



ESTRUCTURA TRÓFICA DE LA ENTOMOFAUNA ACUÁTICA Y CALIDAD DEL AGUA DE LOS RÍOS ZARATÍ Y LA CHORRERA, PROVINCIA DE COCLÉ, REPÚBLICA DE PANAMÁ

Viterbo E. Rodríguez¹, Xavier Cárdenas

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales
e-mail: viterbor@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de terminar la calidad del agua y la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos, se establecieron tres estaciones de muestreo a una distancia de 40 km de trayecto a lo largo de los ríos Zaratí y La Chorrera. Las estaciones comprendieron distintos tramos ubicados en las partes alta, media y baja de los ríos. Por cada estación la unidad de esfuerzo de muestreo, fue de una hora y se invirtió el mismo esfuerzo de trabajo por río. El muestreo se realizó desde abril a septiembre de 2014 y se realizó con una red tipo “D” de 500 μm de ojo de malla, mediante arrastres en los hábitats más representativos. Para el análisis de la calidad biológica del agua se emplearon los siguientes índices: Shannon-Wiener y el índice EPT. La asignación de los grupos funcionales alimentarios de colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores se hizo primariamente de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales y para los que no se encontró información en la literatura para el Neotrópico se utilizó la asignación propuesta por Cummins, *et al.*, (2008) para Norte América. En el río La Chorrera en total se recolectaron 1434 individuos distribuidos en siete órdenes, 28 familias y 47 géneros, y en río Zaratí 1219 individuos distribuidos en nueve órdenes, 33 familias y 49 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, en ambos ríos fueron: Odonata, Hemiptera, y Trichoptera. Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia a nivel de río y a nivel de tramos en el río La Chorrera y el río Zaratí. La calidad biológica del agua para los ríos La Chorrera y Zaratí fue de moderadamente impactada. El índice biológico que determina mejor la calidad de las aguas es posiblemente el índice EPT (“Taxa”).

PALABRAS CLAVES

Grupos funcionales alimentarios, colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores.

TROPHIC STRUCTURE COMMUNITIES OF AQUATIC INSECT AND THE WATER QUALITY IN THE RIVERS ZARATÍ AND LA CHORRERA, ROVINCE DE COCLÉ, REPÚBLIC OF PANAMÁ

ABSTRACT

With the aim to determine the water quality and trophic structure of aquatic insect communities in the rivers Zaratí and La Chorrera, a total of three sampling stations were established. Stations were set in a 40 Km transect ensuring the highest amount of habitats for aquatic insects. Stations consisted of different sections ranging from the high, median and lower parts of these rivers. At each sampling station, the sampling effort unit was consistent at one hour. Sampling campaigns were carried out during the month of April to August, 2014. 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: Shannon-Weaver and EPT. The assignment of trophic functional groups (collectors-filters, collectors-gatherers, scrapers, predators and Shredders) was done primarily according to the specialized literature on neotropical taxa. For those neotropical taxa with no reference elsewhere, the proposed assignment by Cummins, *et al.*, (2008) was applied. At the Chorrera river, 1434 individuals were collected; these were distributed in seven orders, 28 families and 47 genera. In the Zaratí river, nine orders, 33 families and 49 genera were found among the 1219 collected individuals. The most abundant orders were: Odonata, Hemiptera and Trichoptera. Predators dominated both in abundance and richness at the river assemblage level and transect level in both the Zaratí and La Chorrera rivers. The water quality showed moderate impact. According to our results the best biological index was the EPT (“Taxa”).

KEYWORDS

Functional feeding groups, collectors-filters, collectors-gatherers, scrapers, predators and Shredders.

INTRODUCCIÓN

La inmensa diversidad biológica de los ecosistemas acuáticos imposibilita tener un conocimiento completo sobre la estructura de sus comunidades (Jackson & Sweeney 1995). La mayoría de los estudios sobre la biota de los ríos en Panamá, específicamente la entomofauna, inicialmente versaron sobre la determinación de grupos taxonómicos existentes (Rodríguez & Bonilla, 1999; Rodríguez *et al.*, 2000; Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & León, 2003; Rodríguez & Mendoza, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007); y posteriormente se enfocaron en el uso de la entomofauna como una herramienta para el diagnóstico de la calidad biológica del agua (Lombardo & Rodríguez, 2008; Pino & Bernal, 2009; Rodríguez *et al.*, 2009; Águila & García, 2011). Estos estudios no tomaron en consideración el papel trófico y otros aspectos ecológicos y funcionales de este grupo, necesarios para un conocimiento completo sobre la estructura de sus comunidades (Jackson & Sweeney, 1995; Greathouse & Pringle 2006).

En la actualidad se recomienda el uso de macroinvertebrados acuáticos en evaluaciones de calidad biológica del agua (Roldán, 1988, 1999, 2003), ya que dentro de los grupos faunísticos son los mejores bioindicadores de la calidad del agua (Alonso & Camargo, 2005; Fenoglio *et al.*, 2002). De allí, que el término calidad biológica, surge al analizar la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos (Alba-Tercedor, 1996). A la vez, existen métodos analíticos para determinar la calidad del agua, basados en parámetros que definen los diferentes usos que se le pueden dar al agua. Las cualidades intrínsecas de estos métodos, les hacen muy puntuales, aunque no se desestima su valor (Roldán, 1988; Alba-Tercedor, 1996).

En comparación con los estudios analíticos, el estudio biológico simplifica en gran medida el trabajo de campo y laboratorio, a la vez que, proporcionan datos confiables mediante la utilización de índices de diversidad y métodos aplicados a través de la identificación y cuantificación de los macroinvertebrados capturados (Vásquez *et al.*, 2006). En la actualidad se ha comprobado que los índices más prácticos, por su facilidad de obtención, son aquellos en los que solo

son necesarios datos cualitativos como: la presencia o ausencia de determinado bioindicador y una identificación taxonómica hasta el nivel de familia (Leiva, 2004). Igualmente, un muestreo exhaustivo puede garantizar la recolecta de los taxa presentes en el sitio de estudio (Alba-Tercedor, 1996) y dar mayor confiabilidad al índice empleado.

Estos índices bióticos en general, suelen ser específicos para un tipo de alteración o contaminación, y se basan en el concepto de organismo indicador. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación cualquiera. Para ello, a los grupos de macroinvertebrados de una muestra se les asigna un valor numérico en función del índice utilizado (Alonso & Camargo, 2005). Con el uso de macroinvertebrados acuáticos como organismos bioindicadores, será posible la vigilancia periódica de los recursos hídricos, con menos gastos económicos, y distribuyendo los recursos de forma eficaz (Alba-Tercedor, 1996). Esto debido a que el cambio climático está afectando el comportamiento y la estructura de las comunidades de algunos grupos de organismos bioindicadores, específicamente Ephemeroptera, ya que un pequeño cambio de tres grados en la temperatura, influye negativamente sobre el régimen adecuado de puesta de huevos con éxito; el cambio de la temperatura produciría cambios en la estructura, función ecológica y pérdida de la diversidad de macroinvertebrados (Barber *et al.*, 2008).

Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, presentes en los ecosistemas, representan un importante vínculo entre la materia orgánica, como recurso, y los consumidores de niveles superiores en la trama trófica. Los cambios en la proporción o abundancia de los llamados grupos funcionales alimentarios (GFA) de macroinvertebrados acuáticos a lo largo del río, se intentan explicar a través de la oferta de alimento y los hábitos para la obtención de este recurso por cada GFA (Allan & Castillo, en Rodríguez- Barrios, 2011). La ecología trófica de la entomofauna acuática ha sido ampliamente trabajada en zonas templadas, porque es un elemento importante en la estructura de las comunidades (Cummins *et al.*, 2008). Este método de asignación de especies a grupos funcionales alimentarios, está basado en la asociación entre los mecanismos morfológicos, de comportamiento y el tipo de alimento ingerido, lo cual permite agrupar

a los organismos acuáticos en las categorías de colectores (filtradores y recolectores), trituradores o trituradores, raspadores, y depredadores (Cummins *et al.*, 2008). Sin embargo, existen pocos estudios ecológicos sobre insectos acuáticos en los ecosistemas neotropicales, y por lo general, estos estudios determinan los grupos funcionales alimentarios de los taxa basándose en clasificaciones desarrolladas para zonas templadas, como la de Cummins *et al.*, (2008). Se ha comprobado que esta aproximación puede ser inexacta, puesto que los taxa clasificados en un grupo funcional trófico determinado en ecosistemas templados, no necesariamente presentan los mismos hábitos dietarios en el trópico (Gil *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez *et al.*, 2014).

Se debe generar información que integre elementos de la estructura trófica de las comunidades de insectos acuáticos y la función de estos organismos en los ecosistemas fluviales, para obtener modelos ecológicos que permitan hacer mejores generalizaciones sobre la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos tropicales (Tomanova *et al.*, 2006). Este trabajo pretende evaluar y determinar la diversidad y abundancia de los grupos funcionales alimentarios de la entomofauna acuática en los ríos Zaratí y La Chorrera, provincia de Coclé.

MATERIALES Y MÉTODOS

Toma de muestras de insectos acuáticos.

Se establecieron tres estaciones de muestreo a una distancia de 40 km de trayecto a lo largo de los ríos Zaratí y La Chorrera, asegurando la mayor cantidad de hábitats posibles para la comunidad de insectos acuáticos. Las estaciones en el río Zaratí comprendieron distintos tramos, el tramo alto localizado entre los 8°38'10.8" N 80°12'29.5" O a 289 msnm; el tramo medio localizado entre los 8°37'10.5" N 80°14.3'3.6" O a 252 msnm; y el tramo bajo localizado entre los 8°33'37.8" N 80°19'15.8" O a 123 msnm. En el río La Chorrera el tramo alto se localizó entre los 8°31'6.7" N 80°17'33.9" O a 99.6 msnm; el tramo medio entre los 8°30'45.3" N 80°17'59.6" O a 63 msnm y el tramo bajo entre los 8°30'15" N 80°18'10.8" O a 56

msnm. Los tramos seleccionados en los ríos presentaron variabilidad de sustratos, entre los que se encuentran arcilla, grava, grandes piedras y arena, constituyendo diferentes microhábitats. Por cada estación de muestreo la unidad de esfuerzo fue de una hora y se invirtió el mismo esfuerzo de trabajo en cada estación. El muestreo se realizó desde abril a agosto de 2014 y se realizó con una red tipo “D” de 500 µm de ojo de malla, mediante arrastres en los hábitats más representativos. Para el tratamiento de las muestras se utilizó el procedimiento utilizado por Cornejo (2014), que consiste en la separación de los organismos en el campo, colocando las muestras en una bandeja blanca, para posteriormente con el uso de pinzas, retirar todos los insectos acuáticos, para ser colocados en frascos plásticos con alcohol al 70%.. Finalmente, trasladamos las muestras al Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas, para su identificación.

Trabajo de laboratorio.

Las muestras fueron revisadas al estereoscopio y cuando fue necesario se realizaron montajes para observación al microscopio. El material biológico se determinó hasta el nivel taxonómico de género, con el uso de claves taxonómicas publicadas por Roldán (1988, 2003); Novelo-Gutiérrez (1997a, 1997b); Mc Cafferty (1998); Springer, (2006, 2010); Cummins *et al.*, (2008); Waltz & Burian (2008); Flowers & De la Rosa (2010) y Ramírez (2010). Todo el material identificado reposa en la colección de referencia del Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas.

Asignación de los grupos funcionales alimentarios

Los grupos funcionales alimentarios considerados en este trabajo fueron: colectores-filtradores, colectores-recolectores, raspadores, depredadores y trituradores o fragmentadores y la asignación se realizó primariamente de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006, Fenoglio *et al.*, 2008, Chara-Serna *et al.*, 2010), con la consulta a expertos y por último con la asignación propuesta por Cummins *et al.*, (2008) para Norte América.

Para el análisis de la calidad biológica del agua se emplearon los siguientes índices:

El índice EPT

El análisis EPT se realizó mediante la utilización de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera que son indicadores de buena calidad del agua debido a su alta sensibilidad a la contaminación. Para tal efecto se utilizaron dos métodos: el primero, se obtuvo contando el número de taxa (“EPT” taxa), de estos órdenes presentes en la muestra. El valor obtenido se comparó en un cuadro de calidad de agua (Cuadro 1); y el segundo, se calculó dividiendo el número de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecoptera (“EPT” %), presentes en la muestra entre el número total de individuos recolectados; el valor obtenido se multiplica por cien y el resultado se llevó a un cuadro de calificaciones de calidad de agua (Cuadro 1).

Cuadro 1 Clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera)

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

Fuente: Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007); Carrera-Reyes & Fierro- Peralbo (2001)

El índice de diversidad de Shannon-Wiener

Se expresa con un número positivo y en la mayoría de los casos varía entre 1 y 5; donde los valores más cercanos a 5 representan a una comunidad más diversa y una mejor calidad biológica del agua. Se calcula con la siguiente fórmula: $H' = -\sum (n_i/n) \ln (n_i/n)$ y el resultado se comparó en un cuadro de calificaciones de calidad de agua (Cuadro 2).

Cuadro 2 Clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') según Wilhm y Dorris (1968) y Staub et al. (1970)

Esquema de Wilhm & Dorris, (1968)		Esquema de Staub <i>et al.</i> , (1970)	
H'	Calidad del agua	H'	Calidad del agua
> 3	Agua limpia	3.0-4.5	Contaminación débil
1-3	Contaminación moderada	2.0-3.0	Contaminación ligera
< 1	Contaminación severa	1.0-2.0	Contaminación moderada
		0.0-1.0	Contaminación severa

Fuente: Segnini, 2003

RESULTADOS

Estructura numérica de la entomofauna asociada a los ríos La Chorrera y Zaratí.

En el río La Chorrera en total se recolectaron 1.434 individuos distribuidos en siete órdenes, 28 familias y 47 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, fueron: Odonata con el 44,2 % (626 individuos) del total de los insectos recolectados, se encontraron siete familias y 14 géneros, en donde el género *Argia* (Coenagrionidae) fue el más abundante con el 26,43 % (379 individuos); el orden Hemiptera con el 29,2 % del total recolectado con ocho familias y 16 géneros; el orden Trichoptera con el 10,7 %, con dos familias y tres géneros; Coleoptera con el 5,1 %, con cinco familias y seis géneros; Plecoptera con el 4,9 %, una familia y un género; Ephemeroptera con el 3,0 % con tres familias y cinco géneros y por último, Megaloptera con una familia y un género. (Fig. 1 y Cuadro 3). En el río La Chorrera no se encontraron los órdenes Blattaria, Diptera, y Lepidoptera, los cuales estuvieron presentes en el río Zaratí.

En el río Zaratí en total se recolectaron 1.219 individuos distribuidos en nueve órdenes, 33 familias y 49 géneros. Los órdenes más abundantes, en cuanto al número de individuos, fueron: Odonata con 36,66 % (447 individuos) del total de los insectos recolectados, se encontraron ocho familias y 14 géneros, en donde el género *Argia* (Coenagrionidae) fue el más abundante con el 12,3 % (150

individuos); seguido en abundancia por los órdenes Hemiptera con el 29,7 % (370 individuos) del total recolectado, con cinco familias y 13 géneros; Trichoptera con el 13.3%, con tres familias y cuatro géneros; Plecoptera con el 7,0 %, con una familia y un género; Ephemeroptera con el 4.8 %, con cinco familias y seis géneros; Coleoptera 4,3 %, con seis familias y seis géneros; Megaloptera con el 2,7 %, con una familia y un género; Diptera con el 1,0 %, con una familia y dos géneros y por último los órdenes Lepidoptera y Blattaria, con el 0,41 % y 0,25 % respectivamente, ambos con una familia y un género (Fig. 1).

Asignación de los grupos funcionales alimentarios.

La identificación taxonómica y la asignación de los grupos funcionales alimentarios de los insectos recolectados en el río la Chorrera, se presenta en el Cuadro 3. Para los individuos que no fue posible identificar al nivel de generico (Staphylinidae) se reporta el grupo funcional alimenticio predominante en la familia. De los 46 géneros, 22 (47,8 %) fueron clasificados en grupos funcionales alimentarios de acuerdo con la literatura especializada para taxones neotropicales (Fenoglio *et al.*, 2002; Tomanova *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chara-Serna *et al.* 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011) y los 24 (52,2 %) géneros restantes, por carecer de información para el Neotrópico se les asignó el grupo funcional alimenticio propuesto por Cummins *et al.*, (2008).

A escala de río, en el río La Chorrera, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia con 35 géneros y 1.209 individuos ($H^{\prime}=2,74$), lo que representa el 84,31 % de los individuos; seguidos por los colectores-filtradores con tres géneros y 153 individuos ($H^{\prime}=0,88$), lo que representa el 10,7 % de los individuos, los raspadores; presentaron tres géneros y 22 individuos ($H^{\prime}=1,10$), para un 1,53 % de los individuos y los trituradores con tres géneros y 21 individuos ($H^{\prime}=0,95$), para un 1,46 % de los individuos. El grupo de los colectores-recolectores estuvo representado por dos géneros y 29 individuos, para un 2,0 % (Fig. 2 y Cuadro 3).

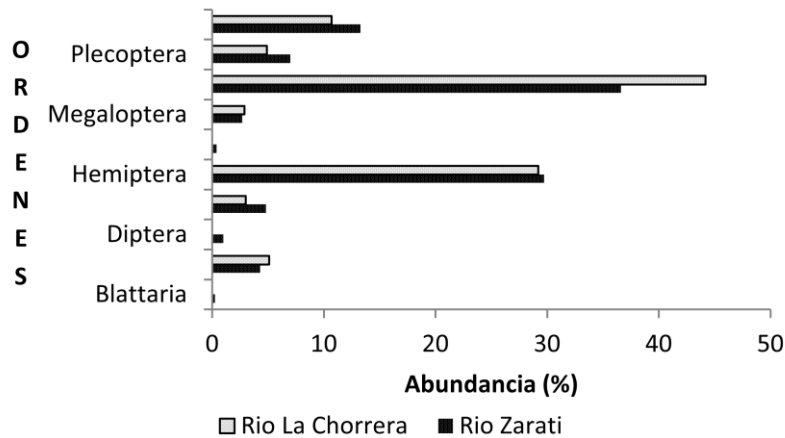


Fig. 1 Abundancia relativa de órdenes de insectos en los ríos La Chorrera y Zaratí

En los tramos alto (99,6 m.s.n.m.), medio (63 m.s.n.m.) y bajo (56 m.s.n.m.) no se encontraron diferencias significativas en cuanto al número total de individuos recolectados (Kruskal-Wallis, $p=0,53$). Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, con 32 géneros y 466 individuos ($H'=2,87$), el tramo medio con 28 géneros y 356 individuos ($H'=2,48$) y el tramo bajo con 28 géneros y 387 individuos ($H'=2,33$), lo que representa el 87,8 %, 79,1 % y el 85,4 % de los individuos respectivamente (Cuadro 3).

La identificación taxonómica y la asignación de los grupos funcionales alimentarios de los insectos recolectados en el río Zaratí, se presenta en la Cuadro 4. Para los individuos, que no fue posible identificar a nivel de género (Libellulidae y Staphylinidae) se reporta el grupo funcional alimenticio predominante en la familia. Para la familia Blaberidae (Blattaria), no se encontró información. De los 46 géneros, 35 (76 %) fueron clasificados en grupos funcionales alimentarios de acuerdo a la literatura especializada para taxones neotropicales (Tomanova *et al.*, 2006; Fenoglio *et al.*, 2008; Reynaga, 2009; Chara-Serna *et al.*, 2010; Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; Rodríguez-Barrios, 2011) y 11 (24 %)

géneros, por carecer de información para el Neotrópico se les asignó el grupo funcional alimenticio propuesto por Cummins *et al.*, (2008). A la familia Blaberidae, no se le asignó un grupo funcional alimenticio, por carecer de información en la literatura para este grupo en ambientes acuáticos.

A escala de río, en el río Zaratí, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia con 32 géneros y 946 individuos ($H' = 2,89$), lo que representa el 77,6 % de los individuos; seguidos por los colectores-filtradores con cuatro géneros y 179 individuos ($H' = 1,38$), lo que representa el 14,7 % de los individuos, los colectores-recolectores presentaron cuatro géneros y 34 individuos, lo que representa el 3 % de los individuos ($H' = 0,77$), los trituradores presentaron cinco géneros y 25 individuos ($H' = 1,34$), para un 2 % de los individuos, y por último los raspadores con tres géneros y 32 individuos ($H' = 1,20$), lo que representa el 2,6 % de los individuos recolectados (Fig. 2 y Cuadro 4). En los tramos alto (289 m.s.n.m.), medio (252 m.s.n.m.) y bajo (123 m.s.n.m.) del río Zaratí, no se encontraron diferencias significativas en cuanto al número total de individuos recolectados (Kruskal-Wallis, $p = 0,53$). Los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, con 27 géneros y 330 (74 %) individuos ($H' = 2,84$), el tramo medio con 25 géneros y 311 (77,6 %) individuos ($H' = 2,82$) y el tramo bajo con 26 géneros y 305 (82 %) individuos ($H' = 2,70$) (Cuadro 4).

Análisis de la calidad biológica del agua de los ríos La Chorrera y Zaratí.

Índice EPT.

Se determinó para el río La Chorrera un índice “EPT” taxa, general de $2,53 \pm 1,4$ ($n = 30$), lo que indica que tiene una calidad de agua moderadamente impactada (Cuadro 1). Para la parte alta el índice “EPT” taxa, fue de $2,0 \pm 1,72$, para la parte media de $2,6 \pm 1,26$ y para la baja de $3,1 \pm 1,1$, lo que indica la misma calidad para todas las estaciones. Utilizando el índice “EPT” %, obtuvimos un promedio para el río La Chorrera de $16,18 \pm 11,6$ ($n = 30$), lo que indica una mala calidad de agua. Para la parte alta el índice “EPT” %, fue de $12,08 \pm$

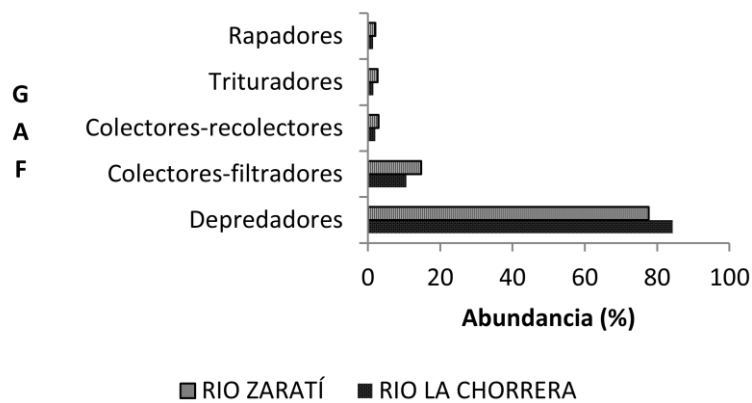


Fig. 2 Porcentaje de Abundancia de los Grupos funcionales alimentarios (GFA) en los ríos La Chorrera y Zaratí.

12,56, para la parte media fue de 18.93 ± 12.87 y para la parte baja de 17.50 ± 9.07 , lo que indica que en todas las estaciones la calidad de agua fue mala.

En el río Zarati el índice “EPT” taxa, fue de $3,4 \pm 1,54$ (n=30), lo cual indica una calidad de agua moderadamente impactada. Para la parte alta el índice “EPT” taxa fue de $4,0 \pm 1,05$, para la parte media de $3,5 \pm 1,50$ y para baja de $2,7 \pm 1,8$, lo que indica la misma calidad para todas las estaciones. Utilizando el índice “EPT” %, obtuvimos un promedio general para el río Zarati de $22,5 \pm 14,2$ (n=30), lo que indica una mala calidad de agua. Para la parte alta el índice “EPT” %, fue de $29,6 \pm 14,1$, lo que indica una calidad de agua regular, para la parte media fue de $21,9 \pm 14,5$ y para la parte baja de $15,9 \pm 11,8$, lo que indica para estas dos últimas estaciones una calidad de agua mala.

El índice de diversidad de Shannon-Wiener

Utilizando el índice de diversidad de Shannon-Wiener se obtuvo para el río La Chorrera un promedio general de $2,22 \pm 0,45$ (n=30), lo que nos indica una contaminación moderada, o una contaminación ligera (Cuadro 2.). El río Zaratí indicó un índice Shannon-Wiener de $2,37 \pm 0,30$ (n=30), lo que indica una contaminación moderada, o una contaminación ligera (Cuadro 2.).

DISCUSIÓN

Estructura numérica de la entomofauna asociada a los ríos La Chorrera y Zaratí.

Según Cárdenas *et al.*, (2007); Flowers & De la Rosa, (2010) y Springer, (2010), los organismos indicadores de buena calidad de agua y salud del ecosistema se encuentran en ambientes poco perturbados, y pertenecen principalmente a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, en el presente estudio para el río La Chorrera y el río Zaratí estos grupos representan el 18,6% y el 25,1%, respectivamente. Cárdenas *et al.*, (2007) encontraron que este grupo EPT, se encuentra bien representado en las quebradas protegidas con bosque ripario, con un 76% del total de individuos registrados, mostrando que el hábitat proporcionado por las quebradas protegidas con bosque ripario, es óptimo para albergar comunidades indicadoras de buena calidad de agua. Alonso, (2006) y González *et al.*, (2012) reafirman la importancia de la vegetación riparia para el establecimiento de la comunidad de insectos acuáticos. González-Carrasco, (2011) encontró en la subcuenca del río Zaratí que el 0,81% de la cobertura vegetal corresponde a bosque maduro, 42,56% a rastrojo y el 56,63% a bosque intervenido. Esto parece indicar que la rápida degradación de la cobertura vegetal afecta la representatividad del grupo EPT en los ríos estudiados.

Una proporción de EPT, del total de organismos recolectados, mayor del 50%, señala que los géneros que integran estos órdenes son indicadores de aguas limpias y sensibles a los tensores ambientales (Vergara-Olaya, 2009). La baja representación de este grupo en los ríos La Chorrera y Zaratí refleja que las condiciones de estos ecosistemas acuáticos no son adecuadas para albergar organismos indicadores o comunidades indicadoras de la buena salud del ecosistema y de la calidad de sus aguas.

Cuadro 3 Clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFA) de los organismos recolectados en el río La Chorrera en los tramos alto (99,6 m.s.n.m.), medio (63 m.s.n.m.) y bajo (60 m.s.n.m.).

FAMILIA	GENERO	GFA	ALTA	MEDIA	BAJA	TOTAL
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	C-F ^{2,3}	29 (5,5%)	38 (8,4%)	20 (4,4%)	87(6,07%)
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	D ⁴	6 (1,1%)	3 (0,7%)	2 (0,4%)	11 (0,77%)
Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	C-F ^{2,3,4}	17 (3,2%)	20 (4,4%)	18 (4,0%)	55 (3,84%)
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	D ^{3,7}	104 (19,6%)	121(26,9%)	154 (34%)	379 (26,43%)
Coenagrionidae	<i>Acanthagrion</i>	D ⁸	16 (3,0%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	18 (1,26%)
Coenagrionidae	<i>Telebasis</i>	D ⁸	0 (0,0%)	2 (0,4%)	0 (0,0%)	2 (0,14%)
Megapodagrionidae	<i>Megapodagrion</i>	D ⁵	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Platystictidae	<i>Palaemnema</i>	D ³	2 (0,4%)	6 (1,3%)	3 (0,7%)	11 (0,77%)
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	D ^{3,5}	26 (4,9%)	19 (4,2%)	47 (10,4%)	92 (6,42%)
Libellulidae	<i>Dythemis</i>	D ⁵	24 (4,5%)	16 (3,6%)	4 (0,9%)	44 (3,07%)
Libellulidae	<i>Macrothemis</i>	D ^{3,5}	2 (0,4%)	13 (2,9%)	4 (0,9%)	19 (1,32%)
Libellulidae	<i>Erythemis</i>	D ⁵	10 (1,9%)	2 (0,4%)	10 (2,2%)	22 (1,53%)
Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i>	D ⁵	10 (1,9%)	4 (0,9%)	4 (0,9%)	18 (1,26%)
Protoneturidae	<i>Protoneura</i>	D ⁸	1 (0,2%)	1 (0,2%)	2 (0,4%)	4 (0,28%)
Gomphidae	<i>Phyllogomphoide.</i>	D ⁸	5 (0,9%)	2 (0,4%)	4 (0,9%)	11 (0,77%)
Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>	D ⁸	3 (0,6%)	0 (0,0%)	2 (0,4%)	5 (0,35%)
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	D ⁶	2 (0,4%)	2 (0,4%)	4 (0,9%)	8 (0,56%)
Nepidae	<i>Ranatra</i>	D ⁸	10 (1,9%)	2 (0,4%)	6 (1,3%)	18 (1,26%)
Nepidae	<i>Curicta</i>	D ⁸	14 (2,6%)	6 (1,3%)	3 (0,7%)	23 (1,60%)
Gelastocoridae	<i>Gelastocoris</i>	D ⁸	1 (0,2%)	24 (5,3%)	0 (0,0%)	25 (1,74%)
Gerridae	<i>Trepobates</i>	D ⁵	24 (4,5%)	3 (0,7%)	0 (0,0%)	27 (1,88%)
Gerridae	<i>Neogerris</i>	D ⁵	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Gerridae	<i>Gerris</i>	D ⁵	38 (7,2%)	22 (4,9%)	10 (2,2%)	70 (4,88%)
Hydrometridae	<i>Hydrometra</i>	D ⁸	11 (2,1%)	0 (0,0%)	4 (0,9%)	15 (1,05%)
Vellidae	<i>Rhagovella</i>	D ^{6,7}	20 (3,8%)	40 (8,9%)	11 (2,4%)	71 (4,95%)
Netonectidae	<i>Buenoa</i>	D ⁸	37 (7,0%)	7 (1,6%)	5 (1,1%)	49 (3,42%)
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	D ³	9 (1,7%)	11 (2,4%)	16 (3,5%)	36 (2,51%)
Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	D ⁸	9 (1,7%)	12 (2,7%)	26 (5,7%)	47 (3,28%)
Naucoridae	<i>Limnogonus</i>	D ⁸	4 (0,8%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	6 (0,42%)
Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	D ⁶	15 (2,8%)	7 (1,6%)	2 (0,4%)	24 (1,67%)
Naucoridae	<i>Pelocoris</i>	D ⁸	1 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,07%)
Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	D ⁸	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	2 (0,14%)
Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	D ⁸	0 (0,0%)	1 (0,2%)	3 (0,7%)	4 (0,28%)
Oligoneuriidae	<i>Lachlania</i>	C-F ⁶	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,07)
Staphylinidae	sin determinar	D ^{6,7}	1 (0,2%)	1 (0,2%)	0 (0,0%)	2 (0,14%)
Corydalidae	<i>Corydalus</i>	D ^{2,3,6,7}	13 (2,4%)	10 (2,2%)	19 (4,2%)	42 (2,93%)
Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	D ^{3,6}	27 (5,1%)	14 (3,1%)	29 (6,4%)	70 (4,88%)
Baetidae	<i>Baetis</i>	C-R ³	2 (0,4%)	1 (0,2%)	1 (0,2%)	4 (0,28%)
Baetidae	<i>Moribaetis</i>	R ⁸	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,2%)	1 (0,07%)
Psephenidae	<i>Psephenops</i>	R ^{2,3}	0 (0,0%)	5 (1,1%)	2 (0,4%)	7 (0,49%)
Gyrinidae	<i>Andogyrus</i>	D ⁸	21 (4,0%)	5 (1,1%)	11 (2,4%)	37 (2,58%)
Gyrinidae	<i>Dineutus</i>	D ⁸	4 (0,8%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	4 (0,28%)
Dryopidae	<i>Elmoparnus</i>	R ⁸	6 (1,1%)	4 (0,9%)	4 (0,9%)	14 (0,98%)
Leptophlebiidae	<i>Trhaulodes</i>	C-R ²	1 (0,2%)	15 (3,3%)	9 (2,0%)	25 (1,74%)
Leptophlebiidae	<i>Traverella</i>	T ^{1,7}	3 (0,6%)	4 (0,9%)	5 (1,1%)	12 (0,84%)
Dryopidae	<i>Pelonomus</i>	T ^{1,7}	0 (0,0%)	3 (0,7%)	0 (0,0%)	3 (0,21%)
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	T ^{5,7}	1 (0,2%)	1 (0,2%)	4 (0,9%)	6 (0,42%)
TOTAL			531	450	453	1434

¹ Clasificados según Bello & Cabrera, 2001; ² clasificados según Tomanova *et al.*, 2006; ³ clasificados según Fenoglio *et al.*, 2008; ⁴ clasificados según Reynaga, 2009; ⁵ clasificados según Chara-Serna *et al.*, 2010; ⁶ clasificados según Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; ⁷ clasificados según Rodríguez-Barrios, 2011 y ⁸ clasificados según Cummins, *et al.*, (2008). GFA grupo funcional alimenticio, C-F colector-filtrador, C-R colector-filtrador, D depredador, R raspador y T triturador.

Cuadro 4 Clasificación en grupos funcionales alimentarios (GFA) de los organismos recolectados en el río Zaratí en los tramos alto (289 msnm), medio (252 msnm) y bajo (123 msnm).

FAMILIA	GENERO	GFA	TRAMOS			TOTAL
			ALTO	MEDIO	BAJO	
Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	C-F ^{2,3}	28 (2,3%)	9 (0,7%)	10 (0,8%)	47 (3,86%)
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	D ⁴	15 (1,2%)	12 (1,0%)	8 (0,7%)	35 (2,87%)
Leptophlebiidae	<i>Trhaulodes</i>	C-F ⁷	18 (1,5%)	14 (1,1%)	15 (1,2%)	47 (3,86%)
Philopotamidae	<i>Chtharra</i>	C-F ^{2,3,4}	17 (1,4%)	17 (1,4%)	16 (1,3%)	50 (4,10%)
Euthyplocidae	<i>Euthyplocia</i>	C-R ³	12 (1,0%)	10 (0,8%)	4 (0,3%)	26 (2,13%)
Baetidae	<i>Baetis</i>	C-R ³	0 (0,0%)	4 (0,2%)	1 (0,1%)	5 (0,3%)
Elmidae	<i>Cyloepus</i>	C-R ^{3,6}	1 (0,1%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,08%)
Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	C-R ^{4,5}	1 (0,1%)	1 (0,1%)	2 (0,2%)	4 (0,33%)
Coenagrionidae	<i>Argia</i>	D ^{3,7}	36 (3,0%)	46 (3,8%)	68 (5,6%)	150 (12,31%)
Megapodagrionidae	<i>Megapodagrion</i>	D ⁵	3 (0,2%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	6 (0,49%)
Platystictidae	<i>Palaemnema</i>	D ³	1 (0,1%)	5 (0,4%)	4 (0,3%)	10 (0,82%)
Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	D ^{3,5}	26 (2,1%)	18 (1,5%)	27 (2,2%)	71 (5,82%)
Polythoridae	<i>Polythore</i>	D ⁵	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Libellulidae	<i>Dythemis</i>	D ⁵	11 (0,9%)	7 (0,6%)	15 (1,2%)	33 (2,71%)
Libellulidae	<i>Macrothemis</i>	D ^{3,5}	11 (0,9%)	14 (1,1%)	11 (0,9%)	36 (2,95%)
Libellulidae	<i>Erythemis</i>	D ⁵	0 (0,0%)	1 (0,1%)	6 (0,5%)	7 (0,57%)
Libellulidae	<i>sin determinar</i>	D ⁸	6 (0,5%)	7 (0,6%)	10 (0,8%)	23 (1,89%)
Libellulidae	<i>Erythrodiplax</i>	D ⁵	14 (1,1%)	15 (1,2%)	15 (1,2%)	44 (3,61%)
Protoneuridae	<i>Protoneura</i>	D ⁸	0 (0,0%)	0 (0,0%)	1 (0,1%)	1 (0,08%)
Gomphidae	<i>Phyllogomphoides</i>	D ⁸	2 (0,2%)	16 (1,3%)	6 (0,5%)	24 (1,97%)
Gomphidae	<i>Agriogomphus</i>	D ⁸	4 (0,3%)	0 (0,0%)	3 (0,2%)	7 (0,57%)
Gomphidae	<i>Progomphus</i>	D ^{5,7}	4 (0,3%)	21 (1,7%)	5 (0,4%)	30 (2,46%)
Gomphidae	<i>Erpetogomphus</i>	D ⁸	0 (0,0%)	3 (0,2%)	0 (0,0%)	3 (0,25%)
Nepidae	<i>Curicta</i>	D ⁸	1 (0,1%)	0 (0,0%)	1 (0,1%)	2 (0,16%)
Gerridae	<i>Trepobates</i>	D ⁵	25 (2,1%)	4 (0,3%)	6 (0,5%)	35 (2,87%)
Gerridae	<i>Neogerris</i>	D ⁵	0 (0,0%)	0 (0,0%)	5 (0,4%)	5 (0,41%)
Gerridae	<i>Gerris</i>	D ⁵	26 (2,1%)	17 (1,4%)	35 (2,9%)	78 (6,40%)
Vellidae	<i>Rhagovelia</i>	D ^{6,7}	40 (3,3%)	28 (2,3%)	31 (2,5%)	99 (8,12%)
Vellidae	<i>Microvelia</i>	D ⁶	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Vellidae	<i>Stridulivelia</i>	D ⁸	0 (0,0%)	0 (0,0%)	2 (0,2%)	2 (0,16%)
Naucoridae	<i>Cryphocricos</i>	D ³	18 (1,5%)	16 (1,3%)	15 (1,2%)	49 (4,02%)
Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	D ⁸	14 (1,1%)	22 (1,8%)	5 (0,4%)	41 (3,36%)
Naucoridae	<i>Limnocoris</i>	D ⁶	18 (1,5%)	16 (1,3%)	6 (0,5%)	40 (3,28%)
Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	D ⁸	7 (0,6%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	7 (0,57%)
Belostomatidae	<i>Lethocerus</i>	D ⁸	3 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	3 (0,25%)
Gyrinidae	<i>Andogynus</i>	D ³	1 (0,1%)	5 (0,4%)	1 (0,1%)	7 (0,57%)
Corydalidae	<i>Corydalus</i>	D ^{2,3,6,7}	16 (1,3%)	8 (0,7%)	9 (0,7%)	33 (2,71%)
Perlidae	<i>Anacro-neuria</i>	D ^{3,6}	34 (2,8%)	35 (2,9%)	16 (1,3%)	85 (6,97%)
Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	D ^{2,5,7}	6 (0,5%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	9 (0,74%)
Psephenidae	<i>Psephenops</i>	R ^{2,3}	3 (0,2%)	8 (0,7%)	1 (0,1%)	12 (0,98%)
Crambidae	<i>Petrophila</i>	R ^{3,7}	1 (0,1%)	4 (0,3%)	0 (0,0%)	5 (0,41%)
Leptophlebiidae	<i>Terpides</i>	T ¹	0 (0,0%)	1 (0,1%)	1 (0,1%)	2 (0,16%)
Leptohyphidae	<i>Tricorythodes</i>	T ⁵	3 (0,2%)	0 (0,0%)	0 (0,0%)	3 (0,25%)
Dryopidae	<i>Pelonomus</i>	T ⁷	1 (0,1%)	3 (0,2%)	0 (0,0%)	4 (0,33%)
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	T ^{3,7}	7 (0,6%)	1 (0,1%)	5 (0,4%)	13 (1,07%)
Tipulidae	<i>Tipula</i>	T ^{5,7}	0 (0,0%)	2 (0,2%)	1 (0,1%)	3 (0,25%)
Staphylinidae	<i>sin determinar</i>	D ^{6,7}	1 (0,1%)	1 (0,1%)	0 (0,0%)	2 (0,16%)
Dryopidae	<i>Elmoparnus</i>	R ⁸	7(0,57)	4 (0,33%)	2 (0,16)	13(1,07%)
Blaberidae	<i>sin determinar</i>	S.I.	2 (0,16%)	0 (0,0%)	1 (0,08%)	3(0,25%)
TOTAL			446	401	372	1219

¹ Clasificados según Bello & Cabrera, 2001; ² clasificados según Tomanova *et al.*, 2006; ³ clasificados según Fenoglio *et al.*, 2008; ⁴ clasificados según Reynaga, 2009; ⁵ clasificados según Chara-Serna *et al.*, 2010; ⁶ clasificados según Rodríguez-Barrios *et al.*, 2011; ⁷ clasificados según Rodríguez-Barrios, 2011 y ⁸ clasificados según Cummins, *et al.*, (2008). GFA grupo funcional alimenticio, C-F colector-filtrador, C-R colector-recolector, D depredador, R raspador, T triturador y S.I. sin información.

Los Trichoptera encontrados en el río La Chorrera corresponden a las familias Hydropsychidae (*Leptomema* y *Smicridea*), que toleran altos niveles de contaminación y la familia Philopotamidae (*Chimarra*), que puede sobrevivir niveles de contaminación moderada (Springer, 2010), mientras que en el río Zaratí se encontró la familia Hydropsychidae (*Leptomema* y *Smicridea*) y Leptoceridae (*Nectopsyche*) que pueden tolerar niveles de contaminación moderada (Springer, 2010). Los Trichoptera se encuentran poco representados en estos ambientes acuáticos, lo que parece indicar que el hábitat proporcionado por los ríos no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema, ya que los géneros encontrados toleran niveles de contaminación de moderada a alta.

El orden Ephemeroptera en el río La Chorrera ésta poco representado, con una proporción de 3,0%. De la familia Leptophlebiidae se encontró el género *Thraulodes* que puede tolerar niveles bajos de contaminación y *Traverella* que tolera niveles bajos de turbidez (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Baetidae se encontró el género *Baetis* tolerante a la contaminación y *Moribaetis* que habita en quebradas torrentosas y bien oxigenadas (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Oligoneuriidae se encontró el género *Lachlania* el cual es considerado intolerante a la contaminación (Flowers & De la Rosa, 2010). A pesar de haber encontrados géneros que podrían ser considerados como indicadores de buena calidad, como *Moribaetis* y *Lachlania*, la proporción de ellos fue relativamente baja 0,07%, por lo cual se puede afirmar que el río La Chorrera no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema.

En el río Zaratí el orden Ephemeroptera está representado en un 6,7%, por la familia Leptophlebiidae, se encontró el género *Thraulodes* que puede tolerar niveles bajos de contaminación y *Terpides* probablemente intolerante a la contaminación (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Euthyplociidae se encontró a *Euthyplocia*, que aparentemente necesita agua limpia con corriente moderada a fuerte (Flowers & De la Rosa, 2010), de la familia Baetidae se encontró el género *Baetis* tolerante a la contaminación y de la familia

Leptohiphidae, el género *Tricorythodes* que puede sobrevivir niveles de contaminación moderada (Flowers & De la Rosa, 2010). La poca representación de este orden en el río indica que el mismo no es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la salud del ecosistema.

Se ha documentado que el orden Plecoptera por su respuesta a los cambios ambientales se convierte en un excelente indicador de las condiciones del hábitat y de la calidad del agua, razón por la cual, generalmente se incorpora en los índices biológicos de calidad de agua (Cárdenas *et al.*, 2007; Flowers & De la Rosa, 2010; Gutiérrez-Fonseca, 2010; Springer, 2010). En el río La Chorrera el orden se presentó con una proporción de 4,88% y para el río Zaratí de 6,97%, todos de la familia Perlidae con el género *Anacroneuria*. En la zona neotropical, la familia Perlidae puede encontrarse en condiciones de baja saturación de oxígeno, lo que parece indicar que esta familia puede tolerar cierto grado de contaminación orgánica, relacionada con la deficiencia de oxígeno (Tomanova & Tedesco, 2007). Al encontrar esta familia en los ríos La Chorrera y Zaratí que tienen un evidente grado de contaminación, parece apoyar lo reportado por Tomanova & Tedesco, 2007, al hacer referencia a que el género *Anacroneuria* en el Neotrópico puede tolerar cierto grado de contaminación. Esta afirmación es apoyada por los hallazgos de Bispo *et al.*, (2002) quienes encontraron ninfas de *Anacroneuria* en ríos caracterizados por sus niveles de contaminación antropogénica. La sola presencia de la familia Perlidae, y su género *Anacroneuria*, en los sistemas loticos neotropicales, no puede ser considerada como indicador de buena calidad del agua, ya que difiere ampliamente en sus valores de niveles de tolerancia frente a las condiciones ambientales (Tomanova & Tedesco, 2007).

En los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí, Suay, Santa María, Tríbique, Agué y Santa Clara, de la provincia de Veraguas, con niveles de calidad de agua que van de dudosa a aguas muy contaminadas se encontró a los órdenes Hemiptera, Odonata y Coleoptera como los predominantes en cuanto al número de familias y géneros (Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & Mendoza, 2003; Rodríguez & León, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007; Lombardo & Rodríguez, 2008;

Robles & Pimentel, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009) Cárdenas *et al.*, (2007), encontraron en quebradas con aguas de mediana calidad, producto del desarrollo de actividades pecuarias, altos porcentajes de los órdenes; Hemiptera, Odonata y Coleoptera. Según González-Carrasco, (2011) en la subcuenca del Zaratí predomina la agricultura de subsistencia, sin ningún tipo de práctica de conservación de suelo, lo que obliga a pensar que estas actividades pecuarias tienen un efecto directo sobre la calidad del agua, y esto se refleja en la caracterización en términos de abundancia de los ríos La Chorrera y Zaratí, que se encuentran dominados por los órdenes Odonata y Hemiptera, al igual que gran parte de los ríos de la provincia de Veraguas (Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & Mendoza, 2003; Rodríguez & León, 2003; Lombardo & Rodríguez, 2007; Lombardo & Rodríguez, 2008; Robles & Pimentel, 2007; Rodríguez *et al.*, 2009), en el río David en la provincia de Chiriquí (Pino & Bernal, 2009) y en el río La Villa en provincia de Los Santos (Wittgreen & Villanero, 1998)

Asignación de los grupos funcionales alimentarios.

En un sistema fluvial de montaña, Rodríguez-Barrios, (2011) encontró, a escala de río, como grupo dietario dominante, en cuanto a riqueza y abundancia, a los colectores-recolectores seguidos de los depredadores, raspadores, trituradores y los colectores-filtradores, pero a escala de tramo los trituradores dominaron ampliamente en el tramo alto, en el tramo medio y bajo. En este estudio, a nivel de río en cuanto a riqueza y abundancia se refiere, los grupos dietarios dominantes fueron los depredadores y los colectores-filtradores, en ambos ríos. A nivel de tramo, en los ríos estudiados, los depredadores dominaron en riqueza y abundancia el tramo alto, el medio y el bajo. Según Rivera-Usme, (2011) los depredadores son indicadores de ambientes con altos niveles de eutrofización y su gran abundancia radica en que está mejor adaptados a estas condiciones por ser más competitivos. Adamus & Brandt, (1990) en Arango *et al.*, (2008) señalan que un efecto de la contaminación sobre las comunidades de los sistemas acuáticos es el incremento de los depredadores sobre los herbívoros y detritívoros y la abundancia de Hemiptera y Coleoptera. La dominancia del grupo dietario de los depredadores a nivel de río y a nivel de tramos, parece indicar que los ríos estudiados tienen cierto grado de contaminación.

Autores como Chará-Serna *et al.*, (2010) plantearon que aunque los colectores sean abundantes, su importancia ecológica no supera a otros grupos, como los trituradores y los depredadores, en ríos tropicales. Cheshire *et al.*, (2005) encontraron en ríos tropicales australianos como grupos dominantes a los trituradores y depredadores. El grupo funcional alimenticio de los depredadores juega un importante papel como el segundo grupo dietario en importancia, en relación con la alta abundancia de grupos como los colectores y trituradores; estos últimos tienden a disminuir sus tamaños con el incremento de los depredadores (Rodríguez-Barrios, 2011).

De los 59 géneros determinados para ambos ríos, a 23 (39,0%) no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical, lo que destaca la necesidad de continuar con el estudio de los contenidos intestinales, de los insectos que habitan las quebradas y ríos neotropicales, tal como lo sugiere Chará *et al.*, (2010) y Rodríguez-Barrios, (2011).

Análisis de la calidad biológica del agua de los ríos La Chorrera.

Según Vergara-Olaya, (2009) el valor máximo que adquiere el índice de Shannon-Wiener en los ríos para las comunidades de invertebrados bénticos es de 4,5. Este índice disminuye mucho en aguas muy contaminadas, valores inferiores a $H'=2,4$ – $H'=2,5$ indican que el sistema está sometido a tensión. Los valores obtenidos para el índice Shannon-Wiener para los ríos La Chorrera y Zaratí son de $H'=2,22$ y $H'=2,37$ respectivamente, lo que indica que estos ecosistemas están sometidos a tensión. Utilizando el sistema de clasificación de la calidad del agua de acuerdo a los valores del índice de Shannon-Wiener (H') (Cuadro No.2), ambos ríos muestran una calidad de agua que va de contaminación ligera a contaminación moderada, lo que afirma la aseveración de Vergara-Olaya, (2009).

El índice EPT (“EPT” %) indicó que ambos ríos tienen una mala calidad de agua, lo cual contradice los resultados obtenidos con el índice de Shannon-Wiener, el cual refleja una calidad de agua que va de contaminación ligera a contaminación moderada y el EPT (“Taxa”) que indica una calidad de agua moderadamente impactada. Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007) encontraron en seis ríos de Honduras,

correspondencia entre el índice EPT (“Taxa”) y los análisis fisicoquímicos, ambos dan los mismos resultados de calidad de agua. Según Álvarez-Carrión & Pérez-Rivera (2007) el índice EPT (“Taxa”) brinda resultados más precisos, porque mide la presencia y ausencia de familias catalogadas como sensibles a la contaminación del agua y su relación con el total de la población. Roldán (1988), argumenta que la determinación de la calidad del agua está en relación a la proporción y abundancia en que estos grupos se encuentren representados en la comunidad. La riqueza de los taxa pertenecientes a los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, es sensible a la contaminación en general y a las alteraciones del hábitat, producto de las alteraciones humanas (Gamboa, *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante recalcar que se puede llegar a conclusiones ligeramente diferentes en cuanto a calidad de agua, dependiendo del tipo de índice biológico que se utilice (Arroyo & Encalada, 2009).

CONCLUSIONES

La comunidad de insectos acuáticos de los ríos Zaratí y La Chorrera está compuesta principalmente por depredadores, colectores-filtradores, colectores-recolectores, trituradores o fragmentadores. Los depredadores fue el grupo funcional alimenticio con mayor cantidad de individuos con el 77,6% de la abundancia para el río Zaratí y el 84,3% para el río La Chorrera. La similitud entre la estructura trófica de las comunidades estudiadas y la dominancia del grupo dietario de los depredadores, parece indicar que los ríos estudiados tienen cierto grado de contaminación o perturbación que afecta la calidad biológica del agua.

Este estudio sugiere que el índice biológico EPT (“Taxa”), es el que mejor determina la calidad biológica del agua, ya que la ausencia o presencia de los taxa pertenecientes a los grupos de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, es sensible a la contaminación en general y a las alteraciones del hábitat.

De los géneros recolectados, no se encontró en la literatura información de hábitos dietarios para la región neotropical de 23 de ellos, lo que destaca la necesidad de continuar estudiando la ecología

de los organismos que habitan las quebradas y ríos tropicales, específicamente la revisión de los contenidos intestinales

REFERENCIAS

Águila, Y & A. García (2011) Utilización de asociaciones de macroinvertebrados potencialmente indicadoras (API's) para discriminar aguas de diferente calidad. *Tecnociencia*, Vol. 13, N° 2

Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV SIAGA*, 2:203-213.

Alonso A. & J. A. 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*. 3: 1-12. Alonso, A. (2006). Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas*, Asociación española de ecología terrestre, 15 (2): 1-5.

Álvarez-Carrión, S. M. & L. Pérez-Rivera. (2007). Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras. Tesis de Licenciatura. Carrera de Desarrollo Socioeconómico y Ambiente. Instituto Zamorano, Honduras. Pág. 50

Arango, M. C.; L. F. Álvarez; G. A. Arango; O. E. Torres & A. de J. Monsalve. (2008). Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. *Revista EIA*. No., pp. 121-141.

Arroyo D. C & A. C. Encalada. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *Avances de Ciencia e Ingeniería*. 1, 11-20

Barber-James, H.; Gattolliat, J.; Sartori, M.; & M. Hubbard (2008). Global Diversity of Mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in Freshwater. *Hydrobiology* N° 595 Pág. 339–350.

Cárdenas, A.; B. Reyes; M. López; A. Woo; E. Ramírez & M. Ibrahim. (2007). biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. Encuentro, N° 77, 83-93.

Carrera-Reyes, C. & K. Fierro-Peralbo. (2001). Manual de monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito, Ecuador. 64pp.

Chará-Serna, A. M.; J. Chará; M. Zúñiga; G. Pedraza & L. Giraldo. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. U. Scient. 15(1): 27-36.

Cheshire, K.; L. Boyero, & R.G. Pearson. (2005). Food webs in tropical Australian streams: shredders are not scarce. Freshwat. Biol. 50:748–769.

Cornejo, A. (2014). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados dulceacuícolas en el área de concesión minera Cerro Petaquilla, Colón, Panamá. Scientia Vol. 24(2):15-35.

Cummins, K. W.; R. W. Merritt & M. B. Berg. (2008). Ecology and distribution of aquatic insects. In An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.105–122. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Fenoglio S., Badino G. & F. Bona. (2002). Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. Rev. Biol. Trop. 50: 1125-1131.

Fenoglio, S., B.O. Tiziano, A. Czekaj y E. Roeciszewska. (2008). Feeding habits, fine structure and microhabitat preference of *Euthyplocia hecuba* (Hagen, 1861) (Ephemeroptera: Euthyplociidae) nymphs from Honduras. Folia Biol. 56: 43-49.

Flowers, R. W. & C. De la Rosa. (2010). Ephemeroptera. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 63-93.

Gamboa, M.; Reyes, R.; & J. Arrivillaga (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de malariología y salud ambiental* Vol. XLVIII, 109-120.

Gil, M.A.; Garelis, P.A. & E. A. Vallania. (2006). Hábitos alimenticios de larvas de *Polycentropus joergenseni* Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). *Gayana* 70(2): 206-209.

González, S. M.; Y. P. Ramírez; A. M. Meza & L. G. Dias. (2012). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y Calidad de agua de quebradas abastecedoras del Municipio de Manizales. *bol. cient. mus. hist. nat.* 16 (2): 135 – 148

González-Carrasco, W. del C., (2011). Manejo y protección de zonas de recarga hídrica y fuentes de agua para consumo humano en la subcuenca del río Zaratí, Panamá. Tesis de Maestría. Centro agronómico tropical de investigación y enseñanza. Turrialba, Costa Rica, Pág. 157.

Greathouse, E. A. & C. M. Pringle. (2006). Does the river continuum concept apply on a tropical island? Longitudinal variation in a Puerto Rican stream. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 134–152.

Gutiérrez-Fonseca, P. E., (2010). Plecoptera. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 139-148.

Jackson, J. K. & B. W. Sweeney. (1995). Research in tropical streams and rivers: introduction to a series of papers. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14(1): 2-4.

Leiva, M. J. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la cuenca del Estero Peu Peu comuna de Lautaro IX Región de la Araucanía. Tesis de Licenciatura en Recursos Naturales. Universidad Católica de Temuco. Chile

Lombardo, R. & Rodríguez, V. (2007). Entomofauna acuática asociada a la parte Media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas, república de Panamá. *Tecnociencia*, Vol. 9, N° 1

Lombardo, R. & Rodríguez, V. (2008). Calidad biológica del agua en la parte media-baja del Río Santa María, provincia de Veraguas, República de Panamá. *10(1)*: 19-32.

Mc Cafferty W.P. (1998). *Aquatic Entomology: The Fishermen's and ecologists illustrated guide to insects and their relatives*. Jones and Bartlett Publishers Sudbury, Massachusetts Editorial. The United States of America. 448.

Novelo-Gutiérrez R., (1997a). Clave para la determinación de familias y géneros de Náyades de Odonata de México. Parte II. Anisoptera. *Dugesiana*, 4(2):31-40.

Novelo-Gutiérrez R., (1997b). Clave para la separación de familias y géneros de Náyades de Odonata de México. Parte I. Zygoptera. *Dugesiana*, 4, (1):1-10. Págs. 88.

Pino, R., & J. A. Bernal. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta-media del río David, provincia de Chiriquí, Republica de Panamá. *Rev. Gestion y Ambiente*. Vol (12), No.3, pp 73-84.

Ramírez, A. (2010). Odonata. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (Suppl. 4): 97-136

Reynaga, M., (2009). Hábitos alimentarios de las larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología austral*. 19:207-214.

Rivera-Usme, J. J. (2011). Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá-Colombia. Tesis de Maestría.

Facultad de Ciencias. Departamento de Biología. Universidad Nacional de Colombia. Pág. 156.

Rodríguez, V. & E. Bonilla. (1999). Estudio taxonómico de la comunidad de insectos acuáticos en Los Corrales, Distrito de San Francisco, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Sientia* 14(2): 65-77.

Rodríguez, V. & H. León (2003). Insectos acuáticos asociados al Río Tríbique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. *Tecnociencia* 5(1): 51-64.

Rodríguez, V. & M. Mendoza (2003). Entomofauna acuática asociada al río Agué, en el distrito de la Mesa, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia* 5(2): 109-118.

Rodríguez, V. & N. Sánchez. (2001). Entomofauna acuática asociada al Río Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. *Tecnociencia* 3(2):73-87.

Rodríguez, V.; M. Barrera & Y. Delgado. (2000). Insectos acuáticos de la quebrada El Salto, en el Distrito de las Palmas, Provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia* 15(2): 33-44.

Rodríguez, V.; Robles, N. & Pimentel, Y, (2009). Calidad biológica del agua de los ríos Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí y Suay en la Provincia de Veraguas, Panamá. *Tecnociencia*. Vol, 11(1): 75-88.

Rodríguez, V.; V. De Gracia & B. Peña (2014). Familias y géneros de larvas de Trichoptera en los ríos de la provincia de Veraguas y su clasificación trófica en grupos alimenticios funcionales. *Tecnociencia*, Vol. 16(2):33-53.

Rodríguez-Barrios, J. A. (2011) Descriptores funcionales en un sistema fluvial de montaña. Santa Marta, Colombia. Facultad de Ciencias, Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá D.C., Colombia. Tesis Doctoral. Pags. 145.

- Rodríguez-Barrios, J.A, R. Ospina-Tórres & R. Turizo-Correa. (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., Bogotá, Colombia. 216 p.
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Rev. Acad. Colomb. Cienc.* 23 (88): 375-387.
- Roldán, G. (2003). Bioindicación de la Calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. 170.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos*, 16: 45-63.
- Springer, M. (2006). Clave taxonómica para larvas de las familias del orden Trichoptera (Insecta) de Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 54 (Suppl. 1): 273-286
- Springer, M. (2010). Trichoptera. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 58 (Suppl. 4): 151-198.
- Tomanova, S. & P. Tedesco. (2007). Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de *Anacroneria* spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *Rev. Biol. Trop.* Vol. 55 (1): 67-81.
- Tomanova, S., E. Goitia & J. Helešic. (2006). Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264.
- Vásquez, S.F.; Castro, M.G.; González, M.I.; Pérez R.R. & Castro. B.T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Contactos* 60: 41-48.

Vergara-Olaya, D. A., 2009. Entomofauna lítica bioindicadora de la calidad del agua. Tesis de Maestría. Facultad de Minas, Escuela de Geociencias y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Colombia, sede Medellín.

Waltz, R. D. & S.K. Burian. (2008). Ephemeroptera. In: An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.181–236. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Wittgreen, Z & S. Villanero. 1998. Inventario de Macroinvertebrados en el río La Villa, Península de Azuero. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología. Escuela de Biología. Universidad de Panamá. Págs. 122.

Recibido junio de 2015, aceptado marzo de 2017.