



## EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO TIRGÜA (ESTADO COJEDES - VENEZUELA), MEDIANTE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS Y PARAMETROS MEDIOAMBIENTALES

Aura María Jiménez Jiménez<sup>1</sup>. ORCID <https://orcid.org/0000-0003-4921-0669>

Belkys Yubiry Pérez-García<sup>1</sup>. ORCID <https://orcid.org/0000-0002-4335-4496>

Liliana Nieto-Caicedo<sup>1</sup>. ORCID <https://orcid.org/0000-0003-0557-7274>

<sup>1</sup> Centro de Estudios en Zoología Aplicada (CEZA) - Museo de Zoología, Departamento de Biología, Facultad de Ciencias y Tecnología (FACyT) de la Universidad de Carabobo, 2005, Carabobo, Venezuela. ✉ [belperezster@gmail.com](mailto:belperezster@gmail.com), [belperez@uc.edu.ve](mailto:belperez@uc.edu.ve)

### Resumen

Se evaluó la calidad del agua del Río Tirgüa en un gradiente longitudinal, empleando macroinvertebrados bentónicos. Estos se recolectaron en hábitats variados con una red D-Frame y en conjunto con la medición de la calidad del hábitat ribereño, la morfometría del cauce, la fisicoquímica del agua y los coliformes totales y fecales, en ocho estaciones de muestreo. Con las familias y sus abundancias relativas se exploró y evaluó la composición de las comunidades mediante un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) y un Análisis de Similitud (ANOSIM), respectivamente; se estimó el índice BMWP/Col y se calculó el cociente de calidad ambiental (CCA). El ACC ordenó las estaciones en un gradiente longitudinal asociado a la calidad del agua, el ANOSIM confirmó que estas diferían en su composición faunística. La estación aguas abajo de la ciudad de San Carlos, presentó la mayor abundancia de gasterópodos y mayores valores de temperatura, coliformes y velocidad de la corriente; mientras que, las estaciones aguas arriba presentaron, altos valores de oxígeno disuelto, calidad ambiental y BMWP/Col, este último debido al predominio de los insectos acuáticos poco tolerantes a la contaminación.

**Palabras clave:** calidad del agua, contaminación del agua, indicadores ambientales, invertebrados acuáticos, ríos.

### Water ecological quality assessment of the Tirgüa stream (Cojedes state - Venezuela), through benthic macroinvertebrates and environmental parameters

#### Abstract

The water quality of the Tirgüa River was evaluated in a longitudinal gradient, using benthic macroinvertebrates. These were collected in varied habitats with a D-Frame net; together with the measurement of the quality of the riparian habitat, morphometry of the channel, physicochemistry of the water and, total and fecal coliforms, in eight sampling stations. With the families and their relative abundances, the composition of the communities was explored and evaluated using Canonical Correspondence Analysis (ACC) and Similarity Analysis (ANOSIM), respectively; the BMWP/Col index was estimated and the environmental quality quotient (CCA) was calculated. The ACC ordered the stations in a longitudinal gradient associated with water quality, the ANOSIM confirmed that they differed in their faunal composition. The station downstream from the city of San Carlos, presented the highest abundance of gastropods and higher values of Temperature, coliforms and velocity current; while the upstream stations presented high values of dissolved oxygen, environmental quality and BMWP/Col, the latter due to the predominance of aquatic insects not tolerant to pollution.

**Key words:** aquatic invertebrates, environmental indicators, streams, water pollution, water quality.

### Introducción

Las aguas corrientes superficiales (quebradas y ríos) constituyen tan sólo el 0,0001% del agua dulce del planeta (Allan & Castillo, 2007). No obstante, cumplen un papel fundamental en el ciclo del agua, el suministro de agua, el transporte de nutrientes y el intercambio de energía acuático/terrestre, además de albergar una vasta diversidad de especies de todos los reinos de la vida (Allan & Castillo, 2007). Por consiguiente, son valiosas para el hombre, quien se beneficia de ellas extrayendo múltiples recursos. La acción del hombre sobre las aguas corrientes superficiales, no se limita sólo a la extracción de recursos, sino también a la transformación de la tierra circundante en asentamientos urbanos y tierras agroindustriales, lo cual a su vez conlleva al vertido de contaminantes orgánicos e inorgánicos, sólidos y líquidos que producen el deterioro de estos ecosistemas (Abarca, 2007; Alonso & Camargo, 2005; Springer 2010).

Como consecuencia de su acelerado deterioro, se han implementado metodologías estandarizadas para medir la velocidad y severidad del impacto antrópico sobre estos cuerpos de agua (Abarca, 2007; Alonso & Camargo, 2005) y predecir el grado de contaminación y el tipo de contaminante vertido (Alba-Tercedor, 1996; Roldán-Pérez, 2016). Las metodologías toman en cuenta a las comunidades biológicas que habitan los ríos, ya que su estructura está sujeta tanto a factores fisicoquímicos e hidráulicos naturales del cauce, como al efecto de otros factores ambientales asociados a la vegetación ribereña y su transformación por acción del hombre, entre otros. Es por ello que, el uso de los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de las aguas ha ganado un papel relevante en la evaluación rápida y el biomonitoreo (Segnini, 2003; Alonso & Camargo, 2005; Springer 2010;

Roldán-Pérez, 2016). Las metodologías integran desde evaluaciones ecológicas multivariadas que toman en cuenta tanto a la comunidad biótica como la condición del hábitat ribereño y la fisicoquímica de las aguas; hasta el uso de índices bióticos basados exclusivamente en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, ya que estos organismos son susceptibles a la contaminación orgánica derivada de las actividades antrópicas (Alba-Tercedor, 1996; Alonso & Camargo 2005; Bonada *et al.*, 2006). Un índice de amplio uso es el Biological Monitoring Working Party (BMWp) (Alba-Tercedor, 1996), el cual fue adaptado para Colombia por Roldán (2003): BMWp/Col.

El papel clave de los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad de las aguas corrientes en conjunto con su evaluación fisicoquímica y medioambiental, se evidencia en investigaciones recientes llevadas a cabo en ríos neotropicales, mayormente de Colombia (Guerra-Rojas *et al.*, 2011; López-Eraza *et al.*, 2012; Copatti *et al.* 2013; Forero-Céspedes *et al.*, 2013; González-Meléndez *et al.*, 2013; Restrepo, 2013; Murillo-Torres *et al.*, 2016; Gamarra *et al.*, 2017). No obstante, también se cuentan con evidencias para ríos venezolanos en las investigaciones de: Graterol *et al.* (2006) en el río Vigirima, y Pérez (2008) en el río Cabriales, ambos en el edo. Carabobo; Segnini *et al.* (2009) en la cuenca del Chama (edo. Mérida); Echeverría & Marrero (2012) en el río Guanare (edo. Portuguesa), Marrero *et al.* (2012) en el río Portuguesa, Barrios & Rodríguez (2013) en el río Turbio (edo. Lara); Barrios-Gómez *et al.* (2015) en el río Misoa (edo. Zulia).

Este trabajo tiene como objetivo evaluar en un gradiente longitudinal, la calidad ecológica del río Tirgüa, ubicado en el estado Cojedes – Venezuela, empleando

macroinvertebrados bentónicos en conjunto con indicadores ambientales, fisicoquímicos y microbiológicos.

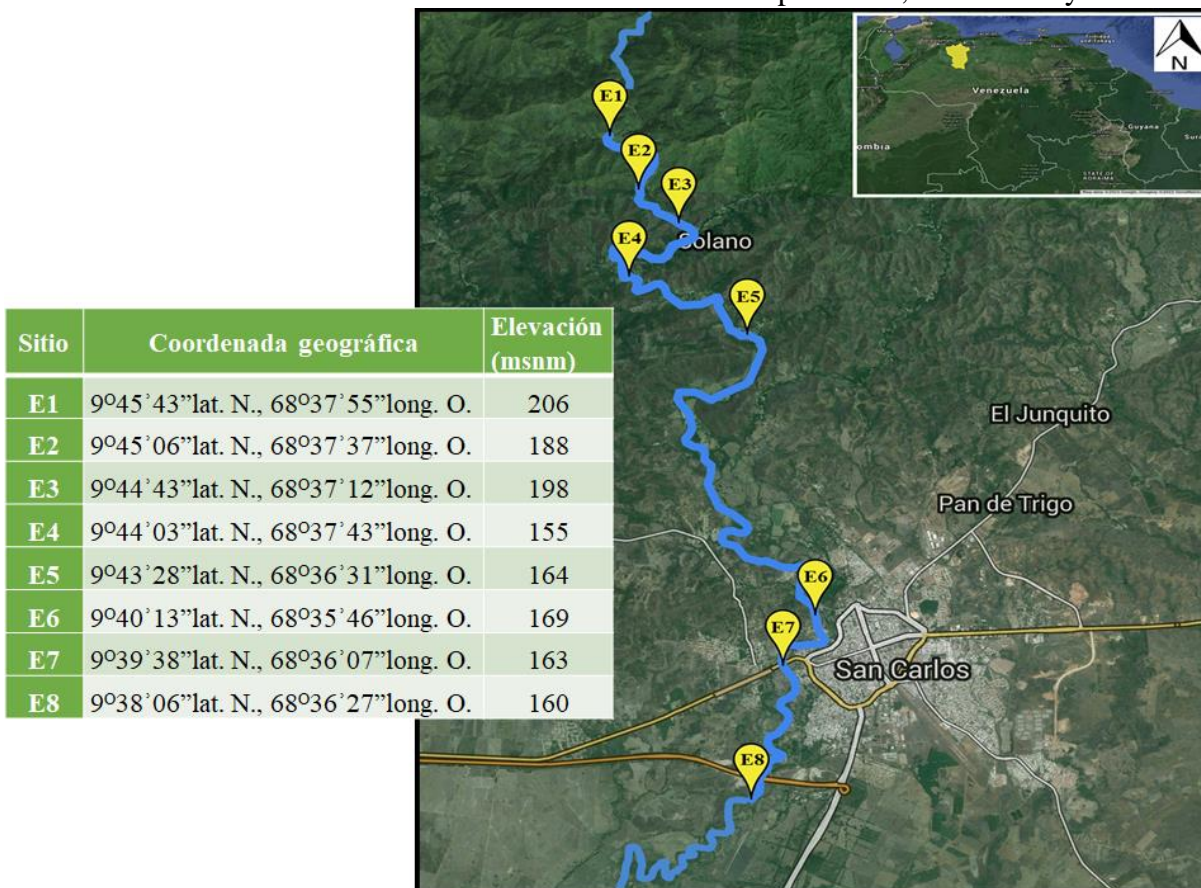
### Materiales y métodos

#### Área de estudio

El río Tirgüa pertenece a la cuenca del río San Carlos. La misma tiene un área aproximada de 1497 Km<sup>2</sup>, de los cuales un 22% pertenecen al estado Cojedes (Paredes *et al.*, 2006). Atraviesa los estados Carabobo, Cojedes y Yaracuy. Su nacimiento se encuentra en la montaña San Isidro ubicada en la parroquia Aguirre del Municipio Montalbán, estado Carabobo. A su paso recorre gran parte del Municipio Ezequiel Zamora y atraviesa la ciudad de San Carlos, para posteriormente desembocar en el río Cojedes (Paredes *et al.*, 2006).

Se seleccionaron ocho estaciones de muestreo a lo largo de un gradiente longitudinal de 23 km, entre la primera (aguas arriba) y última estación (aguas abajo). En la **fig. 1** se muestra la ubicación relativa de cada una de las estaciones, sus coordenadas geográficas y altitud; siendo la estación 1 (E1) el sitio más alto (aguas arriba) en el gradiente y la estación 8 (E8), el más bajo (aguas abajo). Las primeras cinco estaciones (de E1 a E5) se ubicaron por encima de la ciudad de San Carlos, mientras que el resto estuvo por debajo. Cada estación correspondió a un tramo de 50 metros de largo. En la **fig. 2** se visualiza el cauce y el hábitat ribereño de cada estación.

La toma de datos y recolección de macroinvertebrados bentónicos se llevó a cabo en la época seca, marzo a mayo de 2014.



**Figura 1.** Ubicación relativa del río Tirgüa y estaciones de muestreo (E). Fuente: Google maps, 2016.



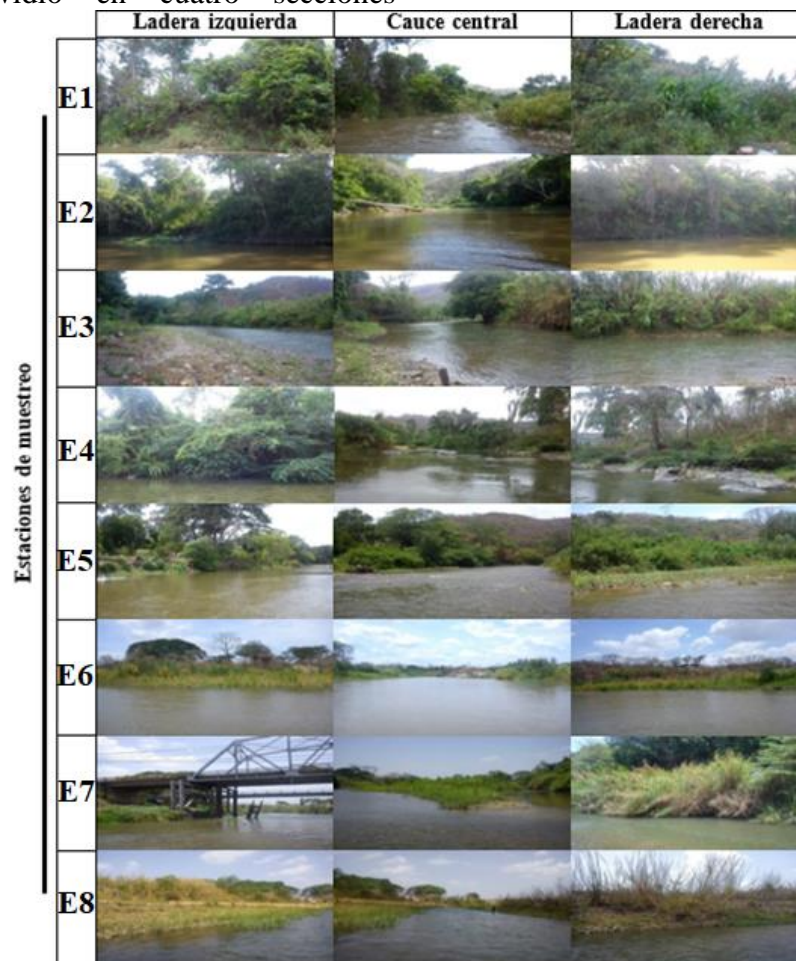
**Caracterización del hábitat ribereño y determinación de variables ambientales:**

En cada una de las estaciones se evaluó la calidad del hábitat ribereño y del lecho del tramo a través del protocolo de la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA) propuesto por Barbour *et al.* (1999) y modificado por Segnini *et al.* (2009) para ríos neotropicales.

**Variables fisicoquímica, morfométrica y microbiológica:** En cada estación se estimaron variables morfométricas, fisicoquímicas y microbiológicas, según el procedimiento descrito a continuación:

*Variables morfométricas:* un tramo de 50 metros se dividió en cuatro secciones

equidistantes de 12,5 metros cada una. En cada borde de la sección perpendicular a la corriente se midió el ancho (m) con una cinta métrica tomando como extremos los bordes del cauce húmedo. La distancia del cauce húmedo se dividió a su vez en tres subsecciones iguales, en las cuales se midió la profundidad (m) y la velocidad de la corriente (m/s). La profundidad (m) se midió con una regla plegable, mientras que la velocidad fue determinada a través del método de caja flotante. Con las medidas anteriores se estimó el caudal (Q) en m<sup>3</sup>/s (Segnini *et al.*, 2009). También se determinó la pendiente con ayuda de un clinómetro marca Suunto.



**Figura. 2.** Fotografías del cauce y sus riberas de las ocho estaciones de muestreo en el río Tirgüa.

*Variables Físicoquímicas:* Igualmente en cada sección de cada tramo se registraron *in situ*, la temperatura (°C) y conductividad (mS/cm) mediante un sensor múltiple marca Lovibond, modelo Sensodirec 150; la concentración de oxígeno disuelto OD (mg/L) y su porcentaje (%OD) mediante un oxímetro marca Sper Scientific modelo Do matee 850041.

*Análisis microbiológicos:* Para estimar el número de unidades formadoras de colonias (UFC/mL), en cada estación se recolectaron aproximadamente 100 mL de agua, en frascos de vidrio previamente esterilizados e identificados. Las muestras se transportaron en frío al laboratorio para los análisis microbiológicos, mediante el método de siembra por extensión en placa con agar McConkey.

### **Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el gradiente longitudinal.**

En cada una de las ocho estaciones se tomaron cinco muestras de macroinvertebrados bentónicos en hábitats variados mediante una red D-Frame (tamaño de poro: 300 µm), para un total de 40 muestras. Cada muestra estuvo constituida por cinco áreas de barrido del sustrato del fondo. Los organismos recolectados se almacenaron en etanol al 70% y se trasladaron al laboratorio para su identificación hasta nivel de familia, con ayuda de las claves de Bouchard (2004), Mugnai *et al.* (2010) y Thorp & Rogers (2010) para órdenes de insectos acuáticos, otros artrópodos y Phyla con representantes acuáticos; Domínguez *et al.* (2006) para Ephemeroptera; Heckman (2006, 2008) para Odonata; Springer (2006) para Trichoptera; entre otras.

Se estimaron la abundancia relativa (%), la riqueza de familias y el índice biótico BMWP/Col para Colombia (Roldán 2003). Se consideró este índice, ya que ambos países presentan biorregiones geográficamente cercanas (Morrone, 2006) y por lo tanto se

espera que Venezuela, presente la mayoría de las familias listadas en el país vecino.

Con el fin de determinar si existía relación entre las variables físicoquímicas, morfométricas, microbiológicas y los atributos biológicos de la comunidad de macroinvertebrados a lo largo del gradiente, se usó un Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), para explorar las variables posiblemente asociadas a la estructura de las comunidades. Luego, para confirmar, el patrón de ordenamiento derivado del ACC se aplicó un Análisis de Similitud (ANOSIM). Por último, se cuantificó mediante un análisis de SIMPER, la contribución de los taxa a las diferencias observadas entre las estaciones.

Para realizar los análisis estadísticos se utilizó el paquete PAST versión 2.10 (Hammer & Harper, 2001).

### **Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ecológica.**

La clasificación de las estaciones dentro de categorías según el índice BMWP/Col. se estandarizó utilizando el sistema de clasificación propuesto por la Comisión Europea relativa a la Calidad Ecológica del Agua, el cual se basa en el Cociente de Calidad Ambiental (CCA), empleado por Segnini *et al.* (2009) en ríos andinos venezolanos. Este cociente es la división del índice BMWP/Col. de cada estación entre el valor más alto del mismo registrado en una de las estaciones. De este modo, la estación con mejor calidad biológica tendrá un cociente igual a la unidad y será considerada la condición de referencia (Reece & Richardson, 2000).

## **Resultados**

### **Caracterización del hábitat ribereño y de las variables físicoquímica, morfométrica y microbiológica.**

La **tabla 1**, muestra el valor estimado de calidad del hábitat ribereño para cada estación y su respectiva descripción, ambos obtenidos a

partir de la planilla (EPA). Se observa que la estación E1 es la que presentó las mejores condiciones por lo cual fue definida como la condición de referencia a lo largo del gradiente longitudinal evaluado.

En tanto que, en el otro extremo de dicho gradiente, la estación E8 ubicada aguas abajo de la ciudad evidenció el menor valor del índice de calidad del hábitat ribereño. Atribuido esto, a la pérdida de la heterogeneidad del lecho, el vertido de aguas residuales y la ausencia de vegetación ribereña boscosa, entre otros.

La **tabla 2** muestra los valores promedios de las variables morfológicas, fisicoquímicas y microbiológicas medidas en el cauce. Se visualiza que la estación E8 (aguas abajo de la ciudad) es la que presenta los valores máximos de velocidad de la corriente, temperatura, coliformes totales y fecales. Mientras que las estaciones aguas arriba de San Carlos (E2, E3 y E4), mostraron valores máximos para la pendiente, el ancho del cauce, la profundidad, el caudal y la concentración y porcentaje de oxígeno disuelto.

### Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en el gradiente longitudinal.

**Riqueza y abundancia de taxa:** A partir de las 40 muestras se contabilizó un total de 9868 individuos distribuidos en 3 Phyla (Arthropoda, Mollusca y Annelida), 6 clases, 13 órdenes y 36 familias. La clase Insecta dominó en abundancia con un 86,9% del total de macroinvertebrados. Dentro de Insecta, los órdenes con mayor riqueza de familias fueron, en orden descendente: Trichoptera, Diptera Ephemeroptera, Odonata, Coleoptera y Hemiptera.

En cuanto a la abundancia de macroinvertebrados, Coleoptera fue el orden dominante con un 45%, seguido por Ephemeroptera y Gasteropoda con 21 y 12%,

respectivamente, luego Diptera con 10%, Trichoptera con 5%, Hemiptera con 4% y Odonata con 2%. En tanto que, los taxa menos abundantes fueron Plecoptera, Lepidoptera, Megaloptera, Arachnida y Decápoda, con menos de 1%.

**Tabla 1.** Descripción de las estaciones de muestreo del río Tirgüa (Edo. Cojedes, Venezuela) de acuerdo con el índice de calidad del hábitat ribereño (CHR) estimado a través de planilla EPA de Barbour *et al.* (1999) modificada por Segnini *et al.* (2009).

Estación	CHR (EPA)	Descripción
E1	157	La vegetación de las riberas contó con gran número de arbustos y pocos árboles. En sus cercanías se observaron conucos. Presentó la mayor altitud y distancia aguas arriba con respecto a la ciudad de San Carlos. El sustrato del lecho fue heterogéneo, conformando una amplia variedad de hábitats. Se seleccionó como la condición de referencia
E2	131	Tramo del río usado frecuentemente como balneario, no obstante, se observó mayor abundancia de árboles nativos. En el sustrato del lecho predominó arena y grava junto con áreas lodosas.
E3	116	La vegetación fue predominantemente herbácea, con algunos árboles y arbustos nativos. Se localiza cercana a la vía de tierra que da hacia pueblos aledaños. El sustrato fue homogéneo, sin rocas de gran tamaño.
E4	136	La vegetación fue mayoritariamente nativa, con árboles y arbustos abundantes. El lecho presentó una mayor diversidad de sustratos con rocas de gran tamaño.
E5	127	Las riberas estuvieron cubiertas por arbustos y algunos árboles nativos junto con casas a menos de 30 metros. Es una zona rural.
E6	79	Ubicada en la ciudad de San Carlos. La vegetación de las riberas fue predominantemente herbácea, en ella se observó abundantes dentro de los acumulaciones de desechos sólidos (bolsas, latas, entre otros).
E7	97	Ubicada en la ciudad de San Carlos, detrás de una zona residencial y por debajo de un puente que da continuidad a la vía de tránsito. La vegetación estuvo representada en su mayoría por herbazales, con escasos árboles de mango y arbustos circundantes. El sustrato fue variado, con zonas fangosas, de grava y arenas pero nunca con rocas.
E8	69	Ubicada por debajo de la ciudad de San Carlos. El impacto antrópico fue notable, observándose la descarga de aguas residuales. Predominó la vegetación herbácea sin árboles o arbustos. El sustrato fue homogéneo, no se evidenciaron hábitats de rápidos o remansos. Abundaron las algas verdes filamentosas.

**Tabla 2.** Valores promedios, máximos y mínimos de las variables morfológicas, fisicoquímicas y microbiológicas en las ocho estaciones de muestreo del río Tirgüa.

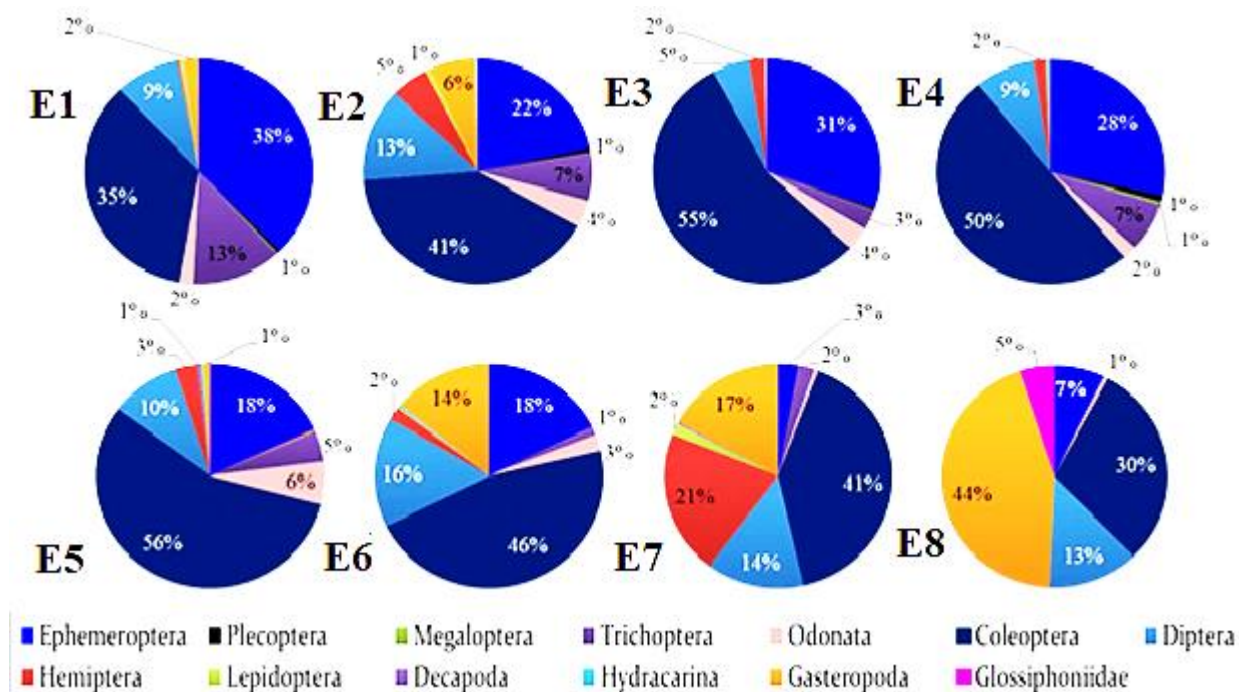
VARIABLES	Promedio	Valor Máximo	Estación con valor máximo	Valor Mínimo	Estación con valor mínimo	Desviac. Estándar
Pendiente (%)	1,38	2,00	E2	0,70	E8	0,45
Ancho (m)	5,77	8,68	E2	2,73	E1	2,35
Profundidad (m)	0,381	0,56	E4	0,22	E1	0,10
Velocidad (m/s)	0,31	0,50	E8	0,16	E7	0,11
Caudal (m <sup>3</sup> /s)	0,62	0,83	E2	0,15	E1	0,23
pH	7,04	8,37	E5	4,26	E1	1,55
Temperatura (°C)	27,80	30,70	E8	24,90	E3	1,94
Concentración de OD (mg/L)	5,81	6,78	E3	5,15	E8	0,62
% de Oxígeno Disuelto (%OD)	73,74	84,50	E3	67,63	E1	5,75
Coliformes totales (UFC/mL)	26,83	101,00	E8	11,67	E3	30,57
Coliformes fecales (UFC/mL)	1,50	11,00	E8	0,00	E1-E4/ E6-E7	3,85



La distribución porcentual de los órdenes y/o taxa más dominantes mostró variaciones al comparar las ocho estaciones (fig. 3). No obstante, Coleoptera (específicamente la familia Elmidae) fue el más abundante en todas las estaciones, seguido de Ephemeroptera, aunque este último tendió a disminuir su abundancia, aguas abajo en contraposición con Gasteropoda (familia Hydrobiidae) que tendió a aumentar y en específico en la última estación (E8) mostró la mayor abundancia. En tal sentido, E8 se caracterizó por la presencia de gasterópodos e hirudíneos (familia Glossiphoniidae). Por último, los dípteros estuvieron presentes en todo el gradiente con un

porcentaje de abundancia más o menos constante.

**Estructura de las comunidades en el gradiente longitudinal:** El análisis de Correspondencia Canónica (ACC) permitió explorar el ordenamiento de las estaciones de muestreo con base en los macroinvertebrados y las variables morfométricas, fisicoquímicas y microbiológicas que caracterizaban a cada estación. La varianza acumulada de los tres primeros ejes fue de 75,60%. Las figs. 4A,B, muestran dicho ordenamiento, en el cual se evidenció la tendencia a la separación de las



**Figura 3.** Proporción de órdenes y/o taxa de macroinvertebrados bentónicos en las ocho estaciones de muestreo (E1 a E8) del río Tirgüa.

estaciones en función de las variables ambientales y la comunidad de macroinvertebrados que albergan.

En la **tabla 3**, se refleja la asociación entre las variables ambientales y los dos primeros ejes generados por el ACC. Las variables asociadas significativamente ( $p \leq 0,01$ )

con los ejes 1 y 2 fueron: la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, la concentración de coliformes totales y fecales, la pendiente, la velocidad, el índice BMWP/Col. y el índice de calidad del hábitat ribereño (EPA). En este orden de ideas, la temperatura, coliformes y la velocidad tendieron a aumentar

aguas abajo y por el contrario, la pendiente, el BMWP/Col y el índice EPA tendieron a aumentar aguas arriba en el gradiente.

Según el ACC, el sitio más disímil pareció ser la estación E8, ubicada en el extremo inferior del gradiente longitudinal por debajo de la Ciudad de San Carlos, mientras que, las estaciones E6 y E7 localizadas a la altura de la ciudad se ordenaron entre E8 y las estaciones ubicadas aguas arriba (E1 a E5). En el caso particular de E2, esta estación mostró puntos muy dispersos; en tal sentido se estima que, tal distribución no esperada, haya sido producto de una remoción desconocida del sustrato del fondo, la cual quedó registrada en la **fig. 2** (E2), ya que en la fotografía se observan aguas turbias características de aumentos de caudal. Las comunidades aguas abajo parecieron presentar las mayores abundancias de moluscos (Physidae, Ancylidae, Hidrobiidae, Planorbidae y Bivalvos) y anélidos-hirudíneos (Glossiphoniidae); mientras que aquellas, en las estaciones aguas arriba mostraron una mayor riqueza y abundancia de taxa de insectos acuáticos.

Con la finalidad de confirmar la distribución de los sitios, generada por el ACC, se empleó un Análisis de Similitud (ANOSIM), con base en el índice de similitud de Bray-Curtis. Este análisis indicó la existencia de diferencias significativas entre la mayoría de las estaciones ( $R: 0,52; p \leq 0,0001$ ). La prueba a posteriori sin la corrección de Bonferroni, indicó que la mayoría de las estaciones diferían entre sí en cuanto a su composición faunística ( $p \leq 0,05$ ), a excepción, por un lado, de E2 que no difirió de E1, E4 y E6 y por otro de E4 que tampoco difirió de E3 y E5.

Para cuantificar el aporte de los taxa a la diferenciación entre las estaciones se empleó un análisis SIMPER, también con base en el índice de Bray-Curtis. En tal sentido, la disimilitud entre los grupos (50%) vino dada por la contribución de los siguientes taxa, listados de

mayor a menor aporte: Leptohiphidae (10,26), Elmidae (9,49), Hidrobiidae (7,15), Chironomidae (3,85), Ceratopogonidae (2,38), Psephenidae (1,99), Hidropsychidae (1,79), Hydrophilidae (1,12) y Gomphidae (1,04). Los restantes taxa tuvieron contribuciones inferiores a 1,00.

**Tabla 3.** Valores de correlación entre las variables biológicas, fisicoquímicas y morfométricas y el primer (EJE 1) y segundo (CP2) componentes del Análisis de Correspondencia Canónica (CCA).

Variables	EJE 1	EJE 2
Temperatura (°C)	-0,76	0,01
pH	-0,31	-0,30
Concentración de OD (mg/L)	0,59	-0,16
% de Oxígeno Disuelto (%OD)	0,25	-0,38
Coliformes Totales (UFC/mL)	-0,77	0,47
Coliformes Fecales (UFC/mL)	-0,77	0,46
Índice de calidad del hábitat ribereño (EPA)	0,73	0,02
Pendiente (°)	0,80	-0,03
Profundidad (m)	0,19	-0,03
Velocidad (m/s)	-0,34	0,65
Ancho (m)	0,07	-0,33
Caudal (m <sup>3</sup> /s)	0,06	0,15
BMWP/Col	0,66	0,12

**Clasificación de los sitios evaluados en el gradiente según su calidad ambiental:** Las estaciones ubicadas a lo largo del gradiente longitudinal fueron clasificadas a través del cociente de calidad ambiental (CCA) derivado del índice BMWP/Col. Las categorías asignadas se muestran en la **Tabla 4**. Para el río Tirgüa y las estaciones evaluadas, el CCA muestra una tendencia hacia el desmejoramiento de este cuerpo de agua, que se evidencia notoriamente en las inmediaciones de los asentamientos urbanos y marcadamente aguas abajo de dichos asentamientos.



**Tabla 4.** Clasificación de las estaciones de muestreo del río Tirgüa según el Cociente de Calidad ambiental (CCA).

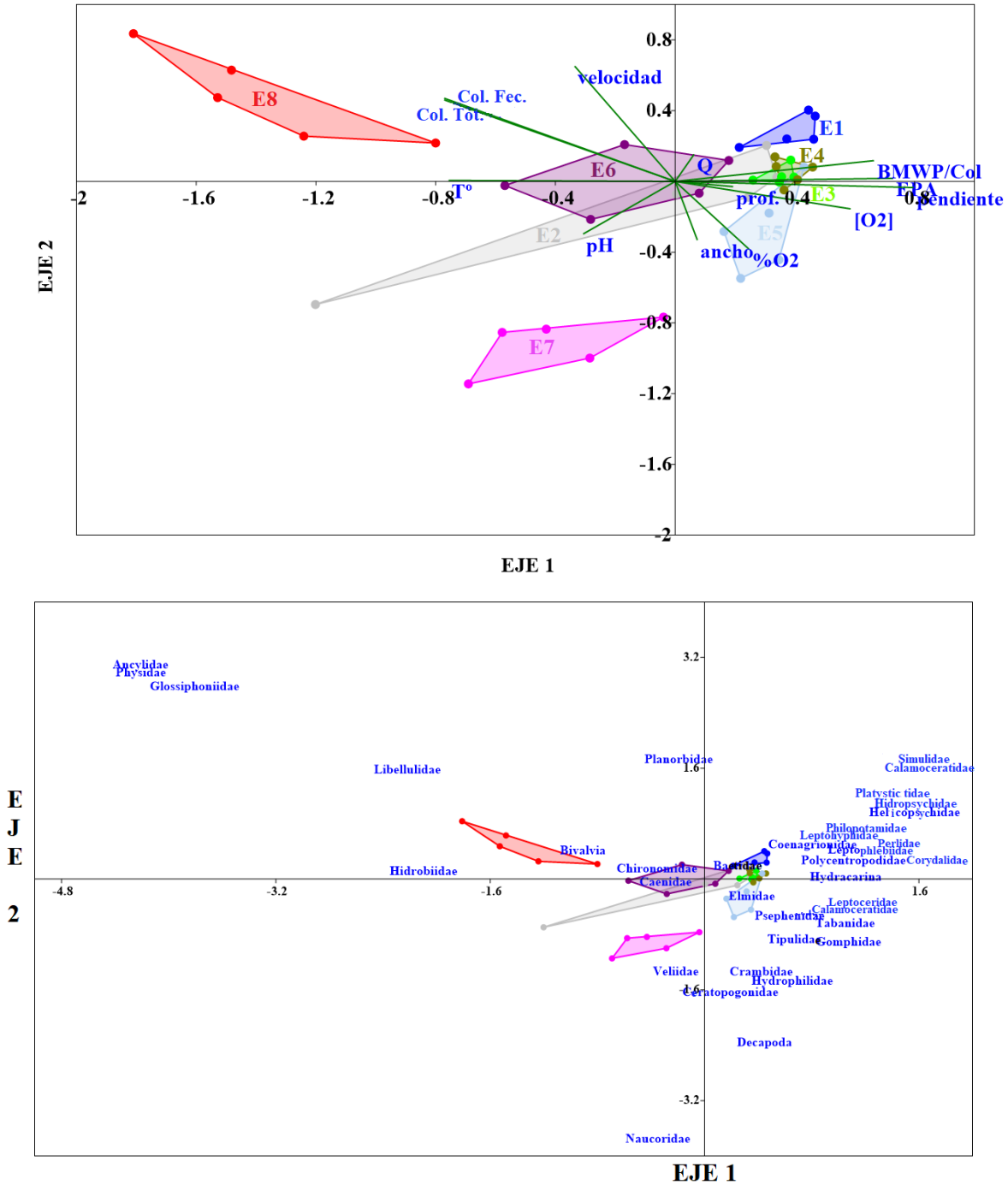
Estación	CCA	Intervención	Calidad	Coloración
E1	1.00	Mínima	ALTA	Azul
E2	0.68	Importante	MEDIA	Amarillo
E3	0.74	Importante	MEDIA	Amarillo
E4	0.90	Leve	BUENA	Verde
E5	0.69	Importante	MEDIA	Amarillo
E6	0.79	Importante	MEDIA	Amarillo
E7	0.62	Importante	MEDIA	Naranja
E8	0.51	Grave	ESCASA	Naranja

### Discusión

La planilla EPA propuesta por Barbour *et al.* (1999), modificada por Segnini *et al.* (2009) para ríos andinos venezolanos y utilizada en este estudio para la estimación de la calidad de hábitat ribereño, pese a su naturaleza subjetiva (Segnini & Chacón, 2005; Segnini *et al.*, 2009) resultó una herramienta útil para describir de manera general la condición de las riberas y el lecho, en las estaciones de muestreo. Los resultados tendieron a mostrar una correspondencia entre la calidad del hábitat ribereño, la composición de las comunidades de macroinvertebrados y la calidad biológica del agua estimada a través del BMWP/Col. y el cociente de Calidad Ambiental. Las estaciones

que mostraron mayores índices de calidad del hábitat ribereño fueron las que también evidenciaron la mejor calidad del agua. Resultados similares se encuentran en Segnini & Chacón (2005) en la cuenca del río Chama (Mérida), Leal (2009) para el río Cúpira (Carabobo) y Segnini *et al.* (2009) también en la cuenca del río Chama.

En las ocho estaciones muestreadas en el río Tirgüa, la clase Insecta dominó la comunidad de invertebrados. Resultado que apoya la tendencia encontrada en las investigaciones llevada a cabo en ríos neotropicales de Brasil (Copatti *et al.*, 2013), Colombia (López-Erao *et al.*, 2012; Forero-Céspedes *et al.*, 2013), Ecuador (Liñero-Arana, 2016), y en particular en ríos venezolanos (Graterol *et al.*, 2006; Segnini *et al.*, 2009; Echeverría & Marrero, 2012; Marrero *et al.*, 2012; Barrios & Rodríguez, 2013; Barrios-Gómez *et al.*, 2015). Aun cuando, a nivel de órdenes y familias, el predominio de uno u otro varía según la cuenca o el río y su ubicación geográfica, este estudio y los precedentes evidencian una disminución en la riqueza de la mayoría de las familias aguas abajo, al igual que un aumento en la abundancia de unas pocas.



**Figura 4.** A) Ordenamiento de las estaciones de muestreo (E) en el río Tirgüa, en conjunto con las variables ambientales que las describen, según el Análisis de Correspondencia Canónica. (Col. Tot.: Coliformes Totales; Col. Fec.: Coliformes Fecales; EPA: índice de calidad del hábitat ribereño). B) Contribución de los taxa al Ordenamiento de las estaciones.

En particular en este estudio se hizo evidente el dominio de Chironomidae, Hydrobiidae, Physidae y Glossiphonidae en los sitios localizados en la ciudad de San Carlos y por debajo de esta. En tanto que, Elmidae mantuvo una presencia constante y una alta abundancia a lo largo del gradiente, en todas las estaciones. Mientras que, familias como Leptohyphidae e Hidropsychidae mostraron mayores abundancias en los sitios aguas arriba de la ciudad. Estos resultados son similares a los estudios sobre calidad del agua basada en macroinvertebrados bentónicos realizados en ríos de Venezuela (Graterol *et al.*, 2006; Segnini *et al.*, 2009; Echeverría & Marrero, 2012; Barrios & Rodríguez, 2013; Barrios-Gómez *et al.*, 2015).

El río Tirgüa, aguas arriba de la Ciudad de San Carlos, discurre en su recorrido a través de un paisaje poco perturbado caracterizado por bosques ribereños o relictos de este, considerados en peligro crítico de desaparecer según Huber & Oliviera-Miranda (2010). Por lo cual, la comunidad de macroinvertebrados bioindicadora de una calidad óptima del agua en los análisis ambientales debería asociarse a este tipo de vegetación natural, en la zona.

Investigaciones como las de Segnini *et al.* (2009), Echeverría & Marrero (2012), Marrero *et al.* (2012), Copatti *et al.* (2013), Barrios & Rodríguez (2013) y Barrios-Gómez *et al.* (2015), que analizaron la calidad de las aguas corrientes mediante la combinación de parámetros ambientales y fisicoquímicos del agua en conjunto con la composición de las comunidades de macroinvertebrados y su valor aplicado como bioindicadores, han arrojado resultados consistentes en cuanto a que los tramos más afectados en su calidad, dado que fluyen a través de paisajes modificados por la acción del hombre como es el caso de los asentamientos urbanos, se caracterizan por presentar aguas con baja concentración de oxígeno, altas temperaturas, mayor concentración de coliformes totales y fecales,

mayor acumulación de vertidos orgánicos e inorgánicos y desechos sólidos, además de una comunidad de macroinvertebrados dominada por unos pocos taxa, por lo general dípteros de la familia Chironomidae, anélidos, gasterópodos, entre otros grupos tolerantes a la contaminación orgánica. En tanto que, los sitios ubicados aguas arriba, en paisaje prístinos o poco intervenidos y alejados de los asentamientos urbanos, por el contrario, se caracterizan por presentar aguas bien oxigenadas, transparentes, con menores valores de temperatura, en conjunto con una comunidad de macroinvertebrados más rica y diversa y dominada por insectos poco tolerantes a la contaminación, tal como se evidenció en este estudio.

El índice biótico BMWP/Col. (Roldán, 2003) parece reflejar lo anteriormente descrito, es por ello que, definitivamente es una herramienta útil para la evaluación rápida, por su potencial para diferenciar los sitios prístinos o poco intervenidos de los sitios perturbados o afectados por la intervención humana en cuanto a la modificación del uso de la tierra y el vertido de desechos sólidos y líquidos en los cursos de aguas, tal como lo evidenciaron para ríos neotropicales, por mencionar algunos: Segnini *et al.* (2009), Marrero *et al.* (2012), Liñero-Arana *et al.* (2016), Forero-Céspedes *et al.* (2013) y esta investigación.

De acuerdo con la anterior el río Tirgüa, está siendo sometido a perturbaciones causadas por el hombre, al transformar el paisaje natural en, por ejemplo, asentamientos urbanos y rurales, además de verter contaminantes sólidos y líquidos a sus aguas. Estas perturbaciones afectan a las comunidades de macroinvertebrados y otros organismos que en él habitan. Tal afectación conlleva a la degradación de la calidad del agua, que finalmente es un beneficio y servicio que el mismo hombre está perdiendo.



Bibliografía

- Abarca, H. (2007). El uso de macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. *Biocenosis*. 20(1-2): 95-104.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del agua en Andalucía*. 2: 203-213.
- Allan, D. & M. Castillo. (2007). *Stream Ecology: Structure and function of running waters*. Editorial Springer. Washington, United States.
- Alonso, A. & J. Camargo. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*. 14 (3): 87-99.
- Barbour, M., Guerritsen, J., Snider, B. & Y. Stribling. (1999). *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water, Washington D.C.
- Barrios, M. & D. Rodríguez-Olarte. (2013). Habitat fluvial e insectos indicadores del estado de conservación de la cuenca alta del río Turbio, en el Estado Lara Venezuela. *Bioagro*. 23(5):151-160.
- Barrios-Gómez, M., Rodríguez-Olarte, D. & E. García-Silva. (2015). Índice de integridad de los ecosistemas Fluviales con base a las comunidades de insectos acuáticos en el río Misoa de la cuenca del lago de Maracaibo, Venezuela. *Entomotropica*. 30(8):69-83.
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V. & B. Statzner. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51:495-523. DOI: [10.1146/annurev.ento.51.110104.151124](https://doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124)
- Bouchard, R.W., Jr. (2004). *Guide to aquatic macroinvertebrates of Upper Midwest*. Water Resources Center, University of Minnesota, St. Paul, MN. Descargada de: [https://www.researchgate.net/publication/285686442\\_Guide\\_to\\_aquatic\\_macroinvertebrates\\_of\\_the\\_upper\\_midwest\\_waters#fullTextFileContent](https://www.researchgate.net/publication/285686442_Guide_to_aquatic_macroinvertebrates_of_the_upper_midwest_waters#fullTextFileContent)
- Copatti, C.E., Ross, M., Copatti B. & L.F. Seibel. (2013). Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin. *Acta Sci. Biol. Sci.* 35(4):521-529. DOI: [10.4025/actascibiolsci.v35i4.18934](https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i4.18934)
- Domínguez, E., Molineri C., Pescador M.L., Hubbard M.D. & C. Nieto C. (2006). Ephemeroptera of South America. En: Adis, J., Arias, J.R., Rueda-Delgado G. & K.M. Wantzen (Eds.): *Aquatic Biodiversity of Latin America* (ABLA Series) Vol 2. Pensoft, Sofía-Moscow.
- Echeverría, G. & C. Marrero. (2012). Determinación del estado ecológico del río Guanare, estado Portuguesa, Venezuela, utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores. *Acta Biol. Venez.* 32(1):29-55.
- Forero-Céspedes, A.M., Reinoso-Flórez, G. & C. Gutiérrez. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*. 35(2):371-87. DOI: <https://doi.org/10.36436/24223484.301>
- Gamarra, Y., Restrepo, R., Cerón-Vivas, A., Villamizar, M., Arenas, R., Vega, C.I. & A.A. Ávila. (2017). Aplicación del protocolo CERA-S para determinar la calidad ecológica de la microcuenca Mamarramos (cuenca Cane-Iguaque), Santuario de Fauna y Flora Iguaque (Boyacá), Colombia. *Biota Colomb.* 18 (2):11-

29. DOI: *UNED*. 8(1): 69-75. DOI:  
<https://doi.org/10.21068/c2017.v18n02a02> <https://doi.org/10.22458/urj.v8i1.1225>
- González-Meléndez, V., Caicedo-Quintero, O. & N. Aguirre-Ramírez. (2013). Aplicación de los índices de calidad del agua NSF, DINIUS y BMWP e la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. *Gestión y Ambiente*. 16(1):97-108.
- Graterol, H., Goncalves, L., Medina, B. & B. Pérez (2006). Insectos acuáticos como indicadores de calidad del agua de río Guacara. *Faraute*. 1:57-67.
- Hammer, Q. & R. Harper. (2015). PAST: Paleontological statistic software package for education and data analysis. *Paleontol. Electron*. 4(1):9.
- Heckman, C. (2006). *Encyclopedia of South American aquatic Insects: Odonata – Anisoptera*. Editorial Springer. Hamburg, Germany.
- Heckman, C. (2008). *Encyclopedia of South American aquatic Insects: Odonata – Zygoptera*. Editorial Springer. Washington, United States.
- Huber, O. & M.A. Oliveira-Miranda (2010). Ambientes terrestres. Pp. 29-89. En: Rodríguez, J.P., Rojas Suárez, F. & D. Giraldo Hernández (eds.). *Libro Rojo de los Ecosistemas Terrestres de Venezuela*. Provita, Shell Venezuela, Lenovo (Venezuela). Caracas, Venezuela
- Leal, V. (2009). Evaluación de la calidad biológica del río La Cumaca (San Diego, Carabobo) en un gradiente longitudinal mediante la comunidad de macroinvertebrados bentónicos. Trabajo especial de Grado. Universidad de Carabobo. Venezuela.
- Liñero Arana, I., Balarezzo, V.H., Pacheco, H.E., Ramos, C.E., Muzo, R.G. & C.J. Calva. (2016). Calidad del agua de un río andino ecuatoriano a través del uso de macroinvertebrados Ildefonso. *Cuad. Inv.*
- López-Eraza, I.S, Gaspar, S. & M. Peláez-Rodríguez. (2012). Aplicación de índices bióticos para la evaluación de la calidad del agua de un río Andino Amazónico. *Momentos de Ciencia*. 9(2): 106-112.
- Marrero, C., J.M., Mendoza, D., Rodríguez-Olarte, G., Echevarría, H., Heredia & M. Jiménez. (2012). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de gestión de efluentes industriales sobre ambientes acuáticos *RIACRE Boletín*. 6(3): 1-5.
- Morrone, J.J. (2006). Biogeographic areas and transition zones of Latin America and the Caribbean Islands based on panbiogeographic and cladistic analyses of the entomofauna. *Annu. Rev. Entomol*. 51:467-494.
- Mugnai, R., Nessimian, J.L. & D.F. Baptista. (2010). *Manual de Identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio do Janeiro*. Technical Books Editora. Rio de Janeiro, Brasil.
- Murillo Torrentes, M.P., Caicedo Quintero, O., Hernández Ailano, E., Grajalas Vargas, H., Mesa V., J.A., Cortés, F.A., Vélez Macías, F.J. & N.J. Aguirre Ramírez. (2016). Aplicación de tres índices bióticos en el río San Juan, Andes, Colombia. *Mutis*. (2):59-73. DOI: <http://dx.doi.org/10.21789/22561498.1151>
- Paredes, F., Rumbo, L. & E. Guevara. (2006). Caracterización Histórica de las sequías extremas del río Tirgüa en el Estado Cojedes. *Rev. AGROLLANIA Cienc. Tecnol*. 3:101-114.
- Pérez, B. (2008). Determinación de un Sitio de Referencia para bioevaluación de la Calidad del Agua del Río Cabriales. Tomo I. Pp 52-57. Memorias del VI Congreso de Investigación: la Investigación del Siglo XXI Oportunidades y Retos, Universidad de Carabobo. Venezuela.

- Reece, P.F. & J.S. Richardson (2000). Biomonitoring with the Reference Condition Approach for the Detection of Aquatic Ecosystems at Risk. In: Darling, L.M. (Ed.). Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15-19 Feb 1999, Volume Two. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria, B.C. and University College of the Cariboo, Kamloops, B.C.
- Restrepo, R. (2013). Aplicación de índices fisicoquímicos y biológicos para la determinación de la calidad del agua del río frío. Seminario internacional "Calidad del agua: retos ante los riesgos ambientales". Cali, Colombia.
- Guerra Rojas, A., Aguirre Ramírez, N.J.B & O. Caicedo Quintero. (2011). Mapificación y análisis de la distribución espacial de organismos indicadores de la calidad del agua en la quebrada la Ayurá (Envigado, Antioquia) *Gestión y Ambiente*. 14(1):55-64.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Editorial Universidad de Antioquia.
- Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 40(155):254-274. DOI: <http://dx.doi.org/10.18257/raccefyn.335>
- Segnini, S. (2003). El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos*. 16(2):45-63.
- Segnini, S. & M.M. Chacón. (2005). Caracterización fisicoquímica del hábitat interno y ribereño de ríos andinos en la cordillera de Mérida, Venezuela. *Ecotrópicos* 18(1):38-61
- Segnini, S., Correa, I. & M. Chacón. (2009). Evaluación de la calidad del agua de ríos en los andes venezolanos usando el índice biótico BMWP. Tema 14. Pp. 217-254. In: Arrivillaga, J., El Souki, M. & B. Herrera. (Eds.). *Enfoques y temáticas en entomología*. XXI Congreso Venezolano de Entomología. Ediciones Astro Data S.A., Maracaibo.
- Springer, M. (2006). Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 54(1):273-286. DOI: <https://doi.org/10.15517/rbt.v54i1.26851>
- Springer, M. (2010). Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Rev. Biol. Trop.* 58(4):53-59.
- Thorp, J. & D. Rogers. (2010). *Field guide to freshwater invertebrates of North America*. Elsevier Inc.