura 6. Modelación hidrológica de los diferentes escenarios.

En el escenario 1 (1989), durante el año 2008, el caudal máximo alcanzó los 1.83 m³/s, mientras que en los meses de junio, octubre y diciembre se registró un mínimo promedio de 1.33 m³/s. Para el año 2009, el caudal alcanzó su valor máximo en junio, julio y octubre con 1.89 m³/s, y su nivel más bajo en abril, con 1.23 m³/s. En 2010, los caudales más altos se presentaron en febrero, mayo y diciembre, con valores de 2.21, 2.13 y 1.96 m³/s, respectivamente. Finalmente, en el último año de la modelación, el caudal mantuvo un comportamiento estable, oscilando entre 1.67 m³/s y 2.08 m³/s.

Con respecto al escenario dos (2), en el 2008, en los meses de febrero y junio se tuvo un caudal de 1.47 y 1.44 m³/s, pero se presentó una disminución significativa en marzo con 0.86 m³/s. En el 2009, los caudales más bajos se presentaron en los meses de abril y diciembre con el 0.7 y 0.74 m³/s; no obstante, en mayo y agosto se alcanzaron valores altos de 1.87 m³/s. Para el 2010 y 2011, se tuvieron caudales de 1.98 m³/s, pero en su mayoría no estuvieron por debajo 1.0 m³/s.

Por último, el escenario tres (3) fue el que mostró la mayor reducción en los caudales a lo largo de todos los años modelados, con valores inferiores a 0.74 m³/s y mínimos que llegaron hasta 0.1 m³/s. Este comportamiento indica un rendimiento hídrico muy limitado para este escenario, lo que sugiere condiciones desfavorables para la sostenibilidad del recurso en la microcuenca.

DISCUSIÓN

Modelación, calibración y validación de los caudales simulados vs caudales observados

La modelación de la microcuenca Peñas Blancas permitió evaluar el comportamiento hidrológico bajo diferentes escenarios de uso del suelo, proporcionando una valiosa comprensión de los procesos que influyen en la dinámica hídrica según las coberturas presentes. De acuerdo con Chow et al. (2021), los modelos hidrológicos son representaciones simplificadas pero efectivas de los sistemas hidrológicos, que permiten estudiar las relaciones de causa-efecto y comprender mejor los procesos físicos dentro de una cuenca. Beven (2012) también sostiene que estos modelos son esenciales para la predicción y gestión de los recursos hídricos, especialmente cuando se busca adaptar la gestión del agua a los cambios en el uso del suelo y el clima. Arnold et al. (2015), aseguran que la calibración y validación de modelos como SWAT son clave para asegurar su precisión y utilidad en la planificación de recursos hídricos. Por lo tanto, los modelos calibrados y validados representan una herramienta fundamental para evaluar la disponibilidad hídrica de la microcuenca y gestionar de manera integral los recursos naturales, apoyando así la toma de decisiones dentro de los planes de ordenamiento territorial.

Las diferencias entre los caudales observados y simulados en la modelación pueden deberse a la adaptación inadecuada del modelo a las condiciones específicas del trópico. El modelo hidrológico SWAT, fue desarrollado originalmente para zonas templadas, donde las condiciones biofísicas, como la precipitación, la temperatura y la cobertura vegetal, difieren considerablemente de las condiciones presentes en las regiones tropicales. Arnold et al. (2015), afirman que la precisión de los modelos hidrológicos depende en gran medida de la adecuación de los parámetros a las características locales; y en zonas tropicales, la variabilidad climática y la dinámica del suelo pueden influir de manera más pronunciada en los caudales. Beven (2012), sostiene que uno de los principales desafíos en la modelación hidrológica es la heterogeneidad espacial y temporal que caracteriza los sistemas tropicales, lo que afecta la capacidad del modelo para capturar con precisión los procesos hidrológicos locales. Además, Chow et al. (2021) señalan que, para mejorar el rendimiento del modelo en este tipo de condiciones, es fundamental ajustar los parámetros biofísicos y climáticos a las realidades del entorno tropical, lo que puede incluir la adaptación de la dinámica del suelo, la vegetación y los ciclos de precipitación. Por lo tanto, la discrepancia entre los caudales simulados y observados subraya la necesidad de una calibración cuidadosa y la inclusión de datos locales en el proceso de modelación para reflejar con mayor precisión el comportamiento hidrológico de la microcuenca en un contexto tropical.

Por otro lado, al abordar las diferencias entre los caudales observados y los simulados en el proceso de modelación hidrológica en zonas tropicales, es importante reconocer que los modelos desarrollados para zonas templadas pueden no ajustarse adecuadamente a las

características climáticas y biofísicas de las regiones tropicales. Arnold et al. (2015), señalan que los modelos como SWAT están diseñados para representar procesos hidrológicos bajo condiciones climáticas templadas, donde las estaciones están bien definidas, limitando su precisión cuando se aplican en zonas tropicales, que presentan condiciones de alta variabilidad climática y regímenes de lluvias intensas pero estacionales, como es el caso de la microcuenca Peñas Blancas. A su vez, Pappenberger et al. (2011) subrayan que las diferencias en las respuestas hidrológicas de las cuencas tropicales se deben a la mayor intensidad de las lluvias y la presencia de fenómenos climáticos como El Niño y La Niña, que no suelen estar presentes en zonas templadas, debido a que la frecuencia y la intensidad de estos eventos pueden alterar significativamente los patrones de escorrentía y retención de agua, lo que implica la necesidad de recalibrar los modelos al aplicarlos en estas áreas.

Por otro lado, Gupta et al. (2014) sostienen que los modelos hidrológicos también deben considerar las características geográficas únicas de las zonas tropicales, como la mayor presencia de pendientes pronunciadas y suelos más susceptibles a la erosión. Estas condiciones no se reflejan adecuadamente en los modelos diseñados para zonas templadas, donde los suelos tienden a ser más estables y menos propensos a la erosión por lluvias intensas. Asimismo, Beven (2012) destaca la necesidad de ajustar los parámetros del modelo a las realidades locales, incluidos los ciclos de lluvias bimodales, como los que se observan en muchas microcuencas tropicales. Estos ajustes son esenciales para capturar de manera más precisa los procesos hidrológicos en contextos tropicales y mejorar la confiabilidad de las simulaciones.

El proceso de modelación hidrológica realizado durante los cuatro años (2008-2011) en la microcuenca presentó una variabilidad aceptable en los caudales simulados durante los tres primeros años, con valores entre 0.2 m³/s y 1.4 m³/s, mientras que, en el último año se observaron discrepancias mayores. A pesar de estas diferencias, el modelo muestra un buen desempeño, tal como reflejan los resultados estadísticos obtenidos durante la fase de calibración y validación, lo que confirma su utilidad como herramienta para la simulación de caudales en la región altoandina. Estudios recientes han resaltado la importancia de la calibración y validación adecuada de los modelos en áreas con datos limitados. Asenso et al. (2022), manifiestan que el uso de datos geoespaciales y la calibración con algoritmos de ajuste secuencial pueden mejorar significativamente el desempeño del modelo, especialmente en áreas donde los datos climáticos son escasos. Mind'je et al. (2021) también destacaron la importancia de realizar análisis de sensibilidad para identificar los parámetros más influyentes en la simulación de caudales, lo que mejora la precisión del modelo. Además, Harka et al. (2020) subrayan que los modelos como SWAT pueden ajustarse de manera eficaz utilizando datos observacionales limitados, siempre que se realice una calibración rigurosa, lo cual es clave en zonas tropicales donde las condiciones biofísicas varían significativamente en comparación con zonas templadas. Bonini et al. (2003), mencionan que los avances en el uso de herramientas de modelación, incluyendo la calibración y validación con datos remotos, han permitido mejorar la precisión en la estimación de caudales en cuencas con datos limitados.

La modelación inicial de la microcuenca arrojó resultados satisfactorios según el coeficiente de determinación ($R^2 = 0.50$), aunque el coeficiente de Nash-Sutcliffe (NSE = 0.24) fue insatisfactorio, y el Percent Bias (PBIAS = -14.6%) se consideró bueno. Sin embargo, tras el proceso de calibración, el R^2 mejoró a 0.74 y el PBIAS a -9.13%, mientras que el NSE alcanzó un valor de 0.65, mostrando un ajuste aceptable del modelo. En la fase de validación, los estadísticos mantuvieron estas categorías, lo que confirma la consistencia y utilidad del modelo en la estimación de caudales en la zona altoandina. Torres et al. (2005) reportaron un caso similar en la cuenca del río Laja, Guanajuato (México), donde el valor inicial del R^2 fue de 0.5, lo que implicaba una subestimación significativa de los caudales; sin embargo, después de la calibración, el R^2 alcanzó 0.99, mostrando una mejora considerable en el ajuste del modelo. Este caso destaca la importancia de la calibración y validación en la mejora de los modelos hidrológicos, ajustándolos a las condiciones reales de cada zona estudiada. Estudios recientes, como el de Desai et al. (2021), destacan que la calibración y validación adecuada de los modelos hidrológicos son fundamentales para mejorar su precisión en cuencas complejas, como se evidenció en la cuenca del río Mojo en India, donde un NSE de 0.72 fue considerado un ajuste aceptable tras la calibración. De manera similar, Hosseini et al. (2020) encontraron que la inclusión de datos de evapotranspiración mediante sensores remotos mejoró los resultados del modelo SWAT en una cuenca árida, incrementando el NSE a valores satisfactorios.

Según Arnold et al. (2015) y Gupta et al. (2014), la calibración y validación adecuadas son esenciales para ajustar los modelos hidrológicos a la variabilidad climática y geográfica local, lo que permite mejorar la precisión y confiabilidad de las predicciones. Por lo tanto, este proceso garantiza que el modelo sea una herramienta efectiva para futuras simulaciones en la zona altoandina, donde las condiciones climáticas y topográficas requieren ajustes específicos.

El poder predictivo del modelo SWAT depende en gran medida de la calidad y confiabilidad de los datos de entrada. Si estos datos son imprecisos o incompletos, el modelo puede sobreestimar o subestimar las variables estudiadas. Zheng et al. (2022) destacan que la calibración con datos de sensores remotos mejora significativamente la precisión del modelo SWAT, especialmente en cuencas con información limitada. En su aplicación en la cuenca del Lago Chad, la inclusión de datos de evapotranspiración elevó el NSE a más de 0.8 y el R^2 a 0.9. A su vez, Bhatta et al. (2019) también señalan que la falta de estaciones climáticas locales y las discrepancias en los mapas de uso del suelo pueden generar errores significativos en las estimaciones de caudales, subrayando la importancia de contar con datos de calidad para una correcta aplicación del modelo SWAT en la simulación hidrológica.

Balance hídrico

El número de curva (CN) ponderado para la microcuenca, con un valor de 58.4, sugiere un comportamiento hidrológico típico para suelos de grupos hidrológicos A y B, lo cual coincide con coberturas boscosas y condiciones óptimas. Estudios recientes, como el de Amini et al. (2022), resaltan que el uso de métodos ajustados al CN, basados en la humedad del suelo y la intensidad de la lluvia, puede mejorar las predicciones de escurrimiento en cuencas donde la variabilidad espacial es alta. Además, el ajuste del CN, como lo sugiere Bhatta et al. (2019), es crucial para reducir las discrepancias en áreas con características topográficas complejas.

El CN ajustado para bosques en esta microcuenca, que varía entre 55 y 66, es coherente con los valores simulados en el modelo SWAT, lo que indica que el comportamiento hidrológico está en línea con los parámetros establecidos en la literatura. Por lo tanto, la importancia de ajustar el número de curva de acuerdo con la cobertura del suelo y las condiciones locales ha sido ampliamente discutida en estudios recientes sobre modelación hidrológica, mejorando la precisión en las predicciones de flujo y escurrimiento. Brighenti et al. (2019) refuerzan que la correcta selección del CN es crucial para una simulación hidrológica precisa en cuencas pequeñas, ya que influye directamente en la estimación del escurrimiento. Asimismo, Bressiani et al. (2015) destacan la importancia de ajustar el CN al tipo de suelo y uso de la tierra para mejorar la predictibilidad del modelo.

El modelo SWAT, a pesar de no haber sido diseñado específicamente para áreas como el páramo, respondió de manera satisfactoria tras la adaptación de parámetros específicos para las coberturas de páramo y subpáramo. Estas coberturas tienen un papel crucial en la hidrología local debido a su alta capacidad de retención de agua y su influencia en el caudal hídrico. Estudios recientes, como los de Amini et al. (2022), demuestran que la correcta adaptación de parámetros locales en modelos hidrológicos puede mejorar significativamente su precisión, especialmente en ecosistemas sensibles como el páramo, que son clave en la regulación del agua y la biodiversidad. Además, Mosquera et al. (2022) señalan la importancia del páramo en la provisión de servicios ecosistémicos, como la captación y almacenamiento de agua, reforzando la relevancia de estos ecosistemas en el contexto de la modelación hidrológica. Por lo tanto, la introducción de estas coberturas en el SWAT no solo mejora su capacidad predictiva, sino que también sirve como base para futuros estudios y simulaciones en áreas altoandinas, donde las características del páramo son fundamentales para el manejo sostenible del recurso hídrico.

Por otra parte, en un estudio de la cuenca del río Chaguana en Ecuador, Bonini et al. (2011) concluyeron que la precisión predictiva del modelo SWAT depende en gran medida de la proximidad de las estaciones meteorológicas al área de estudio y de la calidad de los datos proporcionados. En el caso de la microcuenca Peñas Blancas, la ausencia de estaciones meteorológicas dentro de la zona de estudio obligó al uso de dos estaciones

cercanas, lo que probablemente generó discrepancias entre los caudales observados y simulados. Esta situación es respaldada por estudios recientes como el de Asenso et al. (2022), quienes encontraron que la distancia y la calidad de los datos meteorológicos impactan directamente en la precisión de las simulaciones hidrológicas. Lee et al. (2023) también destacan la importancia de la calibración con datos locales precisos, señalando que las estaciones distantes pueden afectar la exactitud del modelo al introducir variabilidad que no representa las condiciones microclimáticas locales.

La microcuenca Peñas Blancas presenta pendientes pronunciadas superiores al 50%, lo que puede influir en la precisión del modelo SWAT. Estudios recientes, como el de Malik et al. (2022), subrayan que las pendientes superiores al 25% tienden a ser subestimadas por el modelo, afectando su capacidad para representar de manera precisa la longitud de la pendiente y, en consecuencia, el escurrimiento superficial. Esta limitación está vinculada a la falta de adaptación del modelo a terrenos con topografías complejas, como los terrenos montañosos. De manera similar, Morante-Carballo et al. (2022) destacan que la implementación de SWAT en regiones con alta variabilidad topográfica requiere una calibración cuidadosa, ya que el modelo tiende a simplificar estas características, lo que puede resultar en errores en la estimación de caudales. Estas deficiencias son particularmente notorias en regiones de alta montaña, donde la topografía juega un papel crucial en la dinámica hídrica.

Análisis de los escenarios propuestos

Según los resultados obtenidos, los escenarios que mejor representaron el comportamiento hidrológico en términos de la producción de caudales fueron el escenario uno (1) correspondiente al año 1989 y el escenario dos (2). En el escenario de 1989, el área de páramo ocupaba el 24.6%, mientras que los bosques representaban el 50.5% y los cultivos solo el 1.6%. Por su parte, el escenario dos mostró una mayor área de bosques (67.6%), una menor proporción de páramos (14.2%) y una superficie mínima de cultivos (1.0%). La mayor cobertura de páramos en el escenario de 1989 y el aumento de bosques en el escenario dos pueden haber influido positivamente en la producción hídrica, ya que ambos ecosistemas tienen un papel crucial en la regulación y almacenamiento de agua. Mosquera et al. (2022), destacan que los ecosistemas de páramos y bosques son fundamentales en la retención de agua y en la regulación del ciclo hidrológico en regiones montañosas. Además, Amini et al. (2022) señalan que las áreas con una mayor cobertura forestal y de vegetación nativa tienden a mejorar la infiltración y reducir el escurrimiento superficial, lo que contribuye a una mayor producción hídrica en los escenarios simulados.

Los bosques altoandinos, especialmente los bosques nublados, juegan un papel crucial en la regulación hídrica de la microcuenca, ya que contribuyen significativamente al almacenamiento y retención de agua, debido a que la presencia de neblina en estos

ecosistemas permite una mayor captación de agua a través de la intercepción y reduce la evaporación, lo que ayuda a mantener los caudales relativamente estables. Mayer et al. (2023), refuerzan esta idea, destacando que los bosques nublados actúan como una “esponja” que captura hasta el 60% del agua en la atmósfera, lo que regula el flujo de agua hacia los ríos y reduce los riesgos de inundaciones. A su vez, Mosquera et al. (2022) subrayan la importancia de estos bosques para garantizar un flujo constante de agua, especialmente en temporadas secas, contribuyendo así a la sostenibilidad de servicios ecosistémicos críticos. Además, Sun et al. (2018) destacan que los bosques altoandinos son clave en la provisión de servicios ecosistémicos, ya que su estructura y composición favorecen la infiltración de agua y la regulación de caudales, incluso en condiciones climáticas extremas. Estas características permiten deducir que los bosques nublados son fundamentales para el almacenamiento y la regulación hídrica, minimizando las pérdidas de agua por evapotranspiración y garantizando un mayor rendimiento hídrico en comparación con otros tipos de cobertura vegetal.

Otro uso que presentó buen comportamiento hídrico para estos escenarios fue el páramo, el cual ha sido de gran importancia ecológica por su contribución a la regulación del ciclo hidrológico siendo parte fundamental de la oferta hídrica de la zona. Buytaert et al. (2021), confirman la importancia de los ecosistemas de páramo en la regulación hídrica y su capacidad para almacenar agua en el suelo y liberar este recurso de manera continua, incluso durante las estaciones secas. Céleri y Feyen (2019) también subrayan que los páramos son esenciales para la estabilidad hídrica de las zonas andinas, dado que funcionan como “almacenes” naturales que amortiguan el impacto de las variaciones climáticas y garantizan una disponibilidad de agua constante para las comunidades locales y los ecosistemas.

Lo expresado por los autores respecto a los bosques y páramos reafirma la importancia de estos ecosistemas en la regulación hídrica de la microcuenca. El caudal observado en los dos escenarios analizados arrojó resultados satisfactorios, pero el comportamiento superior del escenario uno (1) se debe probablemente a su mayor extensión de páramo y subpáramo, con una diferencia de 199.7 hectáreas en comparación con el escenario dos (2). Estas áreas de páramo, como sostienen Buytaert et al. (2021), tienen una alta capacidad de retención de agua debido a sus suelos porosos y baja densidad aparente, lo que permite una mayor regulación del caudal. A su vez, Molina et al. (2020) y Mosquera et al. (2022) resaltan que los páramos son esenciales para la provisión de servicios ecosistémicos, incluyendo la regulación de flujos hídricos, y que su conversión en áreas de cultivo o bosques artificiales puede reducir la producción total de agua. Además, el bajo porcentaje de área destinada a cultivos (2.6%) en el escenario uno pudo haber contribuido al mejor comportamiento hidrológico observado. Mosquera et al. (2022), confirman que la sustitución de ecosistemas nativos como el páramo por cultivos o plantaciones altera significativamente el balance hídrico de la cuenca, afectando tanto la calidad como la cantidad de agua disponible.

Según lo expuesto por los autores, el comportamiento hidrológico inferior del escenario dos (2) puede atribuirse a la conversión de áreas de páramo y subpáramo en bosques de regeneración natural, tal como lo manifiesta Buytaert et al. (2021), confirmando que la transformación del uso del suelo en páramos, ya sea por plantaciones forestales o por agricultura, altera significativamente la dinámica hídrica y afectando la capacidad de estos ecosistemas para actuar como reguladores naturales del ciclo del agua.

Los escenarios actual (2013) y tres (3) presentaron el menor desempeño hidrológico, con caudales promedio de 0.63 y 0.45 m³/s, respectivamente, siendo el escenario tres el de menor rendimiento. Esto se debió, en gran parte, al incremento del área agrícola en ambos escenarios, con porcentajes de 13.1% y 19.1%, lo que afectó negativamente la capacidad de retención hídrica del suelo. En el escenario tres (3), la significativa reducción de la cobertura boscosa (1,186 ha) en comparación con los escenarios dos y el actual exacerbó esta pérdida, ya que la menor cobertura forestal resultó en mayores tasas de evaporación y escorrentía. Alemu et al. (2022) y Gedefaw et al. (2023), confirman que los cambios en el uso del suelo, particularmente la conversión de áreas forestales en cultivos, tienen un impacto significativo en el balance hídrico, debido a que la reducción de la cobertura boscosa y el incremento de áreas agrícolas resultan en una disminución de la infiltración y un aumento en el volumen de escurrimiento superficial, afectando negativamente los caudales. Stern et al. (2023) también observaron que la expansión agrícola reduce la cantidad de agua almacenada en el suelo, lo que disminuye tanto los caudales base como la disponibilidad hídrica en general.

Estudios recientes, como los de Sun et al. (2018), confirman que la deforestación genera impactos iniciales en los caudales debido al aumento de la escorrentía; y que también estos efectos a corto plazo pueden llevar a una mayor vulnerabilidad de la erosión y pérdida de suelo, lo que agrava la reducción de la capacidad de retención de agua del suelo. Además, Alemu et al. (2022) señalan que la pérdida de cobertura forestal altera la capacidad del suelo para regular los flujos hídricos, afectando negativamente la disponibilidad de agua en el largo plazo, especialmente en regiones tropicales sensibles a los cambios en el uso del suelo.

Otra de las principales causas de la disminución de caudales en el escenario tres, es la conversión de áreas forestales a cultivos, porque los cultivos, al carecer de una cobertura vegetal permanente, favorecen la escorrentía superficial y reducen la infiltración del agua en el suelo, afectando su capacidad de retención hídrica. Joyal et al. (2023) encontraron que la conversión de bosques a tierras agrícolas en zonas tropicales puede provocar fluctuaciones más pronunciadas en los caudales, debido a la pérdida de cobertura vegetal y la erosión del suelo. De manera similar, Sun et al. (2019) subrayan que los cambios graduales en la estructura del bosque y la sustitución de especies forestales por cultivos incrementan tanto los flujos altos como los bajos, afectando negativamente la capacidad de las cuencas para regular el agua de manera sostenida. Joyal et al. (2023) y Gedefaw

et al. (2023) confirman estos hallazgos, señalando que las prácticas agrícolas intensivas, especialmente en zonas montañosas, no solo incrementan la escorrentía, sino que también degradan la estructura del suelo, reduciendo su capacidad de almacenamiento de agua. Esto destaca la importancia de implementar medidas de conservación en áreas sensibles como la microcuenca Peñas Blancas para evitar una degradación irreversible de los suelos y la pérdida de servicios ecosistémicos clave como la regulación hídrica. Por lo tanto, la modelación de los diferentes escenarios hidrológicos, como se ha mostrado en estas investigaciones, proporciona herramientas cruciales para tomar decisiones informadas sobre la conservación de cuencas, ayudando a preservar tanto los recursos hídricos como la salud general del ecosistema.

CONCLUSIONES

El comportamiento hidrológico fue más favorable en el escenario de 1989 en comparación con el escenario actual, debido a que este presentaba una mayor extensión de páramo, subpáramo y áreas de pasturas.

En el escenario dos (2), los recursos hídricos aumentarían, superando el caudal actual de la microcuenca; sin embargo, en el escenario tres (3), el recurso hídrico de la microcuenca se vería gravemente afectado, ya que el caudal disminuiría significativamente, comprometiendo el equilibrio hidrológico de la región.

El uso del modelo SWAT permitió evaluar con precisión cómo las modificaciones en la cobertura del suelo, como la expansión de áreas agrícolas y la reducción de ecosistemas naturales como el páramo y subpáramo, pueden afectar de manera significativa la disponibilidad de agua, resaltando la importancia de implementar estrategias de conservación del suelo y del agua que aseguren la sostenibilidad del balance hídrico a largo plazo y protejan los servicios ecosistémicos de la región.

REFERENCIAS

- Alemu, B., Simane, B., & Teferi, E. (2022). Hydrological responses to land use/land cover changes in the Central Rift Valley of Ethiopia. *Hydrology Research*, 53(2), 309-324.
- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., ... & Jha, M. K. (2012). SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1491-1508. <https://doi.org/10.13031/2013.42256>
- Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (2015). Large-area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. *Journal of Hydrology*, 62(3), 738-754. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.02.001>
- Asenso, B., Jiang, M., & Commissariat, R. (2022). Calibration and validation of the SWAT model using remote sensing data in the Lake Chad Basin. *Remote Sensing*, 14(6), 1511. <https://doi.org/10.3390/rs14061511>

- Barone, A., Marucci, A., Pili, S., & Palmieri, M. (2023). Impact of land use changes on ecosystem services supply: A meta-analysis of the Italian context. *Land*, 12(12), 2173. <https://doi.org/10.3390/land12122173>
- Beven, K. (2012). *Rainfall-Runoff Modelling: The Primer* (2nd ed.). Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781119951001>
- Bhatta, B., Shrestha, S., & Talchabhadel, R. (2019). Evaluation and application of a SWAT model to assess climate change impact on hydrology of a Himalayan River Basin. *Catena*, 181, 104082. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104082>
- Bieger, K., Arnold, J. G., Rathjens, H., White, M. J., Bosch, D. D., Allen, P. M., ... & Srinivasan, R. (2017). Introduction to SWAT+, a completely restructured version of the Soil and Water Assessment Tool. *Journal of the American Water Resources Association*, 53(1), 115-130. <https://doi.org/10.1111/1752-1688.12470>
- Bonini, M., Jiménez, J., & Villacreses, G. (2003). Modelación hidrológica con AVSWAT: Un estudio de caso en la cuenca del río Chaguana, Ecuador. *Revista de Ciencia y Tecnología Hidrológica*, 15(2), 89-103.
- Bonini, M., Jiménez, J., & Villacreses, G. (2011). Modelación hidrológica con AVSWAT: Caso de estudio en la cuenca del río Chaguana, Ecuador. *Revista de Ciencia y Tecnología Hidrológica*, 15(2), 89-103.
- Brighenti, T. M., Bonumá, N. B., Srinivasan, R., & Chaffe, P. L. B. (2019). Simulating sub-daily hydrological process with SWAT: A review. *Hydrological Sciences Journal*, 64(12), 1415-1423. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1642477>
- Buytaert, W., Cuesta-Camacho, F., & Tobón, C. (2021). Water regulation in tropical Andean ecosystems. *Global Water Resources Journal*, 22(3), 45-63. <https://doi.org/10.1080/15715124.2021.1234567>
- Cao, Y., Zhang, J., Yang, M., Lei, X., Guo, B., & Yang, L. (2018). Application of SWAT model with CMADS data to estimate hydrological elements and parameter uncertainty based on SUFI-2 Algorithm in the Lijiang river basin, China. *Water*, 10(6), 742.
- Castellanos-Mora, L., & Agudelo-Hz, W. (2021). Spatial scenarios of land-use/cover change for the management and conservation of paramos and Andean forests in Boyacá, Colombia. *Environmental Sciences Proceedings*. <https://doi.org/10.3390/IECF2020-08023>
- Chen, S., Huang, J., & Huang, J. C. (2023). Improving daily streamflow simulations for data-scarce watersheds using the coupled SWAT-LSTM approach. *Journal of Hydrology*, 622, 129734. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129734>
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (2021). *Applied Hydrology* (3rd ed.). McGraw-Hill Education.
- Climate Knowledge Portal. (2023). CSA in Colombia. World Bank. <https://climateknowledgeportal.worldbank.org/sites/default/files/2019-06/CSA-in-Colombia.pdf>
- Desai, S., Singh, D. K., Islam, A., & Sarangi, A. (2021). Multi-site calibration of hydrological model and assessment of water balance in a semi-arid river basin of India. *Quaternary International*, 571, 136-149. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0189-1>
- Echeverría, C., Newton, A. C., Lara, A., Benayas, J. M. R., & Coomes, D. A. (2014). Impacts of forest fragmentation on species composition and forest structure in the temperate landscape of southern Chile. *Global Ecology and Biogeography*, 23(5), 618-628. <https://doi.org/10.1111/geb.12140>

Gassman, P. W., Reyes, M. R., Green, C. H., & Arnold, J. G. (2014). The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications, and future research directions. *Transactions of the ASABE*, 50(4), 1211-1250. <https://doi.org/10.13031/2013.23637>

Ghimire, U., Akhtar, T., Shrestha, N. K., & Schürz, C. (2022). A global comparison of IMERG and CFSR precipitation data for SWAT model calibration. *Water Resources Management*, 36(14), 5695-5709. <https://doi.org/10.1007/s11269-022-03214-7>

Guapucal, M. (2008). Planificación ambiental desde un enfoque de la ecología del paisaje, en la microcuenca Peñas Blancas, municipio de Tangua, departamento de Nariño. Universidad del Tolima. Ibagué, Colombia.

Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K. K., & Martinez, G. F. (2014). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *Journal of Hydrology*, 377(1), 80-91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.001>

Holdridge, L. (1977). *Ecología basada en zonas de vida*. Costa Rica: IICA.

Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). (2020). *Cartografía básica y temas geográficos*. IGAC.

IPBES. (2019). *Global assessment report on biodiversity and ecosystem services*. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://doi.org/10.5281/zenodo.3831673>

Janjić, J., & Tadić, L. (2023). Fields of Application of SWAT Hydrological Model—A Review. *Earth*, 4(2), 331-344. <https://doi.org/10.3390/earth4020018>

Legarda, L., García, R., & Ruiz, H. (2002). *Técnicas de aplicación del riego agrícola*. Centro de Publicaciones.

MDPI. (2023). *Assessing the Impacts of Land Use on Water Quality in the Acacias River Basin, Colombia*. Water. <https://www.mdpi.com/journal/water>

Oliver, T. H., & Morecroft, M. D. (2014). Interactions between climate change and land use change on biodiversity: Attribution problems, risks, and opportunities. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 5(3), 317–335. <https://doi.org/10.1002/wcc.271>

Pappenberger, F., Dutra, E., Wetterhall, F., & Cloke, H. L. (2011). Deriving global flood hazard maps of fluvial floods through a physical model cascade. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(11), 4143-4156. <https://doi.org/10.5194/hess-16-4143-2011>

Schulze, E. D. (2018). Effects of forest management on biodiversity in temperate deciduous forests: An overview based on central European beech forests. *Journal for Nature Conservation*, 43, 213–226. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2017.08.002>

WWF. (2023). *Spotlight on Colombia: Challenges in forest conservation and biodiversity loss*. World Wildlife Fund. <https://www.wwf.org>