

ICAYAR, un Índice multimétrico basado en insectos acuáticos para evaluar el estado ecológico en la cuenca del río Ayuquila-Armería, México

Francia Elizabeth Rodríguez-Contreras^{1*} , Luis Manuel Martínez Rivera¹ , Claudia Irene Ortiz-Arrona¹ , Blanca Ríos-Touma²  y Christian Villamarín² 

¹ Departamento de Ecología y Recursos Naturales, Centro Universitario de la Costa Sur, Universidad de Guadalajara. Avenida Independencia Nacional 151, Col. Centro, Autlán de Navarro, Jalisco, 48900. México.

² Grupo de Investigación Biodiversidad, Medio Ambiente y Salud (BIOMAS), Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías y Ciencias Aplicadas, Universidad de Las Américas, Quito, 170503. Ecuador.

* Autora responsable de la correspondencia: francia.rodriguez@academicos.udg.mx

Recibido: 01/07/24

Aceptado: 30/12/24

RESUMEN

ICAYAR, un Índice multimétrico basado en insectos acuáticos para evaluar el estado ecológico en la cuenca del río Ayuquila-Armería, México.

Los macroinvertebrados acuáticos son de los organismos más utilizados para evaluar los ecosistemas fluviales por su sensibilidad a los cambios ambientales. Los índices que se han utilizado anteriormente para evaluar la cuenca Ayuquila-Armería con los macroinvertebrados, no han sido muy efectivos en mostrar la calidad ecosistémica de los ríos de la cuenca. Esta investigación busca proponer un Índice multimétrico adaptado a la Cuenca del río Ayuquila-Armería (ICAYAR) utilizando insectos acuáticos a nivel taxonómico de familia. Para la elaboración del índice se muestrearon 35 sitios en el 2018, de los cuales 10 sitios se clasificaron como de referencia, 10 como no conservados y los 15 restantes fueron usados para la validación del índice. Se construyó un gradiente de estrés a partir del análisis RDA de los valores de abundancia de los organismos y las variables ambientales. Se calcularon 30 métricas de riqueza, abundancia, tolerancia/intolerancia a la contaminación, índices de diversidad, grupos funcionales y composición del ensamble de insectos acuáticos. Mediante correlaciones de Spearman y eficiencia discriminativa se seleccionaron las métricas finales del índice. Se compararon los resultados del ICAYAR con el Índice de Integridad Biótica para las Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA) y el Biological Monitoring Working Party (BMWP). Las tres métricas finales para el ICAYAR fueron el Índice Biótico a nivel Familia (IBF) de Hilsenhoff, % Trituradores y % Díptera. La aplicación del ICAYAR logró diferenciar los sitios de referencia con la mejor evaluación y los no conservados con la menor calidad. El ICAYAR pudo reflejar las condiciones de sitios mejor conservados entre los no conservados. La metodología utilizada para la elaboración del índice puede ser replicada y utilizada para fines científicos y de monitoreo comunitario en otras cuencas.

PALABRAS CLAVES: biomonitoreo, índice biótico, Jalisco, Colima, occidente de México.

ABSTRACT

ICAYAR, a multimetric index based on aquatic insects to assess the ecological status in the Ayuquila-Armeria river basin, Mexico.

Aquatic macroinvertebrates are the organisms most used to evaluate river ecosystems due to their sensibility to environmental changes. The indices previously used to evaluate the Ayuquila-Armeria basin with macroinvertebrates have not been very effective in showing the ecosystem quality of the rivers in the basin. This study proposes a multimetric Index adapted to the Ayuquila-Armeria River Basin (ICAYAR) using aquatic insects at the taxonomic family level. To build the index, 35 sites were sampled in 2018. Of the 10 sampled sites classified as references, 10 were not conserved, and the remaining 15 were used to validate the

index. A stress gradient was constructed from the RDA analysis of the abundance values of the organisms and the environmental variables. Thirty metrics of richness, abundance, tolerance/intolerance, diversity indices, functional groups, and composition were calculated. Using Spearman correlations and discriminative efficiency, the final metrics of the index were selected. The ICAYAR results were compared with the Biotic Integrity Index for Aquatic Macroinvertebrate Associations (IIBAMA) and the Biological Monitoring Working Party (BMWP). The three final metrics for the ICAYAR were Hilsenhoff's Family Biotic Index (FBI), % Crushers, and % Diptera. The ICAYAR shows a good Discriminative Efficiency between the reference sites and the not conserved sites. The ICAYAR was able to reflect the conditions of the best-conserved sites among the non-conserved ones. The methodology used to prepare the index can be replicated and used for scientific and community monitoring purposes in other basins.

KEY WORDS: *biomonitoring, biotic index, Jalisco, Colima, western Mexico.*

This is an open-access article distributed under the terms of the Creative Commons Attribution-NonCommercial 4.0 International (CC BY-NC 4.0) License.

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos brindan una serie de servicios ambientales fundamentales a las poblaciones humanas. Entre estos, la disponibilidad de agua, producción de comida (pesca) y otros bienes (como madera de la vegetación ribereña), ayudan a regular el clima y los gases de efecto invernadero, contribuyen con el reciclaje de nutrientes y el tratamiento de sedimentos y materiales orgánicos (Sabater & Elosegí, 2009). Además, forman parte de la cultura y pueden ser una fuente para el turismo (Sabater & Elosegí, 2009). Para monitorear la calidad y el uso potencial de los recursos hídricos dentro de una cuenca, se requiere evaluar la condición ambiental y los impactos de las presiones antropogénicas a las que están sometidos a través de sistemas de monitoreo eficientes (Pozo & Elosegí, 2009), lo que permite mejorar la gestión del recurso y tomar acciones que permitan mejorar el estado de los cuerpos hídricos (Simaika *et al.*, 2024).

Desde hace más de un siglo se utiliza la biota acuática para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos (Kolkwitz & Marsson, 1909; Pérez *et al.*, 2007), a través de organismos indicadores como por ejemplo algas perifíticas, macroinvertebrados, peces, vegetación ribereña o aves acuáticas, entre otras, con los que se calculan índices de integridad biótica (Pérez *et al.*, 2007). Esto debido a que son comunidades capaces de reflejar las condiciones ambientales al estar confinadas a vivir en el agua (Prat & Munné, 2014) o relacionadas estrechamente con ellas.

Los macroinvertebrados bentónicos son los organismos acuáticos más utilizados para evaluar

los ecosistemas fluviales pues presentan ventajas frente a otros grupos biológicos (Prat *et al.*, 2009). Algunas de las bondades es que son relativamente inmóviles y reflejan las condiciones locales (Fuster *et al.*, 2010), tienen una elevada diversidad de familias con requerimientos ecológicos distintos y grados de tolerancia a la contaminación, lo que permite conocer el estado de la calidad del ecosistema no sólo en el momento, sino que reflejan la historia reciente del río (Bonada *et al.*, 2006).

Los métodos de bioindicación con macroinvertebrados acuáticos son ampliamente utilizados en todo el mundo desde hace varias décadas, para evaluar el estado del ecosistema acuático (Weigel *et al.*, 2002; Segnini, 2003; Bonada *et al.*, 2006; Prat *et al.*, 2009; Villamarín *et al.*, 2013; Ríos-Touma *et al.*, 2014; Roldán-Pérez, 2016) y han servido de base para el desarrollo de iniciativas de conservación que han permitido la recuperación de los ríos y lagos (Roldán-Pérez, 2016; Simaika *et al.*, 2024).

De acuerdo con Roldán-Pérez (2016) “los índices son una de las formas numéricas biológicas que generan información y criterios para la evaluación de la contaminación, basados en la integridad ecológica”, y pueden utilizar una o varias métricas. Los índices multimétricos integran el valor individual de cada métrica en una puntuación final (Roldán-Pérez, 2016). Estos índices evalúan varios aspectos que pueden ir desde el ensamble biológico, a través de métricas que valoran los rasgos biológicos de los individuos o elementos de la comunidad acuática, que permiten tener una idea más clara de la calidad biológica y determinar el grado de impacto humano en el ecosistema (Mandaville, 2002; Bonada *et al.*,

2006; Prat et al., 2009).

Lo ideal respecto a un índice, es desarrollar métricas de evaluación para una zona determinada (Serrano et al., 2015). Se han elaborado índices para todo un país (Armitage et al., 1983) o para regiones con características hidromorfológicas parecidas (Hilsenhoff, 1988; Weigel et al., 2002; Pérez & Pineda, 2005; Villamarín et al., 2013; Ríos-Touma et al., 2014) lo que incrementa su aplicabilidad en las zonas para las que han sido desarrollados. En Europa, la Directiva (2000/60/CE, 2000) en el Marco del Agua hace hincapié en establecer sitios de referencia en donde las condiciones hidromorfológicas y fisicoquímicas representen un buen estado ecológico de cada tipo de río para determinar las condiciones ideales en los cuerpos de agua. Así mismo, establecer condiciones biológicas como referencias al potencial ecológico máximo en cada tipo de río (DIRECTIVA 2000/60/CE, 2000). En países como España, Australia, Costa Rica, Colombia, India, México (Serrano et al., 2015, Ruiz et al., 2017; Rolán-Pérez, 2016) se han adaptado índices como el BMWP (González et al., 2014) a condiciones locales mostrando ser muy efectivos en su aplicación, siempre y cuando se analicen, calibren y adapten a las condiciones locales.

En países de la Unión Europea, Estados Unidos, Canadá, Costa Rica, Nicaragua, Panamá, Perú y Puerto Rico, los macroinvertebrados están incluidos en sus normas oficiales para evaluar ecosistemas acuáticos (Departamento de Gestión Ambiental, 2009; Mathuriau et al., 2011; Alonso-EguíaLis et al., 2014). No obstante, hay muchos países que todavía no incluyen este tipo de herramientas para la evaluación del estado ecológico de los cuerpos de agua (Simaika et al., 2024).

En México, los macroinvertebrados se empezaron a utilizar como indicadores de la calidad de los ecosistemas acuáticos desde la década de los 90, pero fue a partir del 2000, que se incrementaron las investigaciones y publicaciones sobre esta práctica y su utilidad en distintas partes del territorio (Mathuriau et al., 2011). Sin embargo, aún falta información sobre la taxonomía y ecología de los macroinvertebrados bentónicos de agua dulce (Simaika et al., 2024). En las únicas Normas Oficiales Mexicanas que tratan sobre cuerpos de agua (NOM-001-SEMARNAT-2021,

2022; NOM-002-ECOL-1996, 1998; NOM-003-ECOL-1997, 1998) no están aún incluidos los organismos acuáticos para evaluar los ecosistemas acuáticos. Sin embargo, se encuentra la NMX-AA-159-SCFI-2012 (Secretaría de Economía, 2012) que establece el procedimiento para la determinación del Caudal Ecológico en Cuencas Hidrológicas en su Apéndice Normativo F (Metodología holística) considera el estudio de los macroinvertebrados para vincular a sus requerimientos hidrológicos e hidráulicos y se ha desarrollado un “Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico” que sistematiza el uso de estas herramientas biológicas para ser incorporadas en un algún momento a las Normas Oficiales (Mathuriau et al., 2011; Pineda et al., 2014). Esto es un buen comienzo para establecer monitoreos de calidad de los ecosistemas acuáticos a largo plazo, por las ventajas de trabajar con este grupo biológico.

La cuenca Ayuquila-Armería es de gran complejidad geomorfológica y climática, se encuentra en la confluencia de las provincias biogeográficas Neártica y Neotropical (Morrone et al., 2017). En el Neártico se encuentra la provincia fisiográfica Eje Neovolcánico conformada por un conjunto de volcanes con edades diferentes, donde la vegetación que predomina son los bosques de coníferas y encinos (Espinosa et al., 2008). En el Neotrópico se encuentra la provincia fisiográfica Costa del Pacífico que corresponde a una planicie costera donde predominan las montañas de 400 m con vegetación tropical (Espinosa et al., 2008). La cuenca presenta marcadas pautas estacionales en la época de estiaje (febrero-mayo) y húmeda (julio-octubre), en donde los flujos subterráneos contribuyen un papel importante en el caudal (Meza et al., 2017). A partir de la complejidad que existe en la cuenca, resulta de interés particular, definir cuáles métricas del ensamble de insectos acuáticos pueden reflejar las condiciones ambientales de la cuenca, naturalmente muy diversa.

Los estudios relacionados con los ensambles de macroinvertebrados en la cuenca del río Ayuquila-Armería se han desarrollado en el cauce principal o sólo en alguna subcuenca o parte de ella (Navarro, 1987; Weigel, 2001; Henne et al., 2002; Palomera, 2012). En la mayoría de estas

investigaciones se ha utilizado el índice biótico a nivel familia adaptado de Hilsenhoff (1988), a excepción de Weigel (2001) quien desarrolló un índice para el occidente de México a nivel de género, pero este nivel taxonómico requiere de un profundo conocimiento taxonómico, lo que limita en gran medida su aplicación a nivel práctico (Simaika *et al.*, 2024). En la Sierra de Manantlán, que forma parte de la subcuenca Ayuquila, Navarro (1987) monitoreó y encontró relevante el índice de Hilsenhoff sólo en los arroyos de las partes altas. Mientras que, en la evaluación del ensamblaje de macroinvertebrados en el cauce principal del río de la subcuenca Ayuquila desarrollada por Henne *et al.* (2002), observaron una relación con los resultados del índice y los niveles de oxígeno en el agua. Otros resultados de estudios realizados en la parte media de la subcuenca del río Armería, no mostraron una relación entre el índice de Hilsenhoff y la calidad de los ecosistemas acuáticos (Palomera, 2012). Estos estudios reflejan la necesidad de elaborar un índice adaptado a las características hidromorfológicas de esta cuenca.

Para una región más amplia, como es la centro-oeste de México, Weigel *et al.* (2002) plantearon un índice de integridad biótica con macroinvertebrados a nivel de género, utilizando datos de los ríos Ameca, Ayuquila, Coahuayana, Juchipila y Mascota, pertenecientes a cuatro cuencas de los estados de Jalisco, Colima y Zacatecas. Posterior al desarrollo de este índice, en la cuenca Ayuquila-Armería, ha sido utilizado únicamente con adaptaciones a nivel familia, principalmente por la falta de personal capacitado en la identificación de macroinvertebrados a nivel de género. No obstante, en la elaboración del índice de integridad biótica que desarrolló Weigel *et al.* (2002) se utilizaron 8 métricas a priori, sin evaluar la respuesta de los organismos acuáticos a dichas métricas, y aplicada solo en un sitio del río Mascota cercano a la desembocadura del mar.

El objetivo de esta investigación fue proponer un índice multimétrico con insectos acuáticos a nivel taxonómico de familia, para determinar la calidad ambiental en la cuenca de estudio, al que se nombró Índice multimétrico de la Cuenca del río Ayuquila-Armería (ICAYAR). En la propuesta de este índice se utilizan las métricas que son más

significativas en los ensambles de insectos acuáticos entre sitios de referencia y no conservados dentro de la cuenca del río Ayuquila-Armería. La metodología está planteada para que los resultados se puedan interpretar por todos los usuarios de la cuenca, contribuyendo a la gestión de los ríos, y que, además, se pueda replicar en otras cuencas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del río Ayuquila-Armería se ubica al occidente de México (Fig. 1), tiene un área de 9864 Km², nace en el estado de Jalisco y desemboca en el estado de Colima al océano Pacífico (Meza *et al.*, 2017). Presenta climas templado subhúmedo (70 %), cálido subhúmedo (17 %) y cálido semiárido (13 %), un rango de temperatura ambiental de 8.5 a 27.6 °C y una precipitación acumulada anual que oscila entre 468 y 2213 mm (García, 2004). Los tipos de origen de roca presentes en la cuenca son volcánica intrusiva y extrusiva (68.9 %), sedimentaria (26.3 %), híbrida que incluye volcánica y sedimentaria (4.5 %) y el resto corresponde a cuerpos de agua (0.3 %) (SGM, 2016). Esta cuenca tiene una clasificación de los cursos del río de orden ocho, según la clasificación del método Strahler (1974).

Selección de los sitios

Entre marzo y mayo de 2018 se muestrearon 35 sitios de ríos perennes los cuales abarcaron órdenes del río desde uno hasta ocho, en un rango elevacional de 30 a 2000 m.s.n.m. Debido a que no todos los tramos del río presentan las mismas características, y para considerar los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en la cuenca, se buscó cubrir la mayor representatividad considerando cuatro factores: 1) El relieve en donde se incluyen las geoformas de montañas, lomeríos, mesetas y valles. 2) El clima, que es un factor importante como fuente de energía y humedad, abarcando los climas cálido, templado y seco. 3) La geología, que condiciona la infiltración del agua, el desgaste de las rocas o arrastre de sedimentos (Sabater & Elosegí, 2009), lo cual

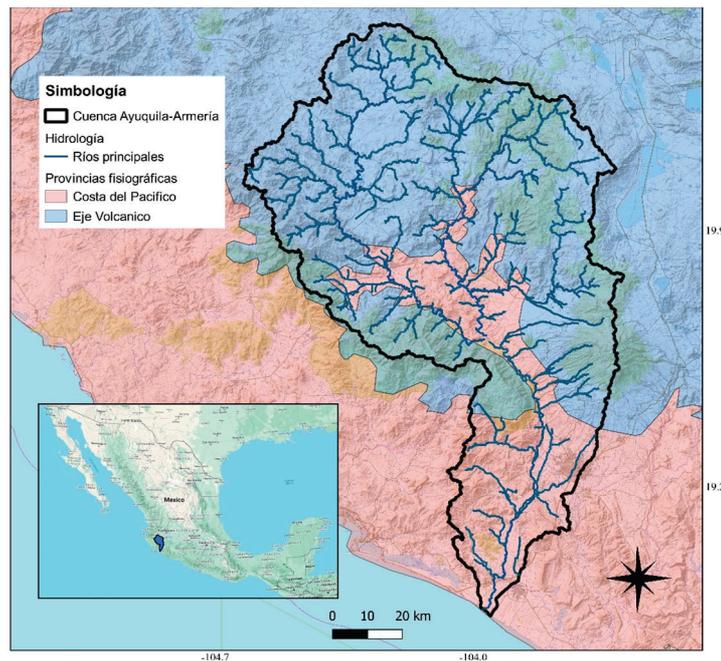


Figura 1. Ubicación de la cuenca Ayuquila-Armería. *Location of the Ayuquila-Armería basin.*

a su vez puede determinar la presencia de especies acuáticas (Pérez et al., 2007), se cubrieron los tipos de origen de roca volcánica intrusiva, volcánica extrusiva y sedimentaria. 4) La alteración ecohidrológica (AEH) propuesta para la cuenca Ayuquila-Armería (Rodríguez et al., 2020), en la cual los autores utilizaron 13 variables en tres niveles jerárquicos: red fluvial, zona ribereña y microcuenca hidrográfica y considera 5 niveles (sin alteración, muy bajo, bajo, medio y alto).

VARIABLES AMBIENTALES DE LOS SITIOS

Se realizó una valoración visual de los sitios basado en la metodología propuesta por Pineda et al. (2014) en un tramo de aproximadamente 100 m, donde se evaluó el sustrato disponible para la macrofauna, caracterización de los sustratos, patrones de velocidad/profundidad, variabilidad de los estanques, gradiente de sedimentación, estatus del flujo, alteraciones del canal, frecuencia de rabiones, sinuosidad del canal, estabilidad de las riberas, protección y ancho de la vegetación ribereña. Las categorías de puntuación final son Óptima, Subóptima, Marginal y Pobre.

En campo se midieron parámetros fisicoquí-

micos del agua: oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, pH, conductividad eléctrica, salinidad y temperatura, con ayuda de una sonda multiparámetro de marca Hanna HI 9828. La turbidez se midió con el turbidímetro HACH2100Q. Además, se determinó el caudal con ayuda de un estadal, cinta métrica y un velocímetro FP101-FP201 Global Flow Probe siguiendo el método de sección-velocidad (Hudson, 1997).

Se colectaron muestras de agua en un recipiente plástico y en una bolsa esterilizada y se transportaron en una hielera a 4° C al laboratorio. En el laboratorio se determinaron el fosfato con método 8048 PhosVer® 3 (ácido ascórbico), el nitrato con el método 8039 reducción de cadmio cuperizado, con ayuda de un espectrofotómetro HACH DR 2010. También se realizó un conteo de coliformes fecales y totales utilizando Placas 3MTM Petrifilm™.

CRITERIOS DE SELECCIÓN DE SITIOS DE REFERENCIA, NO CONSERVADOS Y DE VALIDACIÓN

Para la construcción del índice biótico, se incluyeron los 35 sitios seleccionados y distribuidos a lo largo de la cuenca, los cuales fueron clasifi-

cados como de referencia, no conservados y de validación.

Debido a la extensión de la cuenca y que no se pudo ubicar sitios de referencia en donde se incluyeran todas las combinaciones de los tipos de ríos considerando las diversas geoformas, climas y geología, se eligieron 10 sitios de referencia los cuales se distribuyeron a lo largo del gradiente elevacional en los órdenes del río uno (un sitio), tres (dos sitios), cuatro (dos sitios), cinco (tres sitios), seis (un sitio) y siete (un sitio). Así mismo, para tener el mayor número de características condicionantes de la tipología de los ríos, los 10 sitios de referencia incluyen: las geoformas de lomeríos, meseta, montañas y valles; los climas cálido, templado y seco; y los tipos de origen de roca volcánica intrusiva y extrusiva, sedimentaria kárstica y aluvial. Una vez contempladas estas características, se eligieron los que estuvieron ubicados en una microcuenca con una categoría de alteración ecohidrológica (AEH) “muy bajo” (Rodríguez et al., 2020), coliformes totales máximo de 1000 NMP por 100 ml y sin la presencia cercana de una presa o represa (más de 10 000 metros de distancia).

Para definir la influencia de la tipología del río en las comunidades biológicas en los 10 sitios de referencia se realizó un análisis de Similitud (ANOSIM) en el programa estadístico Primer-E 6 (Clarke & Gorlye, 2006). Se utilizó la matriz de los datos de la abundancia de las familias de insectos acuáticos, a esta matriz se le aplicó una transformación de doble raíz cuadrada para reducir la influencia de las familias más abundantes y permitir que las menos abundantes ejerzan cierta influencia en el cálculo de la similitud. Como factor de análisis se utilizó la elevación, para lo cual se hicieron tres grupos (parte baja, media y alta de la cuenca), con rangos de 0 a 700 m.s.n.m. (rango 1), 701 a 1400 m.s.n.m. (rango 2), 1401 a 2000 m.s.n.m. (rango 3).

Para los no conservados, se tomó en cuenta, que tuvieran un grado de alteración ecohidrológica (AEH) “alto” (Rodríguez et al., 2020), más de 1000 NMP por 100 ml de coliformes totales o que estuvieran cerca de una presa o represa (a 1500 m de distancia), en total se determinaron 10 sitios en esta categoría.

Finalmente, los 15 sitios restantes que no cum-

plieron con las características antes mencionadas se utilizaron para la validación del índice, los cuales fueron analizados de manera descriptiva y contrastante con las variables ambientales.

Muestreo de insectos acuáticos

La colecta de los insectos acuáticos se realizó con una red tipo D de apertura de malla de 500 μm . Se adaptó la metodología propuesta en el “Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012)” (Pineda et al., 2014). Los organismos se colectaron en un tramo de río de 100 m donde se distinguieron microhábitats dominantes y marginales, y se realizaron 8 y 4 redadas respectivamente en cada microhábitat. El material colectado se colocó en alcohol al 80 % y se transportó al laboratorio para su separación e identificación a nivel familia con ayuda de claves taxonómicas (Merritt et al., 2008; Bueno, 2010) y un estereomicroscopio marca Carl Zeiss modelo Stemi DV4.

Construcción del índice

Determinación del gradiente de estrés

Se elaboró un gradiente de estrés a partir de un análisis de redundancia (RDA) con los datos de la abundancia de los organismos de los 35 sitios como matriz principal y de las variables ambientales (normalizadas de 0 a 1) como matriz secundaria. A partir de los valores de ordenación de los ejes 1 y 2 del RDA se obtuvo el gradiente de estrés. Los valores más cercanos a 1 se consideraron como los más alterados mientras que los cercanos a 0 más conservados (Villamarín, 2013).

Cálculo y selección de métricas

Se calcularon 30 métricas iniciales de riqueza, abundancia, tolerancia/intolerancia, índices de diversidad, grupos funcionales y composición (Villamarín, 2013; Prat et al., 2009). Para determinar la respuesta a los impactos de los valores de cada una de estas métricas se consultó información bibliográfica especializada (Barbour et al., 1999; Prat et al., 2009; Villamarín, 2013) en

donde las métricas pueden aumentar o disminuir en función a la respuesta al impacto, la cual fue utilizada para calcular la Eficiencia Discriminativa posteriormente.

Se realizaron dos correlaciones de Spearman para elegir las métricas que mejor se ajustan al gradiente de estrés. Primero se correlacionaron las métricas con el gradiente de estrés y se eliminaron las métricas que tuvieron un valor ≤ 0.4 . El segundo análisis fue una correlación de Spearman, con el Software PRIMER-E 6 (Clarke & Gorlye, 2006), entre las métricas resultantes de la primera correlación y se eliminaron las más correlacionadas (valores ≥ 0.8).

Con las métricas restantes se calculó la Eficiencia Discriminativa (ED). La eficiencia discriminativa se utiliza para seleccionar las métricas que discriminan los sitios de referencia de los sitios no conservados (Barbour et al., 1996). Se utilizó la ecuación 1.

$$\text{Ecuación 1.} \quad ED=100*(ab)$$

ED = Eficiencia Discriminativa

a = Número de sitios no conservados que dependen de la respuesta de la métrica

b = Todos los sitios no conservados

El valor de (a) se calcula dependiendo la res-

puesta de la métrica frente al estrés, es decir, si aumenta o disminuye. Por lo que (a) para las métricas que disminuyen frente al estrés (por ejemplo, porcentaje de Trichoptera, taxa intolerante, etc.), se refiere al número de sitios no conservados con valores inferiores al percentil 25 de la distribución de los sitios de referencia. El valor de (a) para las métricas que aumentan con el estrés (por ejemplo, porcentaje de Chironomidae, taxa tolerantes, etc.) corresponde al número de sitios no conservados que tienen un valor mayor al percentil 75 de la distribución de los sitios de referencia. Se utilizaron las métricas con una ED mayor al 90 %.

Categorización de las métricas finales

Una vez seleccionadas las métricas, se determinaron tres categorías dentro de cada métrica, para sumar las tres métricas al final y así tener un valor comparable al calcular el índice. Cada métrica se dividió en tres categorías numéricas discretas (Barbour et al, 1996) de calidad de agua: 5 (Muy buena), 3 (Regular) y 1 (Pobre) (Fig. 2). Para determinar estas tres categorías (5, 3 y 1) de los valores de cada métrica, se utilizaron los cuartiles de los datos de los sitios de referencia en cada métrica específica. En las métricas que aumentan con el estrés, las categorías se clasificaron de la

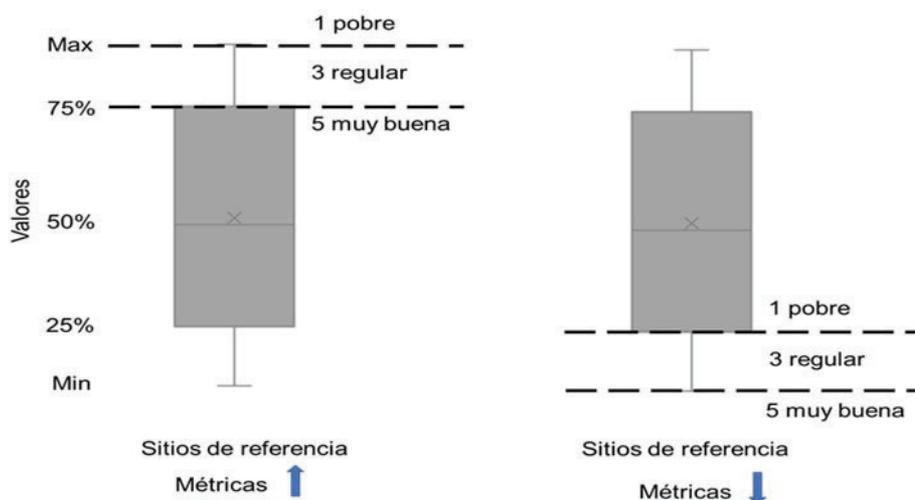


Figura 2. Valores de las categorías de las métricas. La flecha de cada métrica indica que aumenta o decrece con el estrés. *Metric category values. The arrow for each metric indicates that it increases or decreases with stress.*

siguiente manera: 5 (valores abajo del percentil 75), 3 (valores entre el percentil 75 y el valor máximo) y 1 (valores superiores al máximo). En las métricas que disminuyen con el estrés, las categorías se clasificaron como sigue: 5 (valores superiores al cuartil 25), 3 (valores entre el cuartil 25 y el mínimo) y 1 (valores inferiores al mínimo).

Cálculo y límites de clases de calidad del ICAYAR

Para obtener el valor del índice se suman los valores (5, 3 o 1) de las métricas finales (Barbour et al., 1999). El valor final del índice depende del número total de métricas que resulten significativas en los análisis estadísticos entre sitios de referencia y no conservados. Se utilizaron cinco clases de calidad del río: Buena, Aceptable, Moderada, Mala y Muy mala, con su respectiva clase de intervención: mínima, leve, importante, grave y muy grave (Barbour et al., 1999). Los límites de los valores de cada clase resultan del número de métricas, por ejemplo, la suma máxima de un índice compuesto de tres métricas será un valor de 15, entre 5 clases de calidad, corresponde a 3, por lo tanto, el rango de cada clase será de 3. Así mismo, se proporcionó un semáforo de colores que es comúnmente utilizado en los índices bióticos para que los resultados puedan servir como herramienta de manejo y sea fácil de interpretar.

Aplicación y validación del índice

Una vez determinado el ICAYAR, se calculó para todos los sitios, los valores finales de 10 sitios conservados y los 10 no conservados se compararon para saber si existían diferencias entre estos. En cada uno de los 15 sitios utilizados para la validación se recurrió al diseño de triangulación concurrente (Hernández et al., 2014), con una validación cruzada entre datos cuantitativos y cualitativos de cada sitio, en este diseño se analizan, comparan e interpretan ambos datos de manera simultánea.

Contraste del ICAYAR con otros índices

Para comparar los resultados del ICAYAR, se calculó el Índice de Integridad Biótica para las

Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos "IIBAMA" (Pérez & Pineda, 2005), que está desarrollado para ríos y arroyos del centro de México. Este índice está elaborado para calcular atributos ecológicos de ensambles de macroinvertebrados a nivel taxonómico de familia. Está conformado de la suma de seis métricas: 1) riqueza de taxa, 2) número de familias de Ephemeroptera (excepto Baetidae), Plecoptera y Trichoptera, 3) número de taxa de insectos intolerantes, 4) número de taxa de macroinvertebrados intolerantes, 5) valor de tolerancia media y 6) el número de taxa que tienen hábitos de vida fijos al sustrato (Pérez & Pineda, 2005). Dado que no se contaba con información de otros macroinvertebrados que no fueran insectos acuáticos, la métrica 4 se omitió del análisis.

También se comparó con el índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), de acuerdo con los rangos que propone el Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012) (Pineda et al., 2014). Este índice se calcula al sumar la puntuación de tolerancia asignado a cada familia, con el número de veces que encontremos a esta familia en la muestra.

RESULTADOS

Caracterización ambiental de los sitios

En los sitios de referencia se observó una mayor concentración de oxígeno (%), por otro lado, una menor concentración de turbidez, nitratos, fosfatos y coliformes totales comparado con los sitios no conservados (Tabla 1 y material suplementario, disponible en <https://www.limnetica.com/es/limnetica>). Se colectaron 43 710 individuos pertenecientes a 68 familias de insectos acuáticos de 10 órdenes. Coleoptera registró una riqueza de 16 familias, Diptera de 13, Trichoptera de 11, Hemiptera de 10, Odonata de 7, Ephemeroptera de 6, Lepidoptera de 2, Megaloptera de 1, Neuroptera de 1 y Plecoptera de 1.

Análisis de similitud en los sitios de referencia

La prueba global del análisis de similitud arrojó

Tabla 1. Valores máximos, mínimos y desviación estándar de variables ambientales de los sitios de referencia y no conservados. *Maximum, minimum and standard deviation values of environmental variables of the reference and non-conserved sites.*

	Elev	°C	% O	OD	CE	pH	STD	Turb	Caud	NO ₃ ⁻	PO ₄ ³⁻	CT
De referencia												
máx.	1694	26.17	99	7.31	1818	8.33	956	12.2	0.48	8.4	2.23	10
mín.	539	14.78	52	4	105	7.23	65	1.34	0.01	2	0.08	0
des. est.	415.23	3.97	17.79	1.35	509.7	0.35	264.9	3.07	0.15	1.88	0.66	3.59
Media	1135.2	20.58	74.34	5.81	493.4	7.84	263.9	4.66	0.13	3.20	0.49	3
No conservados												
máx.	2001	26.64	83.3	31.08	780	7.85	412	53.1	15.95	10.2	1.61	1240
mín.	858	17.77	20.5	1.53	153	6.68	89	2.37	0.001	3	0.04	0
des. est.	356.97	3.12	22.88	8.71	223.6	0.43	113.6	15.24	6.45	2.25	0.50	387.76
Media	1168.2	21.11	51.6	6.804	430.6	7.39	229.4	11.7	4.356	5.63	0.56	137.5

°C = Temperatura (°C). % O = % Saturación de Oxígeno. OD = Oxígeno disuelto (mg/L). CE = Conductividad eléctrica (µS/cm). STD = Sólidos totales disueltos (ppm). Turb = Turbiedad. Caud = Caudal (m³/s). NO₃⁻ = Nitratos (mg/L). PO₄³⁻ = Fosfatos (mg/L). CT = NMP de Coliformes totales en 100mg/L. máx. = máxima. mín. = mínima. des. est. = desviación estándar.

Tabla 2. Resumen del Análisis de Redundancia. *Redundancy Analysis Summary.*

Varianza total explicada en los datos de las especies				68.00
Ejes	1	2	3	
Eigenvalor	5.878	4.556	3.348	
Varianza en datos de especie				
% de varianza explicada	8.6	6.7	4.9	
% acumulado explicado	8.6	15.3	20.3	
	r	r	r	
Elevación	- 0.534	0.027	0.317	
Temperatura	0.713	- 0.162	- 0.416	
Oxígeno (%)	0.501	0.228	0.025	
Oxígeno Disuelto	0.426	0.215	0.097	
Conductividad eléctrica	0.469	- 0.230	- 0.454	
pH	0.737	0.291	- 0.086	
Turbiedad	0.367	- 0.185	0.009	
Caudal	0.603	- 0.500	0.239	
Nitratos	0.382	- 0.300	- 0.129	
Fosfatos	0.536	0.049	- 0.106	
Nitrógeno Amoniacal	0.014	- 0.105	- 0.462	
Coliformes Totales	0.525	- 0.129	- 0.083	

una estadística de muestra con una R global de 0.273 y un nivel de significancia de la estadística de muestra de 5 %. En las pruebas por pares, la R estadística y el nivel de significancia de la estadística en los grupos respectivamente es: de los

rangos 2 y 3 (partes media y alta de la cuenca) es -0.093 y 68.6 %, los rangos 2 y 1 (partes media y baja de la cuenca) 0.352 y 8.6 %, y los rangos 3 y 1 (partes alta y baja de la cuenca) 0.63 y 10 %. Por lo que la influencia de la tipología de río en

las comunidades biológicas en los 10 sitios de referencia, nos indica que ésta no es determinante y estos sitios pueden utilizarse para toda la cuenca.

Construcción del índice

Gradiente de estrés

La varianza total de los datos de las familias de insectos acuáticos es del 68 %. Las variables que explicaron mejor la varianza de las familias de insectos acuáticos fueron el pH, la temperatura, el caudal, los fosfatos, la elevación (de manera inversa) y los coliformes totales (Fig. 3). El eje 1 y el eje 2 de la ordenación explican la variabilidad acumulada de 15.3 % (Tabla 2). Los sitios de referencia y los no conservados se distribuyen a lo largo de todo el eje 1 (Fig. 3).

Selección de métricas

A partir de la correlación entre las 30 métricas inicialmente seleccionadas (Tabla 3) y el gradiente de estrés, se obtuvo que sólo 12 métricas tuvieron una correlación ≥ 0.4 (Tabla 3). El análisis de correlación entre las 12 métricas indicó que 7 de ellas fueron redundantes (≥ 0.8) (Tabla 3).

Entre las 7 métricas redundantes, se decidió dejar la métrica que tuvo la correlación inicial mayor. Sin embargo, para los Dípteros, se decidió por % Diptera, porque los quironómidos están incluidos en los Diptera. Por último, en la Eficiencia Discriminativa (Tabla 3), las métricas > 90 % fueron tres, Índice Biótico a nivel Familia (IBF) de Hilsenhoff, % Trituradores y % Diptera. Por lo tanto, estas tres métricas son las seleccionadas para conformar el ICAYAR.

Categorización de las métricas finales

Una vez seleccionadas las tres métricas para el ICAYAR, se definieron los valores de las categorías Muy buena, Regular o Pobre de cada métrica (Tabla 4).

Cálculo y límites de clases de calidad del ICAYAR

El Índice se compone de tres métricas, el valor

máximo del ICAYAR es 15, que indica la mejor calidad ambiental y, por el contrario, el valor mínimo, 3 puntos, indica la peor calidad ambiental de acuerdo con la composición de insectos acuáticos (Tabla 5). Para tener un acercamiento de la intervención antropogénica y calidad ambiental que se tiene en el tramo evaluado, los valores se delimitaron en cinco categorías a manera de semáforo de colores (Tabla 5).

Aplicación y validación del índice

Los sitios de referencia se encasillaron en la calidad Buena y Aceptable con valores entre 11 y 15 (Fig. 4). Los sitios no conservados (calidad Moderada, Mala y Muy mala) tuvieron valores entre 3 y 11 (Fig. 4). La calidad ambiental de los 15 sitios de validación es variable y corresponden a las cinco categorías: Buena, Aceptable, Moderada, Mala y Muy mala (Fig. 4), encontrando el mayor número de sitios en la calidad Moderada.

Los sitios Chan ($\Delta 1$), AyPR ($\Delta 2$) y Alse ($\Delta 3$) que se clasificaron con calidad Buena acorde al ICAYAR, presentaron un oxígeno disuelto (mg/L) arriba de 6, lo que coincide con la valoración visual de estos sitios (Óptima y Subóptima). Una de las razones por las que tienen Buena calidad los sitios Chan ($\Delta 1$) y Alse ($\Delta 3$), es que reciben aportes de agua casi sin perturbación del Nevado de Colima, lo que contribuye a mejorar la calidad del agua. El nivel de alteración ec hidrológica de Chan ($\Delta 1$), AyPR ($\Delta 2$) y Alse ($\Delta 3$) es alto y medio (Anexo 1, disponible en <https://www.limnetica.net/es/limnetica>), sin embargo, el ICAYAR califica mejor a los tres sitios.

La calidad ambiental de Coqu ($\Delta 4$) es el único que se encontró con una calidad Aceptable respecto al ICAYAR. A pesar de que se extrae agua del río aguas arriba del sitio de muestreo, recibe agua de tres áreas naturales protegidas (ANP), la Reserva de la Biosfera Sierra de Manantlán, Parque del Nevado de Colima y El Jabalí, lo que permite mejorar la condición de la calidad del agua y por lo tanto de su biota.

Son siete sitios con calidad Moderada según el ICAYAR, de los cuales se han clasificado cinco (Zenz [$\Delta 5$], Arme [$\Delta 6$], Tuxc [$\Delta 9$], Limi [$\Delta 10$] y Cano [$\Delta 11$]) con alteración ec hidrológica alta (Anexo 1). En cuanto a la valoración visual, los

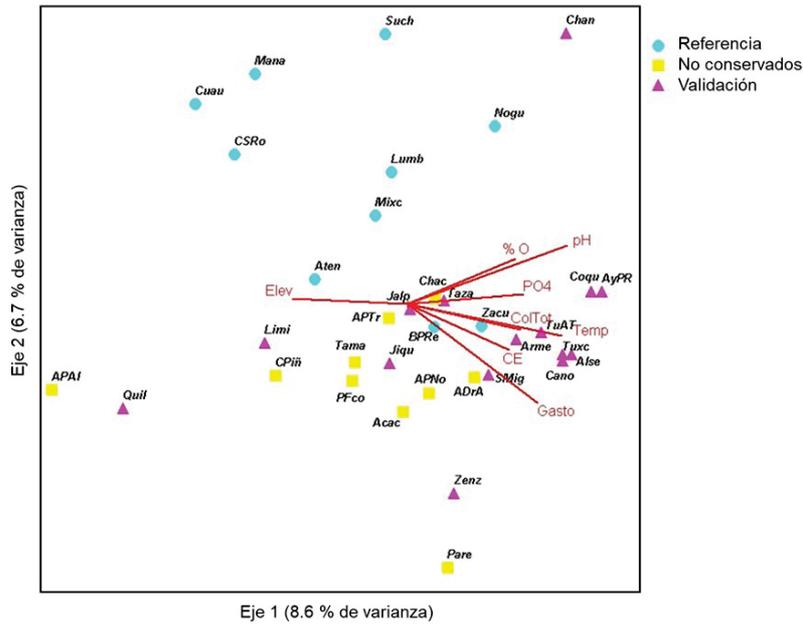


Figura 3. Análisis de redundancia de los ejes 1 y 2. Las letras rojas indican las variables ambientales: Elev = elevación, % O = Saturación de porcentaje de Oxígeno, PO₄³⁻ = fosfatos, ColTot = Coliformes totales, Temp = temperatura, CE = conductividad eléctrica, Gasto = caudal. *Redundancy analysis of axes 1 and 2. Red letters indicate environmental variables: Elev = elevation, % O = Oxygen percentage saturation, PO₄³⁻ = phosphates, ColTot = Total coliforms, Temp = temperature, EC = electrical conductivity, Gasto = flow rate.*

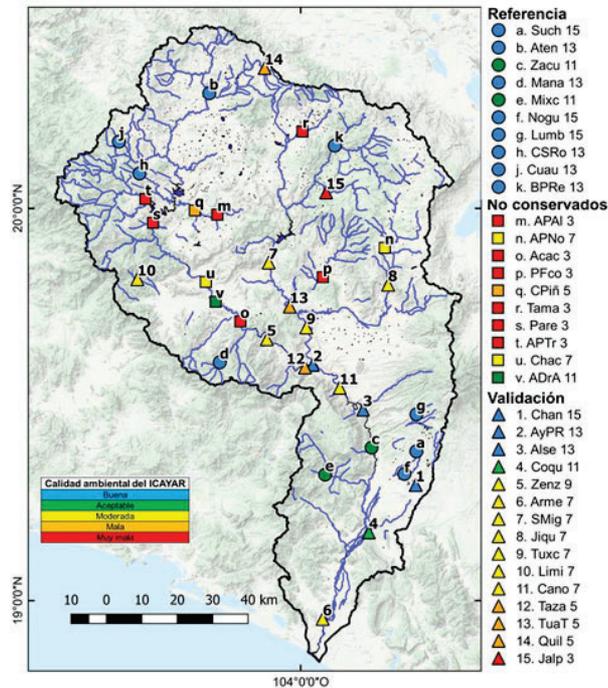


Figura 4. Mapa del resultado del ICAYAR del total de los sitios de estudio en la cuenca Ayuquila-Armería. El número final en la leyenda indica el valor del ICAYAR para cada sitio. *Map of the ICAYAR result of the total study sites in the Ayuquila-Armería basin. The final number in the legend indicates the ICAYAR value for each site.*

Tabla 3. Análisis de correlación de las métricas utilizadas para la elaboración del índice multimétrico de la Cuenca Ayuquila-Armería (ICAYAR). *Correlation analysis of the metrics used to prepare the multimetric index of the Ayuquila-Armería Basin (ICAYAR).*

Métricas iniciales	Respuesta al impacto	Correlación	Autocorrelación	ED	Métricas finales
Riqueza					
Taxa Coleoptera	Disminuye				
Taxa Diptera	Aumenta	0.38	> 0.8 con % Diptera		
Taxa Ephemeroptera	Disminuye	-0.51			
Taxa Trichoptera	Disminuye	0.37	> 0.8 con % Trichoptera	70	
Riqueza de familia	Disminuye	0.62			
		0.11			
Abundancia					
Abundancia	Disminuye				
		0.07			
Tolerancia/intolerancia					
IBF (Hilsenhoff)	Aumenta		< 0.8	100	x
BMWP	Disminuye	-0.69			
		0.22			
Índices de diversidad					
Índice de Hill	Disminuye				
Índice de Margalef	Disminuye	0.34			
Índice de Pielou	Disminuye	0.08			
		0.31			
Grupos funcionales					
Colectores	Variable				
Depredadores	Disminuye	0.04			
Perforadores	Disminuye	-0.36			
Raspadores	Disminuye	0.26	> 0.8 con % Raspadores	40	
Trituradores	Disminuye	0.56			
% Colectores	Variable	0.35			
% Depredadores	Disminuye	-0.11	< 0.8	50	
% Perforadores	Disminuye	-0.63			
% Raspadores	Disminuye	0.3	> 0.8 con Raspadores		
% Trituradores	Disminuye	0.48	< 0.8	90	x
		0.43			
De Composición					
% Diptera	Aumenta	-0.62	> 0.8 con taxa Diptera y con % Chironomidae	90	x
% Chironomidae	Aumenta	-0.67	> 0.8 con % Diptera		
% Trichoptera	Disminuye	0.61	> 0.8 con taxa Trichoptera		
% Ephemeroptera	Disminuye	0.29			
% Coleoptera	Disminuye	0.34			
% Odonata	Disminuye	-0.41	< 0.8	10	
% Baetidae en Ephemeroptera	Aumenta	-0.43	< 0.8	70	
% Hydropsychidae en Trichoptera	Disminuye	0.18			
% Elmidae en Coleoptera		0.35			
	?				

Las métricas marcadas con una X son las que cumplieron con todos los criterios y que forman parte del ICAYAR.

sitios Zenz (Δ 5), SMig (Δ 7), Jiqu (Δ 8), Tuxe (Δ 9) y Limi (Δ 10), tienen una valoración Subóptima (Anexo 1). Aquí podríamos mencionar por ejemplo, al sitio Arme (Δ 6), que es el más cercano a la desembocadura al mar y aunque su cauce recibe agua de tres ANP (Reserva de la

Biosfera Sierra de Manantlán, Parque del Nevado de Colima y El Jabalí), aguas arriba del sitio muestreado, hay una desviación del agua del río con fines de riego (Rodríguez et al., 2020), desecando el río durante el periodo seco, lo que afecta la conectividad hidrológica, así como la regene-

Tabla 4. Categorías de valores de cada métrica. *Categories of values for each metric.*

Métrica	5 (Muy buena)	3 (Aceptable)	1 (Pobre)
IBF (Hilsenhoff)	≤ 4.91	4.92 a 5.32	≥ 5.33
% Trituradores	≥ 1.27	1.26 a 0.26	≤ 0.25
% Diptera	≤ 9.83	9.84 a 13.37	≥ 13.38

Tabla 5. Límites de las clases de calidad de agua del Índice multimétrico de la Cuenca Ayuquila-Armería (ICAYAR). *Limits of the water quality classes of the multimetric Index of the Ayuquila-Armería Basin (ICAYAR).*

Lim. superior	Lim. Inferior	Intervención	Calidad	Color
15	13	Mínima	Buena	Azul
12	10	Leve	Aceptable	Verde
9	7	Importante	Moderada	Amarillo
6	4	Grave	Mala	Anaranjado
3	0	Muy grave	Muy mala	Rojo

ración y establecimiento de vegetación ribereña. Este mismo desecamiento propicia la extracción de materiales pétreos que afectan la calidad de los hábitats ribereños. En Zenz (Δ 5) y Cano (Δ 11), se tuvo una valoración visual Subóptima y Óptima (Anexo 1), sin embargo, en áreas aledañas se llevan a cabo prácticas agrícolas, lo que puede influir en la población de organismos acuáticos. El sitio Jiqui (Δ 8) se encuentra en una zona de cabecera, y aguas arriba del sitio no se tiene presencia de intervención humana (agricultura, ganadería o asentamientos humanos). Este sitio presentó la conductividad eléctrica (CE) más elevada de esta categoría del ICAYAR, correspondiente a 1155 μ S/cm (Anexo 1), que corresponde más bien a una condición natural geológica de la zona, más que a una intervención humana. A pesar de que la CE sea de causa natural, el ICAYAR alcanza a apreciar cambios en el ensamblaje de insectos acuáticos que se refleja con una calidad ambiental Moderada.

Acorde al ICAYAR, la calidad ambiental de los sitios Taza (Δ 12), TuaT (Δ 13) y Quil (Δ 14) fueron sitios de Mala calidad. El sitio Taza (Δ 12), es una resurgencia de Cerro Grande, que está dentro del ANP Sierra de Manantlán, una zona kárstica, hay un pequeño camino y vado que atraviesa el cauce y también un balneario público que se ubica aguas arriba del tramo muestreado. Mientras que el sitio Quil (Δ 14), es un río de cabecera y se encuentra dentro del ANP Sierra de Quila, se

clasificó con una alteración ecohidrológica muy baja, una valoración visual Subóptima y no presentó coliformes totales (Anexo 1), sin embargo, tuvo un oxígeno disuelto menor a 1 mg/L (Anexo 1). Cabe mencionar que dentro del cauce se encontró mucha hojarasca en descomposición, lo que disminuye la cantidad de oxígeno disponible en el agua. Así mismo, el 86 % de los organismos identificados fueron dípteros, lo que influyó en que el sitio fuera considerado con Mala calidad ambiental. El sitio con mayor concentración de CE, nitratos, fosfatos y CT en esta categoría fue TuaT (Δ 13) debido a que hay descargas de aguas residuales, agricultura y pastoreo de ganado en la zona.

A pesar de tener la mayoría de las variables ambientales que indican una Buena calidad, el sitio Jalp (Δ 15) se clasificó con Muy mala calidad acorde al ICAYAR. El agua tuvo un oxígeno disuelto de 2.48 mg/L, lo que destaca la importancia del oxígeno disuelto como factor determinante para la presencia de insectos acuáticos sensibles. Esta disminución de oxígeno puede reflejar una actividad ganadera o agrícola en el área de drenaje, así como el ingreso de aguas residuales urbanas de la localidad de Jalpa al afluente, lo que disminuye el oxígeno del agua.

Contraste del ICAYAR con otros índices

La comparación de los cálculos de los índices II-

BAMA y BMWP en contraste con el ICAYAR en los sitios de referencia, no conservados y de validación se presentan en la Tabla 6. De acuerdo con el IIBAMA, ningún sitio se clasificó como “Excelente” (de color azul) y 21 sitios se consideraron con “Pobre” calidad, lo que equivale al 60 % del total de los sitios. El BMWP sólo consideró tres sitios de Mala calidad.

DISCUSIÓN

El presente estudio de los insectos acuáticos es el más amplio realizado para la Cuenca Ayuquila-Armería donde se muestreo una gran variación y combinación de las diferentes características geomorfológicas, climáticas y geológicas, así como todos los órdenes del río. Los resultados mostraron que, a pesar de esta heterogeneidad, estas características no son determinantes para la distribución de los organismos acuáticos, por lo que el mismo índice puede ser utilizado en todos los tipos de río presentes. De 30 métricas iniciales propuestas, sólo tres fueron seleccionadas para conformar el ICAYAR. El índice logró separar los sitios de referencia, calificados con Buena y Aceptable calidad y los no conservados con una menor calidad ambiental, resultados que, de manera general, coinciden con los datos de las variables ambientales.

Respecto a la validación con los 15 sitios, al comparar el resultado del ICAYAR y el nivel de alteración ecohidrológico (Rodríguez *et al.*, 2020), no siempre coincidieron en la calidad ambiental. Aquí cabe mencionar que el estudio de la alteración ecohidrológica se hizo a una escala más amplia, pues se analizó a nivel de cuenca y con bases de datos existentes, puede no tomar en cuenta impactos puntuales y difusos que alteren cada tramo. Por el contrario, los índices basados en macroinvertebrados reflejan más las condiciones locales, respondiendo de mejor forma a descargas directas o cambios puntuales. El ICAYAR clasifica las aguas de cada tramo de manera detallada con base en datos locales, lo que refleja la condición de ese sitio en particular. Esto puede afinar el nivel de la calidad ambiental, al considerar a los organismos que habitan el río, por lo que reflejan hechos puntuales, lo que un análisis a nivel de cuenca no puede reflejar.

En el sitio TuaT (Δ 13) que se ubicó en una categoría de Mala calidad, algunas presiones antropogénicas fueron identificadas como son la descarga de aguas residuales, la presencia de agricultura y pastoreo en el área de drenaje de los tramos, que influyeron en los valores de los parámetros como la concentración de CE, nitratos, fosfatos y coliformes totales (Batram & Ballance, 1996).

El sitio Taza (Δ 12) que se valuó con una calidad Mala acorde al ICAYAR, al estar ubicado en una zona kárstica puede explicar una composición del ensamble acuático distinta a otros tramos de río de la cuenca. Esto se ha encontrado en otras zonas kársticas (Carthew *et al.*, 2003; Acosta, 2009) y no necesariamente indica una Mala calidad, por lo que sería conveniente complementar el ICAYAR con algún otro parámetro como la valoración visual del sitio para la determinación de la calidad ambiental en zonas kársticas de la cuenca (Piñón *et al.*, 2014), o el contenido de carbonato de calcio como un indicador de la condición kárstica.

Las métricas resultantes, son una combinación de valores de sensibilidad de los insectos acuáticos y de la funcionalidad del ensamble. El Índice Biótico a Familia (IBF) (Hilsenhoff, 1988) es el que ha sido utilizado en diversos estudios con macroinvertebrados dentro de la cuenca (Navarro, 1987; Weigel, 2001; Henne *et al.*, 2002; Palomera, 2012; Hernández *et al.*, 2021) y mencionan que hubo discrepancias en los resultados, es decir, en algunos sitios sí logró discriminar la calidad ambiental y en otros no. El % de trituradores (grupos funcionales) y el % de Díptera (composición), lograron discriminar la calidad ambiental entre sitios de referencia y los no conservados. Por lo que complementar el IBF (Hilsenhoff, 1988) con % de trituradores y % de dípteras, le dieron un mejor ajuste que refleja más la diversidad funcional de los insectos acuáticos en esta cuenca.

En la comparación del Índice multimétrico de la Cuenca Ayuquila-Armería (ICAYAR), Índice de Integridad Biótica para las Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA) y Biological Monitoring Working Party (BMWP), en los sitios de referencia, el BMWP coincide casi en su totalidad al calificarlos con una calidad “Excelente”, sin embargo, el ICAYAR no evalúa con

Tabla 6. Resultados de la interpretación de los índices ICAYAR, IIBAMA y BMWP en la cuenca del río Ayuquila-Armería. *Results of the interpretation of the ICAYAR, IIBAMA and BMWP indices in the Ayuquila-Armería river basin.*

Sitio	ICAYAR	IIBAMA	BMWP
De referencia			
O a. Such	Buena	Buena	Excelente
O b. Aten	Buena	Buena	Excelente
O d. Mana	Buena	Buena	Excelente
O f. Nogu	Buena	Regular	Excelente
O g. Lumb	Buena	Regular	Excelente
O h. CSRo	Buena	Buena	Excelente
O j. Cuau	Buena	Regular	Excelente
O k. BPRc	Buena	Pobre	Regular
O c. Zacu	Aceptable	Pobre	Buena
O e. Mixc	Aceptable	Buena	Excelente
No conservados			
□ v. ADrA	Aceptable	Pobre	Regular
□ n. APNo	Moderada	Pobre	Muy contaminada
□ u. Chac	Moderada	Buena	Excelente
□ q. CPiñ	Mala	Pobre	Regular
□ m. APAl	Muy mala	Pobre	Regular
□ o. Acac	Muy mala	Pobre	Extremadamente contaminada
□ p. PFco	Muy mala	Pobre	Regular
□ r. Tama	Muy mala	Pobre	Regular
□ s. Pare	Muy mala	Pobre	Mala
□ t. APTr	Muy mala	Pobre	Regular
Validación			
Δ 1. Chan	Buena	Buena	Excelente
Δ 2. AyPR	Buena	Pobre	Regular
Δ 3. Alse	Buena	Regular	Regular
Δ 4. Coqu	Aceptable	Pobre	Buena
Δ 5. Zenz	Moderada	Regular	Buena
Δ 6. Arme	Moderada	Pobre	Regular
Δ 7. Limi	Moderada	Pobre	Buena
Δ 8. Cano	Moderada	Pobre	Regular
Δ 9. SMig	Moderada	Pobre	Regular
Δ 10. Tuxc	Moderada	Pobre	Regular
Δ 11. Jiqu	Moderada	Pobre	Regular
Δ 12. TuaT	Mala	Pobre	Buena
Δ 13. Taza	Mala	Pobre	Regular
Δ 14. Quil	Mala	Regular	Excelente
Δ 15. Jalp	Muy mala	Pobre	Buena

una Muy buena calidad a la mitad de estos sitios. En los no conservados, el IIBAMA sí los evalúa con calidad “Pobre” a excepción del sitio Chac (□ u); sin embargo, el BMWP, resulta sólo con tres sitios de Mala calidad. Por lo tanto, el BMWP funcionó para los sitios de referencia y el IIBAMA para los sitios no conservados, pero ninguno reflejó las condiciones ambientales en la cuenca de manera general en el gradiente ambiental y de impactos incluidos en el estudio, lo que constituye el principal aporte de la herramienta propuesta.

Al aplicar el Índice durante la temporada de lluvias, hay que tener en cuenta que el arrastre de sedimentos, el incremento del caudal y la velocidad pueden indicar una mala calidad, cuando no necesariamente es así porque los taxa oportunistas y tolerantes, que tienen un ciclo de vida corto, pueden recolonizar los hábitats más rápido ante crecidas (Martínez-Bastida *et al.*, 2006). Por ejemplo, después de una tormenta, los organismos acuáticos que no están adaptados a fuertes corrientes pueden ser arrastrados o incluso morir (Lytle & Poff, 2004), a diferencia de las especies que tienen adaptaciones morfológicas o conductuales como los Trichoptera o Plecoptera, o los que tienen tiempos de desarrollo más rápidos como los Chironomidae, Baetidae (Ríos-Touma *et al.*, 2011) o Simuliidae (Martínez-Bastida *et al.*, 2006), alterando el resultado del índice. Esto puede controlarse evitando muestrear después de tormentas. También hay que considerar que pueden existir áreas menos susceptibles (refugios) a los impactos ocasionados por las crecidas en el tramo estudiado (Ríos-Touma *et al.*, 2011), y que la cantidad y calidad de refugios puede variar de un río a otro.

En el ámbito del biomonitoreo, además de la aplicación de índices bióticos, se están desarrollando herramientas y tecnologías emergentes, tales como el ADN ambiental, monitoreo acústico pasivo y la teledetección (Simaika *et al.*, 2024). Sin embargo, estos métodos aún presentan desigualdad geográfica por sus costos económicos (Schenekar, 2022) y la falta de bases de datos locales de códigos de barra genéticos.

Por lo que, para la cuenca del río Ayuquila-Armería, el ICAYAR facilita el monitoreo de la calidad ambiental a largo plazo, porque además de utilizarse en la investigación científica, puede ser

utilizado como una herramienta de monitoreo comunitario ya que es a nivel familia (Mathuriau *et al.*, 2011; Simaika *et al.*, 2024), lo que facilita la identificación de los insectos acuáticos por personas que no sean expertas en el tema, siempre y cuando se cuente con el acompañamiento, capacitación inicial y guías de identificación. Para la aplicación del ICAYAR se recomienda muestrear 80 m de tramo del río y hacer un muestreo multihábitat hasta completar 100 organismos como mínimo, con un máximo de 12 arrastres. Este método es de bajo costo y sensible al gradiente ambiental observado en la cuenca.

CONCLUSIÓN

El ICAYAR pudo reflejar las condiciones de sitios mejor conservados entre los no conservados en comparación con otros índices usados en esta cuenca o similares. La metodología utilizada para la elaboración del índice puede ser replicada para seleccionar métricas en otras cuencas o regiones y adaptarse a otras condiciones hidromorfológicas. El ICAYAR también puede ser utilizado para fines científicos y de monitoreo comunitario para contribuir en la gestión de la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Humanidades, Ciencias y Tecnologías por el financiamiento de la beca doctoral. A la Universidad de Guadalajara, México por la infraestructura para el monitoreo y trabajo de laboratorio. A la Escuela Nacional de Estudios Superiores, Unidad Morelia, por las facilidades para la estancia académica. A la Universidad de Las Américas, Ecuador, por las facilidades para la estancia académica. A Laboratorio Hipatia, Análisis, Investigación y Divulgación Científica de Recursos Naturales A. C. por el apoyo del personal en el trabajo de laboratorio. A Catherine Mathuriau † por sus enseñanzas y dedicación.

CONTRIBUCIÓN DE AUTORÍA

F.E.R.C.: Conceptualización, Curación de datos, Análisis formal, Investigación, Metodología, Visualización, Roles/Escritura - borrador original. L.M.M.R.: Conceptualización, Adquisición

de fondos, Administración de proyecto, Recursos, Supervisión, Escritura: revisión y edición. C.I.O.A.: Conceptualización, Supervisión, Escritura: revisión y edición. B.R.T: Conceptualización, Administración de proyecto, Recursos, Supervisión, Escritura: revisión y edición. C.V: Conceptualización, Metodología, Supervisión, Validación, Visualización, Escritura: revisión y edición.

REFERENCIAS

- Acosta, R., C. R. (2009). Estudio de la cuenca altoandina del río Cañete (Perú): distribución altitudinal de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y caracterización hidroquímica de sus cabeceras cársticas [Tesis doctoral, Universitat de Barcelona, España]. Repositorio <https://dialnet.unirioja.es/servlet/tesis?codigo=254655>
- Alonso-EguíaLis, P., Mora, J.M., Campbell, B. & Springer, M. (eds). (2014). *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. México.
- Armitage, P., Moss, D., Wright, J. & Furse, M. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted sites. *Water Research*, 17, 33-347.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Griffith, G. E., Frydenborg, R., McCarron, E. White, J. S. & Bastian, M. L. (1996). A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2),185–211.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish* (2a ed.). Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Batram, J. & Balance, R. (1996). *Water Quality Monitoring - A Practical Guide to the Design and Implementation of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes*. United Nations Environment Programme and the World Health Organization.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. H. & Statzner, B. (2006). Developments in aquatic insect bio-monitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51(1), 495–523. DOI: 10.1146/annurev.ento.51.110104.151124
- Bueno, S. J. (2010). *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Instituto de Biología. UNAM. México.
- Clarke, K. R., & Gorlye, R. N. (2006). *User Manual/Tutorial*. PRIMER-E, Plymouth [software]. PRIMER v6.
- Departamento de Gestión Ambiental. (2009). Agua. Reglamento Calidad del Agua Potable Decreto N° 32327-S. *En el Compendio de reglamentos en materia ambiental. Municipalidad de San José, Costa Rica*.
- Espinosa, O. D. & Ocegueda, C. (2008). El conocimiento biogeográfico de las especies y su regionalización natural. *En Capital natural de México*, vol. 1: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México.
- González, Z., Vallarino, M., Pérez, J. & Low, P. (2014). *Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur; Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. México.
- Henne J., Schneider, D. & Martínez, R. (2002). Rapid assessment of organic pollution in a West-central Mexican river using a family-level biotic index. *Journal of Environmental Planning and Management*, 45(5), 613-632.
- Hernández, S. R., Fernández, C., C. y Baptista, L., M., P. (2014). *Metodología de la investigación* (6a ed.). McGraw Hill / Interamericana Editores, S.A. de C.V.
- Hernández, V., Mancilla, V., Palomera, G., Olguín, L., Flores, M., Can, Ch. Ortega, E. & Sánchez B. (2020). Evaluación de la calidad del agua y de la ribera en dos cuencas tributarias del río Tuxcacuesco, Jalisco, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 36(3),

- 689-701. DOI: 10.20937/RICA.53595
- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *The North American Benthological Society*, 7(1), 63-68. http://www.jstor.org/stable/1467832?seq=1#page_scan_tab_contents
- Hudson, N. W. (1997). *Caudal. En Medición sobre el Terreno de la Erosión del Suelo y de la Escorrentía*. (Boletín de Suelos de la FAO - 68). FAO; Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Italia. <http://www.fao.org/docrep/T0848S/t0848s00.htm#Contents>
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *International Review of Hydrobiology*, 2, 126-152.
- Lytle, D. A. & Poff, N. L. (2004). Adaptation to natural flow regimes. *Trends in Ecology & Evolution*, 19(2), 94-100.
- Mandaville, S. M. (2002). *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. USA.
- Martínez-Bastida, J.J., Arauzo, M. & Valladolid, M. (2006). Diagnóstico de la calidad ambiental del río Oja (La Rioja, España) mediante el análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. *Limnetica*, 25(3), 733-744.
- Mathuriau, C., Mercado, S., Lyons, J. & Martínez, R. (2011). Capítulo 32. Los peces y macroinvertebrados como bioindicadores para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos en México: estado actual y perspectivas. En Oswald S. Ú. *Retos de la investigación del agua en México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W. & Berg, M. B. (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. 4th Edition. Kendall/Hunt Publishers, Dubuque.
- Meza, R., D., Martínez, R., L. M., Mercado, S. N, García de Jalón, L., D. González del Tánago, R., M., Marchamalo, S., M. y De la Mora, O., C. (2017). Régimen natural de caudales del río Ayuquila-Armería en el occidente de México. *Terra Latinoamericana*, 35(3), 203-217.
- Morrone, J. J., Escalante, T. & Rodríguez-Tapia, G. (2017). Provincias biogeográficas mexicanas 2017. Catálogo de metadatos geográficos. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad
- Navarro, P. S. (1987). *Los recursos acuáticos de la Sierra de Manantlán: inventario y análisis preliminar sobre conservación y utilización*. Tesis pregrado, Universidad de Guadalajara, México).
- NOM-001-SEMARNAT-2021. (2022, 11 de marzo). Norma Oficial Mexicana que establece los límites permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en cuerpos receptores propiedad de la nación. Secretaría de Gobernación. Diario Oficial de la Federación. México.
- NOM-002-ECOL-1996. (1998, 3 de junio). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal. Secretaría de Gobernación. Diario Oficial de la Federación. México.
- NOM-003-ECOL-1997. (1998, 21 de septiembre). Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles de contaminantes para las aguas residuales tratadas que se reúsen en servicios al público. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Diario Oficial de la Federación. México.
- Palomera, G. C. (2012). *Effects of Land-use Activities in the Ayuquila River's Fauna*. (Doctoral thesis. Simon Fraser University, Canada).
- Parlamento Europeo y Consejo de la Unión Europea. (2000. 23 de octubre). DIRECTIVA 2000/60/CE por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. <https://www.boe.es/doue/2000/327/L00001-00073.pdf>
- Pérez, M. & Pineda, L. (2005). Diseño de un índice de integridad para ríos y arroyos del centro de México, usando las asociaciones de macroinvertebrados. *Entomología Mexicana*, 4, 241-245.
- Pérez, M., Pineda, L. & Medina, N. (2007). Integridad biótica de ambientes acuáticos. En Sánchez Ó., M. Herzig, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano. *Perspectivas sobre conserva-*

- ción de ecosistemas acuáticos en México*. Instituto Nacional de Ecología (INE-Semarnat). México.
- Pineda, L., Raúl, Pérez, M., Mathuriau, C., Villalobos, H., Barba, Á., Bernal, T. & Barba, M. (2014). Protocolo de muestreo de macroinvertebrados en aguas continentales para la aplicación de la Norma de Caudal Ecológico (NMX-AA-159-SCFI-2012). Programa Nacional de Reservas de Agua. México.
- Piñón, F., Pérez, M., Torres, G. & Pineda, L. (2014). Integridad biótica de la microcuenca del Río Chiquito, Morelia, Michoacán, México, basada en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 62(Suppl. 2), 221-231.
- Pozo, J. & Elosegí, A. (2009). Capítulo 3. El marco físico: la cuenca. En Elosegí A. y S. Sabater. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. España.
- Prat, N. & Munné, A. (2014). Biomonitorio de la calidad del agua en los ríos ibéricos: lecciones aprendidas. *Limnetica*, 33(1), 47-64.
- Prat, N., Ríos, T., Acosta, R. & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En Domínguez E. & Fernández H. (Eds) *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos*. Sistemática y Biología. Publicaciones Especiales. Fundación Miguel Lillo. Argentina.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R. & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de Biología Tropical*, 62(Suppl. 2), 249-273.
- Ríos-Touma, B., Encalada, A.C. & Prat, N. (2011). Macroinvertebrate Assemblages of an Andean High-Altitude Tropical Stream: The Importance of Season and Flow. *International Review of Hydrobiology*, 96(6), 667-685. DOI: 10.1002/iroh.201111342
- Rodríguez, C. F., Martínez, R. & Ortiz-Arrona, C. (2020). Nivel de alteración ecohidrológica en ríos perennes de la cuenca del río Ayuquila-Armería. *Biotecnia*, 12(2), 28-38. DOI: 10.18633/biotecnia.v22i2.1243
- 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.
- Ruiz-Picos, R. A., Kohlmann, B., Sedeño-Díaz, J. & López-López, E. (2017). Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(3), 1-18. DOI: 10.1007/s13762-017-1299-x
- Sabater, S. & Elosegí, A. (2009). Capítulo 1. Presentación: importancia de los ríos. En Elosegí A. y S. Sabater. *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Fundación BBVA. España.
- Schenekar, T., (2022). The current state of eDNA research in freshwater ecosystems: are we shifting from the developmental phase to standard application in biomonitoring?. *Hydrobiologia*, 850, 1263–1282. DOI: 10.1007/s10750-022-04891-z
- Secretaría de Economía. (2012). Norma Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012 que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas. México.
- Serrano, B., Grac, C., Berti-Equille, L. & Armienta, H. (2015). Potential application of macroinvertebrates indices in bioassessment of Mexican streams. *Ecological Indicators*, 61(2), 558–567.
- Servicio Geológico Mexicano [SGM]. (2016). Continuo nacional de geología de la república mexicana. Escala 1:1250 000. México.
- Simaika, J., Stribling, J., Lento, J., Bruder, A., Poikane, S., Moretti, M., River-Moore, N., Meissner, K. y Macadam, C. (2024). Towards harmonized standards for freshwater biodiversity monitoring and biological assessment using benthic macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, 918, 170360. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170360
- Strahler, A. (1974). *Geografía física*. Ediciones Omega, S.A.
- Villamarín, C., Rieradevall, M., Paul, M., Barbour, M. & Prat, N. (2013). A tool to assess the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Peru: The IMEERA

- index. *Ecological Indicators*, 29, 79–92.
- Weigel, B. (2001). *Detecting and regulating human disturbance for improved integrity of surface waters*. (Doctoral thesis. University of Wisconsin – Madison, USA).
- Weigel, B., Henne, L. & Martínez, R. (2002). Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. *Journal of the North American Benthological Society*, 21(4), 686-700.