

DOI: 10.24850/j-tyca-2026-05-11

Artículos

**Efecto de obras de cosecha de agua en el balance
hídrico de una microcuenca del Corredor Seco de
Nicaragua, usando el modelo hidrológico SWAT**

**Effect of water harvesting structures on the water
balance of a micro-watershed in the Corredor Seco of
Nicaragua using the SWAT hydrological model**

Adania Matus¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-3395-7382>

Ney Ríos², ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7785-4413>

Laura Benegas³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1890-0213>

¹Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba,
Costa Rica, adania.matus@catie.ac.cr

²Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba,
Costa Rica, ney.rios@catie.ac.cr

³Centro Agronómico de Investigación Tropical y Enseñanza, Turrialba,
Costa Rica, laura.benegas@catie.ac.cr

Autora para correspondencia: Adania Matus, adania.matus@catie.ac.cr

Resumen

Este estudio evaluó el efecto hidrológico del incremento en el número de obras de cosecha de agua por escorrentía superficial (OCAS) en la microcuenca Quebrada Sucia, ubicada en el Corredor Seco de Nicaragua. Se utilizó el modelo hidrológico SWAT para simular una condición base sin obras y tres escenarios adicionales, considerando aumentos del 25 y 50 % en la densidad de OCAS, con un periodo de análisis comprendido entre 2001 y 2019. Los resultados muestran incrementos significativos en variables clave del balance hídrico, con aumentos máximos del 23 % en la recarga subterránea, 20 % en la percolación y 15 % en la humedad del suelo en el escenario con mayor implementación (50 %). Las coberturas vegetales naturales, especialmente pastos y arbustos, presentaron las respuestas hidrológicas más favorables, mientras que las áreas agrícolas y urbanizadas mostraron variaciones moderadas. En conjunto, los resultados evidencian que la incorporación progresiva de OCAS promueve los procesos de infiltración y recarga subterránea, mejorando la retención hídrica y fortaleciendo la resiliencia de microcuencas semiáridas del Corredor Seco.

Palabras clave: lluvia, almacenamiento de agua, equilibrio hídrico, escorrentía, agua subterránea, cuenca fluvial, zona árida, humedad del suelo, modelo matemático, SWAT, Nicaragua.

Abstract

This study evaluated the hydrological impact of increasing the number of runoff water harvesting structures (OCAS) in the Quebrada Sucia micro-watershed, located in the Corredor Seco of Nicaragua. The SWAT hydrological model was used to simulate a baseline scenario without

structures and three additional scenarios: one with existing OCAS, one with a 25 % increase, and a final scenario with a 50 % increase in the number of these structures, over the period 2001-2019. Results revealed significant increases in the evaluated hydrological variables, highlighting maximum increases of up to 23 % in groundwater flow, up to 20 % in percolation, and at least 15 % in soil moisture for the scenario with the greatest implementation (50 % increase). Natural vegetation covers, such as grasslands and shrublands, showed the most favorable hydrological responses, while agricultural crops and urban areas registered moderate increases. These findings confirm that runoff water harvesting structures play a crucial role in enhancing internal redistribution and water retention in semi-arid regions such as the Corredor Seco.

Keywords: rain, water storage, water balance, runoff, groundwater, river basins, arid zones, soil moisture, mathematical models, SWAT, Nicaragua.

Recibido: 17/12/2024

Aceptado: 24/12/2025

Publicado *ahead of print*: 03/03/2026

Versión final: 01/09/2026

Introducción

La gestión sostenible del agua se ha posicionado como uno de los mayores retos globales del siglo XXI, dado que el aumento de la demanda y la intensificación de los fenómenos extremos, especialmente la sequía,

amenazan la disponibilidad hídrica a largo plazo (Barnett & Pierce, 2009; Kundzewicz *et al.*, 2008) En regiones áridas y semiáridas, como el Corredor Seco de Nicaragua, estas dinámicas se agravan por patrones de precipitación irregulares y la creciente presión de actividades agrícolas y ganaderas (Cotler *et al.*, 2007).

En el Corredor Seco, la "canícula", entendida como un periodo en el que se registra una disminución significativa de las precipitaciones entre el 15 de julio y el 15 de agosto, conduce a una prolongación de las condiciones de baja humedad, lo que incrementa la vulnerabilidad frente a eventos de sequía asociados con el ENOS. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO, por sus siglas en inglés), la sequía es un fenómeno natural complejo que puede manifestarse en cualquier clima y cuyos impactos socioeconómicos varían según las condiciones locales. La agricultura es el sector más afectado, pues enfrenta reducciones en la productividad de cultivos, pastos y bosques, además de una disminución en la disponibilidad de recursos hídricos. En este contexto, las familias campesinas, que dependen casi en su totalidad del agua de lluvia, enfrentan serias limitaciones para mantener su seguridad alimentaria y sus medios de vida rurales (Bendaña, 2018; WFP, 2018).

Para mitigar estos impactos y con el fin de superar el desajuste entre la disponibilidad y demanda natural del agua, ocasionada por el cambio climático, el proyecto adaptación de la agricultura al cambio climático a través de la cosecha de agua en Nicaragua 2019, cofinanciado por la Cooperación Suiza en América Central (COSUDE) y el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), facilitó el

establecimiento de obras de cosecha por escorrentía de tipo reservorio, como práctica de adaptación ante la variabilidad y cambio climático.

Las obras de cosecha de agua (OCAS) consisten en infraestructuras construidas estratégicamente en zonas con un adecuado potencial hídrico superficial, aprovechando los canales y desagües naturales del terreno para captar, dirigir y almacenar las aguas provenientes de lluvias durante la época húmeda (Ríos & Benegas-Negri, 2022). El agua acumulada en estos reservorios es posteriormente utilizada para garantizar el riego agrícola durante la época seca.

Como parte de un cobeneficio además de productivo, las obras de cosecha de agua también pretenden mejorar la disponibilidad, captación, retención, almacenamiento (superficial, subsuperficial o subterráneo) y regulación de las aguas de lluvias que precipitan en la cuenca, creando una mayor reserva de agua local o escorrentías menos abruptas y más regulares (Maldonado & Vidal, 2018). En este sentido, un amplio conocimiento técnico para aprovechar al máximo las escasas lluvias que caen y la cantidad de escorrentía que se genera conllevará a una mejor gestión del recurso hídrico, sobre todo cuando se pretenden establecer cultivos de subsistencia en zonas vulnerables.

Por lo tanto, comprender los efectos de las diferentes escalas de implementación de obras de cosecha de agua antes de su intensificación resulta crucial para la sostenibilidad en una cuenca fluvial. No obstante, la literatura carece de estudios que simulen de forma acumulativa la progresiva incorporación de estas intervenciones en cuencas del trópico seco centroamericano utilizando el modelo SWAT. Asimismo, no siempre se dispone de conocimientos claros sobre cómo estas estructuras

interactúan con el ciclo hidrológico general a nivel de cuenca, por lo que se requiere un mayor esfuerzo de investigación en estas áreas.

El presente estudio plantea evaluar el efecto de incrementar el número de obras de cosecha de agua por escorrentía superficial (OCAS) sobre las variables hidrológicas clave (almacenamiento de agua subterránea, humedad del suelo y percolación profunda), mediante la aplicación del modelo hidrológico SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*). Adicionalmente, se analiza cómo varía dicho efecto en función del uso y cobertura del suelo presente en la microcuenca. Con ello se busca determinar si el aumento en la implementación de estas estructuras produce cambios significativos en el balance hídrico general y cómo estos cambios pueden ser diferenciados según las características específicas de cada tipo de uso y cobertura del suelo en la microcuenca Quebrada Sucia.

Materiales y métodos

El estudio se ubica en la microcuenca Quebrada Sucia, que pertenece a la subcuenca del río Inalí, cuenca del río Coco, en el departamento de Madriz en Nicaragua; comprende una superficie territorial de 14.58 km² (1 458 ha). Geográficamente, se ubica entre las coordenadas 13.45 latitud norte, -86.65 longitud oeste y 13.40 latitud norte, -86.59 longitud oeste; limita al norte con la microcuenca río San Pedro y municipio de Somoto, al sur con el río El Coralillo, al este con la subcuenca Aguas Calientes y al oeste con la subcuenca del río La Camaira (Figura 1).

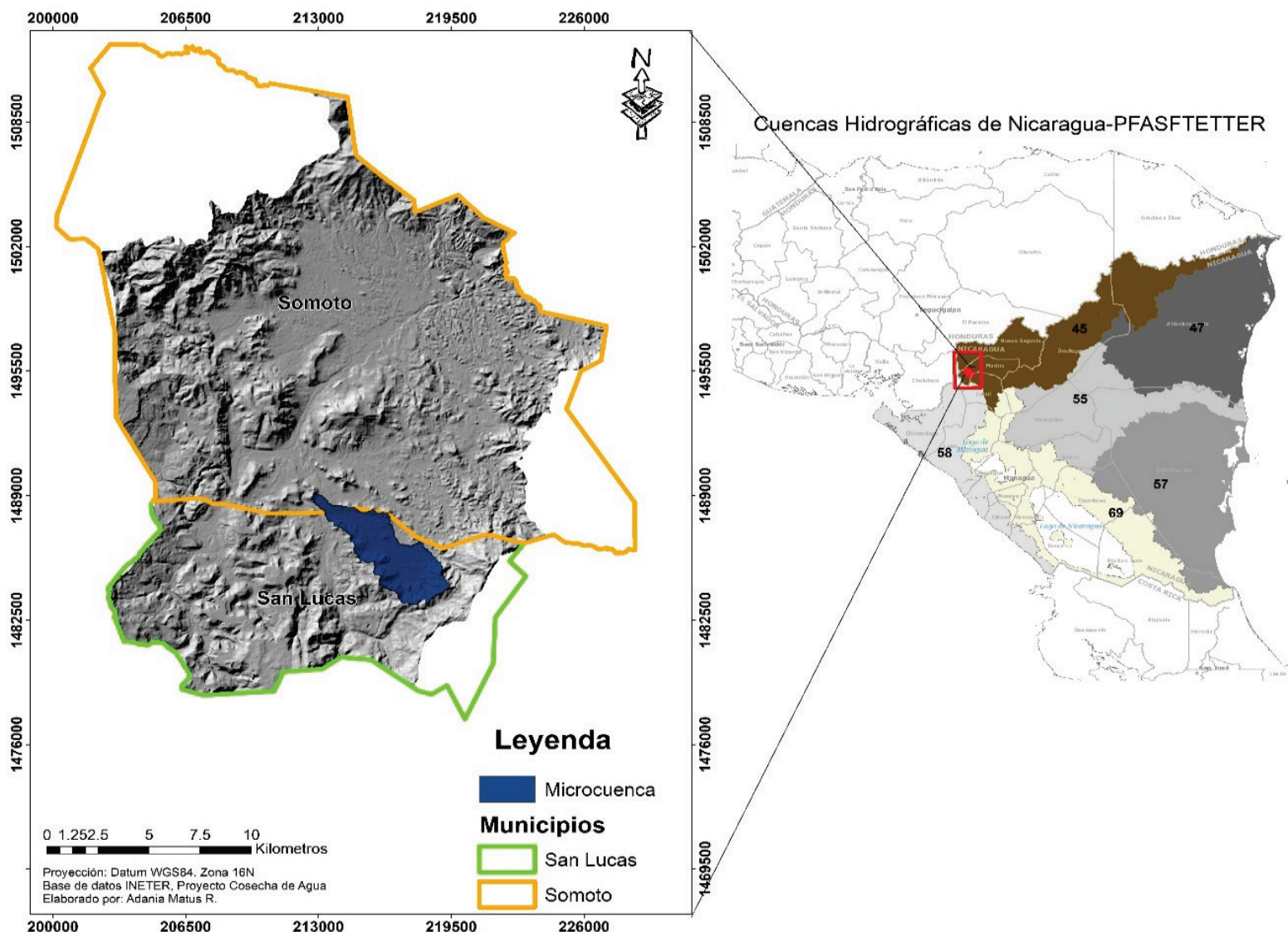


Figura 1. Ubicación geográfica de la microcuenca Quebrada Sucia, Somoto, Nicaragua.

El clima, según datos del servicio mundial de datos meteorológicos para el agua (W3S), cuenta con temperaturas máximas promedio que varían entre los 30 y 35 °C y una mínima entre 20 y 25 °C; las precipitaciones registran un promedio mensual que varía entre 169 y 220

mm durante mayo y octubre, que corresponde al inicio de la temporada lluviosa en el país.

Configuración de la información geoespacial

Se utilizó un diseño de muestreo no probabilístico por conveniencia, elaborado a partir del análisis de información geoespacial secundaria, como topografía, uso y cobertura del suelo y textura, proporcionada por el Instituto de Estudios Territoriales (INETER-Nicaragua). Los datos climáticos se obtuvieron de estaciones meteorológicas globales por la Administración Nacional de Aeronáutica y Espacio de Estados Unidos (NASA, por sus siglas en inglés) y la ubicación de las obras de cosecha de agua se obtuvieron a través del proyecto cosecha de agua en Nicaragua. A continuación se describen cada uno de los datos empleados para el modelo.

Modelo de elevación digital (DEM)

El DEM constó con una resolución de espacial nativa de 5 x 5 metros obtenidos de *Alos Palsar/ASFData Search VERTEX*. Previamente se había procedido a la corrección del DEM a través de la herramienta *Fill Sinks* (Wang & Liu) en *SAGA 7.8.2*. Después se extrajo la red de drenajes y se definió el límite de la microcuenca.

Uso y cobertura del suelo

La distribución espacial de la cobertura y el uso del suelo se obtuvo de la cartografía de INETER 2018 en formato vector. La capa vectorial clasifica nueve tipos de categorías de uso del suelo, los cuales posteriormente fueron reclasificados, tomando en cuenta las categorías equivalentes de SWAT.

Textura del suelo

Los archivos espaciales y tabulares de suelo requeridos por el modelo de SWAT se elaboraron con base en la información proporcionada por INETER (2020) en formato vector. A partir de estos datos, se identifican ocho subgrupos de texturas a partir de las cuales se estimaron parámetros requeridos para *usersoil* del modelo SWAT (Tabla 1) para ello, se utilizaron el programa *Soil Water Characteristics* (SPAW-USDA), desarrollado por Saxton & Rawls (2006), y la herramienta *NumCur*, que facilitó la selección de números de curva para el cálculo de escurrimiento. Ambas herramientas permitieron estimar variables edáficas no contempladas en las fuentes originales (Nachtergaele *et al.*, 2012).

Tabla 1. Parámetros requeridos para *usersoil* del modelo SWAT.

Textura	GRPHYD	SOL ZMX	SOL Z	SOL BD	SOL AWC	SOL K	SOL CBN	SOL ALB	USLE K
Franco-arenoso	B	400	250	1.59	0.08	44.45	0.29	0.491	0.166
Franco-arenoso	D	1-500	400	1.26	0.13	6	3.48	0.054	0.117
Franco-arcilloso	C	2 150	160	85.2	1.78	0.3	1.74	0.18	0.128
Franco-arcilloso	C	1 800	300	71.67	1.86	0.75	4.35	0.029	0.125
Arcillo-limoso	D	675	100	78.81	1.78	0.22	2.03	0.147	0.146
Franco-arenoso	C	2 025	225	81.65	1.33	1.15	3.48	0.054	0.114
Franco-arcilloso-arenoso	C	1 400	300	82.22	1.53	0.42	3.48	0.054	0.113
Franco-arcilloso-arenoso	C	1 250	200	79.69	1.61	0.75	3.48	0.054	0.121

GRPHYD = grupo hidrológico.

SOL ZMX = máxima profundidad del perfil del suelo con presencia de raíces (mm).

SOL Z = profundidad desde la superficie del suelo hasta el fondo del horizonte (mm).

SOL BD = densidad real (Mg/m^3 OR g/cm^3).

SOL AWC = capacidad de disponibilidad del agua del horizonte de suelo ($\text{mm H}_2\text{O/mm soil}$).

SOL K = conductividad hidráulica saturada (mm/h).

SOL CBN = contenido de carbono orgánico (% del peso del suelo).

SOL ALB = albedo del suelo húmedo.

SOL EC = conductividad eléctrica (dS m).

USLE K = factor USLE de erodabilidad del suelo.

La estimación de erodabilidad del suelo de la ecuación universal de la pérdida de suelo (USLE_K) se calculó en Microsoft Excel con las fórmulas detalladas en el capítulo 22 del *Soil and water assessment tool input/output file documentation*, publicado por Neitsch *et al.* (2005). Su fórmula es:

$$KUSLE = \frac{0.00021 \cdot M^{1.14} \cdot (12 - OM) + 3.25 \cdot (c_{soilstr} - 2) + 2.5 \cdot (c_{perm} - 3)}{100}$$

Donde:

KUSLE = factor de erodabilidad del suelo.

M = parámetro del tamaño de las partículas.

OM = porcentaje de materia orgánica.

Csoilstr = código de la estructura del suelo en la clasificación del suelo.

Cperm = perfil de las clases de permeabilidad.

Conductividad hidráulica saturada en campo (Kfs)

El proyecto "Adaptación de la agricultura al cambio climático a través de la cosecha de agua", desarrollado en el Corredor Seco Centroamericano desde 2022, señala que la zona de captación de una obra de cosecha de agua por escorrentía suele abarcar áreas con potencial de drenaje hacia el reservorio. Dicha delimitación incorpora elementos naturales del paisaje, como microcanales y depresiones de drenaje, que favorecen la concentración del flujo superficial hacia el punto de almacenamiento. El reservorio, por su parte, constituye una estructura diseñada para captar y almacenar agua de lluvia; en la región, estas obras son generalmente semiexcavadas, con volúmenes promedio que oscilan entre 800 y 1 500 m³ y una superficie de aproximadamente 2 500 m², según datos del citado proyecto. Para la construcción de estas obras, los sitios seleccionados deben cumplir con ciertas características biofísicas, incluyendo pendientes adecuadas, tipo de suelo favorable y una cobertura vegetal compatible con su funcionamiento hidrológico.

La selección de los sitios de muestreo se realizó considerando la disponibilidad, accesibilidad y calidad de datos secundarios, que resultó en la elección de cinco obras de cosecha de agua (de un total de 13 existentes en la microcuenca). En dichos sitios se llevaron a cabo mediciones *in situ* mediante el uso de un infiltrómetro automatizado (SATURO), instrumento empleado para determinar la permeabilidad y la conductividad hidráulica saturada de campo (Kfs) del suelo. Este dispositivo permite evaluar la capacidad con la que el agua se mueve a través de espacios porosos o fracturas bajo condiciones de saturación de campo en función del tiempo. Durante las mediciones se utilizó un anillo de inserción de 5 cm de ancho y 14 cm de largo, diseñado específicamente para sitios con escasa cobertura vegetal, lo que reduce el impacto del anillo infiltrómetro y asegura la calidad de los datos obtenidos.

En el área de estudio se identificaron tres texturas de suelo, las cuales se describen en la Tabla 2, donde también se presentan los parámetros utilizados para la calibración del infiltrómetro, conforme a lo indicado en el manual del equipo (SATURO 2022) (METER Group, 2022).

Tabla 2. Calibración del infiltrómetro SATURO.

Textura del suelo	Tiempo de remojo (min)	Sistema de baja presión (cm)	Sistema de presión alta (cm)	Tiempo de espera a presión (min)	Ciclos de presión	Total del tiempo de corrida (min)
Arena arcillosa seca	25	5	10	15	3	115
Arena arcillosa húmeda	15	5	10	15	2	75
Franco limoso seco	30	5	15	20	3	150
Franco limoso húmedo	15	5	15	20	2	95
Arcilla seca (estructura pobre)	30	5	20	25	3	180
Arcilla húmeda (estructura pobre)	15	5	20	25	2	115
Arcilla seca (estructura fuerte)	25	5	10	20	3	145

Nota: se configuraron el tiempo de remojo y sistema de presión, infiltrómetro SATURO.

Clima

Se incorporaron en SWAT series diarias de precipitación, temperatura máxima y mínima. Los datos utilizados comprendieron registros para un periodo de 19 años (2001-2019).

En el área de estudio no existe una red densa de estaciones climáticas; por ende, los datos climáticos se obtuvieron a partir de datos globales meteorológicos de la plataforma *Global Weather Data for SWAT*. Se seleccionaron cuatro estaciones climáticas de acuerdo con la proximidad geográfica en la zona de estudio. Después simuló el comportamiento de la precipitación y la temperatura en la zona de estudio a través del modelo del macro clima WEN_user (Neitsch *et al.*, 2011).

Simulación de balance hídrico con SWAT

El modelo se implementó como una extensión QSWAT3 v1.6.5 de QGIS3.24.

Para la estimación del balance hídrico, el modelo de SWAT emplea la siguiente ecuación (Arnold *et al.*, 1998; Neitsch *et al.*, 2005):

$$SW_t = SW_0 + \sum (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw})$$

Donde:

SW_t = contenido final del agua del suelo en (mm H₂O) en (mm H₂O).

SW_0 = contenido inicial del agua del suelo en el día (mm H₂O).

cT = tiempo en días.

R_{day} = cantidad de precipitación en el día (mm H₂O).

Q_{surf} = cantidad de escorrentía superficial en el día (mm H₂O).

E_a = cantidad de evapotranspiración en el día (mm H₂O).

W_{seep} = cantidad de agua que percola en el perfil de suelo en el día (mm H₂O).

Q_{gw} = cantidad de flujo de retorno en un día (mm H₂O).

Estructura del procesamiento en SWAT

Datos de entrada

Incluyen información geoespacial, como modelos digitales de elevación (DEM), mapas de suelos, cobertura vegetal y datos climáticos (precipitación y temperatura) (Figura 2).

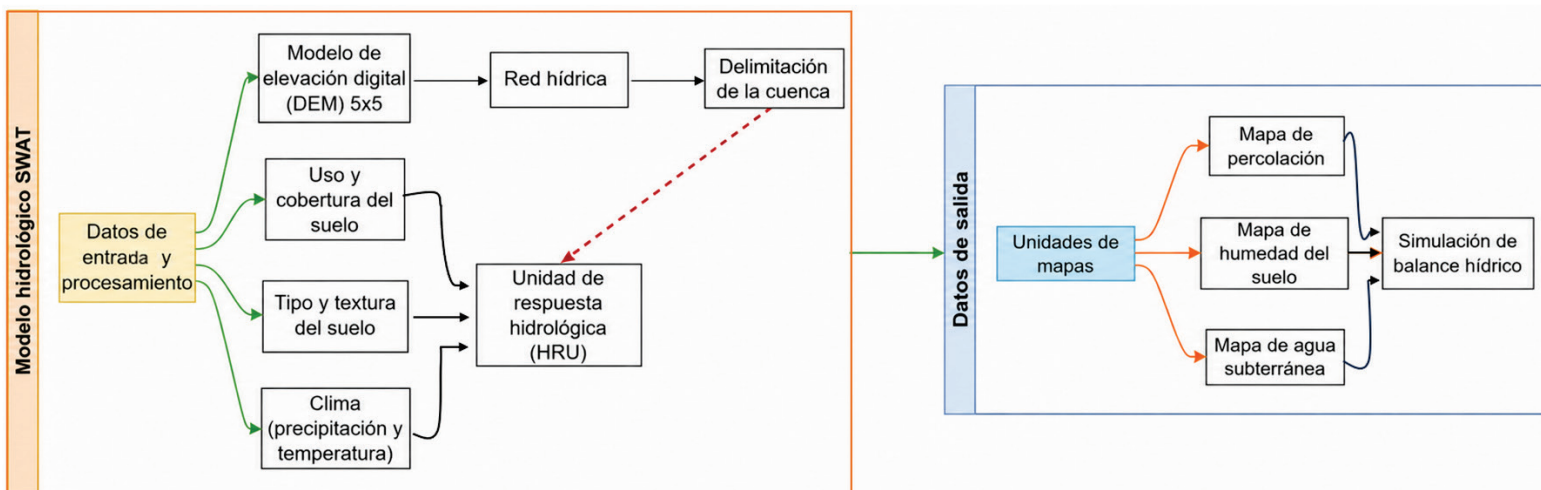


Figura 2. Esquema-resumen del procesamiento modelo de la SWAT.

Datos de entrada (DEM, suelo, cobertura, clima); procesamiento (red hídrica, cuenca, HRUs); simulación (mapas de escorrentía, percolación, agua subterránea, balance hídrico).

Procesamiento

El modelo SWAT simula los procesos físicos del ciclo hidrológico mediante la subdivisión de la cuenca en múltiples unidades de respuesta hidrológica (HRUs, por sus siglas en inglés). Estas unidades son áreas homogéneas en términos de características hidrológicas, como tipo de suelo, cobertura del suelo, uso de la tierra y topografía (Neitsch *et al.*, 2005; Dhami *et al.*, 2018; Dile *et al.*, 2019). Esta subdivisión permite capturar las variaciones espaciales en los procesos hidrológicos, mejorando la precisión del

modelo al representar diferencias significativas dentro de cada subcuenca.

Características de las HRUs

De acuerdo con Jodar-Abellan *et al.* (2018) y Neitsch *et al.*, 2002, las HRUs se definen como unidades territoriales con propiedades hidrológicas homogéneas determinadas principalmente por:

- **Tipo de suelo:** afecta la capacidad de infiltración, almacenamiento y percolación del agua.
- **Topografía:** incluye factores como pendiente, orientación y elevación, que influyen en la velocidad y dirección del flujo superficial.
- **Cobertura y uso del suelo:** define la cantidad de agua interceptada, evaporada y transpirada, así como la resistencia a la erosión del terreno.

Cada HRU tiene un conjunto único de parámetros que describen cómo el agua se mueve a través de sus componentes físicos y cómo interactúa con el suelo, las plantas y la atmósfera. Esto incluye procesos como:

- **Escurrimiento superficial:** movimiento del agua que no se infiltra y fluye hacia los cuerpos de agua superficiales (Llauca, 2023; Uribe, 2010).
- **Infiltración y percolación:** entrada del agua al suelo y su movimiento hacia capas más profundas, lo que contribuye a la recarga de acuíferos (Kraemer *et al.*, 2011).

- **Evapotranspiración:** pérdida de agua a la atmósfera a través de la evaporación y transpiración de las plantas.

Por medio de esta subdivisión en HRUs, el modelo es capaz de capturar las variaciones espaciales en los procesos hidrológicos a pequeña escala, lo cual permite una representación más precisa del balance hídrico.

Calibración del modelo

La simulación hidrológica en el área de estudio se definió con un periodo de 19 años, con un ajuste de tres años de calentamiento (NYSKIP), este periodo de equilibrio es especialmente necesario cuando la simulación principal es de corta duración para facilitar que se complete el ciclo hidrológico de manera adecuada (Neitsch *et al.*, 2002).

Para la estimación de la evapotranspiración, debido a que solo se disponía de datos de precipitación y temperatura, se seleccionó el método de Hargreaves (Hargreaves *et al.*, 1985) a partir de la información climática registrada por las estaciones climatológicas. Para el periodo de calibración y validación se establecieron tres años de calentamiento y una humedad del suelo inicial (FFCB) de 0.2.

Diseño de escenarios de incremento de obras de cosecha de agua

Mediante la herramienta geoespacial para la identificación de sitios potenciales de obras de cosecha de agua desarrollada por Ríos y Benegas-Negri (2022), se identificaron 189 sitios potenciales basados en la

topografía e hidrología de la zona de interés. A partir de estos resultados, se definieron tres escenarios para evaluar el impacto acumulativo de las obras a nivel de microcuenca. La primera simulación correspondió al escenario de referencia o línea base, sin intervención de obras de cosecha de agua de escorrentía superficial (OCAS) sobre la cual se construyeron y analizaron luego los otros escenarios incrementales.

Con el objetivo de resumir gráficamente los pasos metodológicos empleados, la Figura 3 presenta un diagrama que ilustra de forma clara el proceso de identificación, selección y análisis de los escenarios, los cuales fueron integrados de manera secuencial en el modelo hidrológico SWAT.

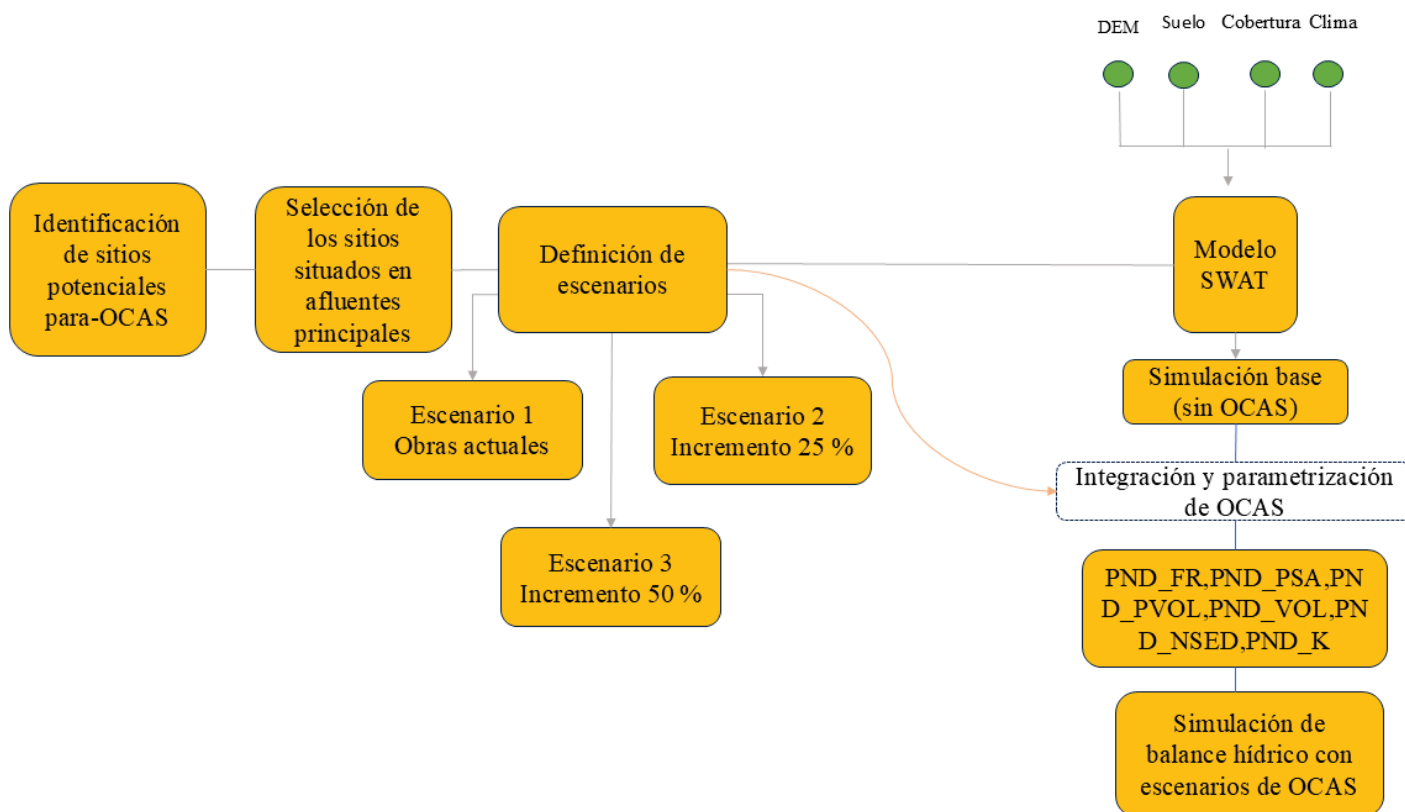


Figura 3. Diagrama resumen de métodos aplicados en la implementación de escenarios de incrementos de obras de cosecha de agua agregados a SWAT.

Tras realizar una primera simulación base (escenario de referencia), se procedió a integrar al modelo las obras de cosecha de agua por escorrentía (OCAS). Para cada uno de los escenarios planteados se estableció un umbral de escurrimiento de 10 hectáreas, con el objetivo de que el modelo generara una red de drenaje densa; esto permite la ubicación precisa de cada obra sobre un afluente definido.

El análisis del impacto de las OCAS se llevó a cabo bajo tres escenarios diferentes, los cuales se describen a continuación:

1. Escenario de referencia 1 (obras actuales)

Se tomaron como datos de entrada las 13 OCAS que actualmente están construidas dentro de la microcuenca.

2. Escenario 2 (incremento del 25 %)

En este escenario se seleccionó inicialmente el 25 % (47 OCAS) del total de sitios potenciales identificados previamente mediante la herramienta geoespacial. Después estos sitios se depuraron mediante el *software QGIS 3.24*, aplicando un *buffer* de 50 x 50 metros alrededor de la red de drenaje para asegurar la idoneidad de su ubicación. Este proceso resultó en la selección final de 22 OCAS.

3. Escenario 3 (incremento del 50 %)

Se replicó el procedimiento metodológico empleado en el escenario anterior, aumentando la selección inicial al 50 % de los sitios identificados (89 OCAS). Luego de aplicar la depuración espacial mediante QGIS, se obtuvo un total de 53 puntos idóneos para la simulación del establecimiento de las OCAS (Figura 4).

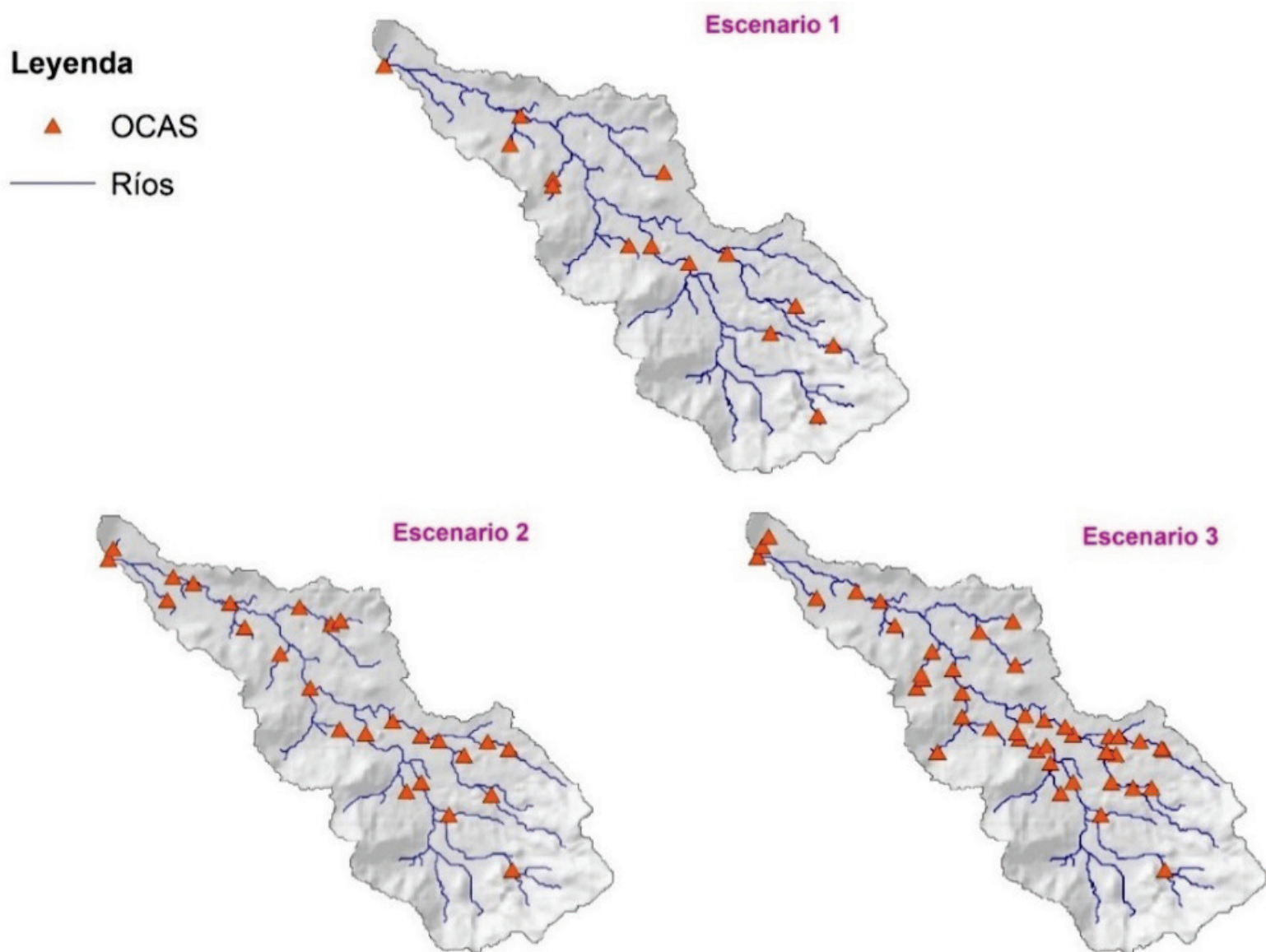


Figura 4. Identificación de nuevos sitios potenciales para obras de cosecha de agua (OCAS).

Parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía para el modelo de SWAT

La parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía en el modelo hidrológico SWAT se efectuó tomando como base las características físicas y operativas estándar de las estructuras implementadas en campo. Debido a que todas las obras cuentan con dimensiones y capacidades uniformes, se utilizaron parámetros constantes para las subcuencas consideradas.

En cuanto al parámetro de conductividad hidráulica (PND_K), que refleja la infiltración del suelo en las estructuras, se estimó con mediciones directas en campo realizadas en 5 de las 13 obras existentes. Estas cinco obras se seleccionaron considerando representatividad espacial y condiciones biofísicas similares. Los resultados obtenidos mostraron una variabilidad mínima entre los sitios muestreados, lo cual justificó el uso del promedio obtenido para extrapolar el valor de infiltración al resto de las obras no muestreadas. Así, se garantizó consistencia metodológica y representatividad en la parametrización general.

Cabe destacar que en la Tabla 3 presentada se muestra una cantidad limitada de subcuencas debido a que se dificulta su inclusión textual en el documento, aunque la parametrización descrita se aplicó de manera homogénea en todas las subcuencas y escenarios evaluados en el estudio.

Tabla 3. Parametrización de las obras de cosecha de agua por escorrentía, implementadas en el modelo de la SWAT.

Parámetros	Subcuencas		
	1	2	3
PND_FR porcentaje de la subcuenca cubierta de obras	0.3	0.3	0.3
PND_PSA (ha) superficie del estanque	0.25	0.25	0.25
PND_PVOL (10^4 m ³) volumen de agua que almacena la obra	80	80	80
PND_ESA (ha) altura al aliviadero de emergencia	0.5	0.5	0.5
PND_EVOL (10^4 m ³) volumen de agua al aliviadero de emergencia	150	150	150
PND_VOL (10^4 m ³) volumen de agua inicial	0	0	0
PND_SED (mg/l) sedimentos iniciales	0	0	0
PND_NSED (mg/l) sedimentos permanentes	714.56	705.29	692.60
PND_K (mm/h) conductividad hidráulica	165.13	165.13	165.13

Resultados

Uso y cobertura del suelo

La distribución espacial del uso y la cobertura del suelo en la microcuenca, representada en la Figura 5, revela un predominio marcado de pastos (RNGE) con 679.198 hectáreas (46.9 %) y vegetación arbustiva (RNGB) con 419.136 hectáreas (28.69 %) (Tabla 4). Por otro lado, los bosques latifoliados (FRST) y de pino (PINE) ocupan solo el 7.9 y 2 % del área total, respectivamente. Estas categorías se definieron siguiendo la metodología propuesta por el modelo hidrológico SWAT (Arnold *et al.*, 2012), utilizando una equivalencia de clases adaptada a la región y basada en capas vectoriales de referencia generadas por INETER (2018).

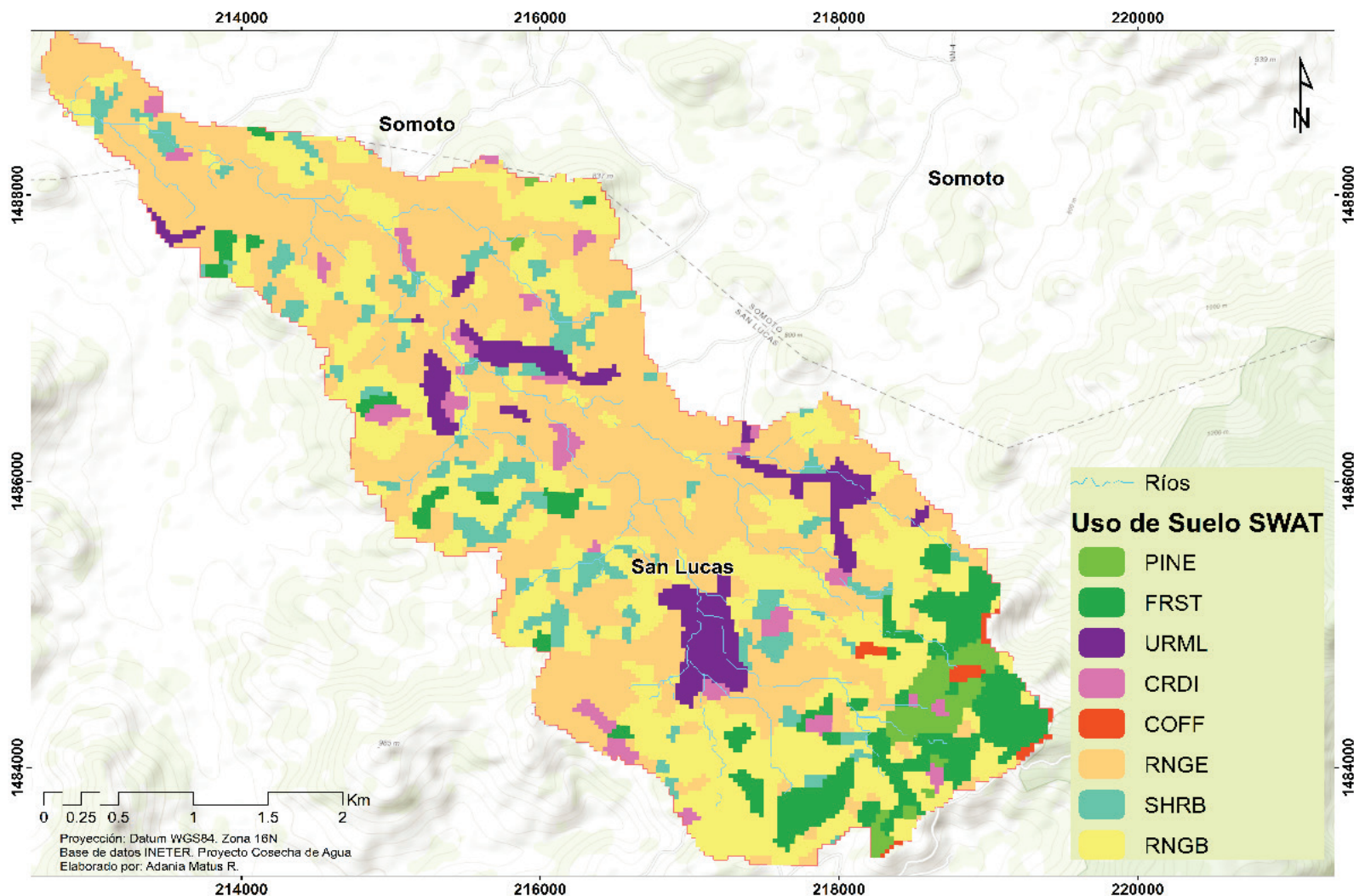


Figura 5. Uso y cobertura del suelo según categorías equivalentes de SWAT capa vectorial: INETER (2018).

Tabla 4. Categorías de uso de suelo-equivalencia (LUC, por sus siglas en inglés)-SWAT.

ID	Nombre de la clase	Equivalencia SWAT	Hectáreas
1	Bosque latifoliado	FRST	115.452
2	Bosque de pino	PINE	30.081
3	Centros poblados	URML	77.38
4	Cultivos anuales	CRDI	41.656
5	Cultivos perennes	COFF	6.483
6	Pasto	RNGE	679.198
7	Tacotal	SHRB	91.571
8	Vegetación arbustiva	RNGB	419.136

Descripción de las clases

Según el Instituto de Estudios Territoriales (INETER) se describen las clases de uso de suelo y cobertura del suelo del 2020, de la siguiente forma:

- **Bosque latifoliado:** superficies naturales con predominio de árboles maderables de hoja ancha (latifoliadas) mayores a 5 m de altura, con copas que cubren el 70 % o más de la superficie del suelo.
- **Bosque de pino:** superficies dominadas por la especie *Pinus* sp., con copas que cubren entre el 30 y 70 % de la superficie del suelo.
- **Centros poblados:** comprende el establecimiento de una población con patrones propios de poblamiento y el conjunto de sistemas de convivencia en un área físicamente localizada, considerando dentro de

la misma los elementos naturales, la infraestructura y el equipamiento que la integran.

- **Cultivos anuales:** superficies que están dedicadas a todo tipo de cultivos, tecnificados o no, cuyo ciclo vegetativo dura menos de un año, teniendo como característica fundamental que después de la cosecha es necesario volver a sembrar para seguir produciendo; en el caso de la microcuenca, se presentan cultivos de maíz y frijol.
- **Cultivos perennes:** sistemas agrícolas cuyo ciclo de siembra a cosecha es mayor de un año, produciendo varias cosechas sin necesidad de volver a plantar; para la microcuenca, este cultivo es el del café.
- **Pasto:** comprende las tierras cubiertas con hierba densa de composición florística, dominadas por la familia *Poaceae*, dedicadas al pastoreo permanente por un periodo de dos o más años. Incluye áreas de pasto cultivado, mejorado, pasto natural, pasto con maleza y pasto con árboles.
- **Tacotal:** cubierta mixta de arbustos, lianas y matorrales con presencia de árboles cuyas copas cubren alrededor del 10 al 30 % de la superficie del suelo, además de áreas de barbecho o descanso del sistema de subsistencia de corta y quema de la vegetación para cultivo.
- **Vegetación arbustiva:** superficies dominadas por especies de tallo leñoso sin copa definida, las cuales se ramifican cerca de la base y alcanzan alturas menores de 5 m.

Propiedades del suelo

La distribución de los tipos de suelo en la microcuenca muestra un predominio claro de los udic argiustolls, que abarcan una superficie de

620.87 hectáreas, lo que equivale al 44.16 % del área total (Figura 6). En menor proporción, pero aún significativos, se encuentran los typic eutropepts, con un 16.29 %, y los suelos vérticos, que cubren el 13.91 % del territorio.

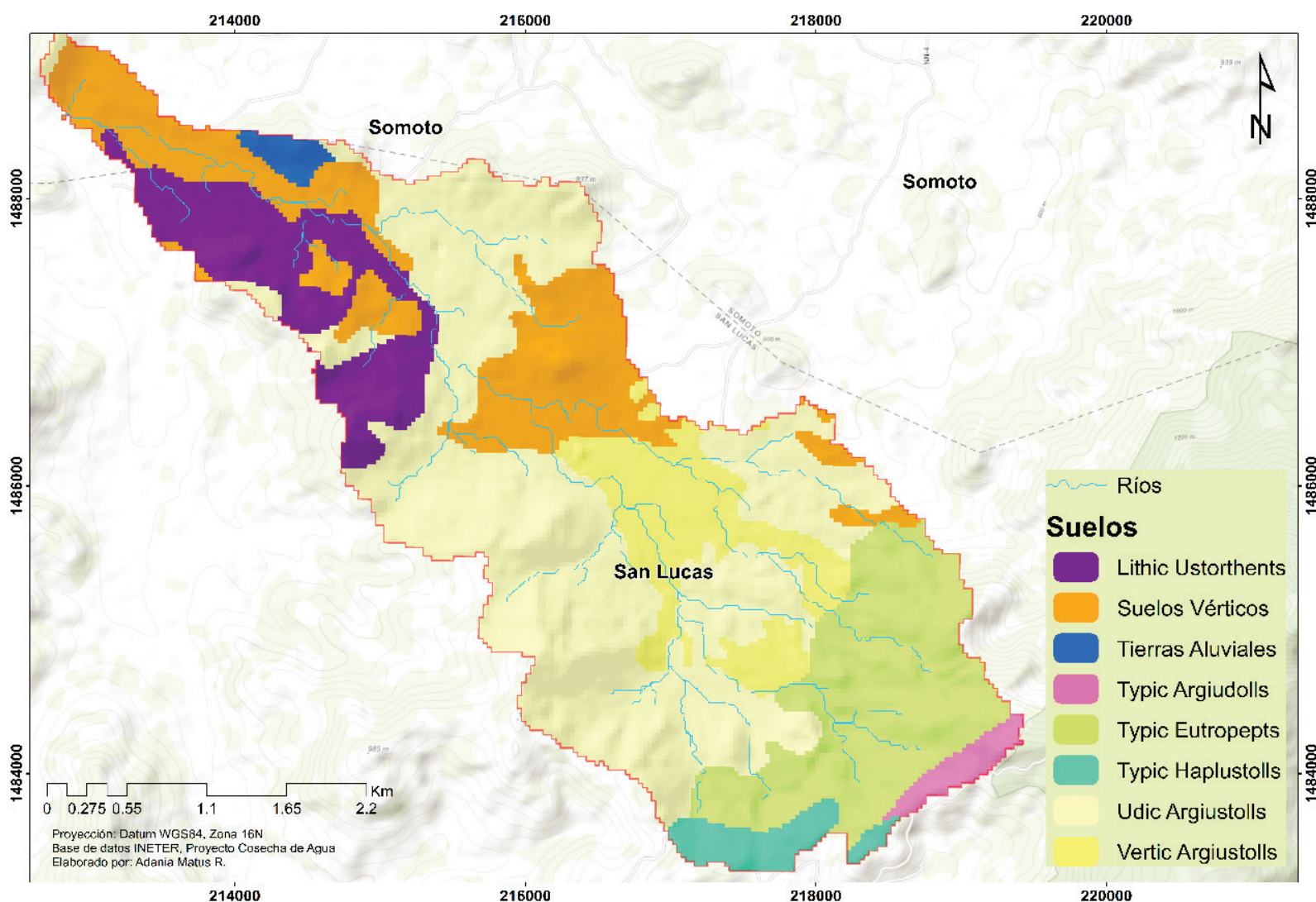


Figura 6. Clasificación de los suelos, microcuenca Quebrada Sucia.
Capa vectorial: INETER (2020).

Por su parte, los lithic ustorthents se distribuyen principalmente en el sector noreste de la microcuenca, en zonas de topografía más abrupta, aunque su extensión representa apenas el 10.59 % del área total. Otras unidades edáficas, como los typic argiudolls, typic haplustolls y las tierras aluviales, presentan una presencia más reducida, con coberturas individuales inferiores al 3 %.

Desde el punto de vista textural, predominan los suelos de tipo franco-arenosa, franco-limosa y franco-arcillo-arenoso (Tabla 5).

Tabla 5. Textura del suelo, microcuenca Quebrada Sucia.

Suelos	Código de SWAT	Textura	Porcentaje de área (%)
Lithic ustorthents	LITHUS	Franco-arenoso	10.59
Suelos vérticos	SUVER	Franco	13.91
Tierras aluviales	TIALU	Franco-arcilloso	0.97
Typic argiudolls	TYPARGI	franco-arcilloso	1.41
Typic eutrudepts	TYPEUTRO	arcillo-limoso	16.29
Typic haplustolls	TYPHAPLUS	franco-arenoso	2.62
Udic argiustolls	UDICARGI	franco-arcillo-arenoso	44.16
Vertic argiustolls	VERTIAR	franco-arcillo-arenoso	10

La clasificación de las unidades edáficas se realizó a partir de la capa vectorial de suelos proporcionada por INETER (2020), adaptando las clases al esquema de codificación del modelo SWAT (Arnold *et al.*, 2012),

con el fin de garantizar su compatibilidad en el análisis hidrológico de la microcuenca.

Simulación del balance hídrico

La caracterización climática de la microcuenca se presenta en la Figura 7, la cual muestra el climograma referencial para el periodo 2001-2019, construido a partir de datos promedio mensuales de precipitación y temperatura. En él se observa un patrón climático típicamente estacional, con una marcada diferencia entre los meses secos y lluviosos.

Climograma referencial microcuenca Quebrada Sucia 2001-2019

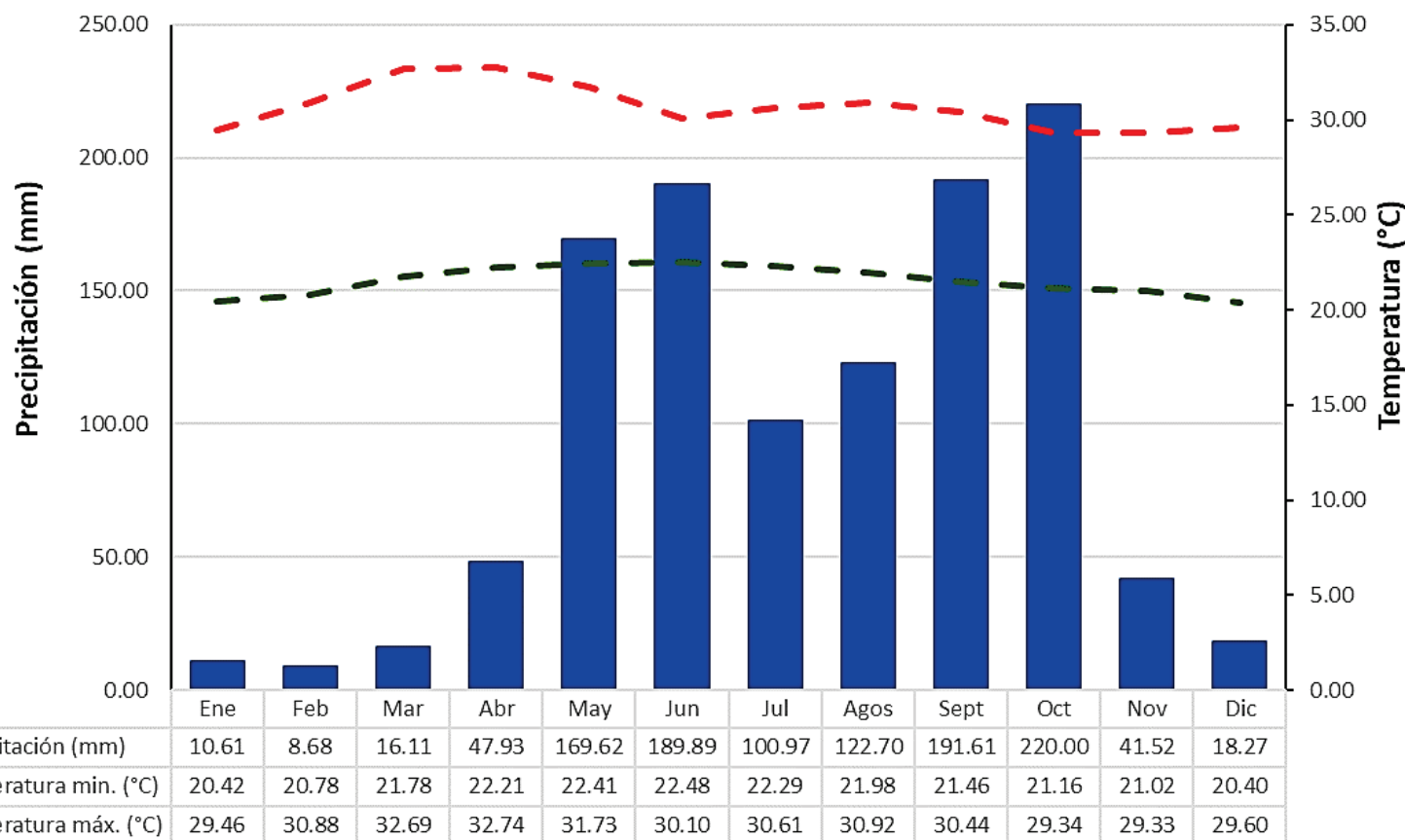


Figura 7. Climograma referencial. Datos promedios mensuales del periodo 2001-2019.

Durante la estación seca, comprendida entre diciembre y abril, las precipitaciones presentan una marcada disminución, con valores mínimos registrados en enero (10.61 mm) y febrero (8.68 mm). Este periodo contrasta con la estación lluviosa, que se extiende de mayo a octubre y alcanza su máximo en agosto (192.9 mm). La temperatura media mensual oscila entre 23.3 y 30.1 °C, mostrando un ligero incremento entre marzo y mayo, coincidente con el final de la estación seca.

Este comportamiento climático, típico de un trópico seco, tiene implicaciones directas sobre el balance hídrico y la disponibilidad de agua en la región, sobre todo con lo relacionado con la recarga de acuíferos y la generación de escorrentía.

A partir de esta caracterización climática, se desarrolló la simulación del balance hídrico de la microcuenca utilizando el modelo SWAT, el cual dividió el área de estudio en 94 subcuencas y, a su vez, en un total de 1 414 unidades de respuesta hidrológica (HRUs). Esta configuración permitió un análisis espacial detallado de los principales procesos hidrológicos.

Los resultados de la simulación se resumen en la Figura 8, donde se estiman las variables clave que conforman el balance hídrico, como la percolación, humedad del suelo y recarga de agua subterránea. Según este análisis, la precipitación media anual en la microcuenca se estima en 1,199.5 mm, lo que concuerda con los valores climáticos observados. La percolación al acuífero poco profundo resultó, en promedio, de al menos 157.14 mm/anuales y la recarga al acuífero más profundo es de 7.86 mm/anual.

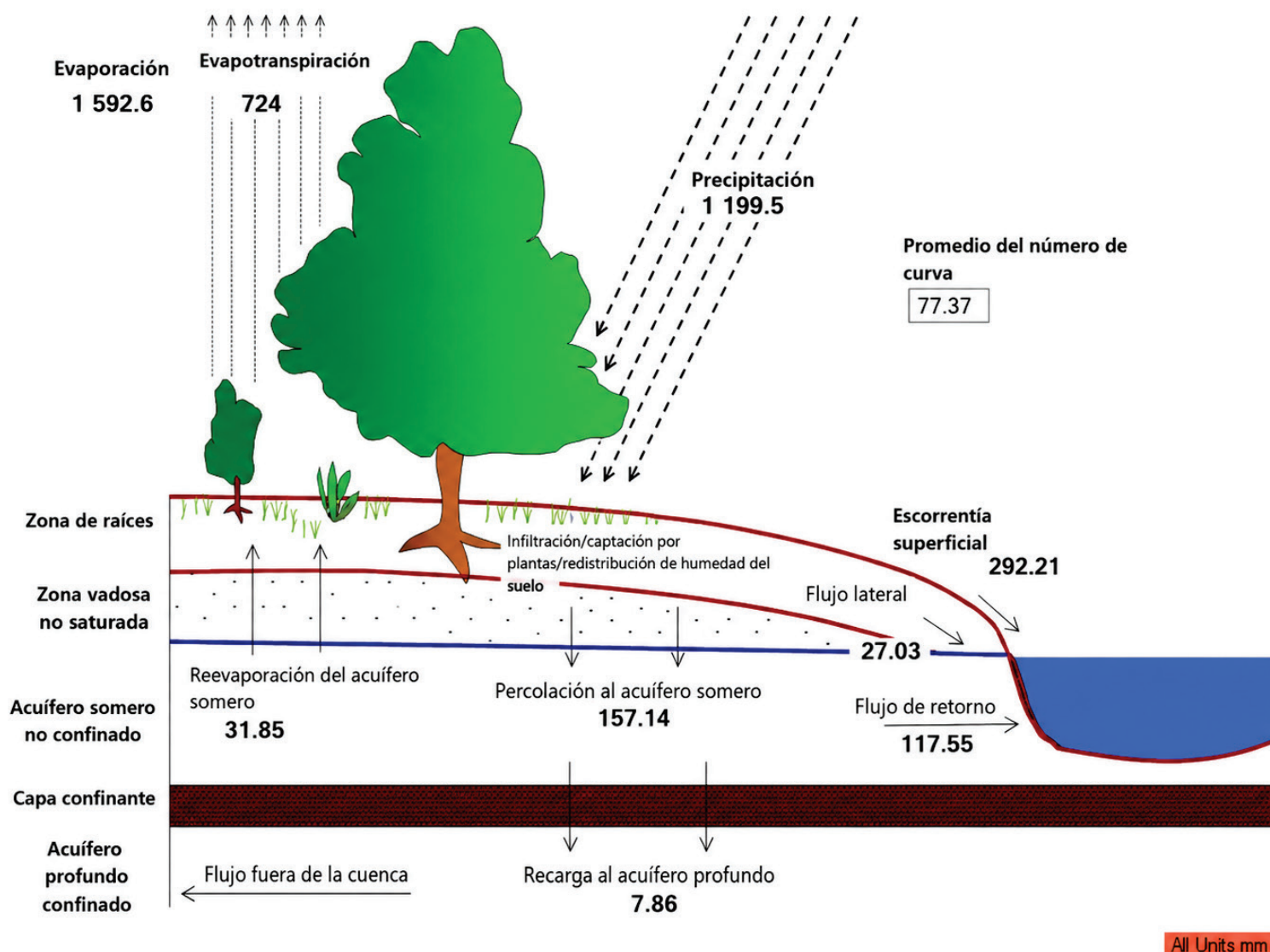


Figura 8. Representación de balance hídrico en la microcuenca Quebrada Sucia. Los valores son medias anuales en mm. En el esquema, se visualizan datos de evaporación, precipitación, flujo de retorno, recarga hídrica, escurrentía y producción de agua.

Comportamiento de las variables hidrológicas a partir de escenarios de balance hídrico sobre la microcuenca Quebrada Sucia

Efecto de las obras de cosecha de agua en el agua subterránea

La Figura 9 ilustra espacialmente la distribución y variabilidad del agua subterránea (GW, por sus siglas en inglés) bajo diferentes escenarios evaluados en el modelo hidrológico SWAT para la zona de estudio.

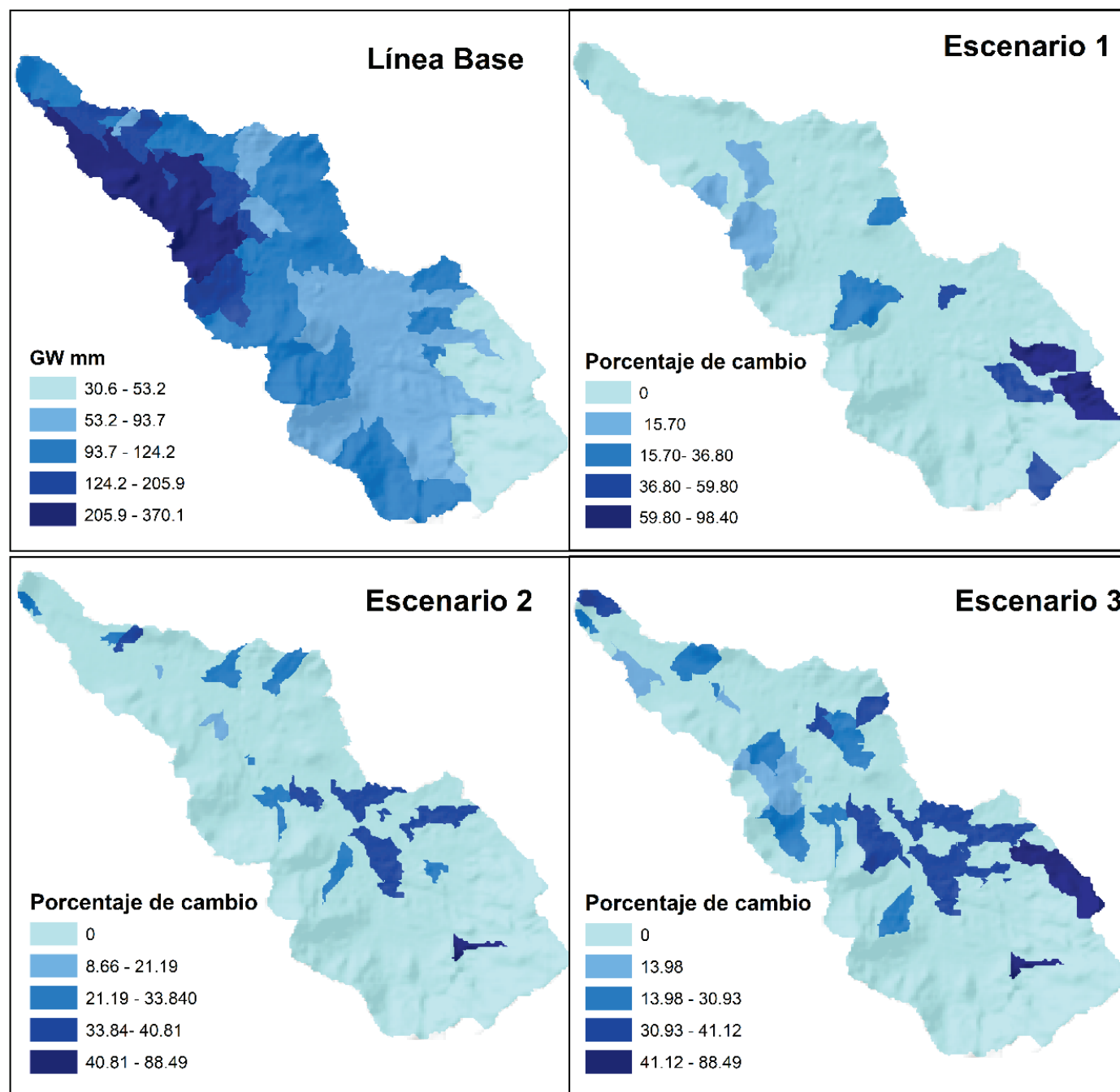


Figura 9. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento espacial del agua subterránea según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en la microcuenca Quebrada Sucia.

En la línea base se observa una variabilidad notable de la recarga hídrica en la zona, con valores promedio anuales que fluctúan entre 30.66 y 370.14 mm, lo que confirma una significativa heterogeneidad en la infiltración y recarga natural hacia los acuíferos.

El Escenario 1, con la implementación inicial de obras de cosecha de agua superficial (OCAS), muestra incrementos localizados de hasta un 98.40 % respecto al escenario base. A nivel general, el aumento promedio es del 4 %, indicando una contribución positiva al almacenamiento subterráneo en áreas específicas.

En el escenario 2, que representa un aumento del 25 % en las OCAS, se refleja una mejora notable en la esorrentía subterránea, alcanzando incrementos locales entre el 8.66 y 88.49 %. En promedio, esto significa un aumento general del 10.3 %, lo cual subraya un efecto significativo de la ampliación de las estructuras de cosecha sobre la infiltración subterránea.

Finalmente, el escenario 3, correspondiente a un aumento del 50 % en las OCAS, destaca una mejora sustancial en el almacenamiento subterráneo, con incrementos locales hasta del 88.49 %. A nivel promedio, se observa un incremento global del 23 %, lo que confirma el gran potencial de expansión de estas estructuras para mejorar de forma significativa la disponibilidad de agua subterránea.

La Tabla 6 sintetiza numéricamente estos resultados, reafirmando los incrementos progresivos en GW observados al ampliar la implementación de OCAS.

Tabla 6. Porcentaje de variación en variables hidrológicas del balance hídrico bajo diferentes escenarios de intervención con OCAS (2001-2019).

Escenarios	GW mm	% cambio	SW mm	% cambio	PERC mm	% cambio
Línea base o escenario de referencia	11 811.6	0	12 8615.4	0	15 555.5	0
Escenario 1. OCAS existentes	12 240.5	4	12 8615.4	0	15 555.5	0
Escenario 2. Incremento del 25 %	13 503.3	10.3	14 8200.5	15	16 893.7	9
Escenario 3. Incremento del 50 %	16 554.5	23	17 0572.8	15	20 210.5	20

GW mm = escorrentía del agua subterránea.

SW mm = contenido de agua en el suelo.

PERC mm = percolación.

La interacción entre el tipo de cobertura del suelo y el grado de intervención con OCAS es determinante para el comportamiento de la recarga hídrica en la microcuenca. Como se observa en la Figura 10, los pastos naturales (RNGE) y la vegetación arbustiva (RNGB) presentan de manera consistente los valores más altos de recarga en todos los escenarios, en especial bajo condiciones de intervención media y alta (Esc2 y Esc3). Lo anterior sugiere que estas coberturas, por sus características estructurales y de permeabilidad, favorecen la infiltración del agua hacia los acuíferos, potenciando el efecto de las OCAS.

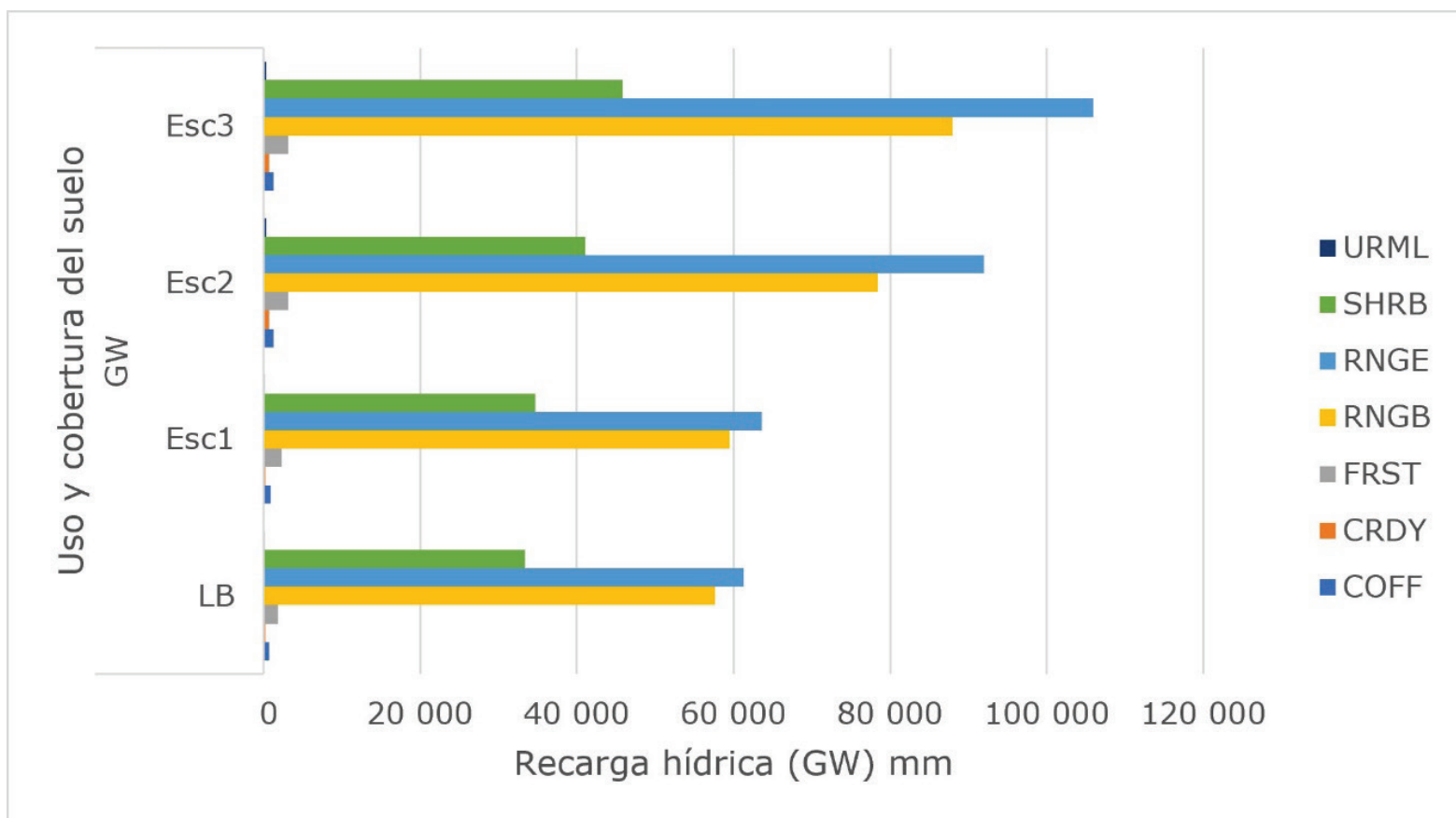


Figura 10. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento de la recarga hídrica según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso del suelo.

En contraste, coberturas como el café (COFF), el cultivo de cría y descanso (CRDY), y las áreas urbanas o modificadas (URML) muestran una respuesta limitada tanto en el escenario base como en los intervenidos, lo que indica una menor capacidad de estas superficies para contribuir a la recarga subterránea.

Efecto de las obras de cosecha de agua en el contenido de agua en el suelo

El contenido de agua en el suelo es una medida utilizada para comprender el nivel de humedad del suelo en diferentes momentos durante el periodo de simulación. Se calcula teniendo en cuenta los flujos de entrada, como la precipitación, y los flujos de salida, como la evaporación y escorrentía.

A nivel de subcuenca, se obtuvo un promedio anual que oscila entre 421 y 1 920 mm/año de contenido de agua en el suelo y un total de 12 8615.4 mm/año durante el periodo de simulación (2001-2019). En el escenario 1 no se observó ningún cambio significativo en el aporte o disminución de la humedad del suelo en la microcuenca; sin embargo, en los escenarios 2 y 3, donde se incrementó el número de obras de cosecha de agua entre 25 y 50 % sobre la microcuenca, hubo un aumento de al menos el 15 % en el aporte a la humedad del suelo. En la Figura 11 se demuestra cómo ocurre este incremento a través de los diferentes tipos de cobertura por cada escenario creado. Sugiere un impacto positivo en la retención de agua en el suelo alrededor de cada obra. Debido a diferentes factores, como la cosecha de agua y la aplicación de riego hacia los cultivos al implementar este tipo de tecnología, coberturas como los pastos naturales (RNGE) y la vegetación arbustiva (RNGB) también destacan en la retención de humedad en el suelo. El incremento en la humedad es más pronunciado en estas coberturas por su menor escorrentía superficial y mayor infiltración. En contraste, las áreas urbanas (URML) mantienen bajos niveles de humedad, incluso con mayores intervenciones de OCAS.

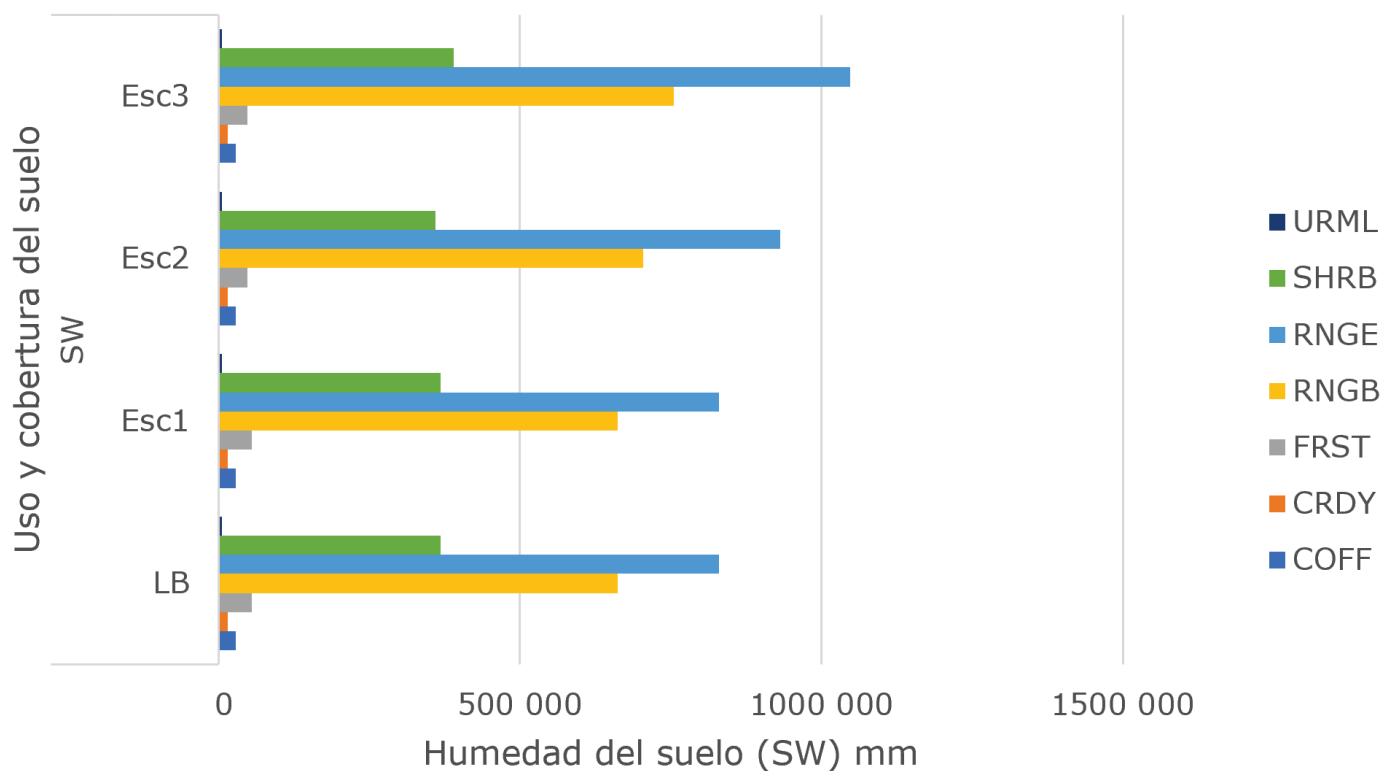


Figura 11. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento del contenido de agua en el suelo según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso del suelo.

Efecto de las obras de cosecha de agua en la percolación

Durante el periodo de simulación base (2001-2019) se observa una variación en la percolación promedio anual, que osciló entre 94 y 65 mm/año, con un total de 15 555.5 mm/año (Tabla 6).

En el escenario 1 no se identificó ningún cambio significativo en la percolación, en comparación con la línea base y el escenario actual, lo

cual sugiere que las obras de cosecha de agua existentes no impactaron de manera notable en la cantidad de agua que se infiltró en el suelo hacia el acuífero menos profundo.

En comparación con el escenario 1 (13 OCAS existentes), el escenario 2, en el que se implementó un incremento del 25 % de nuevas obras de cosecha de agua, revela como resultado un cambio de hasta un 9 % de aporte a la percolación (Tabla 6). Así, se infiere que un aumento del número de obras de cosecha de agua en la microcuenca posee un efecto positivo en la infiltración de agua en el suelo.

En el escenario 3, que implicó un aumento del 50 % en el número total de sitios adecuados para la construcción de nuevos reservorios en la microcuenca, se registró un incremento de hasta un 20 % (Tabla 6) en la contribución a la percolación. Esto sugiere que la construcción de nuevos reservorios tiene un impacto significativo en la cantidad de agua que se infiltró en el suelo de la microcuenca.

La Figura 12 indica que los mayores valores de percolación se registran en zonas cubiertas por pastos naturales (RNGE) y vegetación arbustiva (RNGB), similar a lo observado en las otras variables hidrológicas. Este patrón reafirma la importancia de conservar y restaurar coberturas vegetales naturales para potenciar los beneficios de las obras de cosecha de agua.

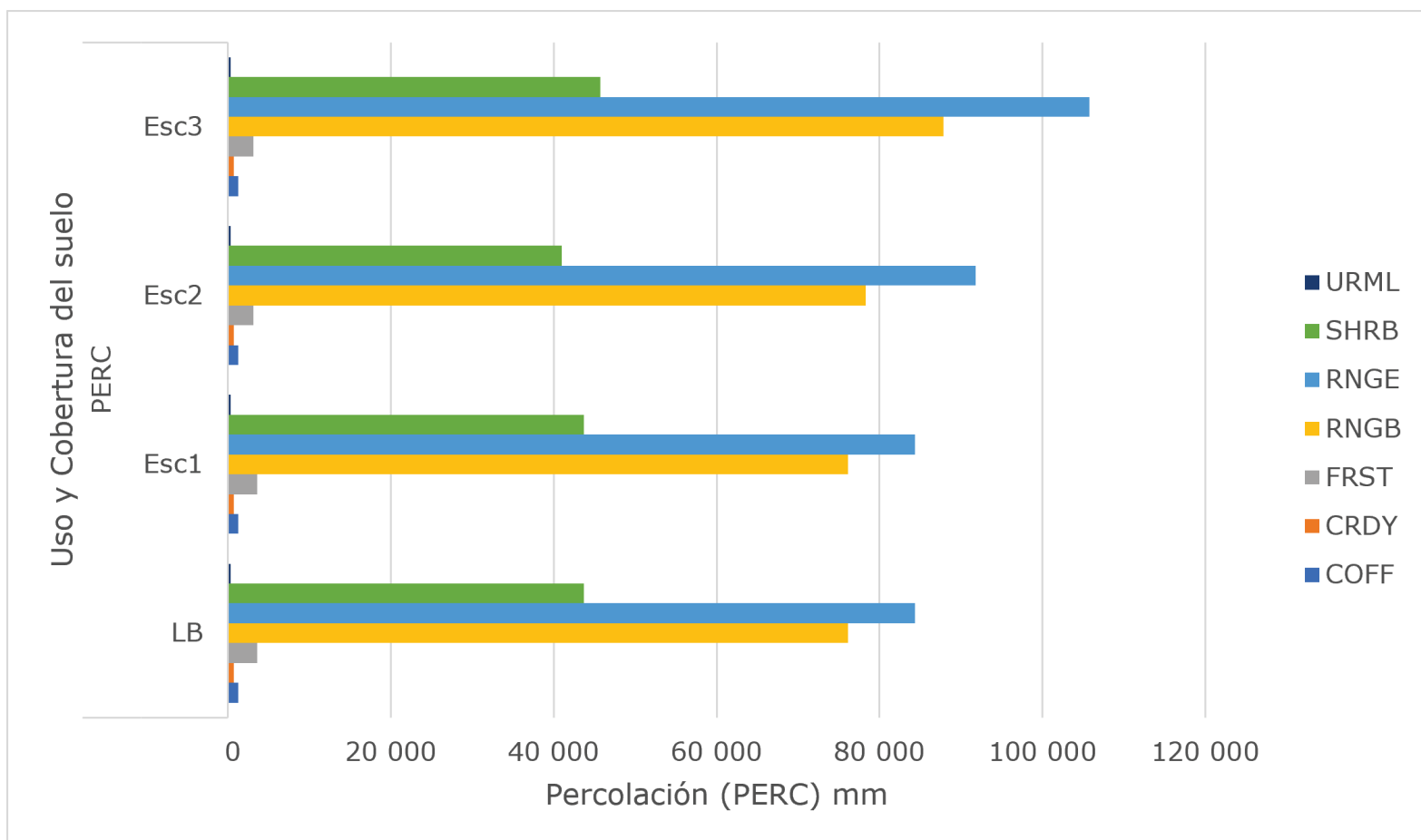


Figura 12. Comparación de los escenarios hidrológicos que exploran el comportamiento de la percolación según el grado de intervención de las obras de cosecha de agua (OCAS) en cada uso de suelo.

Discusión

La simulación del balance hídrico mediante el modelo SWAT proporcionó una visión integral sobre cómo las obras de cosecha de agua (OCAS) influyen en la dinámica hidrológica de la microcuenca evaluada. Los resultados resaltan que las OCAS son medidas efectivas para incrementar de forma significativa la disponibilidad hídrica local, fortaleciendo la

resiliencia ante la variabilidad climática y contribuyendo de modo positivo a la adaptación frente al cambio climático.

En el análisis realizado (Figura 13) se observa con claridad que las obras existentes generaron impactos positivos en la recarga hídrica y en el almacenamiento subterráneo. Estos hallazgos coinciden con estudios previos, como el de Guerra (2022), quien mediante análisis isotópicos identificó que aproximadamente el 1.7 % del volumen anual de recarga al acuífero provenía de las OCAS en la microcuenca Aguas Calientes, también ubicada en el Corredor Seco Centroamericano y con un régimen climático similar al de la microcuenca analizada en este estudio.

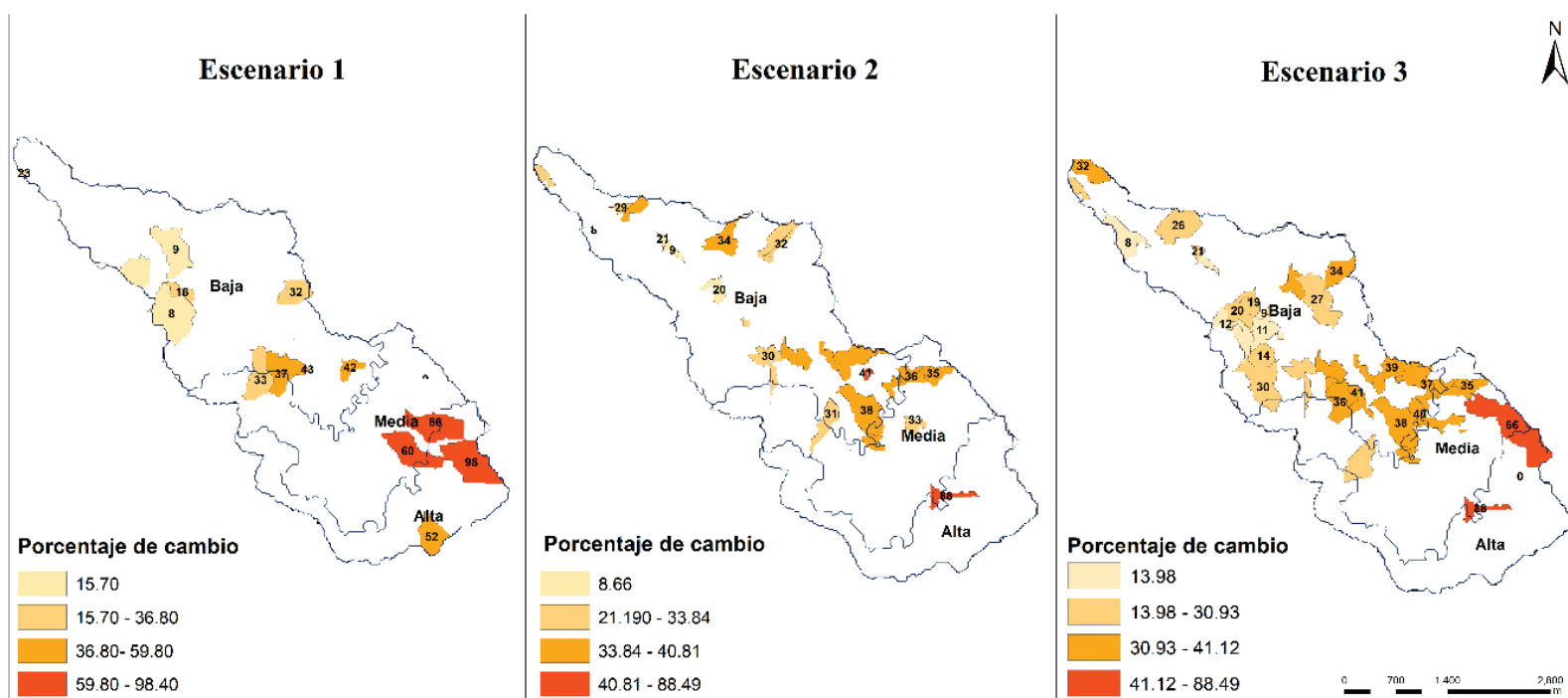


Figura 13. Distribución espacial del porcentaje de cambio de agua subterránea en las partes alta, media y baja de la microcuenca Quebrada Sucia.

Al considerar escenarios hipotéticos con incrementos en la densidad de OCAS del 25 % (escenario 2) y del 50 % (escenario 3), se evidenció una tendencia proporcional en el aumento de la recarga y almacenamiento subterráneo. Esta observación se respalda con estudios recientes, como el de Rabelo *et al.* (2021), quienes utilizaron modelos hidrológicos similares y destacaron cómo las estructuras pequeñas pueden contribuir de forma significativa a la recarga hídrica local, con infiltraciones de hasta un 30 % del volumen retenido. De manera consistente, Garg *et al.* (2021) demostraron que las estructuras de cosecha de agua en cuencas frágiles del sur de Asia mejoran los procesos hidrológicos, favoreciendo la infiltración y el almacenamiento de agua subterránea, contribuyendo a incrementar la disponibilidad hídrica y la resiliencia frente a la variabilidad climática.

En términos del contenido de humedad del suelo, los incrementos observados en los escenarios 2 y 3 revelan notables mejoras en la retención hídrica del suelo, tal como se muestra en la Figura 9 y se cuantifica en la Tabla 6. Tales mejoras son consistentes con investigaciones como las de Machiwal *et al.* (2017), quienes resaltan que los reservorios pequeños favorecen una mayor humedad del suelo, promoviendo la productividad agrícola y la mitigación de sequías prolongadas. De forma complementaria, Fowe *et al.* (2015) destacan que hasta un 30 % del agua almacenada en pequeñas estructuras puede infiltrarse, lo que contribuye significativamente al balance hídrico subterráneo. Asimismo, estudios recientes confirman esta tendencia, evidenciando aumentos significativos en la humedad del suelo asociados con la implementación de obras de cosecha de agua (Feng *et al.*, 2024).

La Figura 13 evidencia la variabilidad espacial de estos efectos positivos, destacando áreas específicas que presentan cambios mayores en función de la ubicación y densidad de las obras implementadas. En este caso, los resultados muestran que los mayores porcentajes de cambio se concentran sobre todo en las zonas bajas de la cuenca. Este patrón puede explicarse por dos razones principales: en primer lugar, la mayoría de las obras se colocó en estas zonas debido a la disponibilidad de terrenos accesibles y a la mayor concentración de actividades productivas que justifican su instalación; y, en segundo lugar, las condiciones topográficas de las partes altas, como pendientes pronunciadas y suelos más delgados, limitan la eficiencia de estas estructuras para retener agua de manera efectiva. Aunque diversos estudios sugieren que las zonas altas son estratégicas para la recarga hídrica (por su capacidad de infiltrar agua que luego fluye hacia niveles freáticos más bajos), en esta microcuenca en particular las condiciones locales condicionaron la distribución de las obras, lo que se refleja en el comportamiento espacial de los resultados hidrológicos. Esto subraya la importancia de adaptar la planificación de intervenciones a las características físicas y sociales de cada territorio, lo cual coincide con hallazgos de Zema *et al.* (2022) y Lucas-Borja *et al.* (2021), quienes destacan la influencia de la topografía y la ubicación estratégica en la eficacia hidrológica de las OCAS.

En cuanto al uso y cobertura del suelo, los resultados de este estudio evidencian que la implementación de OCAS, en combinación con áreas agrícolas y coberturas vegetales, está relacionada con un aumento en los procesos de infiltración y percolación profunda (Tabla 6). Aunque no se abordó directamente la escorrentía superficial, se puede inferir que la mejora en la capacidad de retención de agua en el suelo reduce la

escorrentía al favorecer una mayor entrada de agua al perfil edáfico. Estos hallazgos coinciden con los reportados por Welderufael *et al.* (2011), quienes documentaron mejoras sustanciales en la infiltración del agua al integrar estructuras de captación hídrica con sistemas agrícolas sostenibles. De igual manera, Kelaiya & Rank (2019), mediante la aplicación del modelo SWAT, destacaron la importancia de evaluar los componentes del balance hídrico para comprender las variaciones en la recarga subterránea, la percolación y la disponibilidad de agua en cuencas hidrográficas. Así mismo, Ríos *et al.* (2007) señalan que el uso de coberturas arbóreas y sistemas silvopastoriles favorece la infiltración y recarga, lo que resulta complementario a la acción de las OCAS en un enfoque integral de manejo del recurso hídrico.

En definitiva, las OCAS no solo representan soluciones inmediatas para enfrentar la escasez hídrica durante periodos secos, sino que también proporcionan efectos positivos y sostenibles sobre variables clave como la infiltración, percolación, almacenamiento subterráneo y la humedad del suelo. La adecuada distribución espacial de estas obras es crucial para maximizar sus beneficios, fortaleciendo la sostenibilidad hídrica y la resiliencia ambiental en la microcuenca evaluada.

Conclusión

El modelo hidrológico SWAT permitió simular y estimar el comportamiento hidrológico de la microcuenca Quebrada Sucia bajo distintos escenarios de implementación de Obras de Cosecha de Agua por Escorrentía (OCAS). Los resultados de la simulación indican incrementos potenciales en variables específicas del balance hídrico, destacando un aumento progresivo en la recarga subterránea de hasta un 23 %; mejoras en la

percolación de hasta un 20 %, y un incremento en la humedad del suelo de al menos un 15 %, en comparación con el escenario base.

Estos resultados sugieren una posible redistribución del agua dentro del sistema hidrológico local, lo que favorece procesos de infiltración y almacenamiento subterráneo que podrían ser estratégicos para mitigar las condiciones recurrentes de escasez hídrica en la región.

Asimismo, se observó que la magnitud de los cambios simulados depende de manera significativa del tipo de cobertura del suelo. Las coberturas vegetales naturales, en particular pastos naturales (RNGE) y vegetación arbustiva (RNGB), mostraron una respuesta más favorable frente a la implementación de OCAS, en contraste con coberturas agrícolas intensivas y zonas urbanizadas. Esto pone de relieve el papel determinante de las propiedades físicas y estructurales del suelo en la efectividad hidrológica de dichas intervenciones.

En conjunto, los hallazgos permiten inferir que las OCAS pueden tener un impacto positivo sobre variables clave del balance hídrico, en particular en términos de infiltración, percolación y almacenamiento de agua subterránea. Por consiguiente, su implementación controlada y adaptada a las condiciones biofísicas locales podría representar una estrategia relevante para el manejo sostenible de los recursos hídricos en microcuencas ubicadas en zonas con características similares al Corredor Seco Centroamericano.

Financiamiento

La investigación que dio origen a este artículo fue financiada por el Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), en el marco del proyecto Cosecha de Agua en Nicaragua. Los recursos proporcionados

por dicho proyecto permitieron el desarrollo de las actividades de investigación, análisis y elaboración del manuscrito.

Declaración de conflictos de interés

No existe ningún conflicto de interés que declarar.

Declaración de uso de IA

Durante la elaboración de este manuscrito se utilizaron herramientas de inteligencia artificial únicamente para apoyo en la corrección ortográfica, revisión gramatical y mejora de la redacción del texto. No se emplearon herramientas de IA para la generación, análisis o interpretación de datos científicos. La verificación de los resultados generados por la IA y su posterior integración en el manuscrito fueron responsabilidad del M.Sc. Ney Ríos, investigador del Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).

Referencias

Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assessment part I: Model development. *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>

- Arnold, J. G., Moriasi, D. N., Gassman, P. W., Abbaspour, K. C., White, M. J., Srinivasan, R., Santhi, C., Harmel, R. D., Van Griensven, A., Van Liew, M. W., Kannan, N., & 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>
- Barnett, T. P., & Pierce, D. W. (2009). Sustainable water deliveries from the Colorado River in a changing climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(18), 7334-7338. <https://doi.org/10.1073/pnas.0812762106>
- Bendaña, G. (2018). Breve caracterización de la situación agropecuaria e hidrológica del norte del Corredor Seco de Nicaragua. *Revista de Temas Nicaragüenses*, (118), 188-212. <https://docplayer.es/96523211-Breve-caracterizacion-de-la-situacion-agropecuaria-e-hidrologica-del-norte-del-corredor-seco-de-nicaragua.html>
- Cotler, H., Sotelo, E., Domínguez, J., Zorrilla, M., Cortina, S., & Quiñones, L. (2007). La conservación de suelos: un asunto de interés público. *Gaceta Ecológica*, 83, 5-71. <https://www.redalyc.org/pdf/539/53908302.pdf>
- Dhami, B., Himanshu, S. K., Pandey, A., & Gautam, A. K. (2018). Evaluation of the SWAT model for water balance study of a mountainous snowfed river basin of Nepal. *Environmental Earth Sciences*, 77. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7210-8>
- Dile, Y., Srinivasan, R., & George, C. (2019). *QGIS interface for SWAT (QSWAT) version 1.8: QSWAT+ step by step setup for the Robit watershed, Lake Tana basin Ethiopia*. https://swat.tamu.edu/media/116301/qswat-manual_v18.pdf

- Feng, N., Huang, Y., Tian, J., Wang, Y., Ma, Y., & Zhang, W. (2024). Effects of a rainwater harvesting system on the soil water, heat and growth of apricot in rain-fed orchards on the Loess Plateau. *Scientific Reports*, 14, 9269. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-58667-7>
- Fowe, T., Karambiri, H., Paturel, J. E., Poussin, J. C., & Cecchi, P. (2015). Water balance of small reservoirs in the Volta Basin: A case study of Boura reservoir in Burkina Faso. *Agricultural Water Management*, 152, 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.01.006>
- Garg, K. K., Anantha, K. H., Venkataradha, A., Dixit, S., Singh, R., & Ragab, R. (2021). Impact of rainwater harvesting on hydrological processes in a fragile watershed of South Asia. *Groundwater*, 59(6), 839-855. <https://doi.org/10.1111/gwat.13099>
- Guerra R., C. M. (2022). *Contribución de obras de cosecha de agua a la recarga acuífera en la subcuenca Aguas Calientes, Somoto, Nicaragua* (tesis de maestría). Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE). <https://repositorio.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/11749/BCO22058339e.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Hargreaves, G. L., Hargreaves, G. H., & Riley, J. P. (1985). Agricultural benefits for Senegal River Basin. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 111(2), 113-124. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1985\)111:2\(113\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1985)111:2(113))

- Jodar-Abellan, A., Ruiz, M., & Melgarejo, J. (2018). Evaluación del impacto del cambio climático sobre una cuenca hidrológica en régimen natural (SE, España) usando un modelo SWAT. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas*, 35(3), 240-253. <https://doi.org/10.22201/cgeo.20072902e.2018.3.564>
- Kelaiya, J., & Rank, P. H. (2019). Assessment of water balance components of Bhadar River Basin using SWAT model. *International Journal of Bio-resource and Stress Management*, 10(2), 181-184. <https://doi.org/10.23910/ijbsm/2019.10.2.1974>
- Kraemer, F., Chagas, C., Vázquez, G., Palacín, E., Santana, O., Castiglioni, M., & Massobrio, M. (2011). Aplicación del modelo hidrológico SWAT en una microcuenca agrícola de la Pampa Ondulada. *Ciencia del Suelo*, 29(1), 75-82. https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672011000100008
- Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., Döll, P., Jiménez, B., Miller, K., Oki, T., Şen, Z., & Shiklomanov, I. (2008). The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 3-10. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.3>
- Llauca, H. (2023). *Asimilación de caudales observados en la modelación hidrológica subdiaria del río Vilcanota en la estación Pisac (estudio final)*. Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI). <https://hdl.handle.net/20.500.12542/2613>

- Lucas-Borja, M. E., Piton, G., Yu, Y., Castillo, C., & Zema, D. A. (2021). Check dams worldwide: Objectives, functions, effectiveness and undesired effects. *Catena*, 204, 105390. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105390>
- Machiwal, D., Jha, M. K., & Mal, B. C. (2017). Estimating water balance of small reservoirs in arid regions: A case study from Kachchh, India. *Agricultural Research*, 6(1), 57-65. <https://doi.org/10.1007/s40003-016-0243-5>
- Maldonado, R., & Vidal, S. (2018). Uso eficiente del agua de riego en el Parque Tunari, Bolivia. *LEISA Revista de Agroecología*, 34(3), 9-12. <https://leisa-al.org/web/revista/volumen-34-numero-03/uso-eficiente-del-agua-de-riego-en-el-parque-tunari-bolivia/>
- METER Group. (2022). *SATURO manual (Doc. No. 20496)*. https://library.metergroup.com/Manuals/20496_SATURO_Manual.pdf
- Nachtergaele, F., van Velthuisen, H., Verelst, L., & Wiberg, D. (2012). *Harmonized World Soil Database (Version 1.2)*. FAO. <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/harmonized-world-soil-database-v12/en/>
- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2002). *Soil and water assessment Tool user's manual (TWRI Report TR-192)*. Texas Water Resources Institute. <http://swat.tamu.edu/media/1294/swatuserman.pdf>
- Neitsch, S., Arnold, J., & Kiniry, J. (2005). *Herramienta de evaluación de suelo y agua documentación teórica*. Agricultural Research Service, 415. <http://swatmodel.tamu.edu/media/46964/swat2005-theo-doc-spanish.pdf>

- Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R., & Williams, J. R. (2011). *Soil and water assessment tool theoretical documentation: Version 2009* (Texas Water Resources Institute Technical Report No. 406). Texas A&M University System.
<https://swat.tamu.edu/media/99192/swat2009-theory.pdf>
- Rabelo, U. P., Dietrich, J., Costa, A. C., Simshäuser, M. N., Scholz, F. E., Nguyen, V. T., & Lima-Neto, I. E. (2021). Representing a dense network of ponds and reservoirs in a semi-distributed dryland catchment model. *Journal of Hydrology*, 603, 127103.
<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.127103>
- Ríos, N., & Benegas-Negri, L. A. (2022). *Herramienta geoespacial para la identificación y selección de sitios potenciales para construcción de obras de cosecha de agua de escorrentía en el Corredor Seco Centroamericano*. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
<https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/11992>
- Ríos, N., Cárdenas, A. Y., Andrade, H. J., Ibrahim, M., Jiménez, F., Sancho, F., Ramírez, E., Reyes, B., & Woo, A. (2007). Escorrentía superficial e infiltración en sistemas ganaderos convencionales y silvopastoriles en el trópico subhúmedo de Nicaragua y Costa Rica. *Agroforestería en las Américas*, 45, 66-71.
<https://repositorio.catie.ac.cr/handle/11554/7739?locale-attribute=es>
- Saxton, K. E., & Rawls, W. J. (2006). Soil water characteristic estimates by texture and organic matter for hydrologic solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1569-1578.
<https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117>

- Uribe, N. (2010). *SWAT (Soil and Water Assessment Tool): conceptos básicos y guía rápida para el usuario*. International Center for Tropical Agriculture (CIAT). <https://swat.tamu.edu/media/46967/swat2005-tutorial-spanish.pdf>
- Welderufael, W. A., Woyessa, Y. E., & Edossa, D. C. (2011). Hydrological impact of rainwater harvesting in the Modder River Basin of central South Africa. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(3), 5051-5081. <https://doi.org/10.5194/hessd-8-5051-2011>
- WFP, World Food Programme. (2018). *Annual Country Report - Nicaragua 2018*. World Food Programme. <https://wfp.tind.io/record/130918/files/ACR%2520Nicaragua%25202018.pdf>
- Zema, D. A., Carrà, B. G., Lucas-Borja, M. E., Filianoti, P. G. F., Pérez-Cutillas, P., & Conesa-García, C. (2022). Modelling water flow and soil erosion in Mediterranean headwaters (with or without check dams) under land-use and climate change scenarios using SWAT. *Water*, 14(15), 2338. <https://doi.org/10.3390/w14152338>