

Estructura trófica a nivel de grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos y calidad biológica del agua en la parte media-baja del río Cardenillo, Veraguas

Trophic structure at the level of functional feeding groups of aquatic insect communities and water biological quality on the mid-low section of the Cardenillo River, Veraguas

Azael Cumbreira¹ y Viterbo Rodríguez²

¹Licenciado en Biología con orientación en Biología Marina y Limnología; Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales; kosme724@gmail.com

²Magister Scientiae en Biología con especialización en Entomología; Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales. Grupo de Investigación en Macroinvertebrados Dulceacuícolas de Panamá (GIMAD-PA); viterbor@gmail.com

Resumen: Con la finalidad de evaluar la estructura trófica a nivel de los grupos funcionales de alimentación y la calidad biológica del agua del río Cardenillo, se establecieron tres estaciones de muestreo en la parte media-baja del río, separadas por una distancia aproximada de dos kilómetros. En cada estación la unidad de esfuerzo de recolecta fue de una hora y las giras de campo se realizaron dos veces al mes durante el período de junio a noviembre de 2015. Para la recolecta de los especímenes se utilizó una red tipo D-Net (500 µm), y pinzas entomológicas. La asignación de los grupos funcionales de alimentación se realizó con la literatura especializada para taxones neotropicales. El grupo funcional de alimentación dominante fue el de los colectores-recolectores. La calidad biológica del agua según el índice BMWP'-Pan., corresponde a aguas de calidad buena y según el índice EPT corresponde a aguas buenas sin impacto.

Palabras clave: depredadores, colectores, filtradores, raspador, triturador.

Abstract: With the purpose of evaluating trophic structure at the level of functional feeding groups of aquatic insect communities and biological water quality in the Cardenillo River, a total of three sampling stations were established. At each sampling station, the sampling effort unit was consistent at one hour. Sampling campaigns were carried out from the months of June to November 2015. A "D" net (500 µm) was used to scan all habitats within the sampling stations. For the biological water quality analysis, the following indexes were employed: BMWP'-Pan adapted for Panama and EPT. The assignment of functional feeding groups (collectors-filters, collectors-gatherers, scrapers, predators and shredders) was done primarily according to the specialized literature on neotropical taxa. Collectors/gatherers dominated in abundance. The water quality with BMWP'-Pan, showed good, and according to the EPT index the waters are good with no apparent impact

Key words: Predators, collectors, gatherers, scrapers, shredders.

1. Introducción

Las relaciones tróficas son un elemento importante en la estructura de las comunidades de insectos acuáticos, porque son determinantes en todos los aspectos de la vida de dichos invertebrados, ejemplo: en sus ciclos de vida, en la elección de hábitat, en el comportamiento y en los procesos ecológicos, como la circulación de nutrientes (Yule, 1996). Existen dos clasificaciones principales que hacen énfasis en la alimentación de los insectos acuáticos, a saber: la basada en la función y comportamiento de alimentación (Cummins, 1973; Cummins, Merritt y Berg, 2008), los grupos funcionales de alimentación, que incluye, fragmentadores, recolectores, raspadores y depredadores, y la basada en el tipo de alimento ingerido, los gremios tróficos o grupos tróficos (Cummins, 1973), que pueden ser, detritívoros, herbívoros, y depredadores. Los grupos funcionales de alimentación se enfocan en función (raspador: raspar el sustrato) y los gremios en el alimento consumido (detrito o tejido vivo), sin importar la forma de consumo (Guzmán y Tamarís, 2014).

Allan y Castillo (2007) establecen que las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, presentes en los ecosistemas fluviales, representan un importante vínculo entre los recursos de materia orgánica, tales como la hojarasca, algas, detritus, entre otros aspectos y los consumidores de niveles superiores en la red trófica. Por lo tanto, se debe generar información que integre elementos de la estructura de las comunidades y la función de estos organismos en los ecosistemas fluviales. De esta manera, se podrán obtener modelos ecológicos que permitan hacer mejores generalizaciones conceptuales sobre la estructura y funcionamiento de estas corrientes tropicales (Tomanova, Goitia y Helesic, 2006).

El término calidad biológica del agua surge al analizar la capacidad de ecosistemas acuáticos para mantener comunidades biológicas. Este parámetro, puede estimarse al estudiar la composición, y estructura de las comunidades; a la vez existen métodos analíticos para determinar la calidad del agua, basados en parámetros que definen los diferentes usos que se le puede dar al agua. Las cualidades intrínsecas de estos métodos

físico-químicos, los hacen muy puntuales, aunque no se desestima su valor (Roldán, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

La evaluación de la calidad del agua se ha realizado tradicionalmente con base en normas físicas, químicas y/o bacteriológicas. Posteriormente, se introduce el concepto de indicadores o comunidad indicadora como un parámetro fundamental para evaluar la calidad biológica del agua (Roldán, 2003; Springer, 2010a). Esto se debe a que los estudios realizados con comunidades biológicas, como bioindicadoras, son una solución más económica e integral (Alonso y Camargo, 2005; Springer, 2010a), ya que estos indicadores biológicos muestran tendencias a través del tiempo; es decir, se pueden comparar condiciones pasadas y presentes (Springer, 2010a). La complicada situación actual de los ríos ha aumentado el interés general por determinar los factores que influyen en su dinámica, por lo que emplear distintas herramientas metodológicas permite realizar un diagnóstico general del estado de las cuencas y a la vez establecer juicios para el análisis de la calidad biológica del agua (Springer, 2010a).

El objetivo de este estudio consistió en evaluar la estructura trófica a nivel de grupos funcionales de alimentación de la comunidad de insectos acuáticos y determinar la calidad biológica del agua del río Cardenillo.

2. Materiales y métodos

2.1 Área de estudio

Este estudio se realizó entre junio y noviembre de 2015 en el río Cardenillo, ubicado en la vertiente pacífica de la provincia de Veraguas, Panamá ($8^{\circ}25'17'' - 8^{\circ}20'20''$ N y $80^{\circ}49'33'' - 80^{\circ}47'42''$ O). Para ello, se establecieron un total de tres estaciones de muestreo separadas por una distancia aproximada de dos kilómetros entre cada estación, asegurando así la mayor cantidad de hábitats en el tramo estudiado, para la comunidad de insectos acuáticos. Las estaciones se establecieron en la parte media-baja del río y fueron clasificadas como: Estación 1 con coordenadas $8^{\circ}21'28.55''$ N $-80^{\circ}49'8.20''$ O, ubicada a una

altitud de 147 m. s.n.m., Estación 2 con coordenadas 8°20'57.30" N -80°48'17.01" O y a una altitud de 124 m. s.n.m. y Estación 3 con coordenadas 8°20'20.41" N -80°47'46.25" O y una altitud de 108 m. s.n.m.

2.2 Método de recolección de muestras biológicas

Se realizaron 12 campañas de muestreo con dos recolecciones mensuales entre junio a noviembre de 2015. La recolecta de los organismos se realizó utilizando una red tipo D-Net de 500 µm de ojo de malla, con la cual se hicieron barridos en el fondo de corrientes y remansos, y en la vegetación ribereña. También se hicieron capturas directas utilizando pinzas entomológicas para obtener los insectos de los troncos caídos, piedras y ramas sumergidas. Las muestras fueron separadas *in situ* colocándolas en una bandeja blanca, para extraer con las pinzas los insectos acuáticos. Luego fueron colocados en frascos debidamente rotulados, los cuales contenían alcohol al 70 % y cuatro gotas de glicerina para mantener las estructuras de los insectos blandas y flexibles para una mejor manipulación e identificación (Roldán, 1988).

2.3 Tratamiento de muestras en laboratorio

Los insectos acuáticos fueron identificados hasta el nivel de género con la ayuda del estereoscopio (Marca Nikon, Modelo C-LEDS) y el uso de claves taxonómicas de Springer (2010b); Roldán (1988); Flowers y De la Rosa (2010); Domínguez y Fernández (2009); Posada y Roldán (2003) y Cummins *et al.*, (2008). Todo el material biológico identificado se encuentra en la colección de referencia del Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas de la Universidad de Panamá.

2.4 Clasificación en grupos funcionales de alimentación

Los insectos recolectados fueron asignados a grupos funcionales de alimentación de acuerdo con la literatura especializada para taxones neotropicales: Tomanova *et al.*, (2006); Baptista *et al.*, (2006); Domínguez y Fernández (2009); Chará-Serna, Chará, Zúñiga, Pedraza

y Giraldo (2010); Rodríguez-Barrios, Ospina-Tórres, y Turizo (2011) y Chará-Serna, Chará, Zúñiga, Pearson y Boyero (2012). A los especímenes que no se les conoce información para el Neotrópico, se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto por Cummins *et al.*, (2008) para Norteamérica. Los grupos funcionales de alimentación considerados en este estudio fueron: colectores, colectores-filtradores, colectores-recolectores, depredadores, raspadores y trituradores.

2.5 Análisis de la calidad biológica del agua

Índice EPT

El análisis EPT se realizó mediante la utilización de estos tres órdenes de insectos acuáticos (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera) que son indicadores de buena calidad de agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Para ello, se utilizaron dos métodos: el primero llamado EPT (%) se obtuvo dividiendo el número de individuos de estos órdenes presentes entre el número total de individuos recolectados; el valor obtenido se multiplicó por cien y el resultado se comparó en una tabla de calificaciones de calidad de agua (Carrera y Fierro, 2001); el segundo llamado EPT (taxa), se obtiene contando el número de taxa de estos órdenes presentes en la muestra. El valor obtenido se compara en un cuadro de calidad de agua (Klemm, Lewis, Fulk y La-Zorchak, 1990), Anexo 1.

Índice biótico BMWP (Biological Monitoring Working Party).

Para determinar la calidad del agua, se aplicó el índice BMWP validado y calibrado para Panamá (BMWP'/PAN.) por Cornejo *et al.*, (2017). Este índice se basa en la utilización de familias de insectos acuáticos asociadas con los cuerpos de agua; toma en consideración los valores de tolerancia asignados a cada familia. Es totalmente independiente de la cantidad de géneros o individuos recolectados por lo que es de fácil aplicación (Springer, 2010a). Este índice se obtiene al ordenar las familias de macroinvertebrados acuáticos en 10 grupos siguiendo un gradiente de menor a mayor tolerancia a la contaminación. A cada

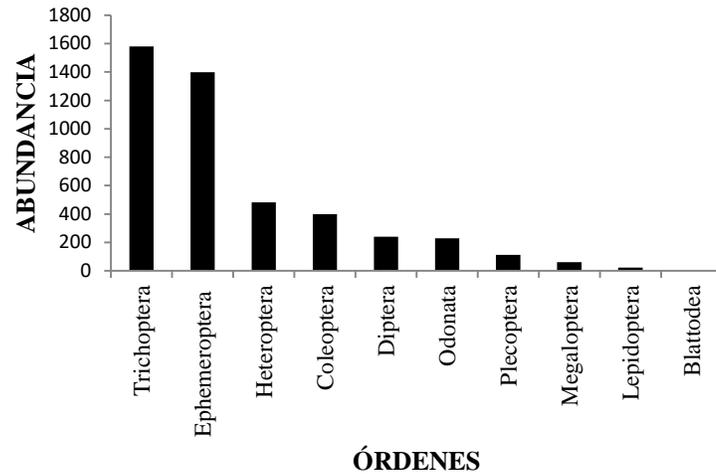
familia le corresponde una puntuación que oscila entre 10 y 1, siendo la calificación de 10 para las familias más intolerantes a la contaminación, mientras que las familias que presentan una calificación de 1 son las más tolerantes. La suma de las puntuaciones de todas las familias proporciona la puntuación total BMWP (Roldán, 2003), (Anexo 2 y 3). Los datos fueron analizados en el software Past 3.16 (Hammer, Harper y Ryan, 2001) para Windows. Se les aplicó la prueba de Kruskal-Wallis, el índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') y el índice de similitud de Jaccard (IJ).

3. Resultados

3.1 Estructura numérica y composición de la entomofauna acuática asociada al río Cardenillo

Durante las 12 campañas de muestreo en el río Cardenillo se recolectaron un total de 4 526 insectos acuáticos, distribuidos en 10 órdenes, 37 familias y 64 géneros de los cuales cinco no se pudieron determinar. En términos de abundancia, los órdenes se distribuyen de la siguiente manera: Trichoptera con 1 579 (34,9 %) individuos con ocho familias y 13 géneros; seguido por Ephemeroptera con 1 399 (30,9 %) individuos con cinco familias y 14 géneros; Heteroptera (Hemiptera) con 483 (10,7 %) individuos con ocho familias y 11 géneros; Coleoptera con 399 (8,8 %) individuos con cuatro familias y 10 géneros; Diptera con 239 (5,3 %) individuos con tres familias y tres géneros; Odonata con 229 (5,1 %) individuos con cinco familias y nueve géneros; y los órdenes con menor representación fueron: Plecoptera con 113 (2,5 %) individuos; Megaloptera con 60 (1,3 %) individuos; Lepidoptera con 22 (0,5 %) y Blattodea con 3 (0,1 %), estos tres últimos órdenes presentaron una familia y un género cada uno (figura 1).

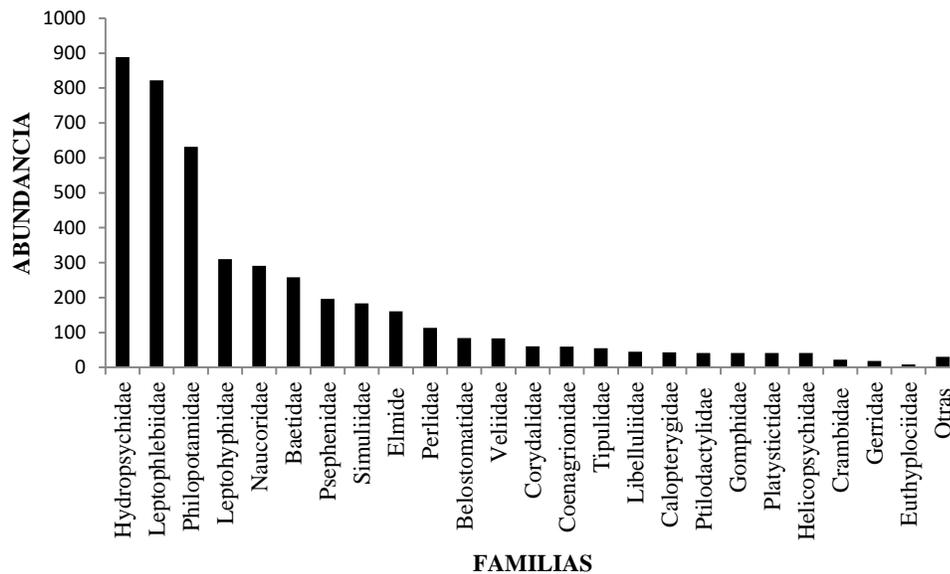
Figura 1. Abundancia de órdenes de insectos acuáticos en el tramo estudiado del río Cardenillo, Veraguas



Las familias más abundantes en el tramo estudiado fueron: Hydropsychidae (Trichoptera) con 889 (19,6 %) individuos; Leptophlebiidae (Ephemeroptera) con 822 (18,2 %); Philopotamidae (Trichoptera) con 632 (14 %); Leptohiphidae (Ephemeroptera) con 310 (6,8 %); Naucoridae (Heteroptera) con 291 (6,4 %); Baetidae (Ephemeroptera) con 258 (5,7 %), y Psephenidae (Coleoptera) con 196 (4,3 %) individuos (figura 2).

Las familias menos abundantes fueron: Blaberidae (Blattodea), Scirtidae (Coleoptera), Ceratopogonidae (Díptera), Caenidae (Ephemeroptera), Nepidae, Gelastocoridae, Notonectidae y Corixidae del orden Hemiptera (Heteroptera) y Glossosomatidae, Leptoceridae, Polycentropodidae, Calamoceratidae y Xiphocentronidae del orden Trichoptera, familias que representaron el 0,7 % de los insectos acuáticos recolectados en el tramo estudiado del río Cadernillo (figura 2, como otras).

Figura 2. Abundancia de familias de insectos acuáticos en el tramo estudiado del río Cadernillo, Veraguas.



En cuanto a la abundancia entre estaciones, la Estación 3 presentó 1 668 (36,8 %) individuos; seguida por la Estación 1 con 1 518 (33,5 %) y la Estación 2 con 1 340 (29,6 %). No se encontraron diferencias significativas en la abundancia entre las estaciones (Kruskal-Wallis, $p=0,981$). Con respecto a la riqueza de géneros, el mayor número de taxones se encontró en la Estación 2 con 52 géneros, seguido por la Estación 1 con 49 y la Estación 3, con un total de 46.

3.2 Clasificación en grupos funcionales alimenticios

De los 64 géneros determinados en el río Cardenillo, 38 (59,4 %) géneros pudieron ser clasificados en grupos funcionales de alimentación para el Neotrópico, a 21 (32,8 %) géneros se les asignó el grupo funcional de alimentación propuestos para climas templados de Norteamérica por carecer de información; a los 5 (7,8 %) géneros sin determinar les fue asignado el grupo funcional alimentación predominante en la familia. Al orden Blattodea (Blaberidae), género sin determinar, no se le pudo asignar un grupo funcional de alimentación por carecer de información especializada (Tabla 1).

En el tramo estudiado del río Cardenillo, el grupo funcional de alimentación, con mayor predominancia corresponde a los colectores-recolectores, con 15 géneros y 1 322

individuos que representan el 29,2 % del total de individuos, seguido por los colectores-filtradores con cinco géneros y 1 065 individuos que representan el 23,5 %; los depredadores con 26 géneros y 966 individuos que representan el 21,3 %; los trituradores con siete géneros y 694 individuos que representan el 15,3 %; los raspadores con cinco géneros y 353 individuos que representan el 7,8 % y por último, los colectores con cinco géneros y 126 individuos que representan el 2,8 % del total de individuos (figura 3). No se encontraron diferencias significativas de los grupos funcionales de alimentación entre las estaciones (Kruskal-Wallis, $p=0,834$).

El índice de Shannon-Weaver marcó un valor de diversidad promedio de ($H'=2,94$), lo que representa una diversidad alta ($H'<1,5$ = diversidad baja, $1,5<H'<2,7$ =diversidad media, $H'>2,7$ = diversidad alta). Con respecto a la diversidad por estación de muestreo todas mostraron una diversidad alta (Estación 1: $H'= 3.02$, Estación 2: $H'= 2.98$, y Estación 3: $H'= 2.82$).

El índice de similitud de Jaccard mostró un valor de similitud entre la Estaciones 1 y 2 de ($IJ= 0,712$), entre las Estaciones 1 y 3 mostró un valor de ($IJ= 0,667$), y entre las estaciones 2 y 3 se obtuvo un valor de similitud de ($IJ= 0,690$).

Tabla 1. Estructura comunitaria y clasificación en grupos funcionales alimenticios (GFAs) de los insectos acuáticos recolectados en el río Cardenillo, Veraguas

Orden	Familia	Género	GFA's	E1(%)	E2(%)	E3(%)	Total(%)
Blattodea	Blaberidae	Sin determinar	S,1,	1 (0,02)	2 (0,04)	0 (0,00)	3 (0,07)
		<i>Ordobrevia</i>	T ¹	1 (0,02)	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)
Coleoptera	Elmidae	<i>Cylloepus</i>	C-R ³	3 (0,07)	2 (0,04)	18 (0,40)	23 (0,51)
		<i>Hexanchorus</i>	C-R ⁷	5 (0,11)	4 (0,09)	0 (0,00)	9 (0,20)
		<i>Heterelmis</i>	C ^{1,2}	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)	1 (0,02)
		<i>Neocylloepus</i>	C-R ⁷	13 (0,29)	16 (0,35)	16 (0,35)	45 (0,99)
		<i>Macrelmis</i>	C ²	12 (0,27)	40 (0,88)	21 (0,46)	73 (1,61)
		<i>Phanocerus</i>	T ^{1,3}	1 (0,02)	4 (0,09)	4 (0,09)	9 (0,20)
		<i>Psephenus</i>	R ^{1,2}	115 (2,54)	51 (1,13)	30 (0,66)	196 (4,33)
		<i>Anchytarsus</i>	T ^{3,4}	18 (0,40)	21 (0,46)	2 (0,04)	41 (0,91)
		<i>Prionocyphon</i>	R ⁷	0 (0,00)	1 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)
		<i>Sin determinar</i>	D ^{1,2}	0 (0,00)	1 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)
Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i>	C-F ^{1,3,4}	105 (2,32)	16 (0,35)	62 (1,37)	183 (4,04)
		<i>Hexatoma</i>	D ^{1,2,3}	36 (0,80)	7 (0,15)	12 (0,27)	55 (1,22)
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Apobaetis</i>	C-R ⁷	3 (0,07)	3 (0,07)	1 (0,02)	7 (0,15)
		<i>Baetis</i>	C-R ⁷	12 (0,27)	19 (0,42)	24 (0,53)	55 (1,22)
		<i>Baetodes</i>	R ^{1,5}	19 (0,42)	34 (0,75)	31 (0,68)	84 (1,86)
		<i>Camelobaetidius</i>	R ^{1,5}	29 (0,64)	12 (0,27)	25 (0,55)	66 (1,46)
		<i>Mayobaetis</i>	C-R ⁷	14 (0,31)	3 (0,07)	8 (0,18)	25 (0,55)
		<i>Moribaetis</i>	C-R ⁷	0 (0,00)	17 (0,38)	1 (0,02)	18 (0,40)
		<i>Sin determinar</i>	C-R ⁷	3 (0,07)	0 (0,00)	0 (0,00)	3 (0,07)
		<i>Caenis</i>	C-R ⁷	1 (0,02)	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)
		<i>Euthyplocia</i>	C-R ⁷	1 (0,02)	7 (0,15)	0 (0,00)	8 (0,18)
		<i>Leptohyphes</i>	C-R ^{1,3,4}	57 (1,26)	81 (1,79)	163 (3,60)	301 (6,65)
		<i>Tricorythodes</i>	C-R ^{1,3,4}	0 (0,00)	9 (0,20)	0 (0,00)	9 (0,20)
		<i>Farrodes</i>	C ^{2,3}	0 (0,00)	5 (0,11)	0 (0,00)	5 (0,11)

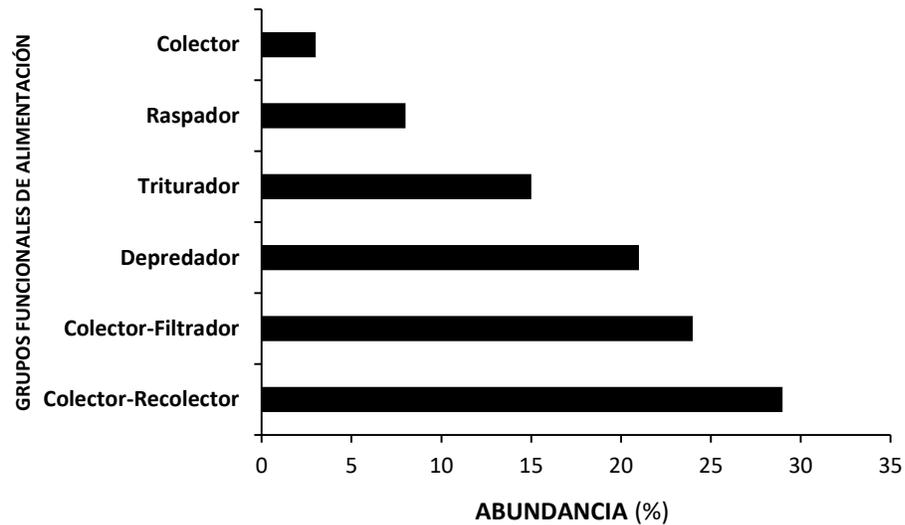
25 *Visión Antataura*, Vol.2, No.1, Junio - Noviembre (2018)

		<i>Thraulodes</i>	C-R ¹	276 (6,10)	207 (4,57)	313 (6,92)	796 (17,6)
		<i>Traverella</i>	C-R ⁵	2 (0,04)	7 (0,15)	12 (0,27)	21 (0,46)
Heteroptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	D ⁶	59 (1,30)	11 (0,24)	14 (0,31)	84 (1,86)
	Gelastocoridae	<i>Nerthra</i>	D ⁶	0 (0,00)	1 (0,02)	0 (0,00)	1 (0,02)
	Gerridae	<i>Sin determinar</i>	D ⁶	0 (0,00)	1 (0,02)	17 (0,38)	18 (0,40)
	Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	D ⁶	5 (0,11)	1 (0,02)	7 (0,15)	13 (0,29)
		<i>Cryphocricos</i>	D ⁶	85 (1,88)	52 (1,15)	99 (2,19)	236 (5,21)
		<i>Limnocoris</i>	D ^{2,4,6}	24 (0,53)	4 (0,09)	4 (0,09)	32 (0,71)
		<i>Pelocaris</i>	D ⁶	10 (0,22)	0 (0,00)	0 (0,00)	10 (0,22)
	Nepidae	<i>Ranatra</i>	D ⁶	0 (0,00)	1 (0,02)	3 (0,07)	4 (0,09)
	Notonectidae	<i>Martarega</i>	D ⁶	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)	1 (0,02)
	Corixidae	<i>Sigara</i>	D ⁶	0 (0,00)	1 (0,02)	0 (0,00)	1 (0,02)
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	D ^{4,6}	34 (0,75)	19 (0,42)	30 (0,66)	83 (1,83)
Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila</i>	D ⁷	7 (0,15)	12 (0,27)	3 (0,07)	22 (0,49)
Megaloptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	D ^{2,3,4}	26 (0,57)	21 (0,46)	13 (0,29)	60 (1,33)
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	D ²	6 (0,13)	7 (0,15)	30 (0,66)	43 (0,95)
	Coenagrionidae	<i>Arqia</i>	D ²	27 (0,60)	10 (0,22)	22 (0,49)	59 (1,30)
	Gomphidae	<i>Archaeogomphus</i>	D ⁷	1 (0,02)	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)
		<i>Epigomphus</i>	D ⁷	2 (0,04)	1 (0,02)	0 (0,00)	3 (0,07)
		<i>Perigomphus</i>	D ⁷	6 (0,13)	1 (0,02)	8 (0,18)	15 (0,33)
		<i>Phyllogomphoides</i>	D ⁷	2 (0,04)	1 (0,02)	6 (0,13)	9 (0,20)
		<i>Progomphus</i>	D ²	4 (0,09)	6 (0,13)	3 (0,07)	13 (0,29)
	Libellulidae	<i>Sin determinar</i>	D ²	33 (0,73)	6 (0,13)	6 (0,13)	45 (0,99)
Plecoptera	Platystictidae	<i>Palaemnema</i>	D ⁷	2 (0,04)	18 (0,40)	21 (0,46)	41 (0,91)
Trichoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	D ^{1,2,3,4}	15 (0,33)	57 (1,26)	41 (0,91)	113 (2,50)
	Calamoceratidae	<i>Phylloicus</i>	T ^{2,3}	0 (0,00)	0 (0,00)	2 (0,04)	2 (0,04)
	Glossosomatidae	<i>Protoptila</i>	R ⁷	4 (0,09)	1 (0,02)	1 (0,02)	6 (0,13)
	Hydropsychidae	<i>Calosopsyche</i>	C-F ⁷	7 (0,15)	13 (0,29)	0 (0,00)	20 (0,44)
		<i>Leptonema</i>	T ^{2,3,4}	80 (1,77)	103 (2,28)	56 (1,24)	239 (5,28)
		<i>Macronema</i>	C-F ⁷	0 (0,00)	0 (0,00)	1 (0,02)	1 (0,02)
		<i>Plectropsyche</i>	C-F ⁷	122 (2,70)	84 (1,86)	23 (0,51)	229 (5,06)
		<i>Smicridea</i>	T ²	107 (2,36)	142 (3,14)	151 (3,34)	400 (8,84)
	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	C ²	1 (0,02)	0 (0,00)	40 (0,88)	41 (0,91)
	Leptoceridae	<i>Atanatolica</i>	C ^{2,3}	3 (0,07)	0 (0,00)	0 (0,00)	3 (0,07)
		<i>Triplectides</i>	T ²	0 (0,00)	0 (0,00)	2 (0,04)	2 (0,04)
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	C-F ¹	118 (2,61)	195 (4,31)	319 (7,05)	632 (15,0)
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	D ²	1 (0,02)	1 (0,02)	1 (0,02)	3 (0,07)
	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron</i>	C-R ⁷	0 (0,00)	1 (0,02)	0 (0,00)	1 (0,02)
Total				1 518	1 340	1 668	4 526

Clasificados por: ¹ Tomanova *et al.*, 2006; ² Chará-Serna *et al.*, 2010; ³ Chará-Serna *et al.*, 2012; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011;

⁵ Baptista *et al.*, 2006; ⁶ Domínguez y Fernández, 2009; ⁷ Cummins *et al.*, 2008, Grupo Funcional alimenticio (GFA's): Colector-Recolector (C-R); Colector-Filtrador (C-F); Colector (C); Depredador (D); Triturador o fragmentador (T); Rapador (R).

Figura 3. Abundancia de los grupos funcionales de alimentación en el tramo estudiado del río Cardenillo, Veraguas



3.3 Análisis de la calidad biológica del agua del río Cardenillo

Índice EPT

Se obtuvo para el índice EPT (%) un promedio para el tramo estudiado de 68,4 %, lo cual indica que presenta una calidad biológica de agua buena. Con base en las estaciones, la Estación 1 presentó un EPT de 54,6 %; la Estación 2 con un valor de 74,7 % y la Estación 3 con un valor de 72,8 %. Esto significa que todas las estaciones también presentaron una calidad biológica de agua buena.

En el índice EPT (taxa) se obtuvo para el tramo estudiado del río Cardenillo, un promedio de 20,6, lo cual indica que las aguas se encuentran sin impacto. En cuanto a las estaciones, la Estación 1 y 2 presentaron un EPT (taxa) de 21, en la Estación 3 se obtuvo un valor de 20; lo que indica que todas las estaciones presentan aguas sin impacto alguno (tabla 2).

Índice BMWP-Pan

En el análisis del índice BMWP'-Pan de manera general se obtuvo un puntaje promedio de 113, lo cual indica que entra dentro del ámbito de puntaje 78-145, lo que demuestra que las aguas del río Cardenillo corresponden a aguas de calidad buena (no alteradas de manera sensible). Con base en las estaciones, se obtuvo un puntaje de 113 igual en las tres estaciones muestreadas, el cual también indica poseen aguas de calidad buena que no están alteradas de manera sensible (Tabla 2).

Tabla 2. Valores de los índices biológicos utilizados para evaluar la calidad del agua del río Cardenillo, Veraguas

Estaciones	Índices		
	BMWP'-Pan	EPT (%)	EPT (taxa)
E1	113	57,6	21
E2	113	74,7	21
E3	113	72,8	20
Media	113	68,4	20,6

4. Discusión

4.1 Estructura numérica y composición de la comunidad de insectos acuáticos en el tramo estudiado del Cardenillo

En este estudio el orden Trichoptera abarco el 34,9 % de abundancia, siendo el orden con la mayor cantidad de individuos. Estos resultados son similares a los obtenidos por García *et al.*, (2010) en la quebrada Sardineros, Colombia, en temporada de lluvias coincidiendo con el período de muestreo de este estudio, en donde Trichoptera representó el 37,4 % de abundancia relativa. De igual forma, Posada, Roldan y Ramírez, (2000) documentaron para la quebrada Piedras Gordas, Colombia, al orden Trichoptera (25 %) como el más abundante en cuanto al número de individuos. Sin embargo, Guinard, Ríos, y Bernal, (2013) y Rodríguez y Cárdenas (2017) registraron a este orden como el segundo más abundante dentro de sus estudios. En el tramo estudiado del río Cardenillo se registraron

ocho familias y 13 géneros de Trichoptera, lo que indica que está bien representado en comparación con otros estudios realizados por Rodríguez y Sánchez (2001) en el río Santa Clara con dos familias y dos géneros, y Lombardo y Rodríguez (2007) en el río Santa María, que registraron dos familias y tres géneros.

Bernal y Castillo (2012) registraron para el río Mula, provincia de Chiriquí, ocho familias y nueve géneros, de las cuales seis familias coincidieron con los resultados de este estudio. La familia dominante para el orden Trichoptera en el río Cardenillo corresponde a Hydropsychidae, ésta representa el 19,6 % del total, en la cual destacan los géneros *Leptonema* y *Smicridea*. Esto hace coincidir este estudio con el realizado por Bernal y Castillo (2012) en el río Mula y Rodríguez y Cárdenas (2017) en los ríos La Chorrera y Zaratí. Sin embargo, en estudios realizados por Arauz, Amores y Medianero (2000) y Pino y Bernal (2009), la familia más abundante y diversa fue Leptoceridae, la cual presentó el mayor número de géneros, en comparación con las otras familias.

El segundo orden con mayor cantidad de individuos fue el orden Ephemeroptera, al cual correspondió el 30,9 % de abundancia. Resultados similares fueron obtenidos por Bernal y Castillo (2012) en el río Mula, en donde Ephemeroptera aportó el 22,2 % de abundancia. Forero, Reinoso-Flórez y Gutiérrez (2013) en el río Opia, Colombia, en donde Ephemeroptera abarcó el 28,7 % del total y Santamaría y Bernal (2016) en el río Chiriquí Viejo informaron que este orden abarcó el 21,3 % del total de individuos. Leptophlebiidae con el 18,2 % y Leptohyphidae con 6,8 %, fueron las familias más representativas en este orden, con los géneros *Thraulodes* y *Leptohyphes*, respectivamente, como los más abundantes. Resultados similares fueron obtenidos por Rodríguez, Barrera y Delgado, (2000), Pino y Bernal (2009) y, Bernal y Castillo (2012), en los cuales dichas familias y géneros tuvieron una mejor representación dentro del orden. La abundancia de este orden refleja la gran cantidad de hábitats y el estado general de las aguas; éstos se encuentran principalmente sobre las piedras, hojarasca, troncos sumergidos en aguas rápidas, limpias y bien oxigenadas; fue escaso encontrarlos en remansos. Estas características los hacen característicos de los ambientes limnológicos y han sido considerados por muchos autores

como uno de los órdenes más sensibles a la contaminación del agua, junto con los Trichoptera y los Plecoptera, aunque algunos miembros soportan cierto grado de contaminación (Flowers y De la Rosa, 2010).

El tercer orden más abundante fue Hemiptera (Heteroptera) con 10,7 % de individuos. Estos resultados contrastan con los obtenidos por Wittgreen y Villanero (1998) en el río La Villa, Rodríguez y Mendoza (2003) en el río Agué, Bernal y Castillo (2012) en el río Mula y Guinard *et al.*, (2013) en el río Gariché, en los cuales el orden Hemíptera fue el más abundante de todos los órdenes informados.

El orden Coleoptera aportó el 8,8 % del total de individuos y la familia más representativa fue Psephenidae, con 4,3 %, encontrándose en todas las estaciones de muestreo, la familia con la mayor variedad de géneros fue Elmidae. Estos resultados concuerdan con los obtenidos por Rodríguez *et al.*, (2000) en la quebrada El Salto y Guinard *et al.*, (2013) en el río Gariché donde estos taxones fueron los más abundantes del orden.

El orden Diptera tuvo un 5,3 % de abundancia, en el cual fue notoria la presencia de la familia Simuliidae con el género *Simulium*, y Tipulidae encontradas en todas las áreas de muestreo. Emmen, Quirós y García, (2016) y Santamaría y Bernal (2016), documentaron la familia Simuliidae como la de mayor abundancia en los ríos Indio y Chiriquí Viejo respectivamente. En Contraste, Pino y Bernal (2009) en el río David, Sánchez, Cornejo, Boyero y Santos, (2010) en el río Capira y Forero *et al.*, (2013) en el río Opia, Colombia, y Tapia y Bernal (2014), documentaron que la familia más abundante de este orden en todas las estaciones de muestreo fue Chironomidae, sin embargo, esta no fue reportada en nuestro estudio, lo cual afianza la buena calidad biológica del agua, pues estos comúnmente habitan aguas contaminadas (Roldán, 1988; Medianero y Samaniego, 2004).

Con menos del 3,0 % se encontraron los órdenes Plecoptera con el 2,5 %, con la familia Perlidae y el género *Anacroneuria*; Megaloptera con 1,3 %, con la familia Corydalidae y el género *Corydalus*; Lepidoptera con 0,5 %, con la familia Crambidae y el género *Petrophila*. Resultados similares fueron obtenidos en la quebrada El Salto, en el río Agué y

en el río David, donde los autores obtuvieron estos tres órdenes con una familia cada uno (Rodríguez *et al.*, 2000; Rodríguez y Mendoza, 2003; Pino y Bernal, 2009).

En este estudio se registró el orden Blattodea con la familia “Blaberidae”, el cual ha sido observado por Rodríguez y Mendoza (2003) en el río Agué, Cambra y Santos (2014) en el río Pirre y Rodríguez y Cárdenas (2017) en el río Zaratí. Sin embargo, en estudios hechos por Rodríguez y Sánchez (2001); Lombardo y Rodríguez (2007) y Guinard *et al.*, (2013) no se ha documentado representantes de este orden. Según Ramírez y Gutiérrez-Fonseca (2014) algunos grupos como los Blattodea semiacuáticos siguen recibiendo poca atención y son poco estudiados.

4.2 Clasificación de los insectos acuáticos en grupos funcionales alimenticios

El grupo funcional alimenticio dominante en cuanto a abundancia, de forma general fueron los colectores-recolectores con el 29,2 %, seguido por los colectores-filtradores con 23,5 % y los depredadores con 21,3 % de abundancia. Estos resultados son similares a los obtenidos por Rodríguez-Barrios *et al.*, (2011) en el río Gaira, Colombia, en donde se encontró como grupo funcional alimenticio dominante a los colectores-recolectores, seguido por los colectores-filtradores y los depredadores. De igual modo en el mismo río Eyes-Escalante, Rodríguez-Barrios y Gutiérrez-Moreno (2012) encontraron como grupo funcional dominante a los colectores-recolectores. Sin embargo, estudios realizados por López, Gutiérrez y Mora, (2012) en la quebrada Santa Inés, Honduras y Rodríguez y Cárdenas (2017) en los ríos La Chorrera y Zaratí, encontraron como grupo funcional dominante, en cuanto a riqueza y abundancia, a los depredadores.

De los 64 géneros encontrados, a 21 (32,8 %) géneros no se les pudo asignar un grupo funcional de alimentación para el Neotrópico, razón por la cual se les asignó el grupo funcional de alimentación propuesto por Cummins *et al.*, (2008). A la familia Blaberidae, no se le asignó un grupo funcional de alimentación, por carecer de información en la literatura para este grupo en ambientes acuáticos, lo que destaca la importancia de los estudios sobre la ecología de estos organismos en ríos y quebradas tropicales.

Los insectos acuáticos son esenciales en las corrientes de agua para completar el ciclo de nutrientes porque consumen y transforman la materia orgánica. La mayoría de los insectos acuáticos no son consumidores obligados de determinados alimentos, ellos dependen de las fuentes de alimento disponibles. No obstante, la clasificación de los insectos en grupos de alimentación funcionales es una herramienta para entender el ciclo de nutrientes y las interacciones tróficas (Gallo, 2003).

4.3 Análisis de la calidad biológica del agua del río Cardenillo

Índice EPT

El valor del índice EPT (%) promedio del área estudiada fue de 68,4%, el cual indica que la calidad del agua es buena, Estos resultados son similares a los obtenidos por González, Ramírez, Meza y Dias, (2012) en la quebrada Olivares (Colombia) y Escobar y Ruíz (2015) en el río Sábalo, en Veraguas, en donde informan que la calidad biológica del agua de estos ríos es buena, con el 59,9 % y 60,6 %, respectivamente. Sin embargo, difieren con lo documentados por Meza, Rubio, Dias y Walteros (2012) en el río Chinchiná (Colombia), con 25,6 %, que indica una calidad biológica del agua regular y Rodríguez y Cárdenas (2017) en los ríos La Chorrera con 16,1 % y Zaratí con 22,5 %, siendo aguas de calidad mala. Según Vergara (2009) una proporción de EPT, mayor al 50 %, señala que los géneros que integran estos órdenes son indicadores de aguas limpias y sensibles a la tensión ambiental. La gran representación (68,4 %), de este grupo (EPT) en el tramo estudiado del río Cardenillo, refleja que la condición de este ecosistema acuático es adecuada para albergar una comunidad estable y que el ecosistema goza de buena salud y posee una buena calidad biológica de sus aguas.

El índice EPT (Taxa), cataloga a las aguas del tramo estudiado del río Cardenillo con un promedio de 20,6 como aguas sin impacto. Este resultado es relativamente alto y contrasta por el obtenido por Escobar y Ruíz (2015) en el río Sábalo, donde obtuvieron un promedio de (6,7). Álvarez y Pérez (2007) establecen que el índice EPT (Taxa) brinda

resultados más precisos ya que mide la presencia-ausencia de los taxones sensibles a la contaminación del agua.

Índice BMWP'-Pan.

Al aplicar el índice BMWP'-Pan. se determinó de manera general, que las aguas en el tramo estudiado del río Cardenillo, con un puntaje de 113, son de calidad biológica buena (no alteradas de manera sensibles). Resultados similares fueron obtenidos por Pino y Bernal (2009) en el río David, donde las aguas fueron catalogadas como aguas de calidad buena. Esto se ve reflejado en la captura de especímenes de algunas familias que son exigentes y viven en aguas rápidas y oxigenadas (Perlidae, Calamoceratidae, Psephenidae, Ptilodactylidae y Helicopsychidae). Estos grupos también son documentados por Roldán (2003) como los más sensibles a la contaminación.

En función de las estaciones, las Estaciones 1, 2 y 3 presentaron un puntaje igual de 113, siendo aguas de calidad buena. Esto sugiere que las estaciones presentan las características ecológicas apropiadas para albergar comunidades diversas. Este río, a pesar de estar rodeado por terrenos dedicados a la ganadería, tiene un bosque ribereño altamente conservado, el cual puede propiciar el ensamblaje de las comunidades y permitir su alta diversidad. Según Alba-Tercedor y Sánchez (1988) con el uso de los taxones como bioindicadores, se observa una tendencia natural en los ríos a perder la calidad biológica de sus aguas a medida que se avanza agua abajo, demostrada por el decrecimiento en la diversidad, en este estudio no ha sido el caso, sin embargo, hay que destacar que el índice BMWP' se basa en la presencia-ausencia de las familias y cuya interpretación debe hacerse con cautela, ya que, si se evitan las características ecológicas globales del sistema en estudio, puede inducir a conclusiones erradas (Guerrero, Manjarréz, y Núñez, 2003).

5. Conclusiones

- La entomofauna capturada en el tramo estudiado del río Cardenillo estuvo compuesta por 4 526 individuos, agrupados en 64 géneros, 37 familias y 10 órdenes, en el cual

los órdenes más abundantes fueron Trichoptera con 1 579 (34,9 %) individuos; seguido por el orden Ephemeroptera con 1 399 (30,9 %) individuos y Hemiptera (Heteroptera) con 483 (10,7 %) individuos.

- La gran cantidad de organismos recolectados pudo estar influenciado por el fenómeno de El niño que propició las condiciones de sequía en la región, permitiendo la proliferación de los organismos, ya que no es común encontrar grandes cantidades de insectos acuáticos en época de lluvias.
- El grupo funcional de alimentación dominante en este estudio fue el de los colectores-recolectores, lo que puede indicar la gran cantidad de materia orgánica que permite su ensamblaje, seguido por los colectores-filtradores y los depredadores.
- El uso de los índices biológicos basado en la composición taxonómica de la entomofauna acuática para determinar la calidad biológica del agua permiten evaluar de manera general cualquier alteración que se presente en los sistemas fluviales, siendo un método práctico y de bajo costo.

Referencias bibliográficas

- Alba-Tercedor, J. y Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell (1978). *Limnetica*. 4(5), 1-56.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Departamento de Biología Animal y Ecología, Universidad de Granada. *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería 2, 203-213. Recuperado de: https://www.researchgate.net/publication/237225203_Macroinvertebrados_acuaticos_y_calidad_de_las_aguas_de_los_rios.
- Allan, J. D. y Castillo, M. M. (2007). Detrital energy sources. En J. Allan Y M. M. Castillo (Eds.). *Stream ecology structure and function of running waters* (pp. 135–161). Netherlands: Springer Dordrecht.

- Alonso, A. y Camargo, J. A. (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.
- Álvarez, S. y Pérez, L. (2007). *Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré*. Honduras (Bachelor's thesis. Zamorano: Escuela Agrícola Panamericana-2012).
- Arauz, B.; Amores, R. y Medianero, E. (2000). Diversidad y distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del río Chico (Provincia de Chiriquí. República de Panamá). *Scientia* 15(1), 27-45.
- Baptista, D. F.; Buss, D. F.; Dias; L. G.; Nessimian, J. L.; Da Silva, E. R.; Neto, A. D. y Andrade, L. R. (2006). Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 42(2), 87-96.
- Bernal, J. y Castillo, H. M. (2012). Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del río Mula. Chiriquí. Panamá. *Tecnociencia*. 14(1), 35-52.
- Cambra, R. y Santos, A. (2014). Monitoreo de insectos acuáticos y calidad del agua en el río Pirre. Parque Nacional Darién. República de Panamá. *Tecnociencia*. 16(2), 65-76.
- Carrera, C. y Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Fundación EcoCiencia. Quito. Ecuador.
- Chará-Serna, A. M.; Chará, J. D.; Zúñiga, M.; Pedraza, G. X. y Giraldo, L. P. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *Scientiarum*. 15(1), 27-36.
- Chará-Serna, A. M.; Chará, J. D.; Zúñiga, M.; Pearson, R. G. y Boyero, L. (2012). Diets of leaf litter-associated invertebrates in three tropical streams. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 48(2), 139-144.
- Cornejo, A.; López-López. E.; Ruiz-Picos, R. A.; Sedeño-Díaz, J. E.; Armitage, B; Arefina, T.; Nieto, C; Tuñón, A.; Molinar, M; Ábrego, T.; Pérez, E.; Tuñón, A. R.; Magué, J.; Rodríguez, A.; Pineda, J.; Cubilla, J. y Ávila, I. M. (2017). *Diagnóstico de la*

contaminación en afluentes superficiales de Panamá. Panamá. Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud, Ministerio de Ambiente.

- Cummins, K. M. (1973). Trophic relations of aquatic insects. *Annu. Rev. Ent.* 18, 183-203.
- Cummins, K. W.; Merritt, R. W. y Berg, M. B. (2008). Ecology and Distribution of Aquatic Insects. p. 105-122. En Merritt, R. W.; Cummins, K. W. y Berg, M. B. (eds.). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Cuarta edición. Kendall/Hunt Publishing Company. Dubuque.
- Dominguez, E. y Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: sistemática y biología*. E. Domínguez y H. Fernández (eds) Tucumán: Fundación Miguel Lillo. Argentina.
- Emmen, D.; Quirós, D. y García, D. (2016). Diversidad de insectos acuáticos y calidad de agua de los ríos Indio y Gatún del alto Chagres. Cuenca del Canal. *Tecnociencia*. 18(1), 101-115.
- Escobar, A. y Ruiz, E. (2015). *Insectos acuáticos indicadores de la calidad biológica del agua del río Sábalo. Provincia de Veraguas*. República de Panamá. Tesis de licenciatura. Universidad de Panamá.
- Eyes-Escalante, M.; Rodríguez-Barríos, J. y Gutiérrez-Moreno, L. (2012). Descomposición de la hojarasca y su relación con los macroinvertebrados acuáticos del río Gaira (Santa Marta-Colombia). *Acta Biológica Colombiana*. 17(1), 77-91.
- Flowers, R. W. y De la Rosa, C. (2010). Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* 58(4), 63-93.
- Forero, A. M.; Reinoso-Flórez, G. y Gutiérrez, C. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. *Caldasia*. 35(2), 371-387.
- Gallo, E. (2003). The importance of stream invertebrates to riverine ecosystem function. *Ecology & Geomorphology of Streams: The Scott River Study*. Recuperado de: https://watershed.ucdavis.edu/education/classes/files/content/flogs/Erika_Gallo.pdf
- García, C. A.; Román-Valencia, C.; González, M. I. y Barrero, A. M. (2010). Composición y variación temporal de la comunidad de insectos acuáticos (Insecta) en la quebrada

- Sardineros. Afluente Río Verde. Alto Cauca. Colombia. *Revista de Investigaciones de la Universidad de Quindío*. 21, 21-28.
- González, S.; Ramírez, P.; Meza, A. y Dias, L. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua de quebradas abastecedoras del municipio de Manizales. *Boletín Científico del Museo de Historia Natural*. 16(2), 135-148.
- Guerrero, B.; Manjarréz, H. y Núñez, P. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira. Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana*. 8, 43-54.
- Guinard, D.; Ríos, T y Bernal, J. (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché. Provincia de Chiriquí. Panamá. *Gestión y Ambiente*. 16(2), 61-70.
- Guzmán-Soto, C. J. y Tamarís-Turizo, C. E. (2014). Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera. Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. *Rev. Biol. Trop.* 62 (2), 169-178.
- Hammer, O.; Harper, D. A. T. y Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software package for education and data analysis. *Paleontología electrónica* 4(1): 9 pp.
- Klemm, D. J.; Lewis, P. A.; Fulk, F. y La-Zorchak, J. M. (1990). *Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of Surface waters*. EPA/600/4-90/030. U S. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Cincinnati. Ohio.
- Lombardo, R. y Rodríguez, V. (2007). Entomofauna acuática asociada a la parte media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas. República de Panamá. *Tecnociencia*. 9(1), 89-100.
- López, L. I.; Gutiérrez, P. y Mora, J. M. (2012). Macrofauna Acuática de la Quebrada Santa Inés, Subcuenca del Río Yeguaré. Honduras. *Revista Ceiba*. 51(1), 17-28.
- Medianero, E. y Samaniego, M. (2004). Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú. Panamá. *Folia Entomológica Mexicana*. 43(3), 279-294.

- Meza, A.; Rubio, J.; Dias, L. y Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*. 34(2), 443-456.
- Pino, R. y Bernal, J. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David. Provincia de Chiriquí. República de Panamá. *Gestión y Ambiente*. 12(3), 73-84.
- Posada, J. A.; Roldán, G. y Ramírez, J. J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas. Antioquia. Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 48(1), 59-70.
- Posada, J. A. y Roldán, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el nor-occidente de Colombia/Illustrated key for the larvae of Trichoptera in the northwest of Colombia. *Caldasia*. 25(1), 169-192.
- Ramírez, A. y Gutiérrez-Fonseca, P. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Rev. Biol. Trop.* 62(2), 9-20.
- Rodríguez, V. y Mendoza, M. (2003). Entomofauna acuática asociada al río Agué, en el distrito de la Mesa. Veraguas. Panamá. *Tecnociencia*. 5(2), 109-118.
- Rodríguez, V. y Sánchez, N. (2001). Entomofauna acuática asociada al río Santa Clara en Veraguas. República de Panamá. *Tecnociencia*. 3(2), 109-119.
- Rodríguez, V. y Cárdenas, X. (2017). Estructura trófica de la entomofauna acuática y calidad del agua de los ríos Zaratí y La Chorrera. Provincia de Coclé. República de Panamá. *Tecnociencia*. 19(1), 33-59.
- Rodríguez, V.; Barrera, M. y Delgado, A. (2000). Insectos acuáticos de la Quebrada El Salto, en Las Palmas de Veraguas. Panamá. *Scientia*. 15(2), 33-44.
- Rodríguez-Barrios, J.; Ospina-Tórres, R. y Turizo-Correa, R. (2011). Grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados acuáticos en el río Gaira. Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 59(4), 1537-1552.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia. Fondo FEN. Medellín.

- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col*. Colombia, Medellín. Universidad de Antioquia.
- Sánchez, R.; Cornejo, A.; Boyero, L. y Santos, A. (2010). Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira, Panamá. *Revista Tecnociencia*. 12(2), 57-70.
- Santamaría, E. y Bernal, J. (2016). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua en la cuenca alta del río Chiriquí Viejo, provincia de Chiriquí. Panamá. *Tecnociencia*. 18(1), 5-25.
- Springer, M. (2010a). Capítulo 3: Biomonitorio acuático. *Rev. Biol. Trop.* 58(4), 53-59.
- Springer, M. (2010b). Capítulo 7: Trichoptera. *Rev. Biol. Trop.* 58(4), 151-198.
- Tapia, M. y Bernal, J. (2014). Diversidad y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua del río Chiriquí viejo, Chiriquí, Panamá. *Scientia*. 24(2), 93-106
- Tomanova, S.; Goitia, E. y Helešic, J. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia*. 556(1), 251-264.
- Vergara, D. (2009). *Entomofauna lótica bioindicadora de la calidad del agua*. Tesis de Maestría. Facultad de Minas. Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.
- Wittgreen, Z. y Villanero, S. (1998). *Inventario de Macroinvertebrados en el río La Villa. Península de Azuero*. Tesis de licenciatura. Escuela de Biología. Universidad de Panamá.
- Yule, C. M. (1996). Trophic relationships and food webs of the benthic invertebrate fauna of two aseasonal tropical streams on Bougainville Island, Papua New Guinea. *Journal of Tropical Ecology*. 12(4), 517.

Agradecimiento

Los autores desean agradecer a Juan A. Bernal Vega del Museo de Peces de Agua Dulce e Invertebrados (MUPADI) de la Universidad Autónoma de Chiriquí (UNACHI), y a tres revisores anónimos por sus atinados comentarios al manuscrito.

Anexos

Anexo 1. Tabla de clasificación de la calidad biológica del agua en base a los valores del índice EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).

Según Klemm <i>et al.</i> , (1990)		Según Carrera & Fierro (2001)	
Índice EPT (Taxa)	Calidad de Agua	Índice EPT (%)	Calidad del Agua
> 10	Sin impacto	75 - 100	Muy Buena
6 - 10	Levemente impactado	50 - 74	Buena
2 - 5	Moderadamente impactado	25 - 49	Regular
0 - 1	Severamente impactado	0 - 24	Mala

Fuente: Klemm *et al.*, (1990); Carrera y Fierro (2001)

Anexo 2. Clasificación de la Calidad del agua según el índice BMWP

VALORES BMWP-PAN	CATEGORÍA DE CALIDAD DE AGUA
> 150	Aguas de Calidad Excelente
78 - 149	Aguas de Calidad Buena (No alteradas de manera sensible)
59 - 77	Aguas de Calidad Regular (Contaminación Moderada)
39 - 58	Aguas de Calidad Mala. Contaminadas
20 - 38	Aguas de Calidad Mala. Muy contaminadas
< 20	Aguas de Calidad Muy Mala. Extremadamente contaminadas

Fuente: Cornejo *et al.*, 2017

Anexo 3. Tabla de puntuación de contaminación por familias del Índice BMWP-Pan

Familias	Puntuación
Calamoceratidae. Ochtheridae. Polythoridae	9
Ampullariidae. Blepharoceridae. Cosmopterygidae. Ecnomidae. Staphylinidae	8
Amphipoda. Calopterygidae. Heteragrionidae. Sphaeriidae. Corbiculidae. Hydrobiosidae. Hydroscaphidae. Xiphocentronidae. Mesoveliidae. Polycentropodidae. Sisyridae. Ptilodactylidae. Tabanidae.	7
Corydalidae. Perlidae. Hebridae. Collembola. Empididae. Philopotamidae. Simuliidae. Heptageniidae. Lepidostomatidae. Glossosomatidae. Platystictidae	6
Limnychidae. Scirtidae. Stratiomyidae. Gomphidae. Leptoceridae. Planariidae. Lymnaeidae. Hydrobiidae	5

Veliidae. Thiaridae. Hydrachnidia. Psephenidae. Odontoceridae. Helicopsychidae. Ancyliidae. Caenidae. Pseudothelphusidae. Palaemonidae.	4
Atyidae. Leptophlebiidae. Isopoda. Baetidae. Elmidae. Leptohiphidae. Coenagrionidae. Hydrophilidae. Naucoridae. Polychaeta. Neritidae. Planorbiidae. Physidae. Dytiscidae. Psychodidae. Crambidae. Belostomatidae	3
Hydropsychidae. Hydroptilidae. Libellulidae. Tipulidae. Chironomidae	2
Ceratopogonidae. Muscidae. Tubificidae. Syrphidae. Culicidae	1

Fuente: Cornejo *et al.*, 2017.