

HERRAMIENTAS PARA LA EVALUACIÓN Y GESTIÓN INTEGRADA DEL RECURSO HÍDRICO



Andrés Mauricio Munar Samboní
Nelly María Méndez Pedroza
Martha Cecilia Vinasco Guzmán
Myrian Sofía Guzmán Oliveros
Claudia Patricia Cortés Orozco
Silvia Alejandra Trujillo Zapata
Lina Paola Caicedo Bolaños
Miguel Ángel Núñez Burgos

En este capítulo se integran resultados de investigaciones relacionadas con la implementación del modelo hidrológico MGB como herramienta de planificación y gestión integral de recurso hídrico en la cuenca alta del río Magdalena, así como un estudio comparativo de macroinvertebrados bentónicos utilizados como bioindicadores de calidad de agua de esta importante cuenca hidrográfica. Estas investigaciones permitieron conocer nuevas herramientas y métodos para evaluar el estado del recurso hídrico en la cuenca en términos de cantidad y calidad. Los resultados obtenidos podrán ser utilizados en futuros estudios que integren potenciales impactos del cambio climático en el balance hídrico de la cuenca y fortalecer la Gestión Integral del Recurso Hídrico (GIRH).

1.1 IMPLEMENTACIÓN DEL MODELO HIDROLÓGICO MGB PARA LA GESTIÓN INTEGRAL DE RECURSO HÍDRICO EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAGDALENA

Andrés Mauricio Munar Samboni³

Nelly María Méndez Pedroza⁴

3 Ingeniero Ambiental, Universidad del Cauca. MSc. en Ecología y Gestión de Ecosistemas Estratégicos, Universidad Surcolombiana. PhD. en Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Brasil. Posdoctorado en Cambio Climático / Recursos Hídricos Cepass/MinCiencias. Docente investigador, Universidad Nacional Abierta a Distancia (UNAD), Colombia. andres.munar@unad.edu.co

4 Ingeniera Forestal, Universidad del Tolima. Esp. en Gerencia Estratégica de Mercadeo, UNAD. MSc. en Administración de Organizaciones, UNAD. PhD. en Desarrollo Sostenible, Universidad Católica de Ávila, España. Líder ECAPMA Zsur – directora grupo de investigación Inyumacizo, Universidad Nacional Abierta a Distancia (UNAD), Colombia. nelly.mendez@unad.edu.co

RESUMEN

Los impactos del cambio climático en el uso del suelo y en la cobertura vegetal pueden influenciar significativamente el balance hídrico y los ciclos biogeoquímicos en las

cuenas hidrográficas, alterando los procesos de interceptación, evapotranspiración, infiltración, humedad del suelo, ciclo de nutrientes y los patrones espaciales y temporales que caracterizan la respuesta hidrológica de estos ecosistemas. Este trabajo presenta la implementación del modelo hidrológico MGB para la gestión integral de recurso hídrico en la cuenca alta del río Magdalena, utilizando bases de datos de estaciones de precipitación disponibles en la región. El modelo representó satisfactoriamente el proceso de transformación lluvia-caudal en la cuenca alta del río Magdalena para los datos de precipitación considerados. Los resultados obtenidos muestran un buen ajuste del modelo, especialmente para la parte media y baja de la cuenca. El marco de investigación aquí propuesto permitirá una mejor comprensión de los impactos del cambio climático en el régimen hidrológico de una cuenca hidrográfica, para así generar estrategias de gestión y conservación. Este abordaje podría ser utilizado en futuros estudios que integren alteraciones en el uso del suelo y cobertura vegetal, calidad del agua, transporte de sedimentos y gestión de los recursos hídricos.

Palabras clave: cuencas hidrográficas, cambio climático, modelación hidrológica.

ABSTRACT

The climate change impacts on land use and vegetation cover can significantly influence the water balance and biogeochemical cycles in river basins, altering the processes of interception, evapotranspiration, infiltration, soil moisture, nutrient cycling and spatial and temporal patterns that characterize the hydrological response in these ecosystems. This paper presents the implementation of the MGB model for the integral management of water resources in the upper Magdalena River Basin using databases of precipitation stations available in the region. The model satisfactorily represented the rain-streamflow transformation process in the upper Magdalena River Basin. The results showed a good fit of the MGB model, especially for the middle and lower part of the River Basin. The research framework proposed here will allow a better understanding of the climate change impacts on the hydrological regime and water balance of a river basin, in order to generate management and conservation strategies. This approach could be used in future studies that integrate alterations in land use and vegetation cover, water quality, sediment transport, and water resources management.

Keywords: Watersheds, climate change, hydrological modeling.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales desafíos para la humanidad hoy en día es enfrentar las consecuencias del cambio climático, las cuales tienen impacto en los ecosistemas, la sociedad y la economía. En las últimas décadas, el efecto del cambio climático sobre el régimen hidrológico se ha destacado debido a los impactos en los recursos hídricos, especialmente relacionados con eventos hidrológicos extremos (p.ej. sequías e inundaciones) (Chen et al., 2016; Hirabayashi et al., 2008; Nijssen et al., 2001; Wang et al., 2015). Así mismo, los cambios significativos en los patrones de las principales variables meteorológicas (p. ej. temperatura y precipitación) que se prevén para el final del siglo XXI (IPCC, 2013), conllevan a la necesidad de proponer herramientas de gestión que ayuden a la conservación de los ecosistemas frente a diferentes usos, y que permitan el entendimiento de la dinámica, funcionamiento y monitoreo.

Los modelos hidrológicos que simulan la transformación de la lluvia en caudal son importantes herramientas que representan los diversos procesos del ciclo hidrológico que interactúan en una cuenca hidrográfica (Bravo et al., 2009). Recientes estudios en Suramérica (Adam e Collischonn, 2013; Bravo et al., 2014a; Bravo et al., 2014b; Collischonn et al., 2014; Paiva et al., 2011; Sorribas et al., 2016; Tavares et al., 2019; Tejasdas et al., 2016) han utilizado proyecciones de variables climáticas acopladas con modelos hidrológicos para verificar el impacto en las principales variables hidrológicas de cuencas hidrográficas. Sin embargo, pocos estudios han sido desarrollados en esos ecosistemas acoplando modelación hidrológica en escalas regionales y en cuencas tropicales.

La cuenca del río Magdalena enfrenta desafíos en la gestión y disponibilidad del recurso hídrico, que requieren evaluaciones hidrológicas confiables (Elgamal et al., 2017). Por otro lado, el análisis hidrológico y las simulaciones a través de modelos se ven obstaculizados por un conocimiento insuficiente e incierto de dinámica del régimen hidrológico en la cuenca. Por tanto, la integración de modelación hidrológica y datos *in-situ* permitiría mejorar la comprensión de los principales factores que controlan los procesos hidrológicos/hidrodinámicos de la cuenca, facilitando la evaluación simultánea de diferentes periodos hidrológicos (húmedos y secos, variación diaria y estacionalidad), y las respuestas de la cuenca a potenciales impactos del cambio climático (Munar et al., 2018; 2019).

La cuenca alta del río Magdalena, localizada en el departamento del Huila, de acuerdo con la Evaluación Regional del Agua (ERA), realizada por la Corporación Autónoma Re-

gional del Alto Magdalena (CAM) (CAM, 2018), en un año hidrológico medio produce 17 787 millones de metros cúbicos al año, volumen suficiente para suministrar agua a una población equivalente a 236 millones de habitantes, bastante mayor que la población de Brasil (208.5 millones de habitantes (IBGE, 2017)). A pesar de los esfuerzos realizados en los últimos años, se hace necesario proteger las zonas estratégicas en lo relacionado con la disponibilidad hídrica, debido a los enormes beneficios ambientales que trae consigo la preservación de la fauna y la flora silvestre que corresponde al verdadero capital ambiental para el departamento, el país y el mundo entero. Adicionalmente, cada vez se hace necesario utilizar la información científica para estrechar la relación existente entre las dinámicas climáticas y sus relaciones con el ciclo del agua, el cambio de los usos del suelo y las actividades socioeconómicas. Cabe destacar que, en el departamento del Huila, los principales efectos podrán reflejarse en el sector agrícola debido a los aumentos en precipitación, particularmente para monocultivos extensivos dada la posibilidad de aumento en plagas y enfermedades. La biodiversidad asociada a las zonas de mayor aumento de temperatura podrá verse afectada por estrés térmico (IDEAM, 2015b).

En esta investigación se implementó un modelo hidrológico para simular el comportamiento de la cuenca alta del río Magdalena en las diferentes variables hidrológicas (p. ej. caudales, niveles de agua). Este enfoque usando la sinergia entre modelación hidrológica y datos *in-situ* permitió un mejor entendimiento sobre la dinámica hidrológica en cuenca hidrográfica y puede servir como herramienta de gestión y planificación para la modelación de diferentes escenarios reales e hipotéticos. La metodología propuesta podría ser usada en futuros estudios que integren alteraciones en el uso del suelo y cobertura vegetal, calidad del agua, transporte de sedimentos y gestión de los recursos hídricos.

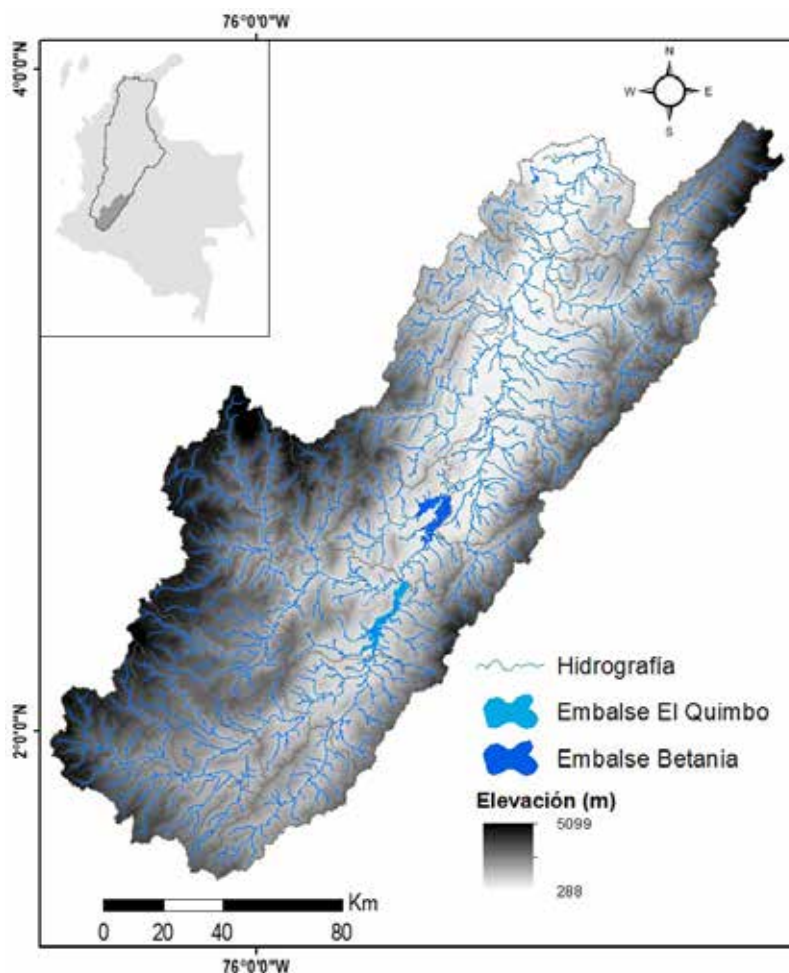
MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca alta del río Magdalena se ubica al sur de la región Andina colombiana (Figura 1), específicamente en el departamento del Huila, formando parte integral del macizo colombiano, lugar que constituye la estrella hídrica más importante del país (IDEAM, 2015a). Adicionalmente, la cuenca posee cerca de su cuarta parte en bosques andinos, ubicados en áreas naturales de importancia nacional, regional y local, algunas de las cuales se encuentran declaradas como áreas protegidas y otras se encuentran en proceso de declaratoria. Estas áreas, en conjunto con las pertenecientes al Siste-

ma de Parques Nacionales Naturales, constituyen los principales nichos de diversidad biológica, producción hídrica y representatividad ecosistémica del departamento, y cumplen funciones estratégicas en términos de conectividad biológica de los corredores de oferta de bienes y servicios ambientales para la región y el país (CAM, 2018).

Figura 1. Cuenca alta del río Magdalena mostrando la red de drenaje, elevación y los embalses de El Quimbo y Betania.



Fuente: los autores

El recurso hídrico en la cuenca presenta una gran presión, siendo el sector agrícola el que mayor demanda registra con 47 284,6 l/s correspondientes al 71 % de la demanda total (CAM, 2018). Los cultivos más importantes en términos de producción y extensión

son el arroz y el café. Adicionalmente, se registran otras actividades antrópicas relacionadas con el recurso hídrico como la generación de energía eléctrica por medio de los embalses de Betania y El Quimbo (Figura 1), piscicultura, turismo, ganadería, minería y extracción de petróleo. Las principales corrientes superficiales corresponden a los ríos Magdalena, Páez, Suaza, Cabrera, Bache, Guarapas, Aipe, Yaguará, Neiva y Bordones. La oferta hídrica estimada en el marco de la Evaluación Regional del Agua (ERA) registra un valor de 545 m³/s (CAM, 2018).

Datos

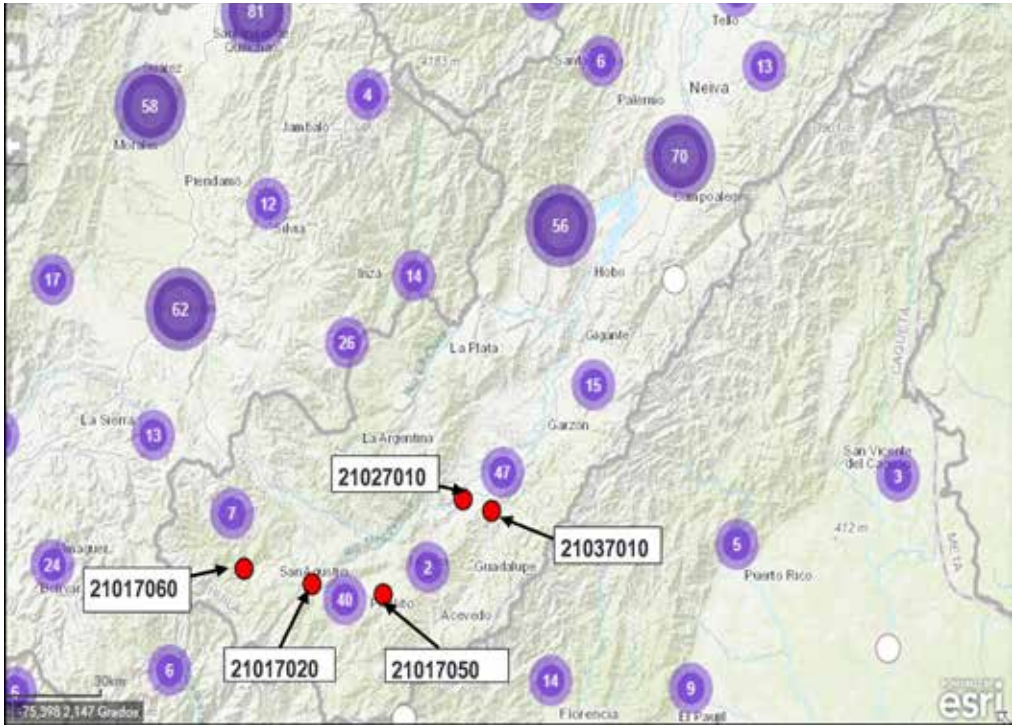
Las informaciones hidrometeorológicas y fisiográficas de cada estación fluviométrica y pluviométrica fueron obtenidas a partir de la base de datos gestionada por el IDEAM, de acuerdo con la información disponible en el banco de datos hidrometeorológicos (IDEAM, 2019). Inicialmente, fueron analizados datos de caudal medio diario para estaciones de la cuenca alta del río Magdalena (Tabla 1), localizadas sobre el cauce del río Magdalena, en los municipios de San Agustín, Pitalito, Altamira y Guadalupe.

Tabla 1. Estaciones fluviométricas localizadas en la cuenca alta del Magdalena

No	Código	Estación	Extensión de la serie histórica (años)	Inicio	Fin	Río	Municipio
1	21017050	Pitalito	44	01/04/1971	31/12/2015	Guarapas	Pitalito
2	21017020	Cascada Simon Bolívar	44	03/04/1971	31/12/2015	Magdalena	San Agustín
2	21017060	La Magdalena	44	03/04/1971	31/12/2015	Magdalena	San Agustín
3	21027010	Pericongo	35	01/06/1980	31/12/2015	Magdalena	Altamira
4	21037010	Puente Garcés	51	15/04/1964	31/12/2015	Suaza	Guadalupe

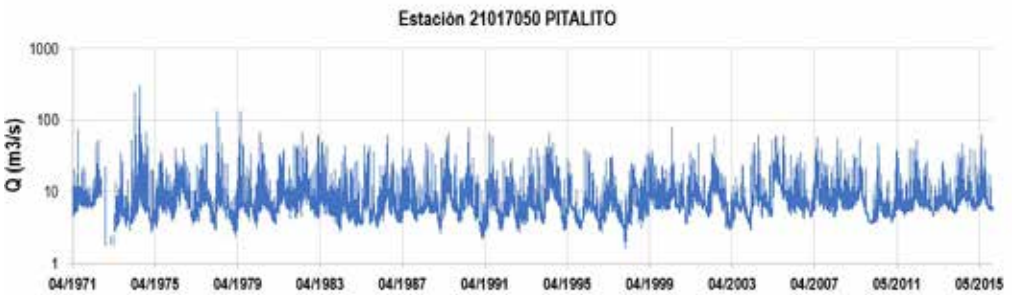
En la siguiente imagen se presentan las estaciones analizadas:

Figura 2. Localización de estaciones sobre el cauce del río Magdalena, en el municipio de San Agustín (21017060 y 21017020). Fuente: los autores



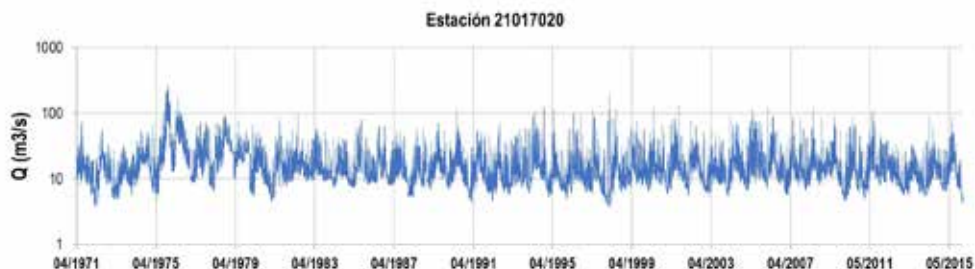
En las siguientes imágenes se presentan las variaciones de caudal diario para dos de las estaciones analizadas:

Figura 3. Variación del caudal medio diario durante el periodo 1971 – 2015 para la Estación 21017050 PITALITO.



Fuente: los autores

Figura 4. Variación del caudal medio diario durante el periodo 1971 – 2015 para la Estación 21017020.



Fuente: los autores

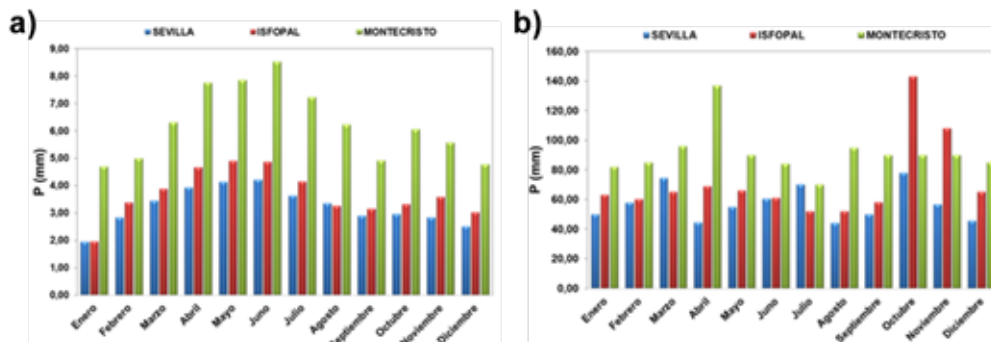
Así mismo, fueron analizados datos de precipitación para las estaciones localizadas en la cuenca alta del río Magdalena. En la siguiente tabla se presenta la información de algunas estaciones pluviométricas analizadas.

Tabla 2. Estaciones pluviométricas utilizadas en el análisis de frecuencia de precipitación.

N°	Código	Estación	Extensión de la serie histórica (años)	Inicio	Fin	Cuenca	Municipio
1	21010110	INSFOPAL	48	15/03/1971	31/12/2019	Guarapas	Pitalito
2	21015020	Sevilla	48	15/06/1971	31/12/2019	Guachicos	Pitalito
2	21010210	Montecristo	39	14/05/1980	31/12/2019	Guachicos	Pitalito

En las siguientes figuras se presentan los valores medios mensuales multianuales y valores máximos multianuales de precipitación. Se puede observar en la Figura 5b la presencia del régimen bimodal en la distribución temporal de las precipitaciones. Adicionalmente, se observa que los valores medios y máximos mensuales multianuales de precipitación en la parte alta de la microcuenca (Estación Montecristo) son más altos que en las estaciones localizadas en la parte baja de la microcuenca del río Guachicos (Estación Sevilla e INSFOPAL).

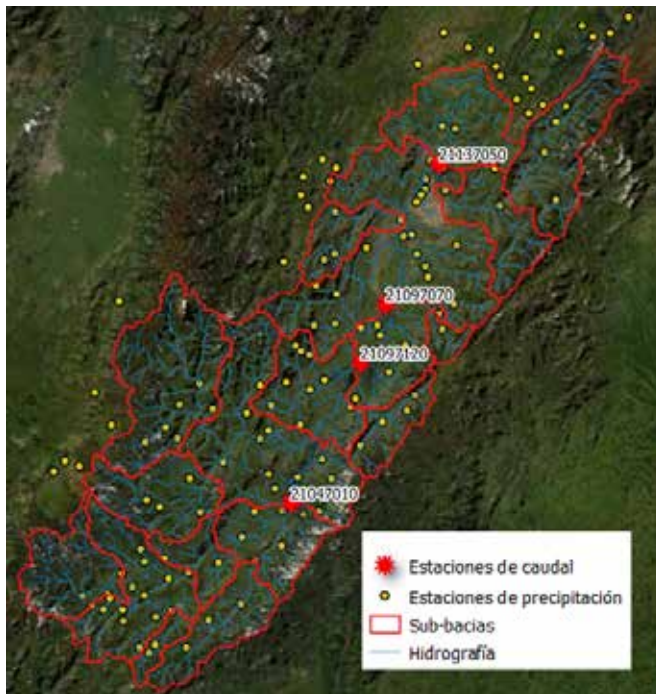
Figura 5. a) Valores medios y b) valores máximos multianuales de precipitación en las estaciones Sevilla, Isfopal.



Fuente: los autores.

En total, para la cuenca alta del río Magdalena, se seleccionaron cuatro estaciones de caudal y 137 estaciones de precipitación, las cuales se encuentran dentro de la cuenca y algunas bordeando la cuenca (Figura 6).

Figura 6. Subcuencas, estaciones de precipitación y caudal utilizadas para la calibración/validación del modelo hidrológico.



Fuente: los autores

Para calcular la evapotranspiración en el modelo hidrológico, se utilizaron datos de temperatura, humedad relativa, velocidad del viento, presión atmosférica y sol (horas de sol al día). Fue utilizada la base de datos de la Unidad de Investigación Climática (CRU) de la Universidad de Anglia del Este, el cual es un organismo internacional que recopila estadísticas históricas climáticas que permiten analizar el largo plazo desde una perspectiva global (Goerlich Gisbert, 2012)

CRU representa una variedad de datos que tienen una resolución general de diez minutos. Para el modelo hidrológico fueron requeridos datos de “elevación”, “humedad relativa”, “sol”, “temperatura media” y “velocidad del viento de 10 m.

MODELACIÓN HIDROLÓGICA

El modelo hidrológico de gran escala (MGB) (<https://www.ufrgs.br/hge/mgb/downloads/>) fue utilizado en este estudio. El MGB es un modelo distribuido basado en conceptos físicos que representa el ciclo hidrológico terrestre (Collischonn et al., 2007). El modelo adopta una discretización de la cuenca en unidades irregulares, definidas a partir de datos de relieve de un Modelo de Elevación Digital (MDE), y llamadas minicuevas. Para la simulación hidrológica, el MGB utiliza las combinaciones de cobertura vegetal y tipo de suelo en cada minicuenca siguiendo el enfoque de la Unidad de Respuesta Hidrológica (HRU) (Kouwen et al., 1993). En la siguiente ecuación se presenta el balance hídrico estimado a través del modelo MGB:

$$W_{i,j}^t = W_{i,j}^{t-1} + (P_{i,j} + E_{i,j} + D_{sup,i,j} + D_{int,i,j} + D_{bas,i,j} + D_{cap,i,j})$$

Donde $W_{i,j}^t$ corresponde al agua almacenada en la capa de suelo al final del paso de tiempo en la minicuenca i para la unidad de respuesta hidrológica j ; $W_{i,j}^{t-1}$ corresponde al agua almacenada en la capa de suelo al inicio del paso de tiempo; $P_{i,j}$ es la precipitación que alcanza el suelo; $E_{i,j}$ es la evapotranspiración; $D_{sup,i,j}$ es la escorrentía superficial, $D_{int,i,j}$ corresponde al flujo base; y $D_{bas,i,j}$ y $D_{cap,i,j}$ corresponden a flujo al acuífero y desde el acuífero a la capa de suelo respectivamente. Todas las variables son expresadas en el mm.

La evapotranspiración se calcula mediante el método de Penman-Monteith (Shuttleworth, 1993), el cual utiliza la resistencia aerodinámica del follaje en función de la

altura de los instrumentos meteorológicos, la altura de la vegetación y la resistencia estomática. El modelo utiliza cinco variables climatológicas para calcular la evapotranspiración: temperatura del aire, presión de vapor, velocidad del viento, radiación neta y presión atmosférica.

En el modelo MGB la intercepción del dosel está representada por un reservorio con capacidad máxima de almacenamiento de acuerdo con el Índice de Área Foliar (IAF). El balance de agua del suelo y la escorrentía se calculan utilizando el enfoque del modelo Arno (Todini, 1996) y la propagación del flujo se realiza utilizando el método Muskingum Cunge (MC).

El modelo MGB se ha aplicado satisfactoriamente en diferentes cuencas suramericanas (Fan et al., 2015; Idoyaga et al., 2017; Munar et al., 2018; Paiva et al., 2013; Siqueira et al., 2016a). En esta investigación, el modelo MGB se utilizó para evaluar el comportamiento hidrológico de la cuenca en las principales variables hidrológicas (p. ej. caudales y niveles de agua).

Para la calibración del modelo MGB se utilizaron las siguientes medidas de desempeño: coeficiente de correlación de Pearson (R^2), coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (Nash y Sutcliffe, 1970) para caudal (ENS), coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe para logaritmos de caudal (Enslog), errores de volumen relativo (DV %) y eficiencia de Kling-Gupta (KGE). Estas métricas se calcularon entre los datos observados *in-situ* y los datos simulados por el modelo en cada estación de aforo de caudal disponible. El periodo del modelo de calibración/validación se estableció desde el 1 de enero de 1990 hasta el 31 de diciembre de 2020, siendo el primer año (1990) empleado como tiempo de puesta en marcha del modelo para mitigar la influencia de las condiciones iniciales.

Para la aplicación del modelo MGB en la cuenca alta del río Magdalena se consideró el embalse con mayor potencial regulatorio, correspondiente a Betania. La serie de caudales medidos fue forzada en la estación La Esperanza a la salida de Betania desde 1990. Esto usando información de caudales de almacenamiento y efluentes fue obtenida desde el Sistema Nacional de Transmisión (<https://www.xm.com.co/Paginas/Hidrologia/>).

PREPROCESAMIENTO DE DATOS

El trabajo de preprocesamiento de datos consistió en utilizar herramientas como geoprocésamiento y programas de computadora para construir los archivos de entrada del modelo. La delimitación de la microcuenca hidrográfica fue realizada utilizando

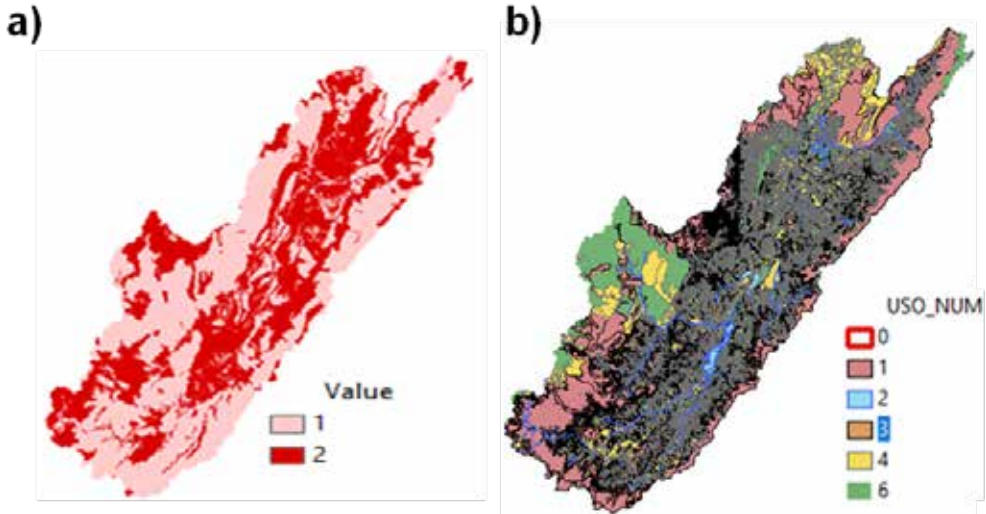
operaciones de geoprocésamiento mediante el **software** libre QGIS, usando el Plugin IPH Hydro Tools (Siqueira et al., 2016b), considerando como entrada el Modelo Digital de Elevación (MDE) usando la herramienta de interpolación **Topo to Raster** del software **Esri ArcGIS 10.5**. Las curvas de nivel utilizadas serán obtenidas a partir de la información por plancha de la cartografía base escala del IGAC (IGAC, 2019). La secuencia de operaciones fue la siguiente:

- Relleno de fallas del modelo digital de elevación, cuyo objetivo es corregir valores nulos en la matriz y zonas muertas de flujo.
- Determinación de la dirección de flujo para estimar el camino más probable para la red de drenaje a partir de una evaluación de declividad en la vecindad de cada píxel.
- Mapeo del flujo acumulado determinando la cantidad de píxeles que drenan por encima de cada píxel, lo que posibilita la determinación del área drenada en cada píxel.
- Definición del área de drenaje y opcionalmente de la red de drenaje a partir de los mapas anteriores.

La discretización de la cuenca en minicuecas se utilizó para determinar las direcciones de flujo, calcular el área de drenaje acumulada, delimitar las subcuecas según las estaciones fluviométricas y definir la red de drenaje. Como resultado, la cuenca alta del río Magdalena se discretizó espacialmente en 18 subcuecas y 1518 minicuecas.

Para determinar los bloques de tipo de suelo y cobertura vegetal, que responden de forma hidrológicamente homogénea a los estímulos climáticos, se realizó el balance hídrico vertical en el modelo MGB en cada minicuenca. Dado que los procesos de interceptación, infiltración y almacenamiento de agua en el suelo dependen principalmente del tipo de cobertura y del tipo de suelo, en esta aplicación se realizó el mapeo de las Unidades de Respuesta Hidrológica (URH) considerando estos dos factores. El tipo y uso de suelo en la cuenca fue obtenido a través de información recopilada por la Corporación Autónoma del Alto Magdalena (CAM) y su Oficina de Planeación (OPL), las cuales se encuentran actualizadas con la metodología **Corine Land Cover** y son de dominio público. La clasificación referida al tipo de suelo manifiesta que para cada tipo de suelo se disponen las categorías 1 y 2 (suelos poco profundos = 1 y suelos profundos = 2). En cuanto a la clasificación de uso de suelo, presenta que para cada uso de suelo se disponen las categorías 2, 3, 4, 5 y 6 (cuerpo de agua = 2, área construida = 3, cobertura arbustiva = 4, área húmeda = 5 y suelo expuesto = 6) (Figura 7). Como resultado, se definieron nueve URH, siendo la cobertura arbustiva en suelos profundos las URH más grandes que representan más del 53 % del área de la cuenca.

Figura 7. Clasificación correspondiente a) uso de suelo y b) tipo de suelo.



Fuente: los autores

Una vez terminada la etapa de preprocesamiento, fueron procesados los archivos creados en las etapas anteriores para generar los archivos necesarios para la simulación hidrológica en el modelo MGB.

Los siguientes archivos fueron utilizados:

- Modelo Digital de Elevación (MDE)
- Direcciones de escorrentía
- Minicuencas (cuencas por tramos de río)
- Red de drenaje segmentada en la
- Clases de respuesta hidrológica (HRCs)
- Subcuencas

CALIBRACIÓN DE PARÁMETROS

En la calibración del modelo MGB se consideraron parámetros fijos y parámetros calibrables. Los parámetros fijos están asociados con la vegetación existente en cada HRU, como el albedo, la altura de la vegetación, el índice de área foliar y la resistencia de la superficie en buenas condiciones de humedad del suelo. En el modelo, todos estos parámetros se utilizan en el cálculo de la evapotranspiración por el método Penman-Monteith (Shuttleworth, 1993). Los parámetros del suelo a menudo se modifica-

ron en el proceso de calibración y también se asocian con URH. La Tabla 3 muestra el significado de los parámetros calibrables y los rangos de variación adoptados para la aplicación del modelo MGB en la cuenca alta del río Magdalena.

Tabla 3. *Parámetros adoptados del modelo MGB para la cuenca alta del río Magdalena.*

Parámetro	Descripción	Rango sugerido	Valor medio adoptado
Wm (mm)	Capacidad máxima de almacenamiento de la capa superficial del suelo. Depende del tipo de suelo. Un valor para cada URH.	50-1000	250
b (-)	Variabilidad del volumen máximo de los reservorios que representan la capa superficial del suelo. Depende del tipo de suelo y de su profundidad. Afecta el escurrimiento superficial. Un valor para cada URH.	0.02 - 1.6	0.38
Kint (-)	Tasa de flujo de agua subsuperficial cuando el suelo se encuentra saturado. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento subsuperficial. Un valor para cada URH.	4-40	4.5
XL (-)	Índice de porosidad del suelo. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento subsuperficial. Un valor para cada URH.	0.67	0.67
Kbas (mm/día)	Tasa de flujo de agua subterránea cuando el suelo se encuentra saturado. Depende del tipo de suelo. Afecta al escurrimiento subterráneo. Un valor para cada URH.	0.05-5	0.1
Wc (-)	Parámetro sin significado físico que evita valores negativos e inestabilidades del modelo. Un valor para cada URH. En general, no se recomienda utilizar valores distintos a 0,1.	0.1	0.1
Cs (-)	Multiplica al tiempo de concentración para definir el tiempo de respuesta superficial de las minicuenas. Afecta el caudal de salida superficial. Un valor único para todas las URH.	1-20	5.5
Ci (-)	Multiplica al tiempo de concentración para definir el tiempo de respuesta subsuperficial de las minicuenas. Afecta el caudal de salida subsuperficial. Un valor único para todas las URH.	50-200	103

Fuente: los autores

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

MODELACIÓN HIDROLÓGICA

Calibración/validación del modelo hidrológico

Los resultados obtenidos del proceso de calibración/validación del modelo MGB indican que, en todas las estaciones, el R^2 fue superior a 0,6. En el 75 % de las estaciones, el ENS fue superior a 0,5 y el ENSlog y el KGE fueron superiores a 0,5 y 0,7 respectivamente. Los errores de volumen relativo (DV %) fueron inferiores al 11 % para más del 75 % de las estaciones de medición de caudal analizadas (Tabla 4).

Tabla 4. Medidas de desempeño durante el proceso de calibración/validación del modelo MGB.

No	Estación	R2	ENS	ENSlog	KGE	DV (%)
1	21047010	0,61	0,21	0,29	0,41	-24,3
3	21097120	0,95	0,90	0,84	0,95	0,4
2	21097070	0,84	0,67	0,67	0,77	-10,4
4	21137050	0,74	0,53	0,51	0,70	1,9

Fuente: los autores

De acuerdo con los resultados, se puede apreciar una leve tendencia a subestimar los caudales máximos y una sobreestimación de los caudales mínimos calculados por el modelo para los datos de precipitación utilizados. Un indicador de subestimación de los caudales calculados es el valor negativo del error de volumen (DV%), especialmente en la parte alta de la cuenca. (Tabla 4).

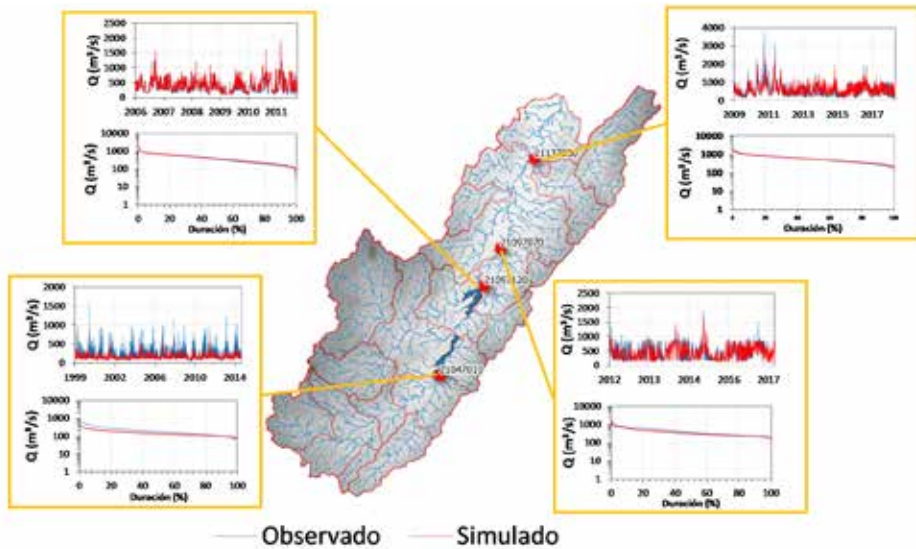
Comparación de hidrogramas y curvas de permanencia observadas y simulados por el modelo MGB

Los resultados obtenidos de la comparación de hidrogramas y curvas de permanencia observadas y simulados por el modelo MGB revelan que el modelo en general reproduce razonablemente el comportamiento de los caudales durante el periodo enero de 1990 – diciembre de 2020 (Fig. 8).

Los caudales simulados por el modelo MGB se ajustaron bien con los caudales observados. Los resultados de los caudales simulados frente a los observados en cuatro puntos de control (Fig. 8), indicaron que la mayoría de los caudales máximos de las estaciones de medición ubicadas en la cuenca baja, fueron bien representados por el modelo MGB. Sin embargo, pequeños picos de caudal fueron representados con algunas limitaciones. Estos resultados fueron consistentes con los reportados previamente en diferentes cuencas en Suramérica (Bortolin et al., 2020; De Queiroz et al., 2019; Idoyaga et al., 2017; Munar et al. 2018; Oliveira et al., 2019; Zubieta et al., 2015).

Dentro de las limitaciones de la aplicabilidad del modelo MGB y la capacidad de representar los caudales en la cuenca alta se pueden incluir los datos de entrada utilizados para el modelo, entre ellos la precipitación. Esta variable es la más sensible de todas las variables de entrada y puede causar errores significativos en todas las variables de salida del modelo (por ejemplo, caudales y niveles de agua) (Mul et al., 2009; Sharma et al., 2012).

Figura 8. Hidrogramas y curvas de duración de caudales simulados y observados en las cuatro estaciones de medición de caudal.



Fuente: los autores

CONCLUSIONES

Esta investigación consistió en evaluar la dinámica hidrológica de la cuenca alta del río Magdalena aplicando el *Modelo de Grandes Cuencas* (sigla en portugués MGB). Los resultados obtenidos revelan que los hidrogramas y curvas de permanencia simuladas por el modelo se ajustan con los datos observados en las estaciones fluviométricas de la cuenca analizada.

En general y considerando los resultados obtenidos en las pruebas de simulación y verificación de los datos de precipitación considerados, se puede afirmar que el modelo permite evaluar resultados y estimar caudales mínimos, medios y máximos de manera consistente, en la cuenca alta del río Magdalena. Además, los resultados obtenidos ya permiten realizar estudios como el análisis de procesos hidrológicos, la cuantificación de la disponibilidad de agua en subcuencas y la evaluación de las consecuencias de los cambios de uso y cobertura vegetal sobre el caudal de la cuenca, así como los impactos del cambio climático en el balance hídrico de la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH) de la Universidad Federal de Río Grande del Sur UFRGS – Brasil por la disponibilidad del modelo MGB utilizado en esta investigación.

REFERENCIAS

Adam, K. N. y Collischonn, W. (2013). Análise dos impactos de mudanças climáticas nos regimes de precipitação e vazão na bacia hidrográfica do rio Ibicuí. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 18(3), 69-79.

Adam, K. N., Rogenes, P., Fan, F. M., Collischonn, W. y Bravo, J. M. (2015). Mudanças climáticas e vazões extremas na bacia do rio Paraná. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 20, 999-1007.

Aguilar, F. A. (2010). *Modelos matemáticos no lineales como herramienta para evaluar el crecimiento de tilapia roja (Oreochromis spp.) y tilapia nilótica (Oreochromis niloticus Var. Chitralada) alimentadas con dietas peletizadas o extruida*. <http://www.bdigital.unal.edu.co/2813/>

Bortolin, T. A., Valentini, J. F., Reginato, P. A. R., Mendes, L. A., & Schneider, V. E. (2020). Use of a hydrological model in two sub-basins in Southern Brazil. *Sustainable Water Resources Management*, 6(4), 1-10.

Bravo, J. M., Collischonn, W., & Tucci, C. E. (2009). Verificação da Eficiência e Eficácia de um Algoritmo Evolucionário Multi-objetivo na Calibração Automática do Modelo Hidrológico IPH II. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 14(3), 37-50.

Bravo, J. M., Collischonn, W., Paz, A. R., Allasia, D., & Domecq, F. (2014). Impact of projected climate change on hydrologic regime of the Upper Paraguay River basin. *Climatic Change*, 127(1), 27-41.

Bravo, J. M., Collischonn, W., Silva, B. C., Rodrigues, D. A., Fan, F.M., Quiroz, K. y Rogenes, P. (2014). Impacto nas aflúências das principais bacias. In: Jose Wanderley Marangon Lima, Walter Collischonn, José A. Marengo. (Org.). *Efeitos das Mudanças Climáticas na Geração de Energia Elétrica*. (1.ª ed.) São Paulo: Hunter, cap. 6, (pp. 245-282).

Cabrera, J. W. (2012). Unidad de Respuesta Hidrológica (H.R.U.). Instituto para la Mitigación de os efectos del Fenómeno del Niño - Universidad Nacional de Ingeniería, 1-2.

Chen, Y. D., Zhang, Q., Xiao, M., Singh, V. P., & Zhang, S. (2016). Probabilistic forecasting of seasonal droughts in the Pearl River basin, China. *Stoch Env Res Risk Assess*, 30(7), 2031–2040. <http://dx.doi:10.1007/s00477-015-1174-6>

Collischonn, W., Allasia, D., Da Silva, B. C., & Tucci, C. E. (2007). The MGB-IPH model for large-scale rainfall runoff modelling. *Hydrol. Sci. J.* 52, 878–895. <http://dx.doi.org/10.1623/hysj.52.5.878>

Collischonn, W., Bravo, J. M., Silva, B. C. y Rodrigues, D. A. (2014). Modelagem Hidrológica. In: Lima, J. W. M., Collischonn, W., Marengo, J. A. (Org.). *Efeitos das Mudanças Climáticas na Geração de Energia Elétrica*. (1.ª ed.) São Paulo: Hunter, cap. 3, (pp. 95-143).

Corporación Autónoma Regional del Alto Magdalena [CAM]. (2018). *Estudio de la Evaluación Regional del Agua (ERA)*.

De Queiroz, A. R., Faria, V. A., Lima, L. M., & Lima, J. W. (2019). Hydropower revenues under the threat of climate change in Brazil. *Renewable energy*, 133, 873-882.

Elgamal, A., Reggiani, P., & Jonoski, A. (2017). Impact analysis of satellite rainfall products on flow simulations in the Magdalena River Basin, Colombia. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 9, 85-103.

Fan, F. M., Schwanenberg, D., Collischonn, W., & Weerts, A. (2015). Verification of inflow into hydropower reservoirs using ensemble forecasts of the TIGGE database for large scale basins in Brazil. *J. Hydrol. Region. Stud.* 4, 196–227. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.012>

Gisbert, F. J. G. (2012). Datos climáticos históricos para las regiones españolas. *CRU TS 2.1. Investigaciones de Historia Económica*, 8(1), 29-40.

Hirabayashi, Y., Kanae, S., Emori, S., Oki, T., & Kimoto, M. (2008). Global projections of changing risks of floods and droughts in a changing climate. *Hydrol Sci J/J des Sci Hydrol*, 53(4), 754–772.

Idoyaga, A. L., Cáceres, M. M. y Báez, J. (2017). Implementación del modelo hidrológico de grandes cuencas mgb-iph en la cuenca del río Acaray. *Revista de la Sociedad Científica del Paraguay*, 22(1), 61-74.

Instituto Brasileiro de Geografia y Estadísticas [IBGE]. (2017). Población de Brasil.

IDEAM. (2015a). Estudio Nacional del Agua (ENA).

IDEAM, PNUD, MADS, DNP y Cancillería. (2015b). Escenarios de cambio climático para precipitación y temperatura para Colombia 2011-2100. Herramientas científicas para la toma de decisiones—estudio técnico completo: Tercera Comunicación Nacional de Cambio Climático. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia.

Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM]. (2019). Consulta de datos hidrometeorológicos. <http://dhime.ideam.gov.co/atencionciudadano/>

Instituto Geográfico Agustín Codazzi [IGAC]. (2019). Datos abiertos cartografía y geografía. <https://geoportal.igac.gov.co/es/contenido/datos-abiertos-cartografia-y-geografia>

Intergovernmental Panel on Climate Change [IPCC]. (2013). Climate Change 2013: the physical basis. Contribution of Working Group 1 to the Fifth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press.

Kouwen, N., Soulis, E., Pietroniro, A., Donald, J., & Harrington, R. (1993). Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *J. Water Resour. Plan. Manage.* 119, 289–305. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9496\(1993\)119:3\(289\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9496(1993)119:3(289))

Mul, M. L., Savenije, H. H. G., & Uhlenbrook, S. (2009). Spatial rainfall variability and runoff response during an extreme event in a semi-arid catchment in the South Pare Mountains, Tanzania. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 13, 1659–1670. <https://doi.org/10.5194/hess-13-1659-2009>.

Munar, A. M., Cavalcanti, J. R., Bravo, J. M., Fan, F. M., da Motta-Marques, D., & Frago Jr, C. R. (2018). Coupling large-scale hydrological and hydrodynamic modeling: Toward a better comprehension of watershed-shallow lake processes. *Journal of hydrology*, 564, 424-441.

Munar, A. M., Cavalcanti, J. R., Bravo, J. M., Da Motta-Marques, D., & Frago Jr, C. R. (2019). Assessing the large-scale variation of heat budget in poorly gauged watershed-shallow lake system using a novel integrated modeling approach. *Journal of Hydrology*, 575, 244-256.

Nash, J. E., & Sutcliffe, J. V. (1970). River flow forecasting through conceptual models part I-A discussion of principles. *Journal of hydrology*, 10(3), 282-290.

Nijssen, B., O'Donnell, G. M., Hamlet, A. F., & Lettenmaier, D. P. (2001). Hydrologic sensitivity of global rivers to climate change. *Clim Change*, 50(1–2), 143–175.

Nóbrega, M. T., Collischonn, W., Tucci, C. E. M., & Paz, A. R. (2011). Uncertainty in climate change impacts on water resources in the Río Grande Basin, Brazil. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15(2), 585–595.

Oliveira, R. F. D., Zolin, C. A., Victoria, D. D. C., Lopes, T. R., Vendrusculo, L. G., & Paulino, J. (2019). Hydrological calibration and validation of the MGB-IPH model for water resource management in the upper Teles Pires River basin in the Amazon-Cerrado ecotone in Brazil. *Acta Amazonica*, 49, 54–63.

Paiva, R. C. D., Collischonn, W., & Schettini, E. B. C. (2011). Climate Change Impacts on Water Resources in the Quaraí River Basin. In: FUNG, C. F., Lopez, A., New, M. (Org.). *Modelling the Impact of Climate Change on Water Resources*. Willey-Blackwell, cap. 6.2, (p.12).

Paiva, R. C. D., Buarque, D. C., Collischonn, W., Bonnet, M. P., Frappart, F., Calmant, S., & Bulhões, C. A. (2013). Large-scale hydrologic and hydrodynamic modeling of the Amazon River basin. *Water Resour. Res.* 49, 1226–1243. <http://dx.doi.org/10.1002/wrcr.20067>

Siqueira, V. A., Collischonn, W., Fan, F. M., & Chou, S. C. (2016a). Ensemble flood forecasting based on operational forecasts of the regional ETA EPS in the Taquari-Antas basin. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos/ Braz. J. Water Res.* RBRH 21, 587–602. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011616004>

Siqueira, V. A., Fleischmann, A., Jardim, P. F., Fan, F. M., & Collischonn, W. (2016b). IPH-Hydro Tools: a GIS coupled tool for watershed topology acquisition in an open-source environment. *RBRH*, 21(1), 274–287. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v21n1.p274-287>

Sharma, S., Isik, S., Srivastava, P., & Kalin, L. (2012). Deriving spatially distributed precipitation data using the artificial neural network and multilinear regression models. *J. Hydrol. Eng.* 18, 194–205. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000617](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000617)

Shuttleworth, W. J. (1993). Evaporation, in: Maidment, D.R. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill. (pp. 4.1–4.53).

Sorribas, M. V., Paiva, R. C. D., Melack, J., Bravo, J. M., Jones, C., Carvalho, L., Beighley, E., Forsberg, B., & Costa, M. H. (2016). Projections of climate change effects on discharge and inundation in the Amazon basin. *Climatic Change*, 136(3), 555–570.

Tavares, M. H., Munar, A. M., Cunha, A. H. F., Motta-Marques, D., Ruhoff, A. L., Cavalcanti, J. R., Fragoso, C. R., ... & Rodrigues, L. H. R. (2019). Comparison of Methods to Estimate Lake-Surface-Water Temperature Using Landsat 7 ETM+ and MODIS Imagery: Case Study of a Large Shallow Subtropical Lake in Southern Brazil. *Water*, 11(1), 168.

Tejadas, B. E., Bravo, J. M., Sanagiotto, D. G., Tassi, R. y Marques, D. M. L. M. (2016). Projeções de Vazão Afluente à Lagoa Mangueira com Base em Cenários de Mudanças Climáticas. *Revista Brasileira de Meteorologia*, 31, 262-272.

Todini, E. (1996). The ARNO rainfall-runoff model. *J. Hydrol.* 175, 339–382. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)80016-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(96)80016-3)

Wang, W., Wei, J., & Shao, Q. et al. (2015). Spatial and temporal variations in hydro-climatic variables and runoff in response to climate change in the Luanhe River basin, China. *Stoch Environ Res Risk Assess* 29(4):1117–1133. <http://dx.doi.org/10.1007/s00477-014-1003-3>

Zubieta, R., Getirana, A., Espinoza, J. C., & Lavado, W. (2015). Impacts of satellite-based precipitation datasets on rainfall-runoff modeling of the Western Amazon basin of Peru and Ecuador.

1.2 ESTUDIO COMPARATIVO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS UTILIZADOS COMO BIOINDICADORES DE CALIDAD DE AGUA EN LA CUENCA ALTA DEL RÍO MAGDALENA

Martha Cecilia Vinasco Guzmán⁵

Myrian Sofía Guzmán Oliveros⁶

Silvia Alejandra Trujillo Zapata⁷

Claudia Patricia Cortés Orozco⁸

Lina Paola Caicedo Bolaños⁹

Miguel Ángel Núñez Burgos¹⁰

5 Doctora en Desarrollo Sostenible. Docente Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD). Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente, CCAV Pitalito, Colombia. marta.vinasco@unad.edu.co

6 Magíster en Gestión Ambiental. Docente Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD). Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente, CCAV Pitalito, Colombia. myrian.guzman@unad.edu.co

7 Magíster en Sistemas Integrados de Gestión de la calidad ambiental, responsabilidad social y PRL. Docente Universidad Nacional Abierta y a Distancia. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente, CCAV Pitalito, Colombia. silvia.trujillo@unad.edu.co

8 Ingeniera Ambiental, Magíster en Sistemas Integrados de Gestión, Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD). Bogotá, Colombia. claudia.cortes@unad.edu.co

9 Estudiante Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD). Pitalito, Colombia. lpcaicedo@unadvirtual.edu.co

10 Estudiante Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Abierta y a Distancia (UNAD). Pitalito, Colombia. maburgos@unadvirtual.edu.co

RESUMEN

Los macroinvertebrados bentónicos se encuentran en ecosistemas acuáticos en todo el mundo y han sido utilizados como indicadores de la calidad de agua, empleando su presencia o ausencia para calcular indicadores como el BMWP (*Biological Monitoring Working Party*), método de amplia difusión en nuestro país. En el departamento del Huila, que se ubica en la parte alta de la cuenca del río Magdalena, se han hecho varias investigaciones en este tema, determinándose la necesidad de contrastar los resultados obtenidos en las diferentes fuentes hídricas, que aporten en el conocimiento de las condiciones de la calidad de agua. El propósito de esta investigación es hacer un trabajo de revisión de los resultados obtenidos por investigaciones con macroinvertebrados bentónicos con la utilización del índice BMWP/Col, que permitan tener una perspectiva de la calidad de agua de ríos y quebradas. La recolección de información se hizo a partir de una búsqueda de palabras en español e inglés en bases de datos como *Google Scholar*, *Scopus*, *Science Direct* y el repositorio de trabajos de grado de la UNAD. La presencia y alta frecuencia de órdenes de insectos como *Plecoptera*, que presenta tolerancia media a la contaminación y *Ephemeroptera* que es indicador de una mayor tolerancia a la contaminación, evidencia que las aguas están medianamente contaminadas. Dentro de las familias más abundantes en los reportes está la *Hydropsychidae* y *Baetidae* (BMWP/Col 7), seguida de la *Perlidae* (BMWP/Col 10), positivas en la calidad del agua y alta abundancia de familias que evidencian contaminación como *Chironomidae* (BMWP/Col 2) reportada en la parte alta del río Guarapas y en el río Magdalena y *Tubificidae* y *Tipulidae* (BMWP/Col 1) en el río Guachicos, río Magdalena, quebrada La Cascajosa y la Reserva Meremberg. Se encontraron dificultades con la interpretación del índice BMWP/Col en las investigaciones que tienen continuidad en el tiempo, por lo que es necesario contrastar los resultados con otros índices como el ASPT (*Average Score Per Taxon*). Este tipo de estudios permiten mejorar la toma decisiones y la gestión integrada del recurso hídrico.

Palabras clave: bioindicación, BMWP/Col, calidad de agua, contaminación, ecosistema acuático.

ABSTRACT

Benthic macroinvertebrates are found in aquatic ecosystems throughout the world and have been used as water quality indicators, using their presence or absence to calculate indicators such as the BMWP index (Biological Monitoring Working Party), a method widely used in Colombia. In the department of Huila, which is located in the upper part of the Magdalena River Basin, several investigations have been carried out determining the need to contrast the results obtained for different water supply. The objective of this study is to review the results obtained by research with benthic macroinvertebrates with the use of the BMWP/Col index, which allow a perspective of the water quality of rivers and streams. The information was collected from a search for words in Spanish and English in databases such as Google Scholar, Scopus, Science Direct, and the UNAD repository. The presence and high frequency of orders of insects such as Plecoptera, which has a medium tolerance to contamination and Ephemeroptera, which is an indicator of a greater tolerance to contamination, shows that the water bodies are moderately contaminated. Among the most abundant families in the reports are the Hydropsychidae and Baetidae (BMWP/Col7), followed by the Perlidae (BMWP/Col 10), positive in water quality and high abundance of families that show contamination such as Chironomidae (BMWP/Col 2) reported in the upper Guarapas River and in the Magdalena River, Tubificidae and Tipulidae (BMWP/Col1) in the Guachicos River, Magdalena river, La Cascajosa Stream and the Meremberg Reserve. Difficulties were found with the interpretation of the BMWP/Col index in the investigations that have continuity over time, so it is necessary to contrast the results with other indices such as the ASPT (Average Score Per Taxon). This study allows better decision-making and integrated management of water resources.

Keywords: Bioindication, BMWP/Col, water quality, pollution, aquatic ecosystem.

INTRODUCCIÓN

En los sistemas lóticos se encuentran organismos agrupados en comunidades, que hacen parte de redes tróficas de productores y consumidores, y organismos que intervienen en los procesos de descomposición (microbiota bacteriana, hongos, algunos macroinvertebrados, entre otros).

Los bioindicadores de calidad de agua dependen de las condiciones del sitio y los macroinvertebrados se consideran los mejores indicadores por ser abundantes, fáciles de recolectar, sedentarios y reflejan las condiciones locales. Además, son fáciles de identificar, presentan las variaciones ambientales en corto tiempo y proporcionan información de efectos acumulativos respondiendo rápidamente a los cambios medioambientales (Roldán, 2016).

Los macroinvertebrados son animales relativamente grandes, visibles al ojo humano, constituidos principalmente de artrópodos, como crustáceos, arácnidos, oligoquetos, hirudineas y moluscos e insectos que son los más abundantes y que cuentan con mayor número de taxones. Su presencia se asocia a fuentes de agua rocosas y fangosas, además de plantas acuáticas y aguas superficiales (Roldán y Ramírez, 2008). Estas comunidades de macroinvertebrados se ven afectadas por los cambios físicos y químicos en la calidad del agua o en las dinámicas hidrológicas lo que favorece su utilización como bioindicadores de la calidad del agua, dado que son abundantes, fáciles de recolectar y tienen una taxonomía fácil de identificar (Villalobos-Moreno y Salazar, 2020).

Uno de los métodos más utilizados en Colombia para determinar la calidad de agua es la utilización de los macroinvertebrados como bioindicadores, valorando dicha calidad con la utilización del método BMWP, que fue adaptado por Roldán en los años 90 para Colombia, creando el BMWP/Col. Este método utiliza la presencia y ausencia de los taxones, asignándoles una puntuación de 1 a 10, donde 10 son las familias menos tolerantes a la contaminación y a su vez indicadores de aguas limpias y 1 es el puntaje de las familias más tolerantes a la contaminación, que indican aguas con altos contenidos de polución y el resultado del índice corresponde a la suma de las puntuaciones de las familias encontradas (Roldán, 2016).

Este análisis se basa en sistemas de evaluación que determina el nivel de órdenes, familias y a veces géneros, para realizar evaluaciones rápidas del ecosistema, siendo un método efectivo, de bajo costo y tiempo, y que puede ser utilizado por personas

entrenadas, pero que no necesariamente tengan una alta experticia en la biología de estas poblaciones (Posada-García y Roldán-Pérez, 2003).

Roldán (2009), indica que el trabajo con macroinvertebrados en Colombia empieza en la Universidad de Antioquia en los años 70, siendo esta la base para el desarrollo de la bioindicación en la calidad de agua y del trabajo con el índice BMWP, que fue adaptado a las condiciones de nuestro país hasta desarrollar el BMWP/Col.

Medina Nieto (2016), quien hace una revisión del estado actual de la limnología en Colombia a partir de una amplia revisión de las investigaciones realizadas a partir del año 2000 en el tema, y en este se reportan biomonitoreos en el río Magdalena y sus afluentes, pero utilizando como indicadores la presencia y ausencia de peces, dado que las investigaciones encontradas hasta el momento son escasas en la cuenca del río.

Igualmente, se destaca el realizado por Gualdrón Durán (2016), denominado: “Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos”, que se hizo a partir de una revisión bibliográfica sobre información reciente referente a la calidad de agua de los ríos. En sus resultados se contrastó la existencia de macroinvertebrados acuáticos relacionados con la disponibilidad de oxígeno, profundidad, pH, alcalinidad y los contaminantes de tipo industrial y se encontró que los vertimientos de aguas residuales, muy comunes en la mayoría de las fuentes de agua afectan su calidad. Igualmente, que el BMWP/Col indica aguas ligeramente contaminadas y que algunas de las variables fisicoquímicas y biológicas presentaron valores superiores a los permitidos.

Dentro de los estudios recientes en el río Magdalena se tienen los de Forero et al. (2013), que evaluó la calidad de agua con métodos fisicoquímicos y biológicos como el BMWP/Col en el río Opia en el Tolima, que es tributario del río Magdalena, registrando una calidad de agua regular, evidenciando perturbación en los ecosistemas y afectación en su calidad ecológica y el de Galeano-Rendón et al. (2017), realizado en la cuenca del río Magdalena en los ríos Nare y Guatapé en Antioquia, que determina que los sitios estudiados tienen una alta afectación antrópica, con bajos valores del índice BMWP/Col, lo que indica una baja calidad ecológica.

Los métodos utilizados para la obtención de los macroinvertebrados acuáticos corresponden a los presentados por Roldán (2016), con la utilización de redes (red surber y red de patada), estableciendo sitios de muestreo donde se hacen réplicas cada 30 metros, en corrientes de poca profundidad, removiendo el suelo de la fuente de agua para lograr que se suelten los especímenes que reposan en hojas, piedras, fango y otro tipo de material vegetal, que se recoge en la red, luego de lo cual se sacan los macroin-

vertebrados y se disponen en frascos con alcohol antiséptico y formol, debidamente etiquetados. El análisis taxonómico se hace en el laboratorio, utilizando un estereoscopio, registrando la abundancia por el orden y la familia, y en algunos casos donde se tiene suficiente experticia, se llega hasta la especie, lo que se registra en las hojas de datos (Posada y Roldán, 2003).

La información obtenida de las especies de macroinvertebrados presentes en las corrientes de agua, puede evidenciar el impacto potencial de las acciones antrópicas en el medio ambiente y la amenaza que estas representan para el ambiente sino para la calidad de vida de las comunidades en las zonas urbanas y rurales. Sin embargo, una limitante para la realización de estudios comparativos de análisis de la calidad de agua, ya que en algunos casos no hay suficiente información acerca de la presencia o ausencia de las familias para contrastar los resultados entre las diferentes investigaciones y las inconsistencias presentadas al contrastar el índice BMWP/Col con los resultados de otros índices como el *Average Score Per Taxon ASPT*, calculado en tres de las investigaciones consultadas.

El puntaje promedio por taxón conocido como ASPT, es un índice de calidad de agua que se calcula dividiendo el puntaje total BMWP por el número de los taxones calificados en la muestra, expresando el promedio del indicador de calidad de agua. Los valores van de 0 a 10, donde valores cercanos a cero indican graves condiciones de contaminación (Instituto Humboldt, 2005).

A continuación, se presenta el código de colores utilizado para los índices BMWP/Col y ASTP (Tabla 1).

Tabla 1. Clasificación de las aguas y su significado ecológico de acuerdo con el índice BMWP/Col y STP (Posada & Roldán, 2003)

Clase	Calidad	Valor del BMWP	Valor del ASTP	Significado	Color
I	Buena	>150	>9-10	Aguas muy limpias	Azul
		101-120	>8-9	Agua no contaminada	
II	Aceptable	61-100	>6.5-8	Ligeramente contaminadas, se evidencian efectos de contaminación	Verde
III	Dudosa	36-60	>4.5-6.5	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16-35	>3-4.5	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy crítica	< 15	1-3	Aguas fuertemente contaminadas, situación crítica	Rojo

La presente investigación, enmarcada en el estudio de los impactos del cambio climático en la dinámica hidrológica y la calidad del agua en la cuenca alta del río Magdalena, haciendo una revisión de los estudios realizados en el departamento del Huila a partir del recuento de macroinvertebrados bentónicos, recopilando ocho estudios realizados a partir del 2014 en todas las regiones del departamento y analizando los resultados del cálculo del índice BMWP/Col.

MATERIALES Y MÉTODOS

Con el fin de recopilar la información sobre la presencia de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del río Magdalena, se llevó a cabo una búsqueda de literatura científica revisada por pares académicos, literatura gris, trabajos de grado e informes de investigación publicados.

La búsqueda de información utilizó buscadores generales como *Google Scholar* y bases de datos como *Scopus* y *Science Direct*, en un rango temporal de 2010 a 2021, en español y en inglés. Los términos de búsqueda fueron: bioindicadores acuáticos and Huila, macroinvertebrados acuáticos and Huila, calidad de agua and Huila, BMWP/Col and Huila y monitoreo de macroinvertebrados bentónicos and Huila.

Para hacer el análisis de la investigación se elaboraron cuadros comparativos con el resumen de los resultados de las investigaciones, mostrando los órdenes y las familias más representativas que se encontraron y los datos del cálculo de los índices BMWP/Col y ASTP. Los hallazgos sintetizan los resultados obtenidos de la información publicada en las temáticas relacionadas con monitoreo de macroinvertebrados acuáticos en el Huila.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Una vez realizada la búsqueda de información sobre la presencia de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca alta del río Magdalena, se obtuvieron los siguientes resultados (Tabla 2): una base de datos de una investigación en la parte alta del río Guarapas (Romo y Aroca, 2020); un libro que indagó en la calidad de agua en 18 fuentes hídricas en Pitalito (Peña y Cortes, 2015); dos artículos de calidad de agua en quebradas de Garzón (Moreno et al., 2015; Portilla, 2015); un artículo de monitoreo a la Central Hidroeléctrica de El Quimbo (Valbuena y Gualtero, 2021); una tesis de maestría en dos quebradas del municipio de Isnos (Cuellar, 2016); un informe sobre macroinvertebrados en la Reserva Meremberg en La Plata (Betancourt et al., 2016); un capítulo de libro sobre el río Guachicos y cuatro afluentes (Vinasco et al., 2021) y un trabajo de grado sobre una quebrada en La Plata (Pérez, 2019).

Tabla 2. Información general de los resultados encontrados respecto a macroinvertebrados bentónicos en el departamento del Huila

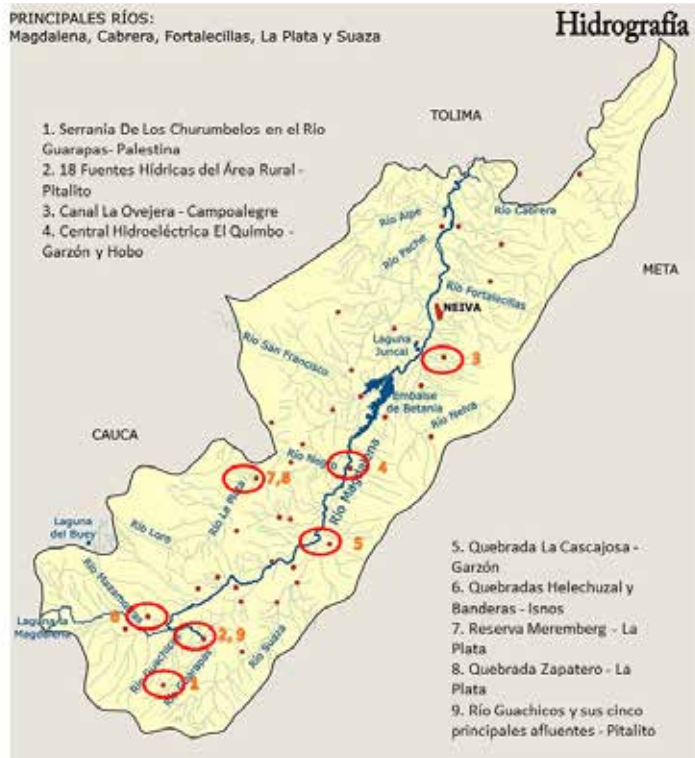
Tipo de resultado	Nombre de la fuente	Autores	Datación	Institución
Base de datos	Macroinvertebrados del área Serranía de los Churumbelos Auka Wasi asociados a la calidad del agua (río Guarapas en las veredas La Mensura, Montelibano, Jericó, Villas del Macizo y Montañitas en el municipio de Palestina).	Romo Guerrón, M. I. y Aroca Vargas, L.	2015- 2016	Parques Nacionales Naturales de Colombia
Capítulo de libro	Características de calidad y cantidad en 18 fuentes hídricas del área rural (Pitalito).	Peña M. A. y Cortés D. M.	2015	Centro de Gestión y Desarrollo Sostenible Surcolombiano SENA

Tipo de resultado	Nombre de la fuente	Autores	Datación	Institución
Artículo	Evaluación de la calidad del agua en el canal La Ovejera Campoalegre Huila, empleando bioindicadores acuáticos (afluente y efluente del canal La Ovejera).	Moreno, Y. M. Trujillo M., F. A.	2015	Centro de Formación Agroindustrial la Angostura SENA
Artículo	Aquatic macroinvertebrates (animalia: invertebrata) of the area of influence of El Quimbo Hydroelectric Station, Huila, Colombia.	Valbuena-Villareal, R. D., & Gualtero-Leal, D. M.	2021	USCO & ENEL EMGESA
Artículo	Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa - Garzón (Huila).	Portilla Arcos, N. K.	2015	USCO
Trabajo de grado de maestría	Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de las quebradas Helechuzal y Banderas en dos épocas con diferente régimen climático en el municipio de Isnos departamento del Huila.	Cuellar Torres, B. M.	2016	Universidad de Manizales
Informe	Informe del estudio de macroinvertebrados en la Reserva Meremberg (La Plata).	Betancourth J. S., Cardoso, H., Castrillón, J., Rodríguez, M. L. y García, N. M.	2016	USCO
Trabajo de grado	Informe sobre la evaluación de la calidad del agua de la quebrada Zapatero del municipio de La Plata Huila, mediante la aplicación de los métodos BMWP/Col y ASPT correlacionados con parámetros fisicoquímicos.	Pérez Losada, A. D.	2019	UNAD
Capítulo de libro	Evaluación de la calidad del agua del río Guachicos y sus cinco principales afluentes en Pitalito (Colombia), utilizando los índices de contaminación ICOS y el índice BMWP/Col en gestión ambiental y desarrollo agropecuario sostenible.	Vinasco, M. C., Guzmán, M. S., Trujillo, S. A., Sánchez, M., García, D. P., Villarreal, D. S., Martínez, J. A., Chavarro, J. A., Cruz, C. A., Ortega, J. A., Moreno, L. A. y Lasso, D. J.	2018 - 2020	UNAD

Nota. La investigación.

Las investigaciones encontradas corresponden a los años 2014 a 2021, asociadas a la región norte (Campoalegre), centro (Garzón y la zona de influencia de la represa del Químbo), el occidente del Huila (La Plata) y en el sur (Pitalito, Isnos, Acevedo y Palestina (Figura 1).

Figura 1. Ubicación de las fuentes hídricas consultadas.



Fuente: los autores

Es de anotar que el octavo artículo correspondiente a la evaluación de la calidad de agua en el río Guachicos y sus cuatro principales afluentes corresponde a cuatro trabajos de grado desarrollados en la UNAD CCAV Pitalito “Determinación del índice BMWP/Col, mediante la utilización de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua, en el cauce del río Guachicos, que surte el acueducto del municipio de Pitalito”, de Sánchez y García (2018); “Determinación de la calidad de agua mediante la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de tres afluentes principales en el río Guachicos municipio de Pitalito Huila”, de Villarreal Garzón (2019); “Caracterización de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada el Cedro del municipio de Pitalito”, de Martínez y Quiroz (2019) y “Monitoreo de macroinvertebrados en el río Guachicos, usándolos como bioindicadores para determinar la calidad del agua”, de Lasso y Moreno (2019).

Vale la pena señalar que existe sesgo en algunas de las investigaciones, debido a la falta de profundidad de algunos reportes acerca de las familias encontradas, además de que las investigaciones reseñan una gran cantidad de información acerca de los especímenes analizados.

ABUNDANCIA

A continuación, se presentan los resultados de la presencia de los macroinvertebrados más representativos en cada una de las fuentes hídricas analizadas.

Tabla 3. Fuentes hídricas y familias de macroinvertebrados bentónicos más representativas

Nombre de la fuente	Familias más representativas
Río Guarapas en las veredas La Mensura, Montelibano, Jericó, Villas del Macizo y Montañitas en el municipio de Palestina.	Se encontró un total de 1 674 registros, de los cuales 1 208 fueron determinados hasta el nivel de familia y 466 hasta género. Se encontraron las familias Elmidae 13 %, Leptoceridae 11 %, Leptohyphidae 7 %, Chironomidae 6 %, Baetidae 5 %, Hydropsychidae 5 %.
18 Fuentes hídricas del área rural (Pitalito).	12 órdenes (en abundancia Trichoptera, Odonata y Ephemeroptera) y 32 familias siendo la más abundante Hydropsychidae.
Canal La Ovejera Campoalegre Huila (afuente y efluente del canal La Ovejera).	562 individuos colectados, de nueve órdenes, 20 familias y 17 géneros, de los órdenes Plecoptera, Trichoptera y Ephemeroptera. Las familias más abundantes fueron la Leptophlebiidae, Baetidae, Hydropsychidae y Hydropsychidae.
El Quimbo Hidroeléctrica estación, río Magdalena.	Se recolectaron 36 490 individuos, de 11 clases, 26 órdenes y 79 familias. El orden Díptera tuvo el 33.35 % con 13 familias; Ephemeroptera con el 15.81 % con 20 familias; Hemiptera con el 11.5 % y nueve familias y Trichoptera con 6.21 % y siete familias, representando el 62.03 % del total. Se distinguen las familias Simuliidae y Baetidae de aguas limpias y Tipulidae y Chironomidae que están en aguas muy contaminadas.
Quebrada La Cascajosa – Garzón.	Se colectaron 891 individuos pertenecientes a cinco clases, 13 órdenes, 29 familias, 33 géneros. En cuanto a número de individuos, el orden Díptera fue el más representativo con 212, seguido de Ephemeroptera con 178, Trichoptera y Coleoptera con 158 y 115 individuos respectivamente. Las taxas más abundantes son la Leptohyphidae, Hydropsychidae, Simuliidae y Physicidae. Con presencia limitada Calopterygidae, Planariidae y Trichodactylidae y en menor grado Staphylinidae, Hydrobiosidae y Scolopendromorpha.

Nombre de la fuente	Familias más representativas
Quebradas Helechuzal y Banderas – Isnos.	Durante los cuatro muestreos se colectaron 875 individuos distribuidos en 11 órdenes y 20 familias; la mayor abundancia estuvo representada por las familias Hydropsychidae, Ptylodactylidae, Corydalidae, Perlidae, Trichodactylidae y Polythoridae.
Reserva Meremberg (La Plata) - la quebrada Agua Bonita y la cascada La Candelaria.	Hay presencia de las familias Hydropsychidae, Trichodactylidae, Hydroscaphidae, Elmidae, Baetidae, Annelidae y Tipulidae.
Quebrada Zapatero - La Plata.	Se recolectaron en total 4 000 macroinvertebrados distribuidos en cuatro Phylum, seis clases, 13 órdenes, 27 familias y 34 géneros. Las familias más abundantes fueron Hydropsychidae (38.7 %), Oligoneuriidae (11.6 %), Leptohyphidae (9.9 %), Perlidae (5.0 %), Leptoceridae (4.3 %), Chironomidae (3.4 %), Corydalidae (3.4 %) y Hydrobiosidae (3.3 %).
Río Guachicos –Pitalito.	En el río Guachicos se encontraron 11 órdenes, 33 familias y 2877 especímenes, siendo las más abundantes la Hydropsychidae (45.8 %), Perlidae (13.7 %), Leptophlebiidae (12.2 %), Tricorythidae (6.0 %), Elmidae (4.8 %) y Baetidae (3.5 %). Igualmente se presentaron Corydalidae, Gomphidae, Libellulidae, Tubificidae, Leptohyphidae y Oligoneuriidae.

Nota. La investigación.

El cálculo del índice BMWP/Col asigna valores de acuerdo con la tolerancia a la contaminación por las familias presentes, cuyos valores van entre 10 para las menos tolerantes, que indican buena calidad de agua y 1 las más tolerantes, que evidencian alta contaminación. Estos valores por familia se suman para calcular el índice y dependiendo de sus resultados, se da una apreciación de la calidad de agua de la fuente estudiada (Roldán y Ramírez, 2008).

Dentro de las familias reportadas como las más abundantes encontradas en el Hui-la se encuentra la *Hydropsychidae* que corresponde a un índice BMWP/Col de 7, está presente en las ocho fuentes analizadas, siendo la más abundante en las quebradas del Helechuzal y Banderas en Isnos, en el río Guachicos y sus afluentes, quebrada Zapatero en La Plata y en Garzón en la Cascajosa. Esta pertenece al orden *Trichoptera* que habita cauces limpios de agua, oxigenados, fluidos, siendo muy sensibles a la degradación de los hábitats y se reporta como una de las de mayor distribución y diversidad en Colombia (Posada y Roldán, 2003), su presencia es importante porque consumen algas y materia orgánica en descomposición, especialmente la *Hydropsychidae*, además de constituirse en alimento y a su vez, ser depredadores para otras especies (Springer, 2010).

Otra familia que tiene alta presencia en cinco de las fuentes analizadas es la *Baetidae*, con un índice BPWP de 7, que corresponde al orden *Ephemeroptera* y que igualmente es indicador de buena calidad de agua, pues su hábitat corresponde a aguas limpias y con buen nivel de oxígeno, teniendo alta sensibilidad a los procesos de degradación del agua por impactos antropogénicos (Forero et al., 2016). La familia *Baetidae* se reporta como abundante en la quebrada Helechuzal en Isnos y es de las más abundantes en el río Magdalena, en la Represa del Quimbo y en el río Guachicos.

La familia *Perlidae*, del orden *Plecoptera* y con un indicador BMWP de 10, solo se presenta en algunos puntos de los ríos Guachicos y en Isnos de manera representativa y con unos pocos individuos en el río Magdalena en la represa del Quimbo, centro del Huila y en la parte alta del río Guarapas, al sur. Esta familia es considerada como una de las de mayor sensibilidad a la degradación del hábitat, a la presencia de carga orgánica residual y a la baja disponibilidad de oxígeno disuelto (Roldán, 2016).

Igualmente, se encuentra la familia *Elmidae*, perteneciente al orden *Coleoptera*, con índice BMWP de 6 en todas las fuentes analizadas, aunque solo en cuatro de ellas se reporta su abundancia. Esta familia es sensible a los cambios físicos y químicos en ambientes acuáticos y a las actividades antrópicas, como la agricultura y la contaminación doméstica e industrial (Hincapie Montoya, 2017).

Se encontraron familias indicadoras de alta contaminación de acuerdo con Roldán (2016), como la *Chironomidae* (BMWP/Col 2) se encontraron en la parte alta del río Guarapas en Pitalito y en el río Magdalena y *Tubificidae* (BMWP/Col 1) y *Tipulidae* (BMWP/Col 1), en el río Guachicos en Pitalito, río Magdalena en el centro del Huila, quebrada La Cascajosa en Garzón y la Reserva Meremberg en La Plata.

Tomando en consideración la presencia y alta tasa de frecuencia de macroinvertebrados en tres órdenes de insectos: *Ephemeroptera* (indicador de una mayor tolerancia a la contaminación), *Plecoptera* (tolerancia media) y *Trichoptera* (que no tolera la contaminación y solo existe en aguas limpias), se puede determinar que las aguas en el Huila están medianamente contaminadas.

En la siguiente tabla se observa que de las fuentes registradas en el departamento del Huila y de manera general, tanto para la fuente de Campoalegre y las de Garzón, las condiciones del agua según el índice BMWP/Col están entre muy limpias y ligeramente contaminadas (Tabla 4). Sin embargo, hay que tener en cuenta que en los múltiples datos de la estación El Quimbo en Garzón, se adiciona un índice de calidad de agua como lo es el ASPT o *Average Score Per Taxon*, que es más bien un puntaje promedio que se obtiene al dividir el valor obtenido en el método BMWP/Col por el número de

familias de macroinvertebrados encontrados en cada zona, tiene valores de 1 a 10, donde los valores más altos corresponden a aguas de buena calidad y demuestra que no necesariamente coinciden los datos encontrados entre estos dos indicadores (Valbuena-Villareal y Gualtero-Leal, 2021).

Tabla 4. Comparación de indicadores BMWP/Col en diferentes fuentes de los municipios de Campoalegre y Garzón del departamento del Huila

Fuente hídrica	Canal La Ovejera Campoalegre Huila		El Quimbo Estación hidroeléctrica Huila, Colombia (mínimo)	Quebrada La Cascajosa - Garzón (Huila)	
	Afluyente del canal La Ovejera	Efluente del canal La Ovejera		Estación 1	Otras Estaciones (mínimo)
BMWP	135	84	192	104	65
Clasificación	I	II	I	I	II
Calidad	Buena	Aceptable	Buena	Buena	Aceptable
Significado	Muy limpia	Ligeramente contaminada	Muy limpia	Muy limpia	Ligeramente contaminada
Color					
ASPT	135/20=6.75	84/20=4.2	6.19	104/29=3.58	
Clasificación			III		
Calidad			Dudosa		
Significado			Moderadamente contaminada		
Color					

Para el caso particular de inconsistencias en los resultados de un punto en el embalse del Quimbo (ver Tabla 4), que presenta los valores más bajos en índice BMWP/Col con un valor de 192, que indica la calidad de agua de buena calidad y muy limpia, a contraposición de los valores en el mismo punto, pero para el indicador ASTP con un valor de 6.19, evidencian que la calidad del agua es dudosa y moderadamente contaminada, por lo que los indicadores no coinciden.

De acuerdo con Cárdenas et al. (2018), la presencia de alta diversidad de macroinvertebrados con tolerancia a la contaminación moderada y alta, indica una mala calidad de agua. En este caso, como se presenta en la investigación realizada en la Hidroeléctrica de El Quimbo, hay una gran presencia de familias que aumentan el valor del índice BMWP, pero que al ser calculado el índice ASTP.

Aunque un indicador biológico guarda información de su ecosistema por largo tiempo, ya que permite mostrar que por su presencia o ausencia en un sitio determinado e identifica las condiciones en las que se encuentra su hábitat (Roldán, 2009), a veces se presentan inconsistencias en los análisis (como sucedió en este caso puntual). Las diferencias pueden ser debidas a que los datos fueron recolectados en un largo periodo de tiempo y que en el esfuerzo por recoger especímenes se encontró una gran cantidad de taxones, lo que incide directamente en la alta valoración del índice BMWP/Col y que se puede contrastar con otros indicadores, este caso el ASPT, que considera como divisor la cantidad de familias encontradas, presentándose inconsistencias en la medición de la calidad de agua, como la descrita en dicha investigación.

Además, como lo indica Roldán (2016), “se requiere definir una metodología unificada para el estudio de los ecosistemas lénticos y los grandes ríos” (p. 10).

A continuación, se presenta un cuadro comparativo entre las fuentes de la Plata y Pitalito, construido a partir de la revisión de los resultados encontrados en las investigaciones estudiadas para la construcción del artículo, donde se aprecia que las condiciones del agua según el índice BMWP/Col están entre calidad dudosa, ligeramente contaminada y aguas muy contaminadas.

Tabla 5. Comparación de indicadores BMWP/Col en diferentes fuentes de los municipios de La Plata y Pitalito del departamento del Huila

Fuente hídrica	Quebrada Zapatero - La Plata (mínimo)			Río Guachicos - Pitalito		
	Parte alta	Parte media	Parte baja	Parte alta	Parte media	Parte baja
BMWP	95	84	57	97	65	20
Clasificación	II	II	III	II	II	IV
Calidad	Aceptable	Aceptable	Dudosa	Aceptable	Aceptable	Crítica
Significado	Ligeramente contaminada	Ligeramente contaminada	Aguas moderadamente contaminadas	Ligeramente contaminada	Ligeramente contaminada	Aguas muy contaminadas
Color						

En la información anterior, al comparar las fuentes quebrada Zapatero del municipio de la Plata y río Guachicos del municipio de Pitalito, las condiciones del agua según el índice BMWP/Col tanto en la parte alta y media de las fuentes hídricas evidencian cali-

dad aceptable, es decir ligeramente contaminadas; sin embargo, en las partes bajas la calidad del agua disminuye hasta considerarse la calidad del agua dudosa o crítica, es decir aguas moderadamente contaminadas o aguas muy contaminadas.

Según los datos de las diferentes investigaciones, especialmente en las del río Guachicos y sus afluentes, se presentan actividades antrópicas de comunidades que habitan cerca las rondas hídricas, generando vertimientos de aguas residuales domésticas, aguas residuales industriales (especialmente de la actividad de beneficio cafetero), inadecuada disposición de residuos sólidos y utilización de insumos agrícolas que por escorrentía van a depositarse en los ríos y quebradas (CAM, 2014; Vinasco et al., 2021).

Claramente esto se ve reflejado en los bioindicadores, como lo indica igualmente Rodríguez et al. (2016), donde indica que, en diversas investigaciones, la acción antrópica a lo largo de las fuentes de agua incide directamente en su calidad.

En los casos analizados para el departamento del Huila, a medida que las fuentes hídricas hacen su recorrido se van encontrando menor cantidad de especímenes y disminuye la diversidad de familias de macroinvertebrados, además de que los valores reportados corresponden a especies indicadoras de contaminación grave (con BMWP de 1 a 4) y esta situación puede extrapolarse a las otras fuentes hídricas analizadas.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos al revisar la información de macroinvertebrados bentónicos y el índice BMWP/Col en diversas fuentes hídricas del departamento del Huila, indican una presencia de aguas moderadamente contaminadas en todas las fuentes que se tornan altamente contaminadas a medida que se avanza en el cauce, como se reporta en las investigaciones realizadas en Colombia y revisadas para la construcción del presente artículo.

De acuerdo a los bioindicadores obtenidos en la cuenca alta del río Magdalena en el departamento del Huila, presentan datos indicadores de calidad de agua buena y aceptable en las partes altas (nacimiento y curso alto) y calidad ligeramente contaminada en el curso medio de las fuentes hídricas, como se puede evidenciar en el canal La Ovejera (Campoalegre), quebrada La Cascajosa, el río Magdalena a la altura del embalse del Quimbo (Garzón), quebrada El Zapatero (de La Plata) y finalmente el río Guachicos (Pitalito).

Dentro de las familias más abundantes en los reportes está la *Hydropsychidae* y *Baetidae* (BMWP/Col 7), seguida de la *Perlidae* (BMWP/Col 10), positivas en la calidad del agua. Sin embargo, también se reporta alta abundancia de familias que evidencian contaminación como *Chironomidae* (BMWP/Col de 2) reportada en la parte alta del río Guarapas y en el río Magdalena y *Tubificidae* y *Tipulidae* (BMWP/Col 1), que indican que los hábitats están sometidos a contaminación antrópica que puede deteriorar aún más la calidad de agua de consumo humano y la dedicada a actividades como la agricultura o la acuicultura.

Tomando en consideración la presencia, la alta tasa de frecuencia de macroinvertebrados en tres órdenes de insectos y el bajo número de especies: *Ephemeroptera* (indicador de una mayor tolerancia a la contaminación), *Plecoptera* (tolerancia media) y *Trichoptera* (que no tolera la contaminación y solo existe en aguas limpias), se puede determinar que las corrientes de agua que han sido monitoreadas con el método BMWP en el Huila están medianamente contaminadas.

Sin embargo, para estudios que tienen un horizonte de tiempo de varios años, como son los de la represa de El Quimbo y del río Guachicos realizado en la UNAD CCAV Pitalito, se pueden presentar inconsistencias entre los resultados del BMWP/Col y el indicador *Average Score Per Taxon ASTP* y se propone corroborar la información ofrecida por estos bioindicadores con otros como el Índice Biótico de Familias (IBF), el EPT (*Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera*) o el índice Biótico Andino (ABI), (Andean Biotic Index), que no fueron calculados en las investigaciones encontradas.

La utilización del indicador *Biological Monitoring Working Party* BMWP/Col es relevante para revisar la calidad de agua de las fuentes hídricas, por la facilidad de recolección de los macroinvertebrados acuáticos, su bajo costo y los métodos de identificación de las familias de macroinvertebrados que no requieren grandes conocimientos biológicos.

Se recomienda para próximos estudios de calidad de agua utilizando el indicador BMWP/Col, que los datos sean recopilados en bases de datos de disposición gratuita en internet, para que estos puedan ser aprovechados para hacer análisis a mayor profundidad y permitir el cálculo de otros índices que hagan más certero el análisis.

REFERENCIAS

Arslan, N., Salur, A., Kalyoncu, H., Mercan, D., Barişik, B., & Odabaşı, D. (2016). The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Küçük Menderes River (Turkey). *Biologia*, 71(1), 49-57. <https://doi.org/10.1515/biolog-2016-0005>

Betancourth, J. S., Cardoso, P. H., Castrillón, A. J., Rodríguez, C. M. y García, H. N. (2016). *Informe del estudio de macroinvertebrados en la Reserva Meremberg (La Plata)*. USCO

Corporación Autónoma Regional del Alto Magdalena [CAM]. (2014). Plan de ordenamiento y manejo de la cuenca hidrográfica del río Guarapas. <https://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/handle/20.500.11762/22589>

Cuellar, T. B. (2016). *Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos de las quebradas Helechuzal y Banderas en dos épocas con diferente régimen climático en el municipio de Isnos departamento del Huila* [Tesis de maestría, Universidad de Manizales]. <https://ridum.umanizales.edu.co/xmlui/handle/20.500.12746/2474>

Espinosa, R. A., Molina, B. G. y Díaz, C. L. (2020). Salud ambiental del río Ranchería a través de macroinvertebrados acuáticos en el área de influencia del complejo carbonífero el Cerrejón. *Tecnura*, 24(65), 49–63. <https://doi-org.bibliotecavirtual.unad.edu.co/10.14483/22487638.15773>

Forero-Céspedes, A. M., Reinoso-Flórez, G. y Gutiérrez, C. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*, 35(2), 371-387.

Forero-Céspedes, A. M., Gutiérrez, C. y Reinoso-Flórez, G. (2016). Composición y estructura de la familia Baetidae (Insecta: Ephemeroptera) en una cuenca andina colombiana. *Hidrobiológica*, 26(3), 459-474. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972016000300459&lng=es&tlng=es

Galeano-Rendón, E. y Mancera-Rodríguez, N. J. (2018). Efectos de la deforestación sobre la diversidad y la estructura del ensamblaje de macroinvertebrados en cuatro quebradas andinas en Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 66(4), 1721-1740. <https://dx.doi.org/10.15517/rbt.v66i4.31397>

Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2017). Evaluation of the Ecological Quality Of Andean Creeks In The Magdalena River Basin, Colombia. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 413-24.

Gualdrón, D. L. (2016). Evaluación de la calidad de agua de ríos de Colombia usando parámetros fisicoquímicos y biológicos. *Dinámica ambiental*, (1), 83-102.

Hincapié-Montoya, D. (2017). *Elmidae (Coleoptera)* o escarabajos de aguas rápidas. Una actualización para Colombia, 9(3).

Lasso, M. D. y Moreno, S. L. (2019). *Monitoreo de macroinvertebrados en el río Guachicos, usándolos como bioindicadores para determinar la calidad del agua*. <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/28041>

Martínez, L. J. y Quiroz, C. Y. (2019). *Caracterización de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua en la quebrada El Cedro del municipio de Pitalito*. <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/25259>

Medina, N. D. (2016). *Estado actual de la limnología en Colombia*. Universidad Distrital Francisco José de Caldas.

Meneses-Campo, Y., Castro-Rebolledo, M. I. y Jaramillo-Londoño, A. M. (2019). Comparación de la calidad del agua en dos ríos altoandinos mediante el uso de los índices BMWP/Col y ABI. *Revista Acta Biológica Colombiana*, 24(2), 299-311. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2019000200299&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Moreno, Y. D., Trujillo M., F. A. y Murcia, T. V. (2015). Evaluación de la calidad del agua en el canal La Ovejera Campoalegre - Huila, empleando bioindicadores acuáticos. *Revista Agropecuaria y Agroindustrial la Angostura*, 2(2), 23-28. <http://revistas.sena.edu.co/index.php/raaa/article/view/197>

Moya, N., Gibon, F. M., Oberdorff, T., Rosales, C., y Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8(1-2), 105-114. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2019000200299&lng=es&nrm=iso&tlng=es

Peña, M. A. y Cortés D. M. (2015). Características de Calidad y Cantidad en 18 Fuentes Hídricas del Área Rural. En J. Sánchez y G. Acosta (Eds.), *Pitalito Atlas Ambiental y de la Biodiversidad* (pp. 77-79). Alcaldía Municipal de Pitalito.

Pérez, L. A. (2019). *Informe sobre la evaluación de la calidad del agua de la quebrada Zapatero del municipio de La Plata Huila, mediante la aplicación de los métodos BMWP/Col y ASPT correlacionados con parámetros fisicoquímicos*. <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/28229>

Portilla, A. N. (2015). Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados acuáticos en la quebrada La Cascajosa - Garzón (Huila). *Entornos*, 28(1), 56-73. <https://doi.org/10.25054/01247905.1224>

Posada-García, J. A., y Roldán-Pérez, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el noroccidente de Colombia. *Caldasia*, 169-192.

Rodríguez, B. L., Ríos, G. P., Espinosa, C. M., Cedeño, L. P. y Jiménez, O. G. (2016). Caracterización de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía ecuatoriana. *Hidrobiológica*, 26(3), 497-507.

Roldán, G. y Ramírez, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia.

Roldán, G. (2009). Desarrollo de la limnología en Colombia: cuatro décadas de avances progresivos. *Actual Biol*, 31(91), 227-237.

Roldán, P. G. (2012). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. 978-958-8188-19-5.

Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.

Romero, B. I., Pérez, M. S. y Rincón Hernández, M. E. (2006). Aspectos ecológicos de los trichoptera del Parque Nacional Natural 'Cueva de los Guácharos', Huila-Colombia. <https://repository.udca.edu.co/handle/11158/2506>

Romo, G. M. y Aroca, V. L. (2020). Macroinvertebrados del área Serranía de los Churumbelos Auka Wasi asociados a la calidad del agua. Parques Nacionales Naturales de Colombia. <https://doi.org/10.15472/tpcriy> accessed via GBIF.org

Sánchez, M. M. y García, D. P. (2018). *Determinación del índice BMWP/Col, mediante la utilización de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de agua, en el cauce del río Guachicos, que surge el acueducto del municipio de Pitalito*. <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/21168>

Springer, M. (2010). Capítulo 7: *Trichoptera*. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4), 151-198. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800007&lng=en&tlng=es

Valbuena-Villareal, R. D., & Gualtero-Leal, D. M. (2021). Aquatic macroinvertebrates (Animalia: Invertebrata) of the area of influence of El Quimbo Hydroelectric Station, Huila, Colombia. *Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. U. de Caldas*, 25(1), 15-31. <https://doi.org/10.17151/bccm.2021.25.1.1>

Villalobos-Moreno, A. y Salazar, E. J. (2020). Contribución al conocimiento de los *Lepidoptera* de la cuenca del río Frío, Santander, Colombia (*Lepidoptera: Papilionoidea*). *SHILAP Revista lepid*, 48(189), 153-166. URL: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=45562768024>

Villarreal, G. D. (2019). *Determinación de la calidad de agua mediante la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de tres afluentes principales en el río Guachicos municipio de Pitalito Huila*. <http://repository.unad.edu.co/handle/10596/28090>

Vinasco, G. M., Guzmán, O. M., Trujillo, Z. S., Sánchez, M. M., García, D. P., Villarreal, D. S., Martínez, J. A., Chavarro, J. A., Cruz, O. C., Ortega, A. J., Moreno, S. L. y Lasso, D.J. (2021). Evaluación de la calidad del agua del río Guachicos y sus cinco principales afluentes en Pitalito (Colombia), utilizando los índices de contaminación ICOS y el índice BMWP/Col en gestión ambiental y desarrollo agropecuario sostenible. En *Capítulo 1. Gestión ambiental*. Libros Universidad Nacional Abierta y a Distancia (pp. 8-77). <https://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/book/article/view/5191>