

Universidad Autónoma de Chiriquí
Facultad de Ciencias Naturales y Exactas
Escuela de Biología
Licenciatura en Ciencias Ambientales y Recursos Naturales

Título de la tesis

Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua en el
tramo urbano del río David y tributarios

Por:

Jacob Franco

C.I.P: 4-740-710

Tesis de grado para optar al título de
Licenciado en Ciencias Ambientales y Recursos Naturales

Asesora:

Prof. Angélica M. Rodríguez C., M. Sc.

Co-asesoras:

Prof. Géminis A. Vargas J., M. Sc.

Prof. Osiris D. Murcia C., M. Sc.

David, Chiriquí, República de Panamá

2020

Dedicatoria

A Dios primeramente por haberme guiado e iluminado a alcanzar mis metas pese a los obstáculos encontrados y brindado el aliento para seguir adelante.

A mi familia por darme el apoyo, la comprensión y las enseñanzas brindadas durante mis años de estudios.

Agradecimientos

Agradezco a Dios por darme la sabiduría y la fortaleza para la realización de esta investigación.

A la profesora Angélica Rodríguez, quien como asesora mostró su apoyo y dedicación en todo momento; ya que con gran paciencia compartió sus conocimientos y experiencias. También, por sus recomendaciones para mejorar el manuscrito de la tesis.

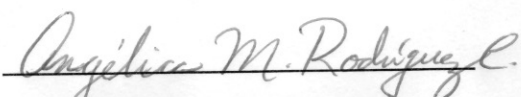
A las profesoras Géminis Vargas y Osiris Murcia, por los comentarios y/o recomendaciones para mejorar el manuscrito de la tesis.

A Tomas Ríos, por apoyarme con el entrenamiento necesario para la identificación de los especímenes y proporcionarme parte del material bibliográfico.

Al Museo de Peces de Agua Dulce e Invertebrados (MUPADI) de la UNACHI, por facilitarme sus instalaciones, materiales y equipos básicos para el desarrollo de esta investigación

Hoja de aprobación

“Esta tesis fue aprobada por la respectiva Comisión de Tesis de la Escuela de Biología, según los requerimientos de la Facultad de Ciencias Naturales y Exactas de la Universidad Autónoma de Chiriquí”.



Angélica M. Rodríguez C., M. Sc.

Directora de tesis



Géminis A. Vargas J., M. Sc.

Miembro del comité asesor

Osiris D. Murcia C., M. Sc.

Miembro del comité asesor

Jacob Franco
Estudiante

Índice

1.- RESUMEN	1
2. – ABSTRACT	2
3.- INTRODUCCIÓN.....	3
4.- OBJETIVOS DEL ESTUDIO.....	4
4.1.- Objetivo general.....	4
4.2.- Objetivos específicos	5
5.- REVISIÓN DE LITERATURA	5
5.1.- Los ambientes dulceacuícolas	5
5.2.- Los tipos de ecosistemas de agua dulce.....	6
5.2.1.- Ecosistemas lóticos.....	6
5.2.2.- Ecosistemas lénticos.....	6
5.3.- Variables físico-químicas de los ecosistemas acuáticos	6
5.3.1.- Temperatura.....	6
5.3.2.- Oxígeno disuelto	7
5.3.3.- Potencial de hidrógeno (pH)	7
5.3.4.- Conductividad eléctrica.....	8
5.3.5.- Nitratos.....	8
5.3.6.- Fosfatos	9
5.3.7.- Turbidez.....	9
5.4.- Calidad del agua	10
5.5.- Generalidades del río David y tributarios.....	11
5.6.- Biomonitordeo de ecosistemas acuáticos	12
5.7.- Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua.....	13
5.8.- Biología de los macroinvertebrados	14
5.9.- Importancia ecológica de los macroinvertebrados acuáticos.....	21
5.10.- Descriptores ecológicos utilizados en la caracterización de comunidades acuáticas	23
5.10.1.- Medición de la riqueza de especies	23
5.10.2.- Índice de Diversidad de Shannon-Weaver	23
5.10.3.- Índices de similitud/disimilitud	23
5.10.4.- Índice de Morisita-Horn	24
5.10.5.- Funciones de acumulación de especies	24
6.- MATERIALES Y MÉTODOS.....	25
6.1.- Área de estudio.....	25

6.2.- Trabajo de campo	29
6.2.2.- Recolecta de especímenes	29
6.3.- Trabajo de laboratorio	29
6.4.- Análisis de los datos	29
7.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN	30
7.1.- Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del río David y tributarios	30
7.2.- Diversidad de macroinvertebrados acuáticos del río David y tributarios	42
7.4.- Calidad de agua del río David y tributarios	46
7.5.- Variables físicas y químicas evaluadas en el río David y tributarios	48
8.- CONCLUSIONES	52
9.- RECOMENDACIONES	54
10.- BIBLIOGRAFÍA	55
11.- ANEXOS	60

Índice de cuadros

- Cuadro 1.- Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos registrados por sitio de muestreo, en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 32
- Cuadro 2.- Índice de similitud de Morisita-Horn entre las comunidades de los 14 sitios muestreados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 45
- Cuadro 3.- Variables físicas y químicas medidas en los 14 sitios de muestreos, en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 50

Índice de figuras

- Fig. 1.- Mapa con los sitios de muestreo en el río David y tributarios, distrito de David, provincia de Chiriquí. 26
- Fig. 2.- Sitios de muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el río David y tributarios. 27
- Fig. 3.- Número de familias de macroinvertebrados acuáticos por órdenes identificados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 35
- Fig. 4.- Número de individuos de macroinvertebrados acuáticos identificados por orden encontrado en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 37
- Fig. 5.- Número de géneros de macroinvertebrados acuáticos por familia encontrada en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 37
- Fig. 6.- Abundancia de macroinvertebrados acuáticos por sitio de muestreos recolectados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 39
- Fig. 7.- Abundancia de macroinvertebrados acuático por mes de muestreo recolectados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 40
- Fig. 8.- Curva de acumulación de especies de los sitios de muestreos del río David y tributarios, febrero- septiembre de 2018. 41
- Fig. 9.- Curva de acumulación de especies recolectado de febrero a septiembre de 2018, en el río David y tributario. 42
- Fig. 10.- Diversidad de macroinvertebrados acuáticos recolectados por sitio de muestreo en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 44
- Fig. 11.- Calidad de agua (según el BMWP'/Pan) por sitio de muestreo en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. 47
- Fig. 12.- Calidad de agua (según el BMWP'/Pan) por mes de muestreo (febrero a septiembre de 2018), en el río David y tributarios. 48

1.- RESUMEN

Se estudió la composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, el uso de estos organismos como bioindicadores de la calidad del agua y el efecto de la zona urbana sobre 14 sitios del río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018. En cada muestreo, se recolectaron especímenes del fondo rocoso, arenoso, hojarasca, superficie y columna de agua durante 60 minutos; los cuales fueron preservados e identificados mediante el uso de claves taxonómicas. Se midió pH, temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y oxígeno disuelto (mg/L). Se recolectaron 4,133 individuos, agrupados en 13 órdenes (9 de ellos pertenecientes a la clase Insecta), 44 familias y 77 géneros (12 sin determinar). Los insectos fueron los más abundantes (93.49 %) y registraron el 83.11 % de los géneros; siendo ephemeropteros (46.46 %), hemípteros (21.24 %), trichopteros (13.57 %) y odonatos (6.19 %) los más abundantes. Se encontró una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos ($H'=2.97$); la cual, fue alta en la estación seca ($H'= 2.81$) y media en la estación lluviosa ($H'=2.65$). El sitio ubicado en la Quebrada San Cristóbal (sector de San Pablo) registró una alta diversidad ($H'= 2.91$); mientras que en los 13 sitios restante fue media (entre 1.64 y 2.67). De acuerdo al Índice Biótico BMWP'/Pan, ocho sitios de muestreo reportaron aguas de calidad mala, contaminadas (S1, S2, S4, S5, S8, S9, S10 y S12) y otros seis, registraron aguas de calidad regular, eutróficas, moderadamente contaminadas. Septiembre fue el único mes donde se registró aguas de calidad buena o no alterada de manera sensible (BMWP'/Pan= 102) y en los demás meses, la calidad del agua fue regular, eutróficas, moderadamente contaminadas (BMWP'/Pan= 64-95). Los resultados obtenidos, evidencian un deterioro de la calidad del agua en el río David y tributarios.

2. – ABSTRACT

The taxonomic composition of the community of aquatic macroinvertebrates, the use of these organisms as bioindicators of water quality and the effect of the urban area on 14 David river sites and tributaries were studied, from February to September 2018. In each sampling, specimens were collected from the rocky, sandy bottom, litter, surface and water column for 60 minutes; which were preserved and identified through the use of taxonomic keys. pH, temperature (°C), conductivity ($\mu\text{S cm}^{-1}$) and dissolved oxygen (mg/L) were measured. 4,133 individuals were collected, grouped into 13 orders (9 of them belonging to the Insecta class), 44 families and 77 genera (12 undetermined). The insects were the most abundant (93.49%) and recorded 83.11% of the genera; being ephemeropteros (46.46%), hemiptera (21.24%), trichoptera (13.57%) and odonates (6.19%) the most abundant. A high diversity of aquatic macroinvertebrates was found ($H' = 2.97$); which was high in the dry season ($H' = 2.81$) and medium in the rainy season ($H' = 2.65$). The site located in the Quebrada San Cristóbal (San Pablo sector) registered a high diversity ($H' = 2.91$); while in the remaining 13 sites it was average (between 1.64 and 2.67). According to the BMWP' / Pan Biotic Index, eight sampling sites reported water of poor quality, polluted (S1, S2, S4, S5, S8, S9, S10 and S12) and another six, registered water of regular quality, eutrophic, moderately contaminated. September was the only month where water of good quality or not significantly altered (BMWP' /Pan = 102) and in the other months, the water quality was regular, eutrophic, moderately polluted (BMWP' /Pan = 64 -95). The results obtained show a deterioration in water quality in the lower sub-basin of the David River.

3.- INTRODUCCIÓN

Con frecuencia, el agua es considerada como el recurso más esencial; siendo los ecosistemas lóticos (ríos y arroyos) la principal fuente de agua renovable para los seres humanos y los ecosistemas de agua dulce (Karr & Chu 2000, Vorosmarty *et al.* 2010 citados en: Helson & Williams 2013), y proporcionan un hábitat para una gran diversidad biológica (Dudgeon *et al.* 2006 citados en: Helson & Williams 2013). A pesar de esto, los ecosistemas lóticos se encuentran entre los más amenazados por el desarrollo de actividades humanas; y solo una pequeña fracción de estos ecosistemas aun no es afectada por los humanos (Dudgeon *et al.* 2006, Strayer & Dugeon 2010, Vorosmarty *et al.* 2010 citados en: Helson & Williams 2013).

Los disturbios causados por el hombre siguen incrementando a nivel mundial; razón por la cual, la comunidad científica concentra sus esfuerzos en realizar estudios sobre los ambientes acuáticos, y así, determinar el impacto que las actividades humanas tienen en la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas (Surtherland *et al.* 2002 citados en: Sánchez Argüello, Cornejo, Boyero & Santos Murgas 2010).

Los macroinvertebrados han sido ampliamente utilizados para evaluar la calidad ecológica de los ríos (Rosenberg & Resh 1993); por lo cual, la evaluación de la composición de estas comunidades constituye un reflejo de la calidad de los ecosistemas acuáticos (Roldán Pérez 2016). Desde hace varias décadas atrás, los macroinvertebrados como bioindicadores, han sido integrado a los métodos físico-químicos y bacteriológicos que tradicionalmente han sido empleados para monitorear la calidad del agua (Roldán Pérez 2016); siendo los países de la Unión Europea y Norteamérica los líderes de este proceso (Gaufin & Tarzwell 1952, Hynes 1959, Resh *et al.* 1995 citados en: Roldán Pérez 2016).

De acuerdo a Alba-Tercedor (1996), es conveniente la incorporación de bioindicadores para monitorear la contaminación del agua; y en este sentido, la sensibilidad a las características del hábitat y su rápida respuesta a los cambios en la calidad del agua, hace de los macroinvertebrados acuáticos muy buenos aliados en la consecución de este objetivo (Klem *et al.* 1990, Rosenberg & Resh 1993, Richards *et al.* 1997, Posada *et al.* 2000).

En Panamá se han conducido una serie de estudios sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua de los ríos de mayor importancia potencial para sus comunidades y áreas turísticas (Rodríguez & Bonilla 1999, Araúz *et al.* 2000, Rodríguez *et al.* 2000, Cornejo-Remice & Amores 200, Rodríguez & Mendoza 2003, Lombardo & Rodríguez 2007, Arias & Andreve 2004, Cambra y Barría 2014 citados en:

Ríos, González & Bernal Vega 2015). Varios ríos de la provincia de Chiriquí; tales como, el río Chico (Araúz, Amores & Medianero 2000), Gariché (Guinard, Ríos & Bernal Vega 2013), Caldera (Aguirre & Bernal Vega 2014), Chiriquí Viejo (Tapia Castillo & Bernal Vega 2014, Santamaría & Bernal Vega 2016), Mula (Bernal Vega & Castillo 2012, Ríos *et al.* 2015) y el río David (Pino Selles & Bernal Vega 2009, Ríos *et al.* 2015) han sido objeto de este tipo de estudios.

La subcuenca del río David es la principal fuente de agua para consumo agroindustrial, doméstico (Pino Selles & Bernal Vega 2009) y ganadero (Batista 2003), en beneficio de una parte importante de la población de Chiriquí (Censo de Población y Vivienda 2000 citados en: Batista 2003). El creciente desarrollo y manejo inadecuado de diversas actividades humanas en esta subcuenca, ha provocado un continuo deterioro (Pino Selles & Bernal Vega 2009). Deterioro que es evidenciado a través de la modificación de la composición de las comunidades biológicas (incluidas las acuáticas) que allí habitan (Ruíz *et al.* 1994 citados en: Medianero & Samaniego 2004) y la disminución de la calidad del agua de esta subcuenca debido a que sirve como receptor de una parte de las aguas residuales de la ciudad de David (Domínguez, Franco, Mojica, Caballero, Santamaría & Rodríguez 2005).

El presente estudio tuvo como objetivo determinar la composición taxonómica (específicamente, ordenes, familias y géneros), la abundancia, riqueza y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos; así como, evaluar el efecto de la zona urbana sobre la calidad del agua de la subcuenca baja del río David y tributarios a través de la implementación del Índice Biótico BMWP'/Pan. Se espera que los resultados de esta investigación sirvan a las autoridades correspondientes para el diseño e implementación de estrategias enfocadas en la conservación de este ecosistema acuático; el cual es de vital importancia para el Distrito de David.

4.- OBJETIVOS DEL ESTUDIO

4.1.- Objetivo general

- Diagnosticar el estado ecológico y la calidad del agua en el tramo urbano del río David y tributarios.

4.2.- Objetivos específicos

- Determinar la composición taxonómica, riqueza y diversidad de la comunidad macroinvertebrados acuáticos asociada al tramo urbano del río David y tributarios.
- Evaluar la calidad ecológica del agua en el tramo urbano del río David y tributarios, mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua.
- Relacionar la presencia de actividades humanas con la calidad del agua en los sitios de muestreados en el tramo urbano del río David y tributarios.

5.- REVISIÓN DE LITERATURA

5.1.- Los ambientes dulceacuícolas

Los ecosistemas de agua dulce difieren entre sí por el tipo, la ubicación y el clima, pero de cualquier manera comparten características importantes (Baron *et al.* 2003). Estos ecosistemas también difieren en función de la cantidad de nutrientes para ser clasificados en oligotróficos (aquellos con pocos nutrientes y baja productividad primaria) y en eutróficos (los que poseen muchos nutrientes, una elevada productividad primaria, y en consecuencia, bajos niveles de oxígeno en las noches) [Hanson, Springer & Ramírez 2010].

Los ecosistemas dulceacuícolas (lagos, humedales, ríos y el agua subterránea) comparten la necesidad de abastecerse de agua en un determinado rango de calidad y cantidad (Baron *et al.* 2003). Además, debido a que estos ecosistemas son dinámicos, requieren de cierta variación natural o de disturbio para mantener su viabilidad o resiliencia (Baron *et al.* 2003). Por ejemplo, variaciones en las corrientes de agua de una estación a otra o de año a año, son necesarias para el mantenimiento de las comunidades de plantas y animales, y para la dinámica natural del hábitat que garantiza la producción y supervivencia de las especies (Baron *et al.* 2003). De igual manera, las variaciones en la tasa y periodicidad del caudal tienen un fuerte impacto en el tamaño de las poblaciones nativas y en la estructura de edades, en la presencia de especies raras o altamente especializadas, en la interacción de las especies entre sí y con su ambiente (Baron *et al.* 2003). Lo anterior, implica que los ecosistemas dulceacuícolas han evolucionado al ritmo de la variabilidad hidrológica natural (Baron *et al.* 2003).

5.2.- Los tipos de ecosistemas de agua dulce

En términos generales, es posible dividir a los ecosistemas de agua dulce en ecosistemas lóticos (es decir, aguas con corrientes) y lénticos (es decir, aguas sin corrientes) [Hanson *et al.* 2010]. Los lóticos incluyen las quebradas y ríos; mientras que los lénticos incluyen los lagos, lagunas, pantanos, entre otros (Hanson *et al.* 2010). Es importante destacar, que en los ríos hay zonas donde no hay corrientes (las pozas) mientras que en los lagos pueden existir olas producidas por el viento (Hanson *et al.* 2010).

5.2.1.- Ecosistemas lóticos

Entre los ecosistemas de aguas con corrientes están los ríos y quebradas permanentes, y aquellos que se secan parcial o completamente durante una parte del año (Hanson *et al.* 2010). En estos ecosistemas viven organismos conocidos como reofilicos (Hanson *et al.* 2010). En los ríos existen zonas erosionales donde las corrientes remueven y arrastran las partículas y zonas deposicionales donde las partículas son depositadas (Hanson *et al.* 2010).

Los ecosistemas lóticos, especialmente los ríos con aguas limpias y buena concentración de oxígeno, son los ecosistemas dulceacuícolas con la mayor diversidad de macroinvertebrados [Hanson *et al.* 2010].

5.2.2.- Ecosistemas lénticos

En términos generales, los ecosistemas con aguas sin corrientes poseen una menor diversidad de microhábitats que los ecosistemas lóticos (Hanson *et al.* 2010). En una laguna, la zona litoral (es decir, la orilla) tiene aguas someras con plantas creciendo en el fondo, y con frecuencia esta es la única zona presente en un pantano. En los ambientes lénticos, esta es la zona con el mayor número de especies de macroinvertebrados (Hanson *et al.* 2010). Hacia el interior de los ecosistemas lénticos, se encuentra la zona limnética (hasta donde penetra la luz) y la zona profunda (donde no llega la luz) [Hanson *et al.* 2010].

5.3.- Variables físico-químicas de los ecosistemas acuáticos

5.3.1.- Temperatura

Las propiedades lumínicas y calóricas de un ecosistema acuático están influenciadas por el clima, la topografía, composición química, sedimentos en suspensión y productividad de algas. La temperatura del agua regula directamente la concentración de oxígeno (es decir, a mayor temperatura menor solubilidad y viceversa) [Roldán Pérez 2003],

la tasa metabólica de los organismos acuáticos y los procesos vitales asociados; tales como, el crecimiento, la maduración y la reproducción (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Los patrones de circulación y gradientes de temperatura también influyen en los ciclos de los nutrientes, la distribución del O_2 disuelto (por ejemplo, en aguas frías el O_2 disuelto es mayor que en aguas cálidas) [Moun & Moulton 1991 citados en: Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010] así como en la distribución y el comportamiento de los organismos (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010).

5.3.2.- Oxígeno disuelto

El oxígeno es uno de los indicadores más importantes de la calidad de las aguas (Roldán Pérez 2003) y utilizados para caracterizar la salud de un ecosistema acuático (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Los valores normales varían entre los 7.0 y 8.0 mg/L. Este oxígeno proviene principalmente del aire y se difunde rápidamente debido a la turbulencia del agua y por el viento, en el caso de los lagos (Roldán-Pérez 2003). En el caso de los lagos, la principal fuente de oxígeno es la fotosíntesis (Roldán-Pérez 2003). La concentración de oxígeno también es afectada por la presión atmosférica (a mayor altura sobre el nivel del mar, menor presión atmosférica y por ende, hay pérdida de oxígeno) [Roldán Pérez 2003] y por las actividades fotosintéticas y respiratorias de la flora y la fauna en el ecosistema acuático (Moun & Moulton 1991 citados en: Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). La concentración de oxígeno disuelto en el agua es aprovechable para los peces y demás organismos acuáticos (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010).

5.3.3.- Potencial de hidrógeno (pH)

La fotosíntesis y la respiración son dos procesos biológicos antagónicos, pero estrechamente relacionados (Roldán Pérez 2003). El pH evalúa la acidez o la alcalinidad de una solución (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Las aguas para consumo humano deben tener un pH entre 6.5 y 8.5; es decir, entre neutra y ligeramente alcalina (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Por su parte, las aguas con pH menor de 6.5 son corrosivas, debido al anhídrido carbónico, ácidos o sales ácidas que están disueltas (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). La mayoría de los organismos acuáticos requieren aguas de pH entre 5.6 y 8.5 (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010).

La contaminación de los ecosistemas acuáticos por la descarga de residuos orgánicos o industriales rompe el equilibrio ecológico; lo que provoca cambios importantes en el pH (Roldán Pérez 2003). La acidificación de los ríos afecta primeramente a las

especies ácido sensitivas; pero si el pH cae por debajo de 5.0, más especies son afectadas (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010).

5.3.4.- Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica mide la cantidad total de iones presentes en el agua y, por ende, se relaciona con la salinidad (Roldán Pérez 2012). La conductividad se define como el recíproco de la resistencia medida entre dos electrodos de 1.0 cm² y distanciados entre sí por 1.0 cm (Roldán Pérez 2012). Los valores de conductividad se expresan en microsiemens por cm ($\mu\text{S}/\text{cm}$) o micromohos/cm. Los Sólidos Totales Disueltos (STD) se refieren a la concentración total de minerales presentes en las aguas naturales, y la salinidad, a la concentración total de los componentes iónicos (Roldán Pérez 2012).

La conductividad en las aguas superficiales tropicales de montaña por lo regular es muy baja (aguas oligotróficas): entre 10 y 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Roldán Pérez 2012). Igualmente, las aguas de los ríos de la selva pluvial tropical contienen conductividades muy bajas (menos de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Las lagunas costeras influenciadas por corrientes marinas y aguas subterráneas presentan conductividades superiores a los 2.000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Roldán Pérez 2012). Prácticamente los mismos iones que existen en la tierra también se encuentran en el agua; por ello, la composición química de un cuerpo de agua refleja la naturaleza geoquímica del terreno que la contiene (Roldán Pérez 2012).

Bajo condiciones naturales, en ecosistemas acuáticos de alta montaña, a medida que aumenta la conductividad disminuye la diversidad de especies (Roldán Pérez 2012). Un aumento de sales en el agua provocado por actividades humanas produce el mismo efecto. Según, Roldán Pérez (2012), para un limnólogo experimentado, la conductividad y el pH son dos de las medidas que más aportan acerca de la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático.

5.3.5.- Nitratos

El nitrato (NO_3) es un compuesto inorgánico (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). La existencia de estos en aguas superficiales no contaminadas y sin descarga de aguas industriales y comunales, se debe a la descomposición de la materia orgánica y al aporte de agua de lluvia (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Sin embargo, los fertilizantes nitrogenados no absorbidos por las plantas, volatilizados o arrastrados por la escorrentía superficial terminan en las aguas en forma de nitratos (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). Lo anterior implica que el nitrógeno no esté disponible para las

plantas y por lo tanto, puede elevarse su concentración por encima de los niveles permisibles en el agua potable (Lenntech 2009 citado en: Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010).

En términos, los animales marinos son más tolerantes que los animales de agua dulce a la toxicidad del nitrato. Ciertos crustáceos (anfípodos), insectos (tricópteros) y peces (salmónidos) destacan como los más sensibles. También algunos anfibios, sobre todo en el estadio larvario, pueden mostrarse sensibles a concentraciones relativamente bajas de nitrato en el medio acuático (Sparling *et al.* 2000, Camargo *et al.* 2005 citados en: Camargo & Alonso 2007).

5.3.6.- Fosfatos

El fósforo es otro elemento importante para la estructura y función celular. Sirve de componente básico para la estructura de los ácidos nucleicos y de la molécula del ATP, por medio de la cual se almacena y se gasta la energía en los seres vivos (Roldán Pérez 2012). En comparación con el nitrógeno, la abundancia es diez veces menor, pero su efecto sobre la eutroficación es mucho mayor, pues cantidades del orden de milésimas de miligramo, pueden activar crecimientos de fitoplancton que afectan significativamente la estructura y funcionamiento del ecosistema acuático (Roldán Pérez 2012).

El fósforo se encuentra en las rocas fosfatadas y en cerca de 200 minerales más. Las lluvias arrastran los fosfatos al agua donde son utilizados por las plantas y por el fitoplancton (Roldán Pérez 2012). El fitoplancton es consumido por el zooplancton y este, a su vez, pasa al resto de la cadena alimenticia. Al morir los organismos liberan el fósforo, del cual una parte va a parar finalmente a los sedimentos marinos (Roldán Pérez 2012).

El vertimiento de las aguas residuales domésticas y el uso excesivo de abonos en la agricultura son las fuentes principales de fósforo y nitrógeno y, por tanto, de eutroficación de los ecosistemas acuáticos (Roldán Pérez 2012). En esencia, los efectos producidos por estos dos nutrientes son similares y crean condiciones adversas para la vida de la mayoría de los organismos acuáticos (Roldán Pérez 2012).

5.3.7.- Turbidez

La turbiedad define el grado de opacidad producido en el agua por la materia particulada en suspensión (Roldán Pérez 2003). Debido a que los materiales que provocan la turbiedad son los responsables del color, la concentración de las sustancias determina la

transparencia del agua, puesto que limita el paso de la luz a través de ella (Roldán Pérez 2003). La turbiedad producida por materiales externos al ecosistema acuático se denomina alóctona; mientras que aquella que se produce dentro del medio acuático (por ejemplo, productividad primaria) se denomina autóctona (Roldán Pérez 2003).

La construcción de canteras y carreteras dejan el terreno expuesto a la erosión; provocando así un aumento en la turbiedad del agua (Roldán Pérez 2003). Los estudios de impacto ambiental constituyen una herramienta que ayuda a anticipar el impacto de estas y otras actividades humanas, y así disponer adecuadamente el exceso de los materiales extraídos, evitando que sean arrastrados por las lluvias (Roldán Pérez 2003). Este factor es especialmente perturbador de los ecosistemas acuáticos de la zona tropical; donde las lluvias son frecuentes (Roldán Pérez 2003). De igual manera, la deforestación y la agricultura intensiva generan sedimentos; los cuales, al depositarse en el fondo de los ríos y lagos destruyen los hábitats de muchas especies (Roldán Pérez 2003).

Es importante destacar que la entrada de sedimentos y de materia orgánica proporciona la materia prima que crea la estructura física del hábitat, los refugios, los sustratos y los sitios de desove, y provee y almacena los nutrientes que sustentan a las plantas y los animales acuáticos (Baron *et al.* 2003).

5.4.- Calidad del agua

El agua es el componente más abundante de la Tierra y posee características físicas y químicas que la hacen fundamental y única para el desarrollo de la vida (Roldán Pérez 2003). A menudo, el agua es considerada como el recurso más esencial; siendo los ríos y arroyos la principal fuente de agua para los ecosistemas dulceacuícolas y para los seres humanos (Karr & Chu 2000, Vorosmarty *et al.* 2010 citados en: Helson & Dudley Williams 2013). Además, proporciona un hábitat para una variedad de organismos (Dudgeon *et al.* 2006 citados en: Helson & Dudley Williams 2013).

Cualquier alteración que sufra este recurso afecta la estructura de las comunidades que la habitan (Roldán Pérez 2003). Lo anterior, implica que la calidad del agua es un factor importante para garantizar la salud y la vida de las especies (Roldán Pérez 2003 citado en: Itzep *et al.* 2009); y en este sentido, los macroinvertebrados constituyen una herramienta de monitoreo de calidad de aguas muy útil y de bajo costo (Springer 2010). Estos organismos son bioindicadores de los cambios ambientales que sufren ecosistemas lóticos (por ejemplo, ríos, arroyos o cuencas hidrográficas) a través del tiempo, en función de las alteraciones antrópicas (Mafla 2005 citado en: Itzep *et al.* 2009).

5.5.- Generalidades del río David y tributarios

La subcuenca del río David es la principal fuente de abastecimiento de agua para consumo doméstico y agroindustrial en la provincia de Chiriquí (Pino Selles & Bernal Vega 2009). Esta subcuenca abastece de agua a una población aproximada de 122,078 habitantes residentes en los distritos de David, Dolega y comunidades circunvecinas (Censo de Población y Vivienda 2000 citado en: Batista 2003). A pesar de su importancia, esta subcuenca ha sufrido un deterioro producto de diversas actividades antropogénicas; tales como, la tala de bosques de galería, sobrepastoreo, manejo inadecuado de las tierras de cultivos y vertido de residuos industriales sin tratamiento (Pino Selles & Bernal Vega 2009). Lo anterior, provoca alteraciones los ciclos de las comunidades biológicas; aumentando la abundancia de las especies más tolerantes y provocando la desaparición de las más susceptibles (Ruíz *et al.* 1994 citados en: Medianero & Samaniego 2004).

Los habitantes de áreas cercanas a la subcuenca se han dedicado a la producción de naranja, caña, café, piña, granos básicos y ganadería (Batista 2003). Sin embargo, las malas prácticas desarrolladas a través del tiempo han provocado un desequilibrio ambiental; evidenciado a través de la presencia de suelos con alto nivel de degradación, pobres y desprotegidos debido a las actividades pecuarias que se extienden a zonas con pronunciadas pendientes (Batista 2003). Además, el sobrepastoreo ocasiona problemas de compactación y erosión reduciendo la capacidad de infiltración y regulación de la escorrentía (Batista 2003). A esto se le suma una fuerte deforestación en la parte alta de la subcuenca, incluyendo el nacimiento del río David (Batista 2003).

El nivel actual y futuro de las actividades humanas, evidencian una creciente presión sobre el río David; el cual, aporta agua para la potabilización y el abastecimiento de agua potable para la mayor parte (81.1 %) de la población de la cuenca (Domínguez *et al.* 2005). Por otro lado, de los 872.73 km² del área utilizada para la actividad agropecuaria en Chiriquí, para el año 2000 se registró un consumo promedio de 3,671 kilos y 13,628 litros de insecticidas; 3,583 kilos y 54,286 litros de herbicidas, 4,709 kilos y 18,244 litros de fungicidas (Domínguez *et al.* 2005). De forma similar, el mismo estudio muestra que 588.2 km² son sometidos a la aplicación de fertilizantes para diferentes cultivos (Domínguez *et al.* 2005).

El máximo caudal mensual promedio en 35 años es de 91.8 m³/s y ocurre en el mes de octubre, mientras que el mínimo es de 3.44 m³/s, se registra en el mes de marzo y el promedio corresponde a 27.5 m³/s (Estadística & Censo 2000 citados en: Domínguez *et al.* 2005). Por lo antes visto para un período de 35 años es de esperar que se registre un caudal

mínimo crítico disponible de 3.44 m³/s (Estadística & Censo 2000 citados en: Domínguez *et al.* 2005). Además de ser fuente de abastecimiento de agua, este río es utilizado para verter las aguas residuales (doméstica, industrial y comercial) de la ciudad de David donde la población es alrededor de 77,734 habitantes (Estadística & Censo 2000 citados en: Domínguez *et al.* 2005). Lo anterior, es una amenaza para la calidad de las aguas superficiales, debido a que esto disminuye su capacidad de auto purificación, favoreciendo la degradación de los cursos de agua. El río David es un importante sistema ambiental, que sostiene importantes ecosistemas acuáticos y terrestres de los distritos de Dolega y David.

5.6.- Biomonitorio de ecosistemas acuáticos

El monitoreo de la calidad del agua es un tema de preocupación mundial para diversos sectores; gobierno, sectores privados y académicos, así como para el resto de la población (Rivas & Maldonado 2011). Esta preocupación se manifiesta a través de considerables cantidades de dinero, tiempo y esfuerzo que han sido dedicados para controlar, proteger, administrar y restaurar el recurso hídrico; siendo este de vital importancia para el ambiente, el desarrollo económico y el bienestar de un país (Rivas & Maldonado 2011). La calidad del agua es el conjunto de características químicas, físicas y biológicas del elemento, que le hacen apto para distintos usos; tales como, consumo humano, agrícola, ganadero, industrial, generación de energía, navegación marítima, recreativo y para el mantenimiento de las funciones de los ecosistemas (UICN 2018).

Los bioindicadores se utilizan para dos tipos de estudios: a) el diagnóstico o evaluación rápida; el cual es puntual en el tiempo (una única fecha de muestreo) y usualmente se basa en la comparación entre sitios (por ejemplo, río-arriba y río abajo de un foco de contaminación) y, b) el biomonitorio, el cual se basa en muestreos periódicos (por ejemplo, semestrales), para implementar un control de calidad o un programa de vigilancia a través del tiempo (usualmente años) [Springer 2010]. En ambos casos es importante tener una muestra de referencia, la cual puede ser en el tiempo (antes del inicio de la actividad) o espacial (sitio de referencia, sin el disturbio a evaluar) [Springer 2010]. Por lo tanto, en los estudios de monitoreo a largo plazo; por ejemplo, para la construcción de proyecto hidroeléctrico, es de vital importancia contar con un estudio de "línea base"; donde se incluye información de los muestreos antes del inicio de cualquier actividad relacionada con la construcción (Springer 2010). Este estudio de referencia facilitará la evaluación de posibles impactos durante y después del desarrollo del proyecto, y en caso de ser necesario, ayudará a tomar medidas correctivas (Springer 2010).

La mayor parte de los métodos e índices para la evaluación de la calidad biológica del agua han sido desarrollados para ecosistemas lóticos (ríos y quebradas) y en menor grado para ecosistemas lénticos (lagos y lagunas) [Prat & Rieradevall 1998, Rossaro *et al.* 2006 citados en: Springer 2010]. La gran diversidad de tipos que existen y la consecuente variabilidad de su hidrología, hacen que el biomonitoreo sea más complejo en los humedales; razón por la cual, la aplicación de estos métodos no está bien desarrollada para este tipo de ambientes (Rosenberg *et al.* 2008 citado en: Springer 2010).

Los bioindicadores se utilizan a diferentes niveles, desde el nivel individual (a través de biomarcadores) hasta el de población, comunidad o ecosistema (Adams 2002, Rosenberg *et al.* 2008, Prat *et al.* 2009 citados en: Springer 2010). El uso de biomarcadores (bioquímicos, fisiológicos, histológicos o genéticos) se considera un área emergente en el uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores (Springer 2010).

Los análisis físico-químicos evidencian la condición del agua en el momento del muestreo; mientras que los bioindicadores muestran tendencias a través del tiempo; es decir, se pueden comparar condiciones pasadas y presentes (Springer 2010). De igual manera, mediante el uso de éstos es posible detectar eventos puntuales de toxicidad, los cuales a menudo no son detectados por las mediciones físico-químicas estándares (Springer 2010). Sin embargo, el uso de bioindicadores también tiene sus limitaciones, especialmente para determinar la calidad de agua para consumo humano, debido a no necesariamente detecta la presencia de patógenos o condiciones químicas potencialmente peligrosas para la salud humana (Springer 2010). Además, las comunidades de organismos indicadores pueden verse afectados por otros factores ambientales; tales como la calidad del hábitat o las condiciones climáticas (Springer 2010). Lo anterior conlleva la necesidad de utilizar ambos métodos, el físico-químico y el biológico, en forma integral, lo cual ya se contempla en la legislación de muchos países y estados alrededor del mundo (Springer 2010).

5.7.- Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua

Los macroinvertebrados acuáticos son todos aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a la vegetación acuática, troncos y rocas sumergidas. Sus poblaciones están conformadas por platelmintos, insectos, moluscos y crustáceos principalmente. Se les denomina macroinvertebrados, porque su tamaño va de 0.5mm hasta alrededor de 5.0mm, por lo que se les puede observar a simple vista (Roldán Pérez 2016).

El uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos de la calidad del agua se inició en Europa hace más de 100 años (Springer 2010). Actualmente, el uso de estos organismos se ha constituido en una herramienta de mucha utilidad y de bajo costo; por lo cual, es ampliamente utilizado a nivel mundial (Springer 2010).

Se ha comprobado que la composición de las comunidades de macroinvertebrados refleja la calidad de los ecosistemas acuáticos; razón por la cual, los métodos de evaluación basados en estos organismos han sido ampliamente utilizados desde décadas atrás como una parte integral del monitoreo de la calidad del agua (Roldán Pérez 2016). Países de la Unión Europea y Norte América han sido líderes en este proceso (Gaufin & Tarzwell 1952, Hynes 1959, Resh *et al.* 1995 citados en: Roldán Pérez 2016). Los estudios de ríos y lagos europeos, basados en esta metodología han permitido conocer el estado ecológico de estos ecosistemas; lo cual, ha incidido en que se pueda lograr una sorprendente recuperación de estos ecosistemas en las últimas dos décadas.

Hynes (1959, 1963) citados en: Roldán Pérez (2003) presentó a los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua e integró la biología a la contaminación acuática. Por su parte, Resh *et al.* (1995) citados en: Roldán Pérez (2003), desarrollaron en Maryland (Estados Unidos) métodos para la evaluación de la calidad del agua mediante la implementación de macroinvertebrados como indicadores biológicos. Estos métodos como otro propuesto en Reino Unido, valoran las condiciones del hábitat y predicen la fauna esperada en un determinado sitio (Roldán Pérez 2003). Por su parte, Trihadiningrum *et al.* (1996) citados en: Roldán Pérez (2003) emplearon macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua en Indonesia.

Alba-Tercedor (1996) citados en: Roldán Pérez (2003), adoptó en España la utilización de estos organismos acuáticos en los programas de evaluación de la calidad del agua en este país, utilizando para ello el Índice BMWP adaptado para la península ibérica. Investigadores como Townsend & Scarsbrook (1997) citados en: Roldán Pérez (2003) calificaron las perturbaciones en las corrientes en relación con las características de las especies de macroinvertebrados y la riqueza de dichas especies.

5.8.- Biología de los macroinvertebrados

Los macroinvertebrados como aquellos invertebrados que se pueden ver a simple vista o bien que son retenidos por una red de malla de aproximadamente 125 μm (Hanson *et al.* 2010). Estos organismos habitan en el lecho fluvial (entre las piedras, plantas acuáticas sumergidas, etc.) ya sea durante todo su ciclo vital (como los moluscos) o parte

de él (como muchos insectos, en los que la fase adulta es terrestre y la fase larvaria es acuática) [Rosenberg & Resh 1993].

Los grupos de macroinvertebrados que habitan en agua dulce muestran una gran variedad de adaptaciones, incluyendo importantes diferencias en sus ciclos de vida (Hanson *et al.* 2010). Algunos grupos pasan todo, o casi todo, su ciclo de vida en el agua (Hanson *et al.* 2010). Ejemplos incluyen chinches (Hemiptera), la mayoría de los escarabajos (Coleoptera; aunque la pupa es generalmente terrestre), crustáceos, moluscos, sanguijuelas y planarias (Hanson *et al.* 2010). Por otro lado, los órdenes de insectos Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Megaloptera, Trichoptera, Lepidoptera y Diptera tienen adultos terrestres (Hanson *et al.* 2010). En muy pocos grupos, como Dryopidae (Coleoptera) y Nematomorpha, solo los adultos son acuáticos (Hanson *et al.* 2010). El tiempo de desarrollo es altamente variable, dependiendo de la especie y de factores ambientales, como la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento, y puede variar desde pocas semanas hasta varios años (Hanson *et al.* 2010). En los ambientes tropicales, los ciclos de vida son por lo general "multivoltinos", lo que quiere decir que se dan varias generaciones al año, las cuales se traslapan (Vásquez *et al.* 2009 citados en: Hanson *et al.* 2010). Aquí usualmente no hay una estacionalidad muy marcada en la emergencia de los adultos, como se da en zonas templadas, donde prevalecen los ciclos "univoltinos" o "semivoltinos", con una o dos generaciones al año (Hanson *et al.* 2010). A pesar de ello, existen ejemplos de poblaciones de insectos acuáticos en Costa Rica con ciclos de vida semivoltinos, como *Euthyplocia hecuba* (Ephemeroptera) [Sweeney *et al.* 1995 citados en: Hanson *et al.* 2010] y univoltinos, como *Cora marina* (Odonata) [Pritchard 1996 citados en: Hanson *et al.* 2010]. Finalmente, algunos grupos realizan migraciones a lo largo de los ríos, e incluso entre los ambientes de agua dulce y de mar (Hanson *et al.* 2010). Por ejemplo, algunas especies de crustáceos decápodos necesitan del ambiente marino para el desarrollo del estadio larval y migran nuevamente hacia los ríos como juveniles (Hanson *et al.* 2010).

La alta diversidad taxonómica, y los tipos de alimentación y sus diferentes ciclos de vida hacen de la comunidad de macroinvertebrados una buena indicadora de la calidad ecológica de las aguas, ya que ofrece un amplio espectro de respuestas a las diferentes perturbaciones ambientales (Rosenberg & Resh 1993). Además, la relativamente escasa capacidad de desplazamiento de los macroinvertebrados permite un efectivo análisis espacial de la contaminación, tienen un ciclo de vida largo en comparación con otros

organismos, lo que nos permite estudiar los cambios acontecidos durante largos periodos de tiempo (Rosenberg & Resh 1993).

- **Hábitat y locomoción**

La fauna de agua dulce se puede clasificar en función del lugar donde se encuentra en el cuerpo de agua y su forma de moverse. Así, algunos que viven en la superficie del agua (neuston), otros suspendidos en la columna del agua (plancton) o nadando activamente en ella (necton). Es importante mencionar que, estos grupos no habitan en agua con corrientes y pueden ser muy abundantes y diversos en los lagos y lagunas (Hanson *et al.* 2010). La mayor parte de los animales del ambiente dulceacuático viven en algún tipo de sustrato; ya sea en el fondo (bentos) o en los tallos de las plantas acuáticas, maderas, rocas, entre otros (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010).

- **Neuston (pleuston)**

El epineuston está constituido por los organismos que viven en la fase aérea (Hanson *et al.* 2010) sobre la superficie del agua; caminando, patinando o brincando (Roldán Pérez 2003). Estos organismos tienen adaptaciones que les permiten vencer la tensión superficial del agua (Roldán Pérez 2003). Chinchas de las familias Gerridae, y Mesoveliidae patinan en la superficie del agua (Hanson *et al.* 2010); mientras que otros artrópodos se mueven brincando (Collembola) o caminando (Hemiptera-Hidrometridae y algunas arañas) en la superficie del agua [Hanson *et al.* 2010]. Estos artrópodos semiacuáticos presentan adaptaciones para moverse en la superficie del agua (Bush & Hu 2006 citados en: Hanson *et al.* 2010); por lo cual, con regularidad son incluidos en los estudios acuáticos (Hanson *et al.* 2010). Los adultos de Gyrinidae (Coleoptera) viven principalmente en la superficie del agua; pero son capaces de bucear y nadar (Hanson *et al.* 2010). Por su parte, el hiponeuston incluye a los organismos que viven justo por debajo de la superficie del agua (por ejemplo, larvas de zancudos culícidos); los cuales, permanecen cerca de la superficie debido a su modo de respiración (Hanson *et al.* 2010).

- **Necton**

Estos organismos nadan libremente en la columna de agua (Hanson *et al.* 2010). Forman parte de este grupo de organismos, la familia Corixidae y Notonectidae (Hemiptera), Dytiscidae, Gyrinidae e Hydrophilidae (Coleoptera) y Baetidae (Ephemeroptera) [Hanson *et al.* 2010].

- **Bentos**

Son aquellos organismos que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a piedras, rocas, troncos, restos de vegetación y sustratos similares (Roldán Pérez 2003). Los principales órdenes representantes son: Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera y Diptera (Roldán Pérez 2003). También algunos pueden encontrarse enterrados en el fondo a varios centímetros de profundidad, como la familia Euthyplociidae (Ephemeroptera). Otros, como la familia Blephariceridae (Diptera), se adhieren fuertemente a rocas mediante un sistema de ventosas en el abdomen (Roldán Pérez 2003). Ciertas especies del orden Odonata (Suborden Zygoptera) se encuentran adheridas a vegetación acuática sumergida o emergente (Roldán Pérez 2003).

- **Alimentación**

El alimento de los animales de agua dulce puede originarse dentro del ecosistema acuático (autóctono) o venir del terrestre (alóctono) [Hanson *et al.* 2010]. Los herbívoros y carnívoros se alimentan de organismos vivos; mientras que los detritívoros se alimentan de materia orgánica en descomposición (detritus) [Hanson *et al.* 2010]. Dentro de cada una de estas categorías se puede distinguir varios grupos funcionales, basados en su comportamiento alimenticio (Hanson *et al.* 2010). Es importante notar que, el comportamiento alimenticio puede cambiar a través del ciclo de vida del animal y que algunos animales ingieren diversos tipos de alimento (son omnívoros) [Hanson *et al.* 2010].

- **Herbívoros**

Los herbívoros se alimentan de plantas vasculares acuáticas o de algas filamentosas (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010). Generalmente toman pedazos grandes (>1mm) de tejido vegetal y son llamados fragmentadores (desmenuzadores). Pueden alimentarse externamente o internamente como minadores de tallos u hojas (algunos Chironomidae) o pueden alimentarse de raíces enterradas en los sedimentos (Coleoptera: Curculionidae) [Hanson *et al.* 2010].

Existen muy pocos herbívoros que no son fragmentadores; por ejemplo, una especie de Chironomidae que induce agallas en Podostemaceae y algunos homópteros (Hemiptera) semiacuáticos que succionan savia (Hanson *et al.* 2010). Otros herbívoros se alimentan de algas microscópicas, son menos especializados y por lo general seleccionan su alimento con base a su tamaño y disponibilidad (Hanson *et al.* 2010). Algunos son filtradores de partículas en suspensión, que son recolectadas a través de cepillos bucales o redes de

seda (Hanson *et al.* 2010). Otros son raspadores que se alimentan de algas (perifiton) y microbios adheridos a las rocas u otros sustratos; ejemplos incluyen: Heptageniidae (Ephemeroptera), Glossosomatidae (Trichoptera) y caracoles (Hanson *et al.* 2010).

- **Carnívoros**

En este grupo están los organismos que se alimentan de otros animales (Roldán Pérez 2003), y se dividen en tres categorías: los depredadores, los parasitoides y los parásitos (Hanson *et al.* 2010). Los depredadores son los macroinvertebrados carnívoros más comunes de agua dulce (Hanson *et al.* 2010). La mayoría mastican la presa, aunque algunos le inyectan enzimas y succionan su contenido (por ejemplo, chinches, larvas de coleópteros Gyrinidae y Dytiscidae, ninfas y adultos de ácaros) [Hanson *et al.* 2010]. Con frecuencia, los depredadores poseen adaptaciones morfológicas para capturar la presa; por ejemplo, las patas raptorales en chinches y el labio extensible en los odonatos (Hanson *et al.* 2010). Algunos filtradores son depredadores cuando se alimentan de zooplancton (Hanson *et al.* 2010).

Los parasitoides son organismos que viven en una asociación íntima con un hospedero y a diferencia de un parásito, siempre lo matan (Hanson *et al.* 2010). Contrario a un depredador, la larva de un parasitoide consume un solo individuo (Hanson *et al.* 2010). Los parasitoides son muy escasos en los ecosistemas acuáticos (Hanson *et al.* 2010). Se incluyen en este grupo algunas pocas especies de avispidas (Hymenoptera) que entran al agua para poner su huevo en un insecto acuático o en sus huevos, donde se alimenta y se desarrolla su larva (Hanson *et al.* 2010). Las larvas de algunos Sciomyzidae (Diptera) son parasitoides de caracoles (Hanson *et al.* 2010).

Los parásitos son organismos que viven en una asociación íntima con un hospedero, pero generalmente no lo matan (aunque a veces pueden matarlo si la población de parásitos es muy alta) [Hanson *et al.* 2010]. Algunos ejemplos incluyen a Sisyridae (Neuroptera) que son parásitos de esponjas (Porifera), Branchiura y algunos Copépoda (Crustacea) en peces, Bopyridae (Isopoda) en las branquias de camarones, las larvas de ácaros en los adultos de insectos acuáticos y las larvas de algunas almejas (Unionida) en branquias de peces (Hanson *et al.* 2010).

- **Detritívoros**

Los detritívoros se alimentan de materia orgánica muerta (detritus) e incluyen los varios grupos funcionales; tales como, los fragmentadores, filtradores y los recolectores

(Hanson *et al.* 2010). Los fragmentadores o desmenuzadores se alimentan de pedazos (>1mm) de hojas en descomposición o fragmentos de madera, una dieta que incluye muchos microorganismos (bacterias y hongos), lo cual aumenta el valor nutricional de las hojas (Hanson *et al.* 2010). Ellos convierten estos fragmentos en partículas más finas de materia orgánica (Hanson *et al.* 2010).

Por su parte, los filtradores incluyen los animales que utilizan estructuras especializadas del cuerpo (cepillos bucales como en simulidos, patas con brochas de setas en algunas ephemeropteros y trichopteros, branquias ciliadas en almejas, etc.) o redes de seda (algunos trichopteros y chironomidos) que funcionan como filtros para remover partículas finas (<1mm) del agua (Hanson *et al.* 2010). Ellos comúnmente aprovechan sitios de corriente fuerte que llevan una mayor cantidad de alimento (Hanson *et al.* 2010). Muchos filtradores son más bien omnívoros porque se alimentan tanto de materia viva (fitoplancton y zooplancton) como de materia muerta (Hanson *et al.* 2010). Finalmente, los recogedores (recolectores) son animales que recogen partículas finas (<1mm) depositadas en el agua (Hanson *et al.* 2010).

- **Respiración**

Los ambientes acuáticos tienen menos oxígeno que los ambientes terrestres y la difusión de oxígeno en el agua es mucho más lenta que en el aire (Hanson *et al.* 2010). La cantidad de oxígeno disuelto en el agua disminuye conforme aumenta la temperatura y disminuye la corriente (Hanson *et al.* 2010). En agua fría pueden haber 15 ppm (partes por millón) de oxígeno; mientras que en el aire es 200,000 ppm (Hanson *et al.* 2010). Lo anterior, ha hecho que los macroinvertebrados acuáticos hayan desarrollado adaptaciones estructurales y fisiológicas que le permitan tomar el oxígeno del agua (Roldán Pérez 2003). Relacionado con lo anterior, es importante destacar que los problemas de contaminación que disminuyen los niveles de oxígeno en el agua, son letales para la mayoría de los organismos que allí habitan (Roldán Pérez 2003).

- **Respiración hidropnéustica**

Este tipo de respiración consiste en tomar directamente el oxígeno disuelto en el agua a través de la piel o de agallas filamentosas (Roldán Pérez 2003). Este es el tipo de respiración que realiza la mayoría de los macroinvertebrados acuáticos (Roldán Pérez 2003). Se han observado cómo algunos organismos que viven en aguas con déficit de oxígeno, por ejemplo, las ninfas de *Euthyplocia* y *Campylocia*, poseen agallas

enormemente desarrolladas, como una compensación para una mayor área de exposición y captación del poco oxígeno disponible (Roldán Pérez 2003). Las pupas de *Simulium* cuentan con espiráculos funcionales con prolongaciones torácicas ramificadas llamadas agallas espiraculares que les sirven para realizar respiración aeropnéutica en caso de que el medio comience a secarse (Roldán Pérez 2003).

- **Respiración aeropnéutica**

Este tipo de respiración la realizan algunos organismos acuáticos, que toman el oxígeno directamente del aire (por ejemplo, Culicidae y Syrphidae) mediante unos sifones respiratorios que les permiten estar en contacto con la superficie del agua durante períodos prolongados (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010). Organismos como estos no servirán como indicadores de aguas desoxigenadas (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010).

Otros organismos como los de la familia Dytiscidae y Elmidae (Coleoptera) nadan hasta la superficie donde toman burbujas de aire que conservan debajo de los élitros y esto les sirve de reserva de oxígeno durante varias horas (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010). Ciertos coleópteros y lepidópteros poseen espiráculos ensanchados que les sirven para almacenar aire y así resisten períodos prolongados debajo del agua (Roldán Pérez 2003). Ciertos hemípteros y coleópteros tienen sus cuerpos cubiertos por escamas y pelos microscópicos que no se humedecen, lo que les permite mantener secos los espiráculos y así tener siempre una reserva de aire (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010). Esta adaptación consiste de una estructura llamada plastrón (Roldán Pérez 2003, Hanson *et al.* 2010). Otros organismos como la familia Polymitarcidae perforan tallos esponjosos donde se alojan por períodos prolongados y donde toman el oxígeno del aire allí acumulado (Roldán Pérez 2003).

- **Osmorregulación**

Se refiere al mantenimiento de concentraciones específicas de sales o iones en el interior del cuerpo (Hanson *et al.* 2010); específicamente, en las células (Roldán Pérez 2003). En los procesos metabólicos se pierden sales que deben reemplazarse, por eso la concentración de sales en el medio acuático donde viven los macroinvertebrados juega un papel importante en el establecimiento del equilibrio osmótico (Roldán Pérez 2003). Un aumento de salinidad en el medio (concentración hiperosmótica) sería fatal para la mayoría de los organismos que allí viven (Roldán Pérez 2003).

Los animales de los ecosistemas dulceacuícolas viven en un medio hipotónico; lo cual implica que el agua tiende a entrar a su cuerpo debido a que las concentraciones de sales son mayores en su cuerpo que en el medio acuático (Hanson *et al.* 2010). Para reducir la entrada de agua a su cuerpo, han desarrollado tegumentos impermeables (por ejemplo, una cutícula de cera o una cutícula de carbonato de calcio (Hanson *et al.* 2010). Los animales acuáticos eliminan el exceso de agua por medio de una orina muy diluida; por lo que en numerosos insectos la orina se forma en los túbulos de Malpighi y muchos de los solutos esenciales son reabsorbidos en el recto, antes de salir del cuerpo (Hanson *et al.* 2010). En los crustáceos decápodos estos procesos ocurren en un par de glándulas ubicadas en la base del segundo par de antenas (estas glándulas son más grandes en los decápodos dulceacuícolas que en los marinos) [Hanson *et al.* 2010].

5.9.- Importancia ecológica de los macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados dulceacuícolas desempeñan papeles importantes dentro de básicamente todos los procesos ecológicos de los ecosistemas acuáticos (Hanson *et al.* 2010). Los macroinvertebrados tienen una especial importancia en los ecosistemas acuáticos al constituir el componente de biomasa animal más importante en muchos tramos de ríos y jugar un papel fundamental en la transferencia de energía desde los recursos basales hacia los consumidores superiores de las redes tróficas (Ladrera, Rieradevall & Prat 2013).

Desde el punto de vista energético, las cadenas tróficas acuáticas se basan en material autóctono producido por las algas o bien material alóctono que entra al sistema acuático desde afuera (Hanson *et al.* 2010). Los macroinvertebrados constituyen una especie de “vehículo” importante para poder mover esta energía a diversos niveles tróficos de las cadenas alimentarias acuáticas (Hanson *et al.* 2010).

Los macroinvertebrados controlan la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos (Hanson *et al.* 2010); ya que ellos consumen gran cantidad de algas y otros microorganismos asociados con el perifiton en ríos o bien con el plancton en lagos (Hanson *et al.* 2010). Muchas veces, este consumo aumenta la productividad primaria, ya que se elimina tejido poco productivo y se mineralizan los nutrientes (Wallace & Webster 1996, Allan & Castillo 2007 citados en: Hanson *et al.* 2010).

En sistemas basados en material alóctono como la hojarasca, los macroinvertebrados fragmentadores son vitales para mover esta energía a otros niveles tróficos (Hanson *et al.* 2010). Los fragmentadores utilizan partículas de gran tamaño, como

las hojas de árboles que caen al río y las degradan (Hanson *et al.* 2010). En el proceso, generan fragmentos pequeños de materia orgánica que son accesibles a otros organismos, como los recolectores y filtradores (Hanson *et al.* 2010). Al mismo tiempo, los macroinvertebrados filtradores, como las larvas de Simuliidae (los mismos que son tan fastidiosos como adultos), remueven partículas finas (seston) del agua y las convierten en partículas fecales más densas que se hunden y proveen alimento para otros invertebrados acuáticos (Hanson *et al.* 2010). Estos procesos garantizan que los nutrientes presentes en las partículas no sean exportados del ecosistema y llevados por la corriente al mar (Malmqvist *et al.* 2004, Wotton & Malmqvist 2001 citados: Hanson *et al.* 2010).

La deriva (o movimiento río abajo) de los macroinvertebrados benthicos en la columna de agua, es un proceso sumamente común e importante en los ecosistemas lóticos (Waters 1972 citado en: Hanson *et al.* 2010). Se ha encontrado que los macroinvertebrados entran en deriva por razones de comportamiento (para escapar de depredadores), dispersión (buscar nuevos sitios de alimentación) o como resultado de disturbios (crecidas del río o cambio de la calidad del agua) [Hanson *et al.* 2010]. La cantidad de organismos en deriva puede ser alta y en sitios donde abundan los peces depredadores presentan una periodicidad fuertemente nocturna (Ramírez & Pringle 2001 citados en: Hanson *et al.* 2010). Aparentemente, los insectos acuáticos compensan este movimiento con uno predominantemente opuesto, río arriba, en el estadio adulto (Hershey *et al.* 1993 citados en: Hanson *et al.* 2010). Además, algunos estudios indican que las larvas también caminan río arriba y compensan la deriva (Humphries & Ruxton 2002 citados en: Hanson *et al.* 2010). La deriva y el vuelo de los insectos adultos son importantes mecanismos en la recuperación o recolonización de los ecosistemas de ríos luego de disturbios naturales y antropogénicos (Hanson *et al.* 2010).

Muchos macroinvertebrados dulceacuícolas sirven como alimento para los animales terrestres, como arañas, aves y murciélagos. Por ejemplo, la correa (*Aramus guarauna*) y el elanio caracolero (*Rostrhamus sociabilis*) dependen de ciertas especies de caracoles (Ampullariidae) en pantanos (Collett 1977 citados en: Hanson *et al.* 2010). El mirlo acuático (*Cinclus mexicanus*) se alimenta casi exclusivamente de insectos acuáticos (Harvey & Marti 1993 citados en: Hanson *et al.* 2010). En algunos sitios los adultos terrestres de los insectos acuáticos representan una proporción significativa de la biomasa de artrópodos de la zona ribereña (Hanson *et al.* 2010). Estos insectos son componentes importantes en la dieta de aves y murciélagos e incluso pueden afectar su distribución (Jackson & Resh 1989, Iwata *et al.* 2003 citados en: Hanson *et al.* 2010). Asimismo, unas diversidades de artrópodos

terrestres depredan los adultos de insectos acuáticos cuando salen del agua y de hecho pueden tener un efecto apreciable en las poblaciones de los mismos (Paetzold & Tockner 2005 citados en: Hanson *et al.* 2010).

5.10.- Descriptores ecológicos utilizados en la caracterización de comunidades acuáticas

5.10.1.- Medición de la riqueza de especies

La riqueza específica (S) es la forma más sencilla de medir la biodiversidad, ya que se basa únicamente en el número de especies presentes en la comunidad, sin tomar en cuenta el valor de importancia de las mismas (Moreno 2001). La forma ideal de medir la riqueza específica es contar con un inventario completo que nos permita conocer el número total de especies (S) obtenido por un censo de la comunidad (Moreno 2001). Esto es posible únicamente para ciertos taxa bien conocidos y de manera puntual en tiempo y en espacio (Moreno 2001). La mayoría de las veces tenemos que recurrir a índices de riqueza específica obtenidos a partir de un muestreo de la comunidad (Moreno 2001).

5.10.2.- Índice de Diversidad de Shannon-Weaver

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Este índice expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra (Moreno 2001). Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran 1988, Peet 1974, Baev & Penev 1995 citados en: Moreno 2001). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran 1988 citado en: Moreno 2001).

5.10.3.- Índices de similitud/disimilitud

Expresan el grado en el que dos muestras son semejantes por las especies presentes en ellas, por lo que son una medida inversa de la diversidad beta, que se refiere al cambio de especies entre dos muestras. Sin embargo, a partir de un valor de similitud (s) se puede calcular fácilmente la disimilitud (d) entre las muestras: $d=1-s$. Estos índices pueden obtenerse con base en datos cualitativos o cuantitativos directamente o a través de métodos de ordenación o clasificación de las comunidades (Moreno 2001).

5.10.4.- Índice de Morisita-Horn

Este índice está fuertemente influido por la riqueza de especies y el tamaño de las muestras, y tiene la desventaja de que es altamente sensible a la abundancia de la especie más abundante (Magurran 1988, Peet 1974, Baev & Penev 1995 citados en: Moreno 2001).

5.10.5.- Funciones de acumulación de especies

Otra herramienta potencialmente útil en el análisis de la riqueza específica de muestras de diferente tamaño son las funciones de acumulación de especies (Moreno 2001). Según Moreno (2001) este tipo de modelos se pueden ajustar en cualquier programa estadístico con procedimiento de regresión no lineal definida por el usuario, como SigmaStat (Jandel 1995) o Statistica (StatSoft 1998).

Estas funciones de acumulación de especies, basadas en un modelo adecuado de los métodos de colecta, permiten la predicción de la riqueza específica (máxima o para un esfuerzo de muestreo definido), tomando en cuenta que una muestra sesgada tanto temporal como espacialmente no es útil para la extrapolación, por lo que dicha extrapolación sólo será válida para las condiciones temporales y espaciales de la muestra (Moreno 2001). Otra aplicación de estas funciones es en la planeación del trabajo de campo, porque permiten conocer el esfuerzo de captura requerido para añadir un determinado número o porcentaje de especies a la muestra (Soberón & Llorente 1993, Moreno & Halffter 2000 citados en: Moreno 2001).

5.10.6.- Índice biótico Biological Monitoring Working Party (BMWP/Pan)

Los índices bióticos son ampliamente utilizados en la evaluación de la calidad biológica de las aguas, en especial de los ríos (Springer 2010). Estos índices asocian a los taxa presentes (familia, género y especie) con un valor numérico según su nivel de tolerancia (Springer 2010). Este valor, a su vez es utilizado en conjunto con la riqueza taxonómica (índices cualitativos) o en combinación con las abundancias relativas (índices cuantitativos) para obtener un valor final del índice (Springer 2010).

Un índice que ha sido adaptado en los últimos años en varios países de Latinoamérica es el "BMWP" ("Biological Monitoring Working Party") [Springer 2010]. Este fue desarrollado inicialmente para Inglaterra y luego adaptado para España por Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega 1988 citado en: Springer 2010). Este índice se basa únicamente en la presencia de familias y sus valores de

tolerancia asignados, totalmente independiente de la cantidad de géneros o individuos recolectados de cada familia, por lo que es de fácil aplicación (Springer 2010).

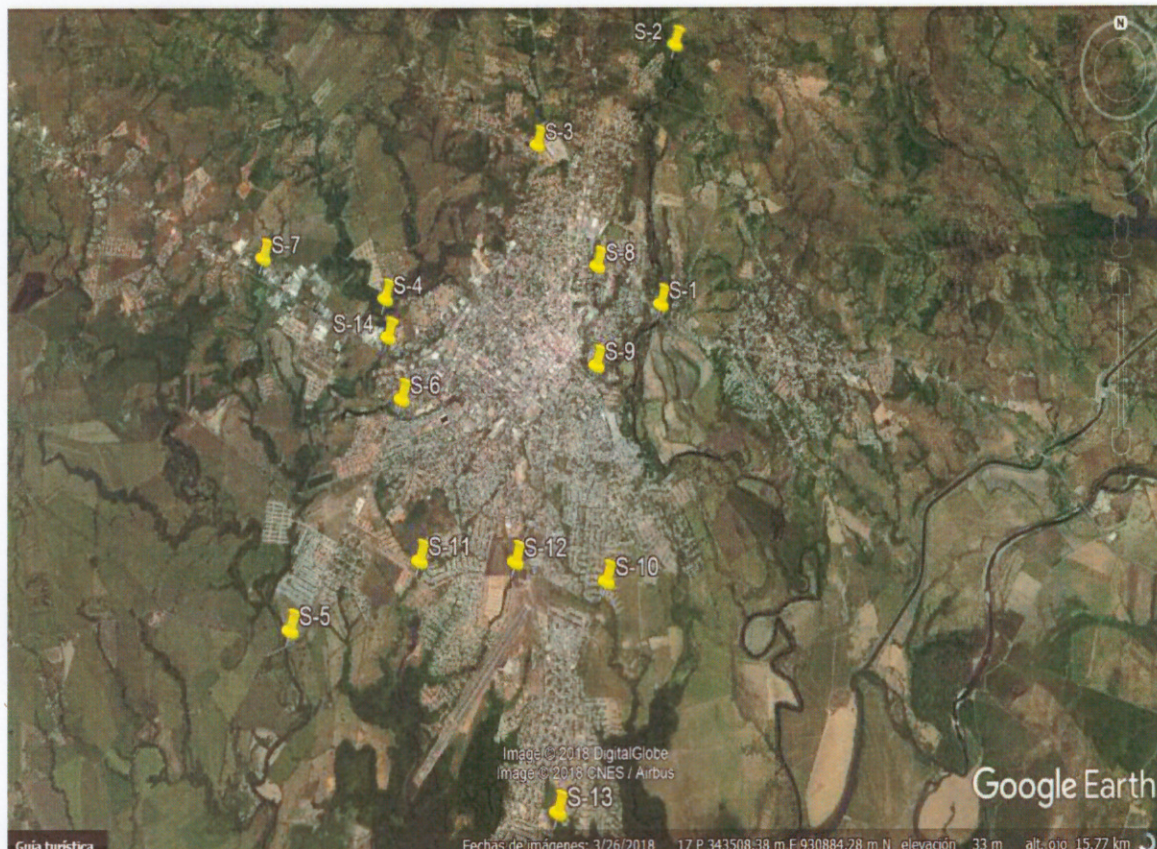
Otro índice ampliamente utilizado es el "FBI" ("Family Biotic Index"), desarrollado por Hilsenhoff (1988), el cual además toma en cuenta las abundancias de cada familia (Springer 2010). Este índice a diferencia del BMWP, pondera el valor de tolerancia, ya que la cantidad de individuos recolectados se multiplica por el valor de tolerancia del taxón y se divide entre el total de individuos recolectados (Springer 2010). Al igual que en los otros métodos, estos índices deben ser adaptados localmente y no se recomienda que sean aplicados a otra región sin previa modificación (Springer 2010).

6.- MATERIALES Y MÉTODOS

6.1.- Área de estudio

El área de estudio estuvo localizada en la subcuenca baja del río David, en la ladera sur occidental del Volcán Barú, en el pacífico occidental de la República de Panamá, provincia de Chiriquí. La subcuenca está ubicada geográficamente, entre las coordenadas UTM 320000 y 380000 E, 900000 y 965000 N (Domínguez, *et al.* 2005). Según Batista (2003), la cuenca baja del río David incluye sitios entre los 300 y 6 m.s.n.m. Las condiciones climatológicas de la región muestran una precipitación media anual de 3000 mm, distribuida durante todo el año; sin embargo, la mayor actividad pluviométrica se registra entre los meses de mayo a noviembre, los registros muestran una evaporación que alcanza el 60 % de la precipitación, y temperatura promedio de 26 °C (Domínguez *et al.* 2005).

Se establecieron 14 sitios de muestreo distribuidos en la subcuenca baja del río David y tributarios, específicamente en la zona urbana del distrito de David (Fig. 1, Fig. 2a-2n). Para estudiar las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y evaluar la calidad del agua de la cuenca baja de este río, durante el 2018 se realizaron muestreos mensuales (febrero a septiembre).



Tomado de: Google Earth versión 7.3

Fig. 1. Mapa con los sitios de muestreo en el río David y tributarios, distrito de David, provincia de Chiriquí.

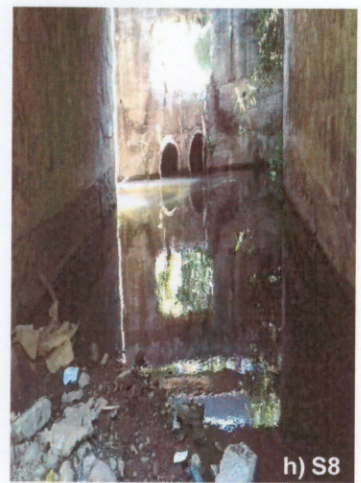




Fig. 2. Sitios de muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el río David y tributarios. a) S1 en río David (puente sobre la Panamericana en el sector de Valbuena), b) S2 en río David (sector de Santa Cruz, c) S3 en Quebrada San Cristóbal (sector de USMA-San Carlitos), d) S4 en Quebrada San Cristóbal (sector entre la UNACHI y el Hospital Regional Dr. Rafael Hernández), e) S5 en Quebrada San Cristóbal (puente Los Ladrillos en vía Querévalo), f) S6 en Quebrada que desemboca en el Lago Baruco, g) S7 en Quebrada Coquito (vía Panamericana), h) S8 en Quebrada del sector del Colegio Félix Olivares, i) S9 en Quebrada localizada en el sector del Colegio Francisco Morazán, j) S10 en Quebrada La Vergüenza (camino hacia la Barriada San José), k) S11 en Quebrada en Los Abanicos 1, l) S12 en Quebrada en los Abanicos 2, m) S13 en Quebrada San Cristóbal (sector de San Pablo), n) S14 en Quebrada San Cristóbal (puente sobre la Panamericana ubicado al lado del puente elevado de la UNACHI).

6.2.- Trabajo de campo

6.2.1.- Parámetros fisicoquímicos

En cada sitio de muestreo se midieron una serie de parámetros fisicoquímicos del agua; específicamente, pH, temperatura (°C), conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$) y oxígeno disuelto (mg/L); utilizando para ello un multiparámetro marca HACH modelo HQ40d.

6.2.2.- Recolecta de especímenes

Cada vez que se visitó un sitio de muestreo, se recolectaron especímenes durante 60 minutos (esfuerzo de muestreo). Durante este periodo de tiempo, se recolectaron especímenes de diferentes sustratos, aplicando dos métodos de muestreo; los cuales se describen a continuación: a) Con una red triangular de 12 pulgadas de ancho y malla de 0.5 mm, se realizó un barrido en el fondo rocoso, arenoso, en la superficie y la columna de agua, y b) Recolecta manual de hojarasca del fondo y las orillas. Las muestras fueron depositadas en bolsas ziploc y frascos plásticos con alcohol al 96 % y debidamente rotulados.

6.3.- Trabajo de laboratorio

Las muestras fueron trasladadas al laboratorio del Museo de Peces de Agua Dulce e Invertebrados (MUPADI) de la Universidad Autónoma de Chiriquí. En este laboratorio, las muestras fueron separadas con ayuda de pinzas de punta suave. La identificación de los especímenes se realizó con la ayuda de un estereoscopio (Stemi SV 6) y de las claves de McCafferty (1981), Merrit & Cummins (1996), Roldán (1996, 2003), Hanson *et al.* (2010). Los especímenes fueron identificados a nivel de familia y género (cuando fue posible).

6.4.- Análisis de los datos

Los datos por fecha de recolecta y estación fueron introducidos en una matriz de datos elaborada con el programa Excel (Microsoft Inc. 2013). Para determinar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el área de estudio, se calculó la riqueza de especies, la diversidad mediante el Índice de Shannon-Weaver (H') y el grado de similitud entre las comunidades de las diferentes estaciones a través del Índice de Morisita-Horn; utilizando el programa PAST 4.02 (Hammer, Harper & Ryan 2001). La representatividad del esfuerzo de muestreo en el área de estudio, se evaluó mediante una curva de acumulación de especies y cálculos de estimadores de riqueza no paramétricos (ICE y Chao 2); empleando para ello el programa EstimateS 9.1.0 (Colwell 2013). La calidad del agua en

cada sitio de muestreo fue evaluada a través del Índice Biótico “*Biological Monitoring Working Party/Panamá*” (BMWP/Pan) [Cornejo & Boyero 2009].

7.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.1.- Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos del río David y tributarios

Este estudio sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en 14 sitios del río David y tributarios, fue conducido de febrero a septiembre de 2018. En ocho meses de muestreo, se obtuvieron 4,133 individuos, agrupados en 13 órdenes, 44 familias y 77 géneros (12 sin determinar) [Cuadro 1]. Con excepción de la abundancia, estos resultados son similares a los reportados por Pino Selles & Bernal Vega (2009) en un estudio realizado en la parte media-alta del río David [5 535 individuos, nueve órdenes de insectos, 46 familias (dos sin determinar) y 82 géneros (10 sin determinar)] y por Santamaría & Bernal Vega (2016) en la cuenca alta del río Chiriquí Viejo [6 182 individuos pertenecientes a 16 órdenes, 58 familias y 110 géneros de macroinvertebrados acuáticos]. Por su parte, Ríos, González & Bernal Vega (2015) identificaron 14 951 especímenes en los ríos David y Mula, distribuidos en nueve órdenes de insectos, 43 familias y 82 géneros (cuatro sin determinar).

De los 13 órdenes registrados en esta investigación, nueve pertenecen a la clase Insecta (Coleoptera, Diptera, Ephemeroptera, Hemiptera, Lepidoptera, Megaloptera, Odonata, Plecoptera y Trichoptera) [Cuadro 1]. Además, se recolectaron especímenes de los órdenes Trombidiformes, Veneroida y Decápoda, y del phylum Mollusca (Cuadro 1). Similar a lo reportado en este estudio, Tapia Castillo & Bernal Vega (2014) encontraron 12 órdenes en el río Chiriquí Viejo; de los cuales, nueve eran de la clase Insecta. Por el contrario, estudios en la parte media-alta (Pino Selles & Bernal Vega 2009) y en la subcuenca alta y media del río Mula (Bernal Vega & Castillo Vigil 2012) reportaron únicamente órdenes de la clase Insecta.

El cuadro 1, muestra que los insectos presentaron una mayor abundancia (3 864 de 4 133 individuos ó 93.49 %) y mayor cantidad de géneros (64 de 77 ó 83.11 %). Esto coincide con lo reportado por Santamaría & Bernal Vega (2016); donde la clase Insecta mostró una mayor abundancia (67.6 %) y la mayor cantidad de géneros (99; de los cuales 32 no se pudieron determinar). Por su parte, Tapia Castillo & Bernal Vega (2014) reportaron que el 91.5 % de los macroinvertebrados recolectados en la cuenca del río Chiriquí Viejo eran insectos.

Cuadro 1. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos registrados por sitio de muestreo, en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

Orden	Familia	Género	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13	S14	Abundancia	%		
Coleoptera	Dryopidae	<i>Dryops</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	6	0.15	
		<i>Heterelmis</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0.07	
	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0.05	
		<i>Neoelmis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	7	0.17	
		<i>Onychelmis</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.02	
		<i>Phanocerus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0.02	
		<i>Pseudodisersus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0.07	
		<i>Gyretes</i>	5	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0.34	
	Diptera	Hydrophilidae	Sin determinar	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0.02	
			<i>Lutrochus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0.02
		Psephenidae	<i>Psephenus</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	4	0.10
			<i>Elodes</i>	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	3	7	3	0	0	22	0.53
		Sciirtidae	<i>Tropisternus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0.05
			Sin determinar	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0.07
Ephemeroptera		Chironomidae	Sin determinar	20	2	2	0	0	1	8	13	2	8	25	31	29	25	166	4.02	
			<i>Marina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0.02
	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	3	0.07	
		<i>Limonia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0.02	
Baetidae	<i>Baetis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	8	0.19		
	<i>Cloeodes</i>	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0.12		
	<i>Montbaetis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	3	0	12	0	0	17	0.41		
	<i>Mayobaetis</i>	0	2	16	0	1	2	2	2	18	48	10	12	17	6	2	136	3.29		
	<i>Caenis</i>	13	1	23	1	0	22	4	111	33	33	38	38	32	0	7	318	7.69		
	<i>Latineosus</i>	0	0	0	15	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	18	0.44		

Coleóptera presentó ocho familias, seguido por Mollusca, Odonata y Hemíptera con siete, seis y cinco familias, respectivamente. Lepidóptera, Megaloptera, Plecóptera, Trombidiformes y Veneroida presentaron una sola familia (Fig. 3). Otra investigación realizada en la parte media-alta de este río, reportó 10 familias (una de ellas sin determinar) de coleópteros, seguido por tricópteros, dípteros y hemípteros con nueve, ocho y siete familias, respectivamente (Pino Selles & Bernal Vega 2009).

Al igual que en esta investigación, Coleóptera registró la mayor cantidad de familias en la parte media-alta del río David (10, una sin determinar) [Pino Selles & Bernal Vega 2009] y en la subcuenca alta, media y baja del río Caldera (14) [Aguirre & Bernal Vega 2014]. Posiblemente, este orden presenta una mayor cantidad de familias debido a que, muchas familias se han adaptado a estos ambientes, y al menos, una fase del ciclo de vida se desarrolla en el agua (Jerez & Moroni 2006 citados en: Arias Díaz, Reinoso Flórez, Guevara Cardona & Villa Navarro 2007). Además, a diferencia de otros insectos acuáticos (e.g., tricópteros, efemerópteros, plecópteros y odonatos) donde la larva (ninfa) se desarrolla en el medio acuático, los coleópteros cuentan con especies o familias de gran capacidad para colonizar ambientes acuáticos dulceacuícolas en diferentes estados de desarrollo (Arias Díaz *et al.* 2007).

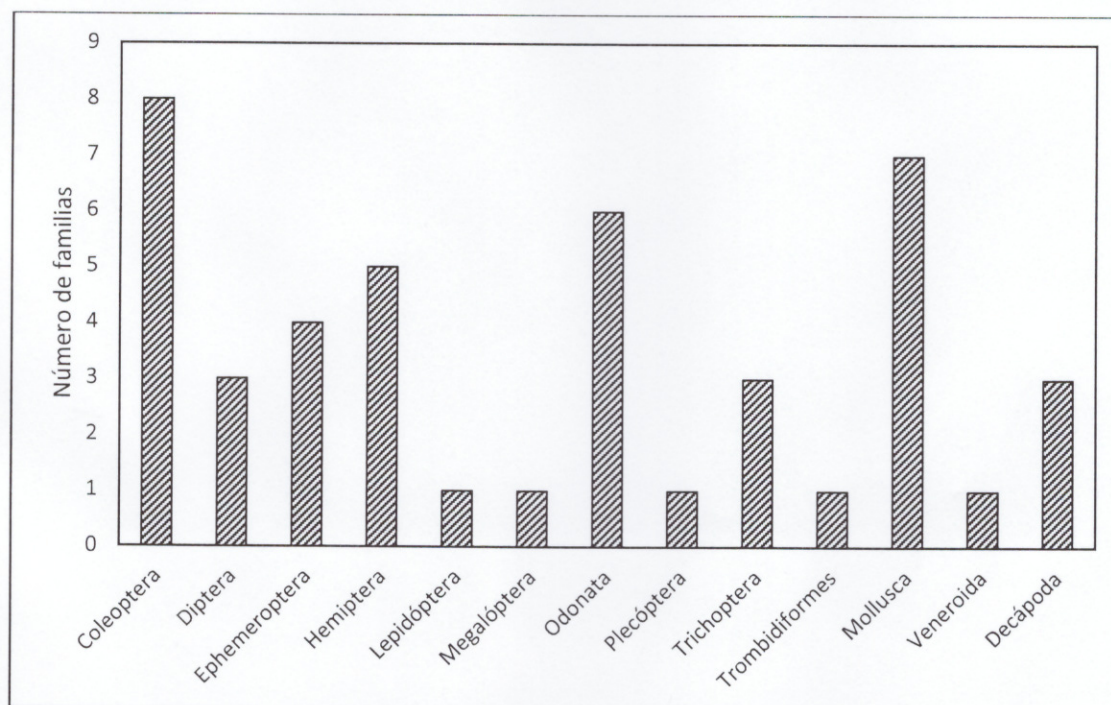


Fig. 3. Número de familias de macroinvertebrados acuáticos por órdenes identificados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

La figura 4 muestra que, de los 4 133 especímenes recolectados, el 46.46 % (1 920) pertenecían al orden Ephemeroptera, seguido por Hemiptera (21.24 % ó 878), Trichoptera (13.57 % ó 561) y Odonata (6.19 % ó 256). Los órdenes con menor abundancia fueron: Coleóptera (1.69 % ó 70), Megaloptera (0.15 % ó 6), Veneroida (0.15 % ó 6), Trombidiformes (0.05 % ó 2), Lepidóptera (0.02 % ó 1) y Plecóptera (0.02 % ó 1) [Figura 4]. Es importante señalar que, los dos últimos órdenes fueron recolectados en pocos muestreos. En el estudio que previamente realizó Pino Selles & Bernal Vega (2009) en la parte media-alta de este río, Hemiptera presentó la mayor abundancia; seguido por Coleóptera y Trichoptera. Por su parte, Ríos *et al.* (2015) reportaron en los ríos David y Mula, una mayor abundancia relativa de los órdenes Ephemeroptera (27.2 %), Hemiptera (24.3 %), Coleóptera (16.1 %), Trichoptera (12.5 %), Díptera (7.9 %) y Plecóptera (6.8 %).

Además de presentar la mayor abundancia, Ephemeroptera fue recolectado en todos los sitios de muestreo; aun cuando varios sitios de muestreo mostraron cierta alteración causada por actividades antrópicas (por ejemplo, ganadería, desarrollo urbanístico, entre otras). Este orden es importante debido a que juegan varios roles ecológicos. Los efemerópteros son consumidores primarios y además son un componente importante de la fauna bentónica; tanto en cantidad de individuos como en biomasa (Domínguez, Hubbard & Pescador 2001a). Estos organismos procesan una importante cantidad de materia orgánica; ya sea triturando las partículas grandes o filtrando las pequeñas (Domínguez *et al.* 2001a). Por otro lado, a través de los adultos, en algunos casos devuelven una cantidad importante de energía al ambiente terrestre (Domínguez *et al.* 2001a). Muchos depredadores terrestres (aves, murciélagos, insectos, entre otros) consumen gran cantidad de adultos durante los períodos de emergencia, vuelo nupcial y oviposición (Domínguez *et al.* 2001a). Por lo tanto, debido a su abundancia y ubicuidad, así como a la tolerancia diferencial de las diferentes especies a distintos grados de contaminación o impacto ambiental, desde hace algún tiempo los efemerópteros han sido utilizados como bioindicadores de la calidad de agua (Domínguez *et al.* 2001a).

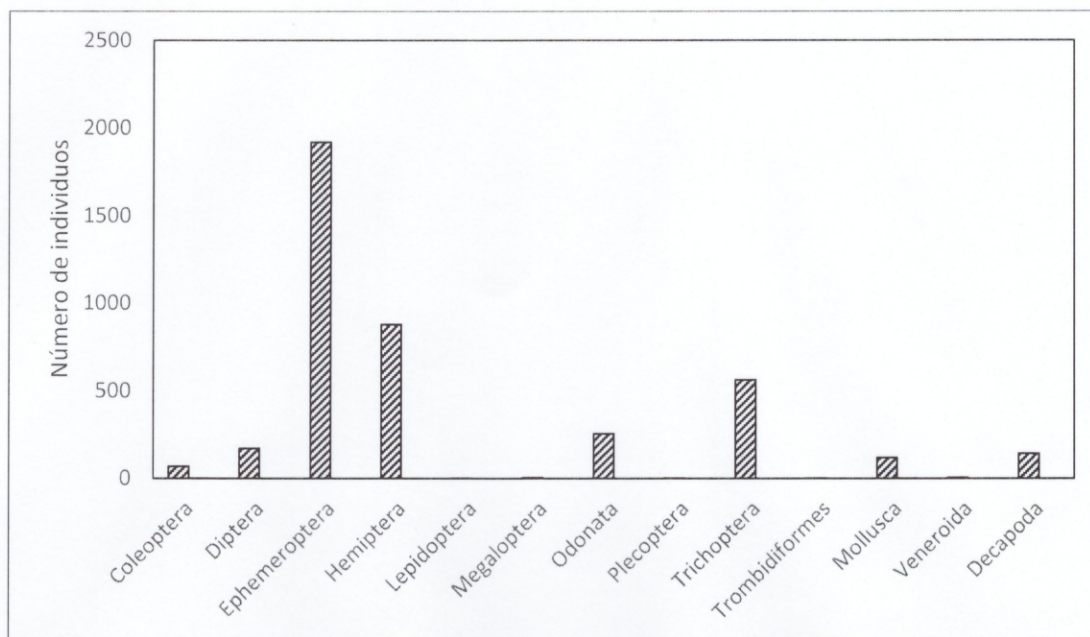


Fig. 4.- Número de individuos de macroinvertebrados acuáticos identificados por orden encontrado en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

La figura 5 muestra que las familias Elmidae (6), Gerridae (6), Leptophlebiidae (5), Baetidae (4), Gomphidae (4) e Hydropsychidae (4) presentaron la mayor cantidad de géneros. El 68.18 % de las familias (30 de 44 familias) presentaron un solo género (Fig. 5).

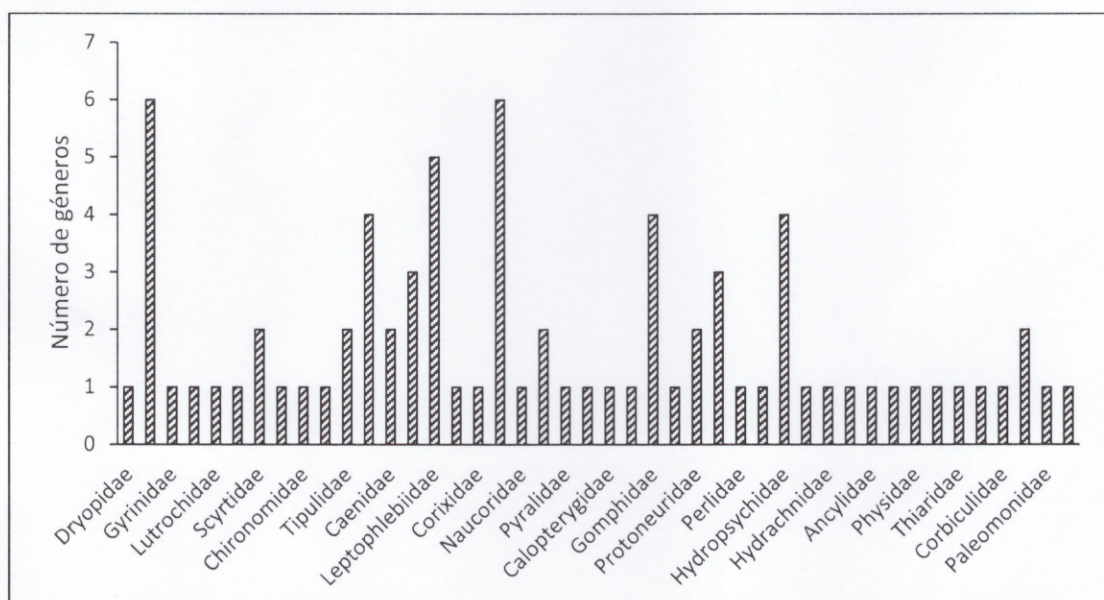


Fig. 5.- Número de géneros de macroinvertebrados acuáticos por familia encontrada en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

Los sitios de muestreo 10, dos y nueve registraron una mayor abundancia, con 453, 432 y 415 individuos, respectivamente (Fig. 6). Los tres sitios con mayor abundancia estaban localizados cerca de áreas residenciales, presentaron un bosque de galería (sitios 10 y dos) o parches de este tipo de bosque (sitio nueve), con presencia de materia orgánica y desechos sólidos (sitio nueve y 10).

Los sitios cuatro, cinco y uno reportaron una menor abundancia, con 174, 174 y 154 individuos, respectivamente (Fig. 6). Los tres sitios con menor abundancia, se ubicaron cerca de potreros (uno de ellos estaba cerca de un área residencial), mostraron bosques de galería (sitios uno y cuatro) o muy poco de este bosque (sitio cinco) y presencia de materia orgánica (sitios uno y cuatro). En ninguno de los sitios con menor abundancia se observó vertidos de desechos sólidos. Los sitios cinco y uno presentaron corrientes rápidas que favorecen la autodepuración del cuerpo de agua; mientras que el sitio cuatro presentaba un remanso.

En resumen, los resultados indicaron que no existe una relación clara entre la abundancia y el estado de conservación de los sitios; ya que los sitios con mayor abundancia no estuvieron libres de deterioro. Sin embargo, es necesario señalar que hubo algunas deficiencias en la toma de datos para caracterizar apropiadamente los sitios; por lo cual, esta información no es del todo confiable. Respecto a lo anterior, es importante destacar que la distribución anual y la abundancia de insectos en un río también puede ser directa e indirectamente afectada por la precipitación pluvial (Medianero & Samaniego 2004). De manera directa, las lluvias ocasionan una disminución en la abundancia de individuos, ya que el aumento del caudal favorece el arrastre de los macroinvertebrados acuáticos por las corrientes y su deposición en diferentes partes del río, influenciando su distribución (Araúz *et al.* 2000 citados en: Ríos *et al.* 2015). De forma indirecta, las lluvias afectan los parámetros químicos de las aguas (Rincón 2002 citado en: Ríos *et al.* 2015).

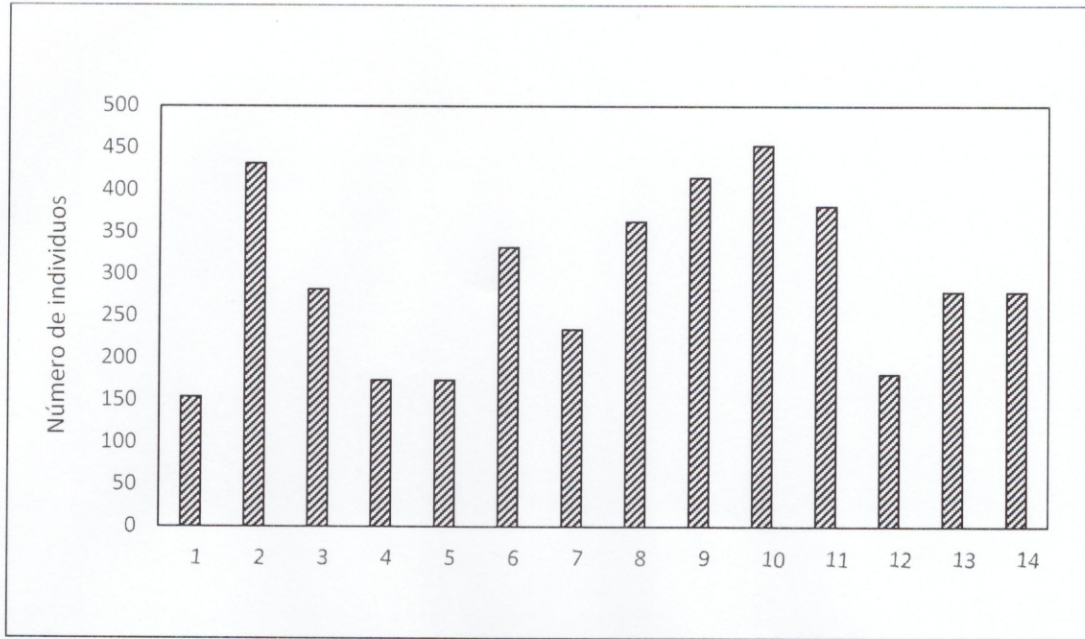


Fig. 6.- Abundancia de macroinvertebrados acuáticos por sitio de muestreos recolectados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

En la figura 7 se observa que la abundancia fue mayor en febrero y marzo (719 y 681 individuos, respectivamente); mientras que una abundancia intermedia se observó en los meses de abril, agosto y septiembre. En mayo, junio y julio se registró una menor abundancia, con 334, 343 y 400 individuos, respectivamente (Fig. 7). En términos generales, estos resultados sugieren que el incremento de las lluvias tiene un efecto directo en la abundancia; debido a que el aumento del caudal arrastra a las comunidades de organismos agua abajo. En Panamá, febrero y marzo están entre los meses menos lluviosos, abril es uno de los meses considerados como meses de transición; mientras que, mayo, junio y julio son algunos de los meses más lluviosos (CATHALAC 2016).

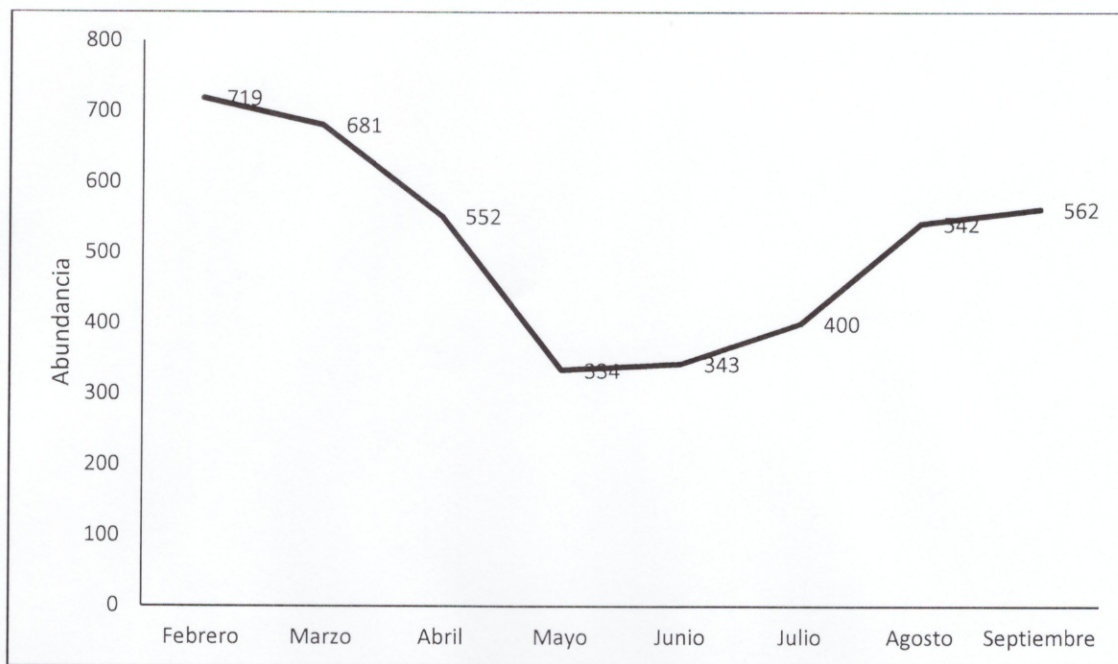


Fig. 7.- Abundancia de macroinvertebrados acuático por mes de muestreo recolectados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

El esfuerzo de muestreo en relación a los 14 sitios de muestreos localizados en el río David y tributarios, condujo a la recolecta de 77 géneros (12 sin determinar). Una curva de acumulación de especies calculada con los géneros identificados, indicó una buena efectividad de esfuerzo de muestreo en relación a los 14 sitios de evaluados ($ICE= 82.21\%$ y $Chao2= 89.45\%$). Esta curva mostró un aumento en el número de especies (en este caso, número de géneros); el cual tiende a estabilizarse a medida que aumenta el esfuerzo de muestreo en los diferentes sitios (Fig. 8).

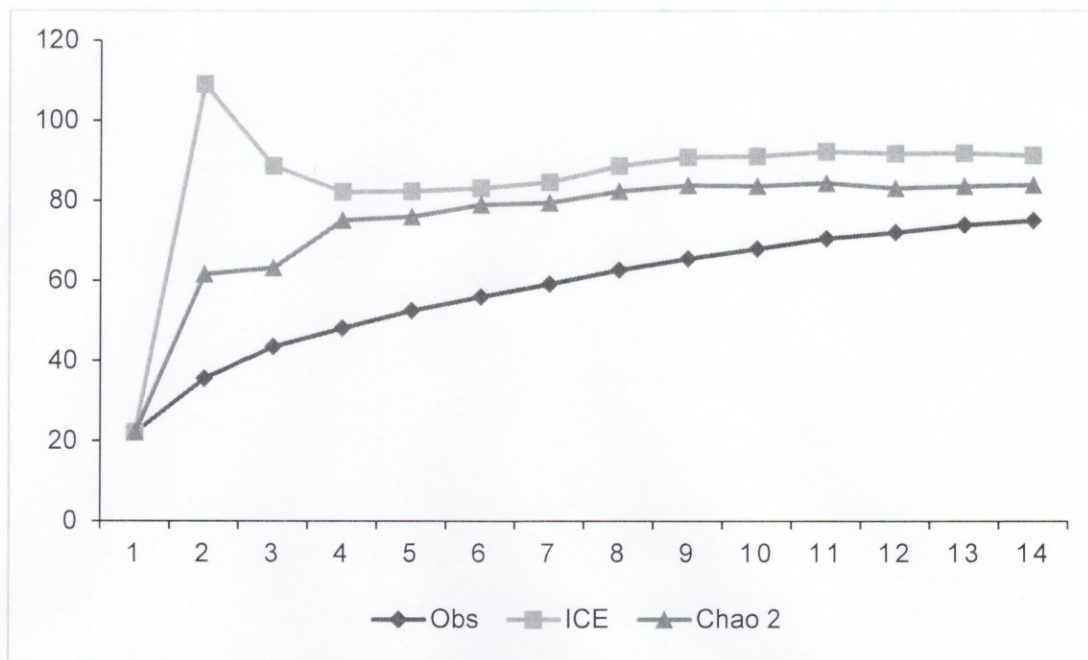


Fig. 8.- Curva de acumulación de especies de los sitios de muestreos del río David y tributarios, febrero- septiembre de 2018.

El esfuerzo de muestreo en relación a los meses en que se desarrolló la recolecta de especímenes en el río David y tributarios, condujo a la recolecta de 77 géneros (12 sin determinar). Una curva de acumulación de especies calculada con los géneros identificados, indicó una buena efectividad de esfuerzo de muestreo en relación a los ocho meses de muestreo (ICE= 78.15 % y Chao2= 79.89 %). Esta curva muestra un incremento en el número de especies (en este caso, número de géneros); el cual tiende a estabilizarse a medida que se acumulan los meses de muestreo (Fig. 9).

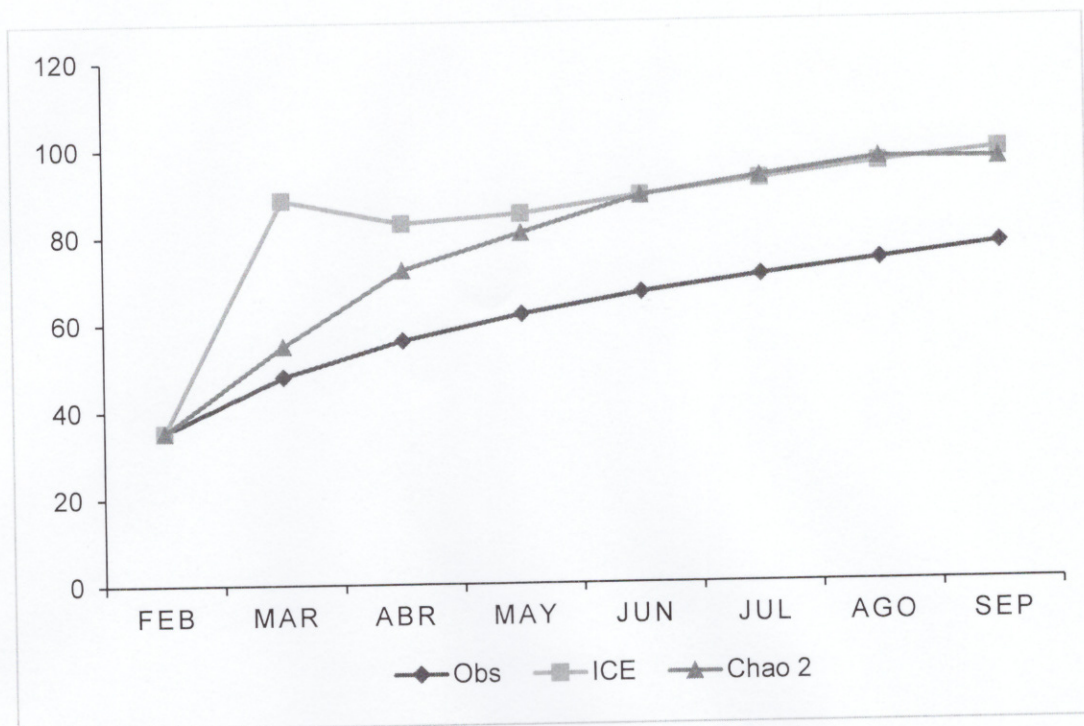


Fig. 9.- Curva de acumulación de especies recolectado de febrero a septiembre de 2018, en el río David y tributario.

7.2.- Diversidad de macroinvertebrados acuáticos del río David y tributarios

El Índice de Diversidad de Shannon-Weaver mostró que el río David y tributarios poseen una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos ($H' = 2.97$); lo cual, coincide con lo reportado para la parte alta-media del río David ($H' = 2.75$) [Pino Selles & Bernal Vega 2009] y para la subcuenca alta, media y baja del río Caldera ($H' = 3.36$) [Aguirre & Bernal Vega 2014]. Por su parte, Tapia Castillo & Bernal Vega (2014) encontraron una diversidad media ($H' = 2.25$) en el río Chiriquí Viejo.

En este estudio, se registró una diversidad alta ($H' = 2.81$) en la estación seca; mientras que en la estación lluviosa la diversidad fue media ($H' = 2.65$). De manera similar, Guinard *et al.* (2013) reportaron una diversidad media tanto en la estación lluviosa ($H' = 1.94$) como en la estación seca ($H' = 2.36$) en la cuenca alta y baja del río Gariché. Posiblemente, el incremento de las lluvias influyó en la disminución de la diversidad; ya que de acuerdo a Borja *et al.* (2005) citado en: Pino Selles & Bernal Vega (2009), la turbiedad incide en la disminución del número de individuos y el aumento del caudal del río favorece el arrastre de los macroinvertebrados río abajo.

De los 14 sitios de muestreo, solamente el sitio 13 registró una alta diversidad ($H' = 2.91$). El resto de los sitios de muestreo registraron una diversidad media ($H' = 1.64-2.67$) [Fig. 10]. Probablemente, el sitio 13 es más diverso que el resto, debido a que el área donde está localizado está mejor conservada; en comparación con el resto de los sitios muestreados. En los sitios con diversidad media, se observó cierto deterioro ambiental; tales como, disminución (y en algunos sitios falta) de cobertura boscosa, provocada por el desarrollo de actividades humanas (por ejemplo, ganadería y desarrollo urbanístico). Relacionado con lo anterior, se ha documentado que las actividades humanas cambian la composición química del agua; lo que se refleja en la presencia o ausencia de taxones sensibles a la contaminación (Gage *et al.* 2004 citados en: Guevara Mora 2011) o cambios físicos relacionados con la profundidad de las pozas, sinuosidad, ancho y profundidad del cauce (Richards *et al.* 1994, Ometo *et al.* 2000, Diamond *et al.* 2002 citados en: Guevara Mora 2011) lo cual repercute en las poblaciones acuáticas.

Algunos autores han evidenciado que la eliminación de la vegetación riparia y/o la rectificación fluvial reducen la estabilidad térmica de la columna de agua e incrementan la frecuencia de sedimento mineral fino (menos de 2 mm) y de macrófitas acuáticas en el lecho fluvial (Alonso 2006). Por otro lado, la descomposición de la materia orgánica que se vierte al río reduce la concentración de oxígeno disuelto e incrementa la de amoníaco (Alonso 2006). Los factores antes citados, empobrecen la composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, especialmente en los sitios más afectados por la contaminación por materia orgánica (Alonso 2006). Los bosques riparios retardan y reducen la escorrentía superficial, utilizando el exceso de nutrientes, atrapando los sedimentos y otros contaminantes que se desprenden de los suelos descubiertos o suelos de cultivos, protegiendo los cuerpos de agua, y aumentando además la infiltración en las áreas de inundación, por acción de las raíces de las plantas que crecen en estas áreas (Blinn & Kilgore 2001 citados en: Arcos Torres 2005). Se ha documentado que las zonas riparias influyen marcadamente sobre la organización de la diversidad y la dinámica de las comunidades asociadas con ecosistemas acuáticos y terrestres (Robert *et al.* 2000 citados en: Arcos Torres 2005). Es conocido que las principales consecuencias que provoca la deforestación de los bosques riparios tropicales se encuentra la pérdida de biodiversidad, reducción de la calidad del agua y la degradación de las cuencas hidrográficas en general (Arcos Torres 2005).

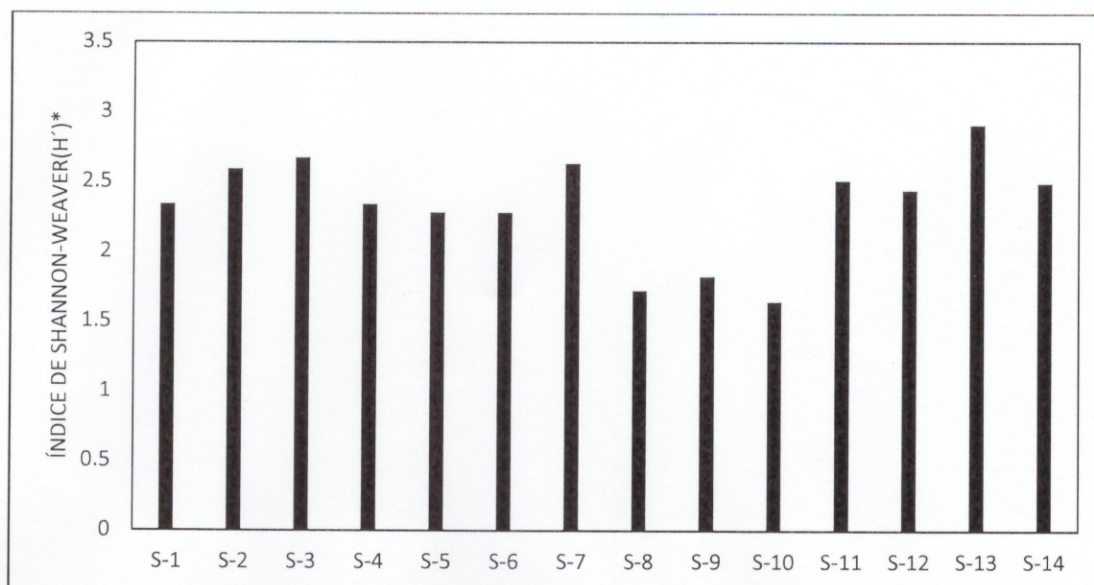


Fig. 10. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos recolectados por sitio de muestreo en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

7.3.- Similitud entre las comunidades de los 14 sitios de muestreados en el río David y tributarios

El Índice de Morisita-Horn indicó que los sitios con mayor similitud entre sus comunidades fueron el siete y 10 (59 %), ocho y nueve (58 %), seis y 14 (58 %), ocho y 10 (57 %), nueve y 10 (57 %), y el sitio tres y siete (56 %) [Cuadro 4]. Los sitios cuatro y ocho (18 %), cuatro y nueve (15 %) fueron lo que mostraron menor similitud entre sus comunidades (Cuadro 4). Posiblemente una alta similitud entre los sitios siete y 10, se debe a que ambos tienen un sustrato similar, están rodeados de áreas residenciales, muestran una escasa cobertura boscosa, y en ambos, en algunos muestreos se pudo encontrar hojarasca y desechos sólidos. Por su parte, una baja similitud entre las comunidades de los sitios cuatro y ocho (18 %) se debe a las diferencias entre ambos sitios. El sitio ocho estaba ubicado en un área urbana fuertemente alterada, con gran cantidad de desechos sólidos y escasa cobertura boscosa; mientras que el sitio cuatro cuenta con un bosque de galería que colinda con el Jardín Botánico de la UNACHI; el cual presenta un cauce más ancho pero con descarga de aguas servidas.

Cuadro 2.- Índice de similitud de Morisita-Horn entre las comunidades de los 14 sitios muestreados en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

Sitios	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	S13
S-2	0.42 (42%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-3	0.28 (28%)	0.48 (48%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-4	0.28 (28%)	0.36 (36%)	0.27 (27%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-5	0.22 (22%)	0.32 (32%)	0.38 (38%)	0.20 (20%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
S-6	0.36 (36%)	0.40 (40%)	0.44 (44%)	0.31 (31%)	0.40 (40%)	-	-	-	-	-	-	-	-
S-7	0.25 (25%)	0.48 (48%)	0.56 (56%)	0.34 (34%)	0.32 (32%)	0.52 (52%)	-	-	-	-	-	-	-
S-8	0.25 (25%)	0.40 (40%)	0.39 (39%)	0.15 (15%)	0.22 (22%)	0.33 (33%)	0.38 (38%)	-	-	-	-	-	-
S-9	0.25 (25%)	0.29 (29%)	0.35 (35%)	0.18 (18%)	0.26 (26%)	0.38 (38%)	0.43 (43%)	0.58 (58%)	-	-	-	-	-
S-10	0.31 (31%)	0.44 (44%)	0.48 (48%)	0.20 (20%)	0.31 (31%)	0.48 (48%)	0.59 (59%)	0.57 (57%)	0.57 (57%)	-	-	-	-
S-11	0.21 (21%)	0.43 (43%)	0.50 (50%)	0.22 (22%)	0.28 (28%)	0.50 (50%)	0.50 (50%)	0.37 (37%)	0.28 (28%)	0.52 (52%)	-	-	-
S-12	0.27 (27%)	0.37 (37%)	0.39 (39%)	0.21 (21%)	0.24 (24%)	0.38 (38%)	0.38 (38%)	0.42 (42%)	0.42 (42%)	0.43 (43%)	0.37 (37%)	-	-
S-13	0.28 (28%)	0.50 (50%)	0.50 (50%)	0.30 (30%)	0.34 (34%)	0.40 (40%)	0.50 (50%)	0.32 (32%)	0.28 (28%)	0.39 (39%)	0.33 (33%)	0.27 (27%)	-
S-14	0.37 (37%)	0.50 (50%)	0.54 (54%)	0.38 (38%)	0.40 (40%)	0.58 (58%)	0.46 (46%)	0.31 (31%)	0.31 (31%)	0.39 (39%)	0.41 (41%)	0.35 (35%)	0.49 (49%)

7.4.- Calidad de agua del río David y tributarios

De acuerdo al Índice Biótico BMWP'/Pan, el río David y tributarios presentó aguas de calidad mala, contaminadas en ocho sitios (S1= 47, S2= 60, S4= 58, S5= 59, S8= 42, S9= 41, S10= 51 y S12= 46) y en los seis restantes, mostró aguas de calidad regular, eutróficas, moderadamente contaminadas (S3= 85, S6= 67, S7= 63, S11= 65, S13= 91 y S14= 85) [Fig. 11]. Un estudio realizado por Pino Selles & Bernal Vega (2009) en la parte alta-media de la cuenca de este río, reportó valores BMWP'/Col entre 189 (estación 1) y 245 (estaciones 2 y 3); lo cual indica aguas de buena calidad (es decir, aguas muy limpias a limpias). Por otro lado, Ríos *et al.* (2015) registraron en los ríos David y Mula, aguas de calidad buena o no alterada de manera sensible a aguas de calidad excelente (según, BMWP'/Pan); con excepción de los sitios rd-6 y rd-7, donde se encontró aguas de calidad regular durante la estación lluviosa.

Es importante destacar que todos los sitios de muestreo se ubicaban dentro o cerca de zonas urbanas; lo cual provocó que algunos sitios mostraran mayor grado de alteración que los otros. Alteraciones provocadas por el vertido directo de aguas servidas o domésticas; deposición inadecuada de basura, entre otros. A pesar de lo anterior, seis sitios encontraron aguas de calidad regular. Posiblemente, el volumen de agua y la velocidad de las corrientes en algunos sitios, favorece la capacidad de dilución de los vertidos y por ende, amortiguar la contaminación. De acuerdo a Alba-Tercedor & Sánchez Ortega (1988) citado en: Sánchez Argüello *et al.* 2010), se observa una tendencia natural en los ríos a perder la calidad biológica de sus aguas a medida que se avanza agua abajo, evidenciada a través del decrecimiento en la diversidad. A esta tendencia natural, se le agrega la tendencia artificial provocada por la deforestación y la presencia de asentamientos humanos; tal como ha ocurrido en la cuenca del río Capira, donde la calidad del agua se ha visto deteriorada por el aporte de las aguas residuales y la sedimentación (Sánchez Argüello *et al.* 2010).

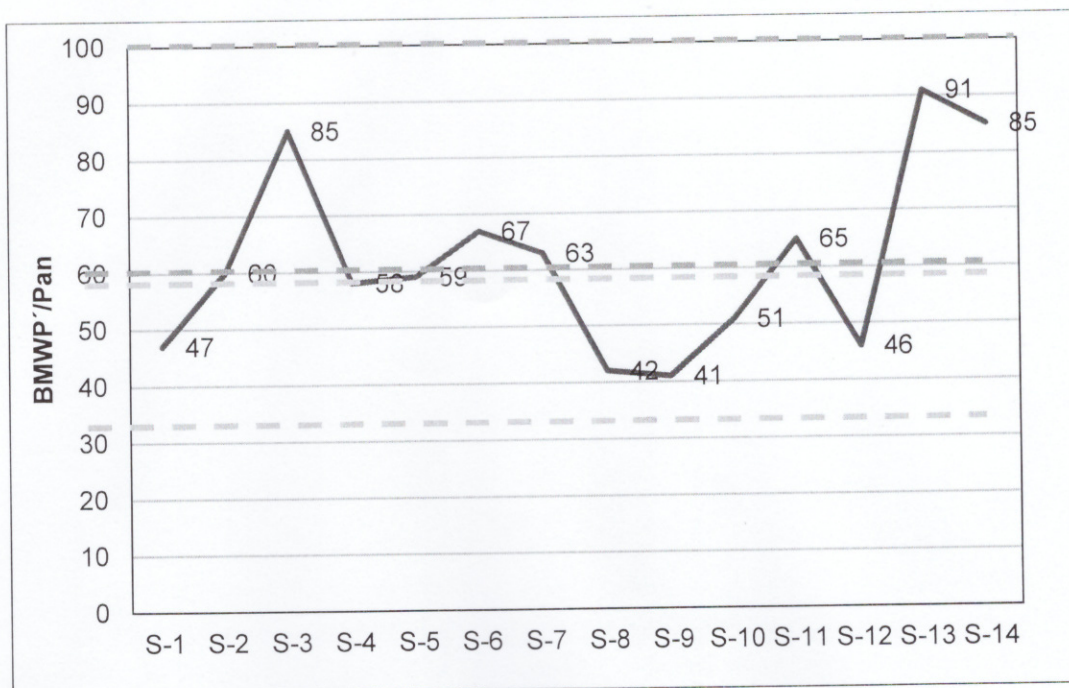


Fig. 11.- Calidad de agua (según el BMWP'/Pan) por sitio de muestreo en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

En la figura 12, se observa que independientemente del sitio de muestreo, en todos los meses (excepto, septiembre) se registró aguas de calidad regular, eutróficas, moderadamente contaminadas (BMWP'/Pan= 64-95). Septiembre fue el único mes donde se registró aguas de calidad buena o no alterada de manera sensible (BMWP'/Pan= 102) [Fig. 12]. Por su parte, Ríos *et al.* (2015) registraron en los ríos David y Mula, aguas de calidad buena o no alterada de manera sensible a aguas de calidad excelente, resultados que se mantuvieron al analizarse la calidad de agua por época; excepto, en los sitios seis y siete del río David, donde la calidad fue regular, eutróficas, moderadamente contaminadas en la época lluviosa (BMWP'/Pan= 83-100).

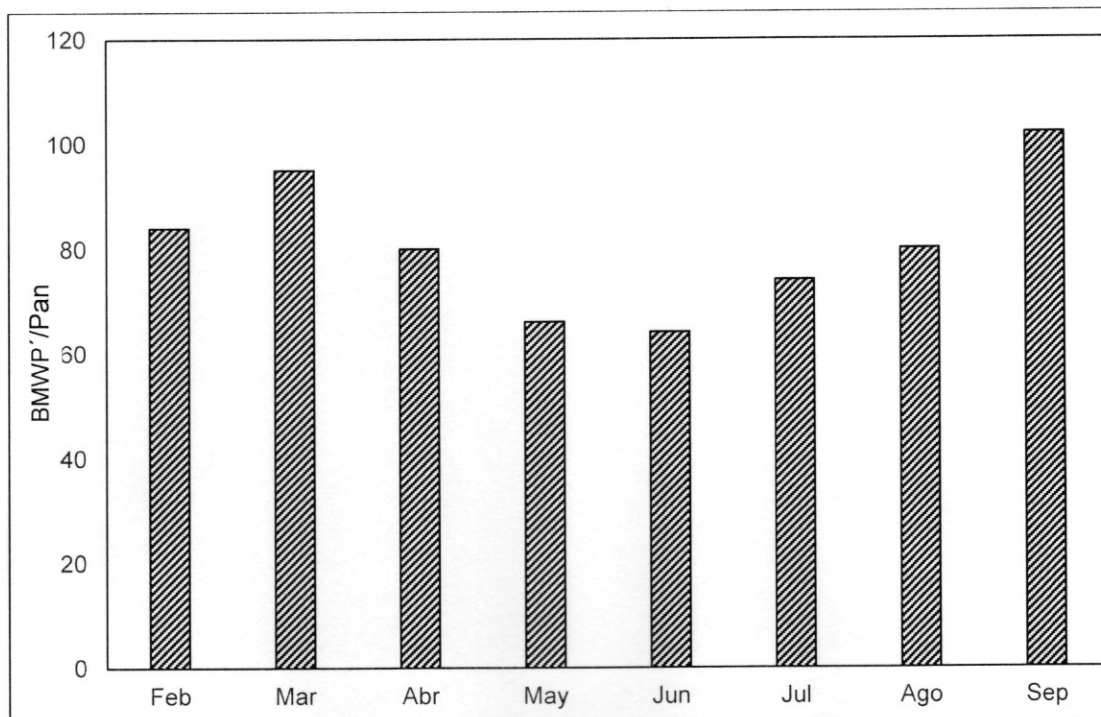


Fig. 12.- Calidad de agua (según el BMWP'/Pan) por mes de muestreo (febrero a septiembre de 2018), en el río David y tributarios.

7.5.- Variables físicas y químicas evaluadas en el río David y tributarios

Durante los ocho meses de muestreo, se evaluaron cuatro variables físico-químicas (específicamente, conductividad [$\mu\text{S}/\text{cm}$], OLD [mg/l], pH, temperatura [$^{\circ}\text{C}$]) en los 14 sitios de muestreo localizados en el río David y tributarios (Cuadro 3). Este cuadro muestra que la conductividad eléctrica promedio ($\mu\text{S}/\text{cm}$) más baja fue 29.4 ± 10.11 (22.1-54.3) y la más alta fue 148.2 ± 16.07 (126.1-171.8). El promedio de oxígeno disuelto (mg/L) más bajo registrado fue de 3.56 ± 0.84 (2.09-4.53) y el más alto fue de 7.85 ± 0.17 (7.55-8.16). El pH promedio más bajo reportado fue de 6.97 ± 0.44 (6.25-7.64) y el más alto fue de 8.16 ± 0.63 (7.53-9.1). Con respecto a la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) promedio más baja registrada fue de 26.2 ± 0.85 (24.2-27.4) y la más alta fue de 27.71 ± 1.26 (24.5-28.7). Por su parte, Ríos *et al.* (2015) reportaron que en los ocho meses de muestreo en el río David, la conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) promedio fue de 52.3 ± 10 (38.4-70.5), el oxígeno libre disuelto (ppm) promedio fue de 7.8 ± 0.2 (7.2-8.4); mientras que, el pH del agua fue de 5.8 ± 0.6 (5.2-7.3).

El oxígeno disuelto es uno de los indicadores más importante de la calidad del agua, y los valores normales varían entre 8.0 y 9.0 mg/L (Roldán Pérez 2003). En esta investigación, todos los sitios registraron valores de oxígeno disuelto por debajo de 8.0

mg/L. Respecto a lo anterior, es posible que la concentración de oxígeno disuelto en los sitios muestreados, haya sido afectada por una disminución de las lluvias y por ende, una reducción del caudal (especialmente, en la temporada seca) y el vertido de desechos orgánicos que promueve una mayor actividad de ciertos organismos que consumen el oxígeno disuelto.

En cuanto al pH, se sabe que la mayoría de los organismos acuáticos requieren pH entre 5.6 y 8.5 (Chávez Sifontes & Orantes Guerrero 2010). En este estudio, todos los sitios muestreados registraron un pH dentro del ámbito antes citado; aun cuando en varios sitios se observó el vertido de residuos orgánicos; lo cual, según Roldán Pérez (2003), provoca cambios en el pH.

En relación a la temperatura, en las zonas tropicales la temperatura permanece más o menos constante a lo largo del año (siempre frías en zonas montañosas y cálidas a nivel del mar) [Roldán Pérez 2012]; lo cual, fue evidenciado por los resultados obtenidos en esta investigación. Finalmente, con respecto a la conductividad eléctrica en aguas superficiales tropicales de montaña por lo regular es muy baja (aguas oligotróficas) [10-50 $\mu\text{S}/\text{cm}$]. De igual manera, las aguas de los ríos de la selva tropical contienen conductividades muy bajas (menos de 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Cuadro 3.- Variables físicas y químicas medidas en los 14 sitios de muestreos, en el río David y tributarios, de febrero a septiembre de 2018.

Sitios	Altitud (m.s.n.m.)	Coordenadas		Variable	Promedio \pm S.D.	Ámbito
1	33	344707.78	932462.55	Conductividad (μ S/cm)	58.9 \pm 19.95	33.1-84.4
				OLD (mg/l)	7.6 \pm 0.76	6.73-8.96
				pH	58.9 \pm 0.47	7.45-8.9
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.2 \pm 1.82	24-27.3
2	59	345043.84	936464.37	Conductividad (μ S/cm)	65.06 \pm 18.81	34.1-81.7
				OLD (mg/l)	7.85 \pm 0.17	7.55-8.16
				pH	8.16 \pm 0.63	7.53-9.1
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.2 \pm 1.63	23.7-28.7
3	39	342591.21	934860.56	Conductividad (μ S/cm)	141.7 \pm 23.66	115.6-182.3
				OLD (mg/l)	7.05 \pm 0.82	5.3-7.95
				pH	7.47 \pm 0.81	5.41-8.3
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	27.6 \pm 1.04	25.9-29.3
4	27	340073.14	932539.75	Conductividad (μ S/cm)	112.7 \pm 7.59	99-120.9
				OLD (mg/l)	7.15 \pm 0.36	6.59-7.8
				pH	8.05 \pm 0.43	7.41-8.8
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.8 \pm 0.51	26.2-27.6
5	8	338859.05	928101.76	Conductividad (μ S/cm)	85.87 \pm 19.93	67.1-112.2
				OLD (mg/l)	5.25 \pm 1.25	3.69-6.76
				pH	7.7 \pm 0.2	7.3-7.92
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.2 \pm 0.85	24.2-27.4
6	29	340433.3	931122.05	Conductividad (μ S/cm)	148.2 \pm 16.07	126.1-171.8
				OLD (mg/l)	4.66 \pm 0.86	3.24-5.73
				pH	7.46 \pm 0.24	7.4-7.75
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	27.6 \pm 0.44	26.9-28.2
7	41	337960.08	933126.79	Conductividad (μ S/cm)	103.6 \pm 22.75	84.2-129.7
				OLD (mg/l)	3.98 \pm 2.07	0.97-5.81
				pH	7.46 \pm 0.2	7.16-7.8
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.9 \pm 0.34	26.5-27.4
8	47	343646.73	933015.72	Conductividad (μ S/cm)	121.7 \pm 15.27	100.1-140
				OLD (mg/l)	3.9 \pm 0.86	2.67-5.13
				pH	7.33 \pm 0.2	7.2-7.56
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	27.7 \pm 1.27	25.9-28.9
9	37	343628.4	931591.35	Conductividad (μ S/cm)	142.4 \pm 20.19	128-181.3
				OLD (mg/l)	5.77 \pm 1.56	2.28-7.85
				pH	7.55 \pm 0.23	7.2-7.87
				Temperatura ($^{\circ}$ C)	26.7 \pm 1.26	24.5-28.7

10	18	343782.46	928726.92	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	142.4 \pm 20.19	117.8-181.3
				OLD (mg/l)	5.77 \pm 1.56	2.28-7.85
				pH	7.55 \pm 0.23	7.2-7.87
				Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27.71 \pm 1.26	24.5-28.7
11	13	340833.41	928980.01	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	111.15 \pm 19.57	88.7-140
				OLD (mg/l)	3.56 \pm 0.84	2.09-4.53
				pH	7.31 \pm 0.26	6.84-7.61
				Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27.1 \pm 0.97	25.5-28.7
12	25	342343.29	928980.01	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	29.4 \pm 10.11	22.1-54.3
				OLD (mg/l)	5.62 \pm 1.44	2.1-6.91
				pH	6.97 \pm 0.44	6.25-7.64
				Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	26.7 \pm 0.94	25.5-28.3
13	62	337737.45	936681.68	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	131.95 \pm 22.93	100.1-175.6
				OLD (mg/l)	6.81 \pm 0.57	5.56-7.54
				pH	7.96 \pm 0.23	7.69-8.18
				Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	27.5 \pm 0.86	26.1-29.6
14	25	340153.74	931987.89	Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	131.4 \pm 13.85	110.7-152.8
				OLD (mg/l)	6.76 \pm 0.49	5.93-7.5
				pH	7.9 \pm 0.4	7.45-8.75
				Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	26.8 \pm 0.42	26.3-27.7

8.- CONCLUSIONES

- En 14 sitios del río David y tributarios, durante ocho meses de muestreo se recolectaron 4,133 individuos, agrupados en 13 órdenes (9 de ellos pertenecientes a la clase Insecta), 44 familias y 77 géneros (12 sin determinar).
- El 93.49 % (3 864 de 4 133) de los especímenes y el 83.11 % (64 de 77) de los géneros pertenecían a la clase Insecta.
- Los órdenes Ephemeroptera (46.46 %), Hemíptera (21.24 %), Trichoptera (13.57 %) y Odonata (6.19 %) registraron una mayor abundancia.
- Las familias con mayor cantidad de géneros fueron: Elmidae (Coleóptera), Gerridae (Hemíptera) con seis géneros cada una, Leptophlebiidae y Baetidae (Ephemeroptera) con 5 y 4 géneros, respectivamente, Gomphidae (Odonata) e Hydropsychidae (Trichoptera) con cuatro géneros cada una.
- Los sitios de muestreo 10 (Quebrada La Vergüenza, camino hacia la Barriada San José), dos (río David en el sector de Santa Cruz) y nueve (Quebrada localizada en el sector del Colegio Francisco Morazán) registraron una mayor abundancia, con 453, 432 y 415 individuos, respectivamente.
- La abundancia fue mayor en febrero y marzo (719 y 681 individuos, respectivamente), intermedia en abril, agosto y septiembre, y menor en mayo, junio y julio, con 334, 343 y 400 individuos, respectivamente.
- Curvas de acumulación de especies calculadas con los 77 géneros registrados (12 sin determinar), indicaron una buena efectividad de esfuerzo de muestreo (ICE= 82.21 % y Chao2= 89.45 %) en relación a los 14 sitios, y lo mismo fue encontrado en relación a los ocho meses de muestreo en el río David y tributarios (ICE= 78.15 % y Chao2= 79.89 %).
- El río David y tributarios registraron una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos ($H'=2.97$); la cual, fue alta en la estación seca ($H'= 2.81$) y media en la estación lluviosa ($H'=2.65$).

- El sitio 13 de muestreo (Quebrada San Cristóbal en el sector de San Pablo) registró una alta diversidad ($H' = 2.91$); mientras que, en el resto de los sitios, la diversidad fue media (entre 1.64 y 2.67).
- El Índice de Morisita-Horn indicó que los sitios con mayor similitud entre sus comunidades fueron el siete y 10 (59 %), ocho y nueve (58 %), seis y 14 (58 %), ocho y 10 (57 %), nueve y 10 (57 %), y el tres y siete (56 %).
- El Índice Biótico BMWP'/Pan indicó que el río David y tributarios tienen aguas de calidad mala, contaminadas en ocho sitios (S1, S2, S4, S5, S8, S9, S10 y S12), y aguas de calidad regular, eutróficas, moderadamente contaminadas en los seis restantes (S3, S6, S7, S11, S13 y S14).
- En septiembre se registró aguas de calidad buena o no alterada de manera sensible (BMWP'/Pan= 102) y en el resto de los meses, la calidad del agua fue regular, eutróficas, moderadamente contaminadas (BMWP'/Pan= 64-95).
- La conductividad eléctrica promedio estuvo entre 29.4 y 148.2 $\mu\text{S}/\text{cm}$, el promedio de oxígeno disuelto entre 3.56 y 7.85 mg/L, el pH promedio entre 6.97 y 8.16, y la temperatura promedio entre 26.2 y 27.71 °C.

9.- RECOMENDACIONES

- Realizar un monitoreo continuo de los 14 sitios muestreados; a fin de determinar, cambios en el estado de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua.
- En futuras investigaciones, se deben incorporar otros sitios de muestreo dentro de la subcuenca baja del río David y tributarios; con la finalidad de ampliar el área monitoreada dentro de la subcuenca baja de este río.
- En futuros estudios, es recomendable utilizar el formato propuesto por Cornejo & Boyero (2009) para caracterizar de manera adecuada y confiable los sitios de muestreo.

10.- BIBLIOGRAFÍA

- Aguirre, Y. & J.A. Bernal Vega. 2014. Distribución y diversidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta media y baja del río Caldera, Chiriquí, Panamá. *Scientia* 24(2): 37-55.
- Alba-Tercedor, J. y A. Sánchez. 1988. "Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978)". *Limnética* (4): 51-56.
- Alonso, A. 2006. Valoración del efecto de la degradación ambiental sobre los macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares. *Ecosistemas* 15(2): 1-5.
- Araúz, B., B. Amores & E. Medianero. 2000. Diversidad de distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del río Chico (provincia de Chiriquí, república de Panamá). *Scientia* 15(1): 27-45.
- Arcos Torres, I. (2005). *Efecto del ancho los ecosistemas riparios en la conservación de la calidad del agua y la biodiversidad en la microcuenca del río Sesesmiles, Copán, Honduras*. Tesis de maestría. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE), Turrialba, Costa Rica.
- Arias Díaz, D. M., G. Reinoso Flórez, G. Guevara Cardona & F. A. Villa Navarro. 2007. Distribución espacial y temporal de los coleópteros acuáticos en la cuenca del río Coello (Tolima, Colombia). *Caldasia* 29(1):177-194.
- Batista, R. (2003). *Estudios básicos para el diagnóstico de la subcuenca del río David*. Tesis de Ingeniería Agrícola. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad de Panamá. David, Chiriquí, Panamá.
- Bernal Vega, J. A. & H. M. Castillo. 2012. Diversidad, distribución de los insectos acuáticos y calidad del agua de la subcuenca alta y media del río Mula, Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia* 14: 35-52.
- Baron, J. S., N. LeRoy Poff, P. L. Angermeier, C. N. Dahm, P. H. Gleick, N. G. Hairston, R. B. Jackson, C. A. Johnston, B. D. Richter & A. D. Steinman. 2003. Ecosistemas de agua dulce sustentables. *Sociedad Norteamericana de Ecología*. 10: 1-15. ISSN 1092-8987.

- Camargo, J. A. & A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas* 16(2): 98-110.
- Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (CATHALAC). 2016. Una nueva Regionalización Climática de Panamá como aporte a la seguridad hídrica, trabajo de la División de Investigación Aplicada y Desarrollo. Panamá. ISSN en trámite.
- Chávez Sifontes, J. M. & E. E. Orantes Guerrero. 2010. *Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativa para determinar la calidad del agua del Río Sensunapán, Departamento de Sonsonate, El Salvador, C.A.* Tesis de Ingeniería, Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador.
- Colwell, R. K., C. X. Mao & J. Chang. 2013. Interpolando, extrapolando y comparando curvas de acumulación de especies basadas en la incidencia. *Ecología* 85:2717-2727.
- Cornejo, A. & L. Boyero. 2009. Efectos de la Contaminación en la Estructura y Función de Ecosistemas Fluviales en Panamá: Determinación de la calidad del agua y la integridad del ecosistema a partir macroinvertebrados bioindicadores. Instituto Conmemorativo Gorgas de Estudios de la Salud. Panamá, Rep. de Panamá.
- Domínguez, E., M. Hubbard, M. Pescador & C. Molineri. 2001a. Ephemeroptera. En: H. R. Fernández & E. Domínguez (Eds.). *Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos*. Editorial Universidad de Tucuman, Tucuman, Argentina, págs. 17-53.
- Domínguez, V. M., Franco, N., Mojica, V., Caballero, M., Santamaría, E., Rodríguez, X. (2005). Informes de Avance (1,2) proyecto Implementación de un Sistema de Gestión de Cuencas tomando como base de respuesta, la unidad ecosistémica del Río David. Proyecto presentado a la Secretaría Nacional de Ciencia y Tecnología (SENACYT). Panamá.
- Guinard, J. C., T. Ríos, J. A. Bernal Vega. 2013. Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. *Rev. Gestión y Ambiente*. 16(2):61-70.
- Hanson, P., M. Springer & A. Ramírez. 2010. Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. En: P. Hanson, M. Springer, A. Ramírez & P. E. Gutiérrez-Fonseca. *Macroinvertebrados de Agua Dulce de Costa Rica*. *Rev. Biología Tropical*. 58(4): 1-240.

- Hammer, O., D. A.T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontología Electrónica* 4(1): 9pp.
- Helson, J. E. & D. D. Williams. 2013. Development of a macroinvertebrate multimetric index for the assessment of low-land streams in the neotropics. *Ecological Indicators*, 29: 167-178.
- Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- Itzep, J., R. Solís, B. Kohlmann & R. O. Russo. 2009. Manejo de Bioindicadores de Calidad de Aguas En Comunidades Rurales. *Tierra Tropical* 5(1): 55-66.
- Jandel Engineering. 1995. SigmaStat 3.5 Jandel Scientific software. San José, CA. USA.
- Klemm, D., P. Lewis, F. Fulk & J. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA.600/4-90/030, Environmental Monitoring systems Laboratory, office of modeling, monitoring systems and quality assurances, office of research and development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio, USA.
- Ladrera, R., M. Rieradevall & N. Prat. 2013. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *Ikastorratza. e-Revista de Didáctica* 11, retrieved 2013/12/20 from http://www.ehu.es/ikastorratza/11_alea/macro.pdf (ISSN: 1988-5911).
- McCafferty, W. 1981. *Aquatic Entomology*. Boston: Science Books International. 448p
- Medianero, E. & M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. *Folia Entomológica Mexicana* 43(3): 279-294.
- Merritt, R. & K. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic insects of North America*. (Tercera edición). Estados Unidos. Kendall/ Hunt Publishing Company. Dubuque Iowa.
- Moreno, C. E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.
- Pino Selles, R. & J. A. Bernal Vega. 2009. Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta y media del río David, provincia de Chiriquí, República de Panamá. *Gestión y Ambiente* 12(3): 73-84.
- Posada, J., G. Roldan & J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas en la cuenca Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista Biología Tropical*. 48(1): 59-70.

- Richards, C., R. Haro, L. Johnson & G. Host. 1997. Catchment and research-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology* 37: 219-230.
- Ríos, T., G. González & J. A. Bernal Vega. 2015. Diversidad de insectos acuáticos y calidad del agua de los ríos David y Mula, provincia de Chiriquí, Panamá. *Gestión y Ambiente* 18: 113-128.
- Rivas, F. & X. Maldonado. 2011. Acuerdos de monitoreo de calidad del agua en Estados Unidos de Norteamérica. *Estado del Arte. Visión Gerencial*. 10(1):173-187.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados del Departamento de Antioquia. Fondo FEN – Colombia. Conciencias – Universidad de Antioquia. Ed. Presencia Ltda., Santafé de Bogotá. 217.
- Roldán Pérez, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método *bmwp*/Col. Editorial de la Universidad de Antioquia, Departamento de Biología. Medellín, Colombia.
- Roldán Pérez, G. 2012. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua. Imprenta Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia.
- Roldán Pérez, G. 2016. Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.* 40(155):254-274.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London, Great Britain.
- Sánchez Arguello, R., A. Cornejo, L. Boyero & A. Santos Murgas. 2010. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira, Panamá. *Tecnociencia*, 12(2): 57-70.
- Santamaría, E. E. & J. A. Bernal Vega. 2016. Diversidad de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua en la cuenca alta del río Chiriquí Viejo, provincia de Chiriquí, Panamá. *Tecnociencia* 1: 5-24.
- Springer, M. 2010. Biomonitorio acuático. En: P. Hanson, M. Springer, A. Ramírez & P. E. Gutiérrez-Fonseca. *Macroinvertebrados de Agua Dulce de Costa Rica*. *Rev. Biología Tropical*. 58(4): 1-240.
- StatSoft, Inc. 1998. *Statistica 6.0*. Statsoft, Inc., Tulsa, Oklahoma.
- Tapia Castillo, M. & J. A. Bernal Vega. 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.

UICN, 2018. Guía de monitoreo participativo de la calidad del agua. Quito – Ecuador:
UICN.

11.- ANEXOS



Fig.13. Efemerópteros recolectados en el río David y tributarios, febrero- septiembre de 2018. A. *Caenis* (Caenidae); B. *Farrodes*, C. *Ulmeritoides*, D. *Thraulodes* (Leptophlebiidae), E. *Tricorythodes*, F. *Vacupernius* (Leptohyphidae). Fotos: T. Ríos.



Fig. 14. Otros ordenes de macroinvertebrados recolectados en el río David y tributarios, febrero- septiembre de 2018. Odonata: A. *Argia* (Coenagrionidae), B. *Palaemnema* (Platystictidae); Hemiptera: C. *Potamobates*, D. *Telmatrometra*, E. *Trepobates* (Gerridae); F. *Rhagovelia*, G. *Stridulivelia* (Veliidae); Trichoptera: H. *Smicridea* (Hydropsychidae); Megaloptera: I. *Corydalus* (Corydalidae). Fotos: T. Ríos.

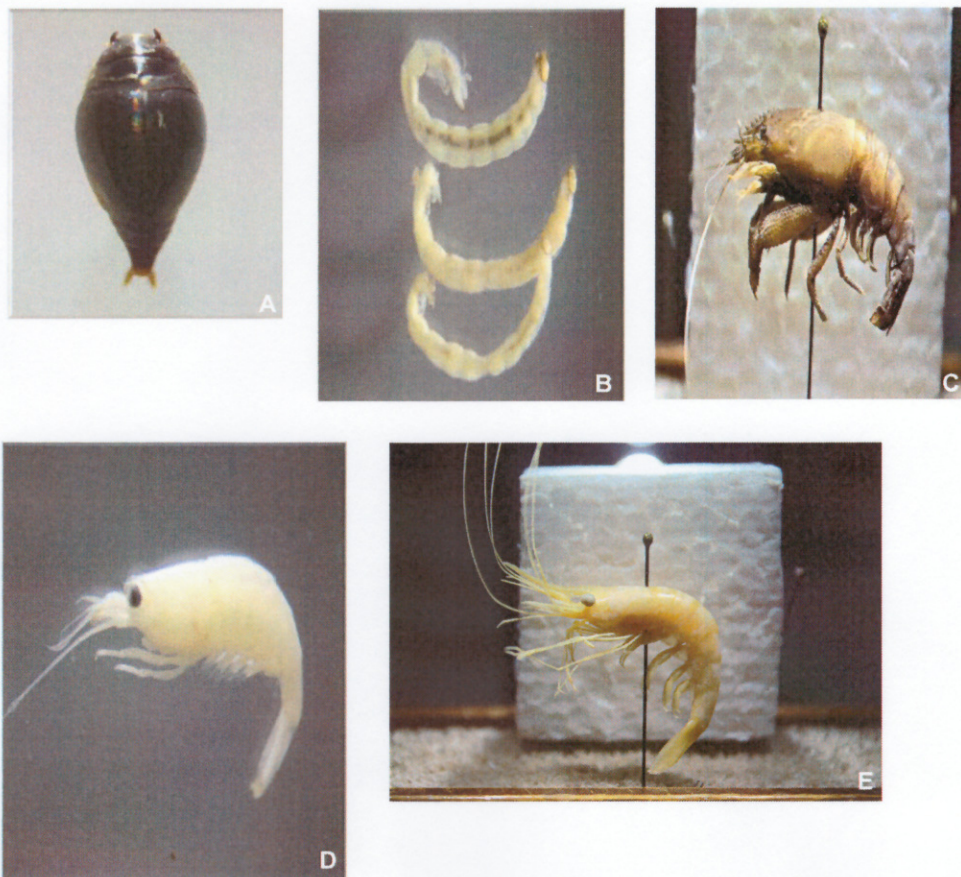


Fig. 15. Otros ordenes de macroinvertebrados recolectados en el río David y tributarios, febrero- septiembre de 2018. Coleoptera: A. *Gyretes* (Gyrinidae); Diptera: B. Chironomidae (Indeterminado); Decapoda: C. *Atya*, D. *Potimirin* (Atyidae); E. *Macrobrachiun* (Paleomonidae). Fotos: T. Ríos.