

Determinación de la calidad de aguas mediante indicadores biológicos y físico-químicos en el río Paján, Manabí, Ecuador

Determination of water quality by biological and physico-chemical indicators in the Pajan river, Manabí, Ecuador

Karina Yumbo¹, Victor Ilee², Winston Espinoza², Dedime Campos³,
Rossana Castro⁴, Dorys T. Chirinos⁴ *

INFORMACIÓN DEL ARTÍCULO

Fecha de recepción: 22 de febrero de 2018

Fecha de aceptación: 2 de marzo de 2018

Resumen

Los cuerpos de agua se encuentran sometidos a la contaminación natural (producida por deslaves, escorrentías, huracanes, entre otros) y a la de origen antrópico, siendo esta última la causante de los principales efectos adversos. Es necesario diagnosticar las situaciones puntuales para detener o prevenir la contaminación. Con el fin de determinar, la calidad del agua en algunos puntos del río Paján, Provincia de Manabí de la costa ecuatoriana incluyendo donde está instalada una planta de tratamiento biológico de aguas residuales (PTBAR), se realizó este estudio durante noviembre 2016 - enero 2017. Se efectuaron cuatro muestreos de insectos, así como, análisis físico - químicos en los puntos: aguas arriba, aguas abajo y en la salida de la PTBAR. Con los insectos se determinaron las familias y se calcularon los índices de IBF y BMWP. Fueron colectados 3349 insectos, en 35 Familias dentro de diez Ordenes, siendo las familias más abundantes, Chironomidae (Diptera) y Baetidae (Ephemeroptera) sin diferencias entre puntos ($p>0,05$). Los índices IBF y BMWP arrojaron valores de 6,7 y 55,3 respectivamente, sin diferencias estadísticas. Esto, aunado al bajo oxígeno disuelto (amplitud: 3,5 – 3,75 mg/L) y a la existencia de altos niveles de solidos totales disueltos (amplitud: 1500 – 1594 mg/L) mostraron durante el estudio una calidad de regular a mala de esta importante fuente de agua dulce para la provincia de Manabí.

Palabras Clave:

Bioindicación, calidad de aguas, macroinvertebrados, parámetros físico químicos.

Clasificación JEL: Q25; Q53.

¹ Departamento de Protección Vegetal. Agrocalidad, Guayaquil, Guayas, Ecuador.

² Carrera de Ingeniería Agronómica, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Agraria del Ecuador (UAE), Guayaquil, Ecuador.

³ Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia (UAE).

⁴ Investigadora Independiente, Guayaquil, Ecuador.

* *Autor de correspondencia:* Dorys T. Chirinos, Investigadora Independiente, Guayaquil, Ecuador.
E-mail: dtchirinos@gmail.com.
Tlf: (593-9) 84267996

Abstract

Water bodies are subject to natural pollution (produced by landslides, runoff, hurricanes, among other causes) and also to anthropogenic pollution; the latter has the main adverse effect. It is necessary to diagnose specific situations in order to prevent or stop contamination and to ascertain water quality. Water quality has been investigated in some points of the Pajan River, in the Province of Manabí, in the Ecuadorian coast, where a biological wastewater treatment plant (PTBAR) is installed; this study was carried out during November 2016 - January 2017. Four samplings of insects, as well as physical-chemical analysis at upstream, downstream a points and at the PTBAR outlet. With the insects collected, the taxons were determined and the IBF and BMWP indexes were calculated for each point. A total of 3349 insects were collected, in 35 taxons within 10 orders; he most abundant were Chironomidae (Diptera) and Baetidae (Ephemeroptera) without differences between sampling points ($p>0.05$). The IBF and BMWP indexes showed values of 6.7 and 55.3 respectively, without statistical differences. This, together with the low dissolved oxygen (amplitude: 3.5 - 3.75 mg/L) and the existence of high levels of total dissolved solids (amplitude: 1500 - 1594 mg/L) showed from regular to poor quality during the study of this important Manabí province fresh water source.

Keywords:

Bioindication, water quality, macroinvertebrates, physical and chemical parameters.

JEL Classification: Q25; Q53.

Introducción

Ecuador es un país que tiene una extensión de 256 370 km² y una población estimada de 15,5 millones de habitantes (INEC, 2016), incluyendo las islas Galápagos. Aparte de esta última, la Cordillera de los Andes, lo divide en tres zonas geográficas: la Costa (planicie costera), la Sierra (Cordillera de Los Andes) y el Oriente (cuenca Amazónica). En las dos primeras, se concentra la mayor población en aproximadamente partes iguales, mientras que el Oriente solo posee el 5 % de población. Sin embargo, en esta última existe más del 80 % del abastecimiento de agua disponible. Por otro lado, del total del agua disponible, solo el 10 % es utilizada, de cuyo porcentaje, el 97% es dedicado a la irrigación y el 3% a propósitos domésticos e industriales (Ecuador-Cepal, 2012).

Este uso podría acarrear la contaminación de los recursos hídricos y la degradación de ecosistemas asociados, lo que representaría problemas importantes que contravienen el desarrollo sostenible (Ecuador-Cepal, 2012). Entre los factores que causan esa contaminación, se pueden mencionar, el vertimiento de aguas residuales, residuos sólidos, agroquímicos y nutrientes, así como, otros desechos resultantes de las actividades industriales y agrícolas. (Lozano, 2005; Góes-Silva, 2014; Ecuador-Cepal, 2017). En este sentido, el uso inadecuado de productos fitosanitarios, así como de fertilizantes, contamina los cuerpos de agua, especialmente, las superficiales. Este tipo de contaminación ha sido previamente

señalada para la Provincia de Manabí, entre otras provincias del Ecuador (Ecuador-Cepal, 2012).

Basado en lo planteado, se vuelve imperante la sostenibilidad de los sistemas, donde las actividades humanas deben ser realizadas de tal manera que puedan satisfacer las necesidades presentes sin comprometer las futuras (Gallopín, 2003). Como primera parte hacia la búsqueda de esa sostenibilidad, deben realizarse diagnósticos para los cuerpos de agua por regiones biogeográficas, y así posteriormente formular las alternativas endógenas que tiendan a corregir los problemas en aquellas que presenten contaminación, o en su defecto, el prevenir que contaminaciones graves tengan cabida. Varias metodologías pueden utilizarse para realizar esos diagnósticos, donde los parámetros biológicos, así como, los físico - químicos podrían contribuir a tales objetivos (Posada *et al.*, 2000, Terneus *et al.*, 2012, Rosas-Acevedo *et al.*, 2015).

En cuanto a los parámetros biológicos, el uso de macroinvertebrados como fauna indicadora de contaminación de aguas, se basa en que esos organismos ocupan un hábitat con condiciones ambientales a los cuales están adaptados. De este modo, cualquier cambio en las condiciones del hábitat traerá como consecuencia el cambio en la estructura y composición de la fauna de macroinvertebrados, principalmente compuesta por insectos (Pino & Bernal, 2009; Terneus *et al.*, 2012). Así, existe una estrecha relación entre los organismos y el ecosistema y por tanto los índices bióticos permiten valorar

el estado ecológico, a partir de la riqueza y abundancia de los organismos presentes (Rosas-Acevedo *et al.*, 2015). Varios trabajos han sido realizados utilizando fauna indicadora para determinar la calidad de agua, tanto en Ecuador (Arroyo & Encalada, 2009; Terneus *et al.*, 2012) como en otros países de América (Crettaz-Minaglia *et al.*, 2014; Goes-Silva, 2014, Rosas-Acevedo *et al.* 2014; 2015; Clavijo-Calderón & Cázares-Rodríguez, 2016).

Por otro lado, generalmente la calidad de agua se mide a través de parámetros físico - químicos pero utiliza aparatos especializados y por ende resultan muy costosos. Por tal razón es necesario, comparar los resultados obtenidos a través de ambos métodos (biológicos y físico - químicos) ya que por un lado, los mismos no son excluyentes entre sí, y recomienda su uso para tener un panorama amplio del estado de los ambientes acuáticos (Posada *et al.*, 2000). Pero también es necesario corroborar la precisión e importancia de la bioindicación como método alternativo a los parámetros físico - químicos, en caso que no se disponga de los equipos necesarios para medir la calidad de un cuerpo de agua mediante su uso.

En este orden de ideas, el principal objetivo de este trabajo fue determinar, la calidad del agua mediante métodos biológicos y físico - químicos en algunos puntos del río Paján incluyendo aquel donde está instalada una planta de tratamiento biológico de aguas residuales (PTBAR) y así corroborar experimentalmente si existen niveles de contaminación en la zona de estudio.

Materiales y métodos

El trabajo se desarrolló a los alrededores de la PTBAR en el río Paján, cantón Paján, provincia de Manabí a 01°33'00" Latitud Sur y 80°25'60" Longitud Oeste, con una temperatura promedio anual de 24° C, precipitación media anual de 109,4 mm, con Humedad Relativa del 70% a 2 m de altitud.

El río Paján tiene un ancho promedio de 6 a 8 m, al momento del estudio contaba con una profundidad aproximada de 30-80 cm, con vegetación de tipo herbáceo en las riberas del río. Los muestreos se realizaron en tres puntos: 1) aguas arriba de la PTBAR; 2) a la salida de la PTBAR y 3) aguas debajo de la PTBAR. La distancia media entre cada punto fue de 1000 metros.

Las muestras de insectos bioindicadores se colectaron utilizando una red D, cada quince días durante el período noviembre 2016 - enero 2017, totalizando cuatro muestreos. En cada punto, se tomaron tres muestras para un total de nueve en cada muestreo. Éstos, fueron colocados en alcohol etílico al 70% y llevados al Laboratorio de Entomología de la Universidad Agraria del Ecuador y allí fueron clasificados hasta la categoría de Familia.

Una vez realizada la identificación, fueron calculados dos índices bióticos usando la mencionada categoría taxonómica: el Índice Biótico de Familias (IBF) cuyos cálculos fueron previamente señalados por Hilsenhoff (1988) y el Índice BWMP referido por Alba-Tercedor & Sánchez-Ortega (1988). Todo esto con el fin de determinar la calidad de las

aguas de acuerdo al tipo de familias y la abundancia de los especímenes en cada una de ellas. La clasificación de la calidad de aguas dependiendo de los valores resultantes en cada uno de los índices, se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1.

Clasificación de la calidad de aguas según el IBF y el BMWP.

Calidad de agua	IBF (Hilsenhoff, 1988)	BMWP (Alba-Tercedor y Sanchez-Ortega, 1988)
Excelente	0,00 - 3,75 (1)	-
Muy Buena	3,76 - 4,25 (2)	>150; 101 - 120 (Clase I)
Buena	4,26 - 5,00 (3)	61-100 (Clase II)
Regular	5,01 - 5,75 (4)	36-60 (Clase III)
Regular a pobre	5,76 - 6,50 (5)	-
Mala	6,51 - 7,25 (6)	16-35 (Clase IV)
Muy mala	7,26 - 10,0 (7)	<15 (Clase V)

El guión (-) indica que la categoría de calidad de agua no fue definida para ese índice.

Adicionalmente y coincidiendo con los muestreos de los insectos, se hicieron análisis físico-químicos para cotejar esos resultados con los obtenidos a través del biomonitorio. Estos análisis se realizaron con un medidor portátil multiparamétrico marca Hach modelo Hq 40D con sondas Intellical, el cual cuenta con los certificados de calibración emitidos por un laboratorio acreditado ante el Servicio de Acreditación Ecuatoriana (SAE). Los parámetros seleccionados del análisis fueron el oxígeno disuelto (mg/L) y los sólidos totales disueltos (mg/L).

La comparación de la abundancia y diversidad de familias encontradas, así como la de los índices calculados y los parámetros físico-químicos se realizó mediante la prueba *H* de Kruskal-Wallis con un nivel de significancia del 5%. Representantes de los especímenes colectados durante este estudio están resguardados, una parte en Agrocalidad,

Guayas y la otra en la Colección Entomológica de la Universidad Agraria del Ecuador.

Resultados y discusión

Insectos bioindicadores

Fueron colectados un total de 3349 individuos (Tabla 2), en diez Ordenes, de los cuales, Diptera resultó el Orden más abundante (34%) seguido de Ephemeroptera, Hemiptera y Odonata con 28, 26 y 3%, respectivamente. El resto de los Ordenes no superó el 1%. Los especímenes están incluidos dentro de 35 familias (Tabla 2), encontrándose mayor número de las mismas en Diptera y Hemiptera.

Tabla 2.

Familias por Orden de insectos colectados en el río Paján. Período noviembre 2016 – enero 2017.

Orden	Número de individuos	Familias
Diptera	3 393	Agromyzidae
		Calliphoridae
		Ceratopogonidae
		Chironomidae Culicidae
		Dolichopodidae
		Empididae Ephydriidae
		Phoridae Psychodidae
		Stratiomyidae Syrphidae
Ephemeroptera	942	Baetidae
		Leptophlebiidae
Hemiptera	869	Belostomatidae Gerridae
		Hydrometridae
		Mesoveliidae
		Naucoridae Nepidae
		Notonectidae
		Scutelleridae Veliidae
Odonata	120	Aeshnidae
		Coenagrionidae
		Libellulidae
		Protoneuridae
Coleoptera	19	Carabidae
		Hydrophilidae
		Staphylinidae
Hymenoptera	2	Formicidae
Lepidoptera	1	Crambidae
Neuroptera	1	Chrysopidae
Orthoptera	1	Gryllotalpidae
Plecoptera	1	Chloroperlidae

Aguas arriba de la PTBAR, se colectaron 889 individuos mientras que a la salida y aguas abajo, se colectaron 1262 y 1198 individuos, respectivamente, sin diferencias significativas entre éstos, a pesar de las variaciones en los individuos totales (Tabla 3). En todos los puntos de muestreo, las familias más abundantes resultaron Baetidae, Chironomidae y Gerridae. Así, en aguas arriba de la PTBAR, de mayor a menor abundancia, las familias fueron Gerridae, Baetidae y Chironomidae. A la salida, Baetidae resultó más abundante, seguido de Chironomidae y Gerridae y aguas debajo de la PTBAR, el orden resultó como sigue: Chironomidae, Baetidae y Gerridae.

Tabla 3.

Insectos colectados en el río Paján. Punto 1: Aguas arriba de la Planta de Tratamiento Biológico y Anaeróbico de Aguas Residuales (PTBAR); 2: A la salida de la PTBAR; 3: Aguas abajo de la PTBAR. Período noviembre 2016 – enero 2017.

Familia	Número de individuos por punto de muestreo		
	1	2	3
Chironomidae	201	301	806
Baetidae	253	541	147
Gerridae	302	230	77
Veliidae	33	71	49
Mesoveliidae	28	81	41
Coenagrionidae	33	36	20
Otros	39	49	58
Total	889 a	1262 a	1198 a

Comparaciones realizadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis. $H = 62,2; p > 0,05$.

La familia Chironomidae ha sido caracterizada como tolerante a la contaminación debido a sus hábitos alimentarios saprófagos y en consecuencia su presencia está asociada a altas concentraciones de materia orgánica y bajos niveles de oxígeno (Lozano, 2005; Giacometti & Bersosa, 2006, Terneus *et al.*, 2012, Góes-Silva, 2014).

En contraste, la familia Baetidae en general, es indicadora de aguas de buena calidad tal como ha sido señalado por otras investigaciones (Giacometti & Bersosa, 2006; Forero-Céspedes & Reinoso-Flórez, 2013), mientras que los Gerridae, aunque poco se conoce de su ecología (Molano-Rendón *et al.*, 2008; Padilla, 2013) están catalogados en los índices (IBF y BMWP) como indicadores de moderada contaminación.

El siguiente grupo de familias más abundante después de las arriba señaladas estuvo conformado por Veliidae, Mesoveliidae y Coenagrionidae (amplitud: 2 a 6 %) (Tabla 3), familias consideradas como indicadores de mediana contaminación de aguas (Giacometti & Bersosa, 2006; Hernández *et al.*, 2012).

Resulta relevante acotar que a la salida de la PTBAR, se observó mayor número de individuos pertenecientes a la Familia Baetidae (541 individuos, Tabla 3) lo que podría sugerir algo de efectividad de la planta para lo que está destinada, que es el tratamiento de aguas residuales. No obstante, también resultó abundante la familia Chironomidae reportada como tolerante a contaminación. En este sentido, Crettaz-Minaglia *et al.* (2014) refieren que cuando se analizan cuantitativamente los macroinvertebrados presentes en un cuerpo de agua, si se obtiene un importante número de individuos pertenecientes a familias tolerantes, hay bioindicación de contaminación moderada. Por esta razón resulta fundamental el cálculo de los índices, ya que ponderan las familias

presentes y los individuos observados en cada una de éstas, cuyos resultados en este trabajo se señalan a continuación.

El IBF en los tres puntos de muestreos varió de 6,5 a 7 sin diferencias estadísticas (Tabla 4), ubicando esta amplitud de valores en la categoría 6 que expresa que la calidad de agua es deficiente (Tabla 1) con un grado de contaminación orgánica probable muy sustancial tal como es lo señalado por Hernández *et al.* (2012). Igualmente, los valores calculados para el Índice de BMWP mostraron una variación de 48 a 59, sin diferencias entre los puntos de muestreo (Tabla 4) que coloca las aguas muestreadas del río Paján en la Clase III, con una calidad de aguas considerada regular (Tabla 1).

Tabla 4.

Índices de IBF y de BMWP calculados con los insectos colectados en el río Paján. Punto 1: Aguas arriba de la Planta de Tratamiento Biológico y Anaeróbico de Aguas Residuales (PTBAR); 2: A salida de la PTBAR; 3: Aguas abajo de la PTBAR. Período noviembre 2016 – enero 2017.

Punto	IBF	BMWP
1	6,50 a	59,0 a
2	6,75 a	58,0 a
3	7,00 a	48,3 a

Medias con igual letra no difieren significativamente ($p>0,05$). Comparaciones realizadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

Ambos índices (IBF y BMWP) coinciden que las aguas en los tres puntos observados (en la salida, aguas arriba y aguas abajo de la PTBAR) tienen una calidad de regular a mala, debido a la presencia de familias que indican tolerancia a la contaminación.

Análisis físico-químicos del agua

El oxígeno disuelto es un parámetro indicativo de la calidad del agua que se mide en mg/L y que se considera 9 mg/L una concentración normal mientras que por debajo de 4 mg/L es considerado bajo (Aznar, 2000). El oxígeno disuelto mostró poca variación no significativa entre puntos observados (amplitud: 3,54 a 3,72 mg/L; Tabla 5). Así, el oxígeno disuelto obtenido en este estudio en todos los puntos, resultó bajo, ya que no superó los 3,75 mg/L. Hernández *et al.* (2012) señalan que cuando los niveles de materia orgánica aumentan, ocurre una natural disminución del oxígeno disuelto que afecta, de manera variable, la fisiología de los individuos que componen la comunidad, es decir, la estructura de la comunidad se altera, lo que trae consecuencia la contaminación.

Tabla 5.

Oxígeno disuelto (mg/L) y sólidos disueltos totales (SDT; mg/L) de muestra de agua tomada en el río Paján. Punto 1: Aguas arriba de la Planta de Tratamiento Biológico y Anaeróbico de Aguas Residuales (PTBAR); 2: A salida de la PTBAR; 3: Aguas abajo de la PTBAR. Período noviembre 2016 – enero 2017.

Punto	Oxígeno	SDT
1	3,54 a	1528,0 a
2	3,61 a	1436,3 a
3	3,72 a	1429,3 a

Medias con igual letra no difieren significativamente ($p>0,05$). Comparaciones realizadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis.

El agua puede tener partículas en suspensión y compuestos solubilizados y ambos se definen como sólidos disueltos totales. Una alta concentración de éstos traerá como consecuencia turbidez, la cual en cursos naturales de agua impiden la penetración de la luz y por tanto la

modificación de la flora y la fauna acuática (Aznar, 2000). Sigler & Bauder (2017) indican que la Agencia de Protección Ambiental de los EEUU (USEPA, siglas en inglés) para buena calidad sugieren un máximo de 500 mg/L.

Los niveles de sólidos disueltos alcanzaron valores promedios de 1429 a 1528 mg/L lo que mostró que existen altas concentraciones de partículas suspendidas en las aguas estudiadas del río Paján. Al igual que los otros parámetros biológicos y físico - químicos, este valor no difirió significativamente entre los puntos muestreados (Tabla 5). Así, en este trabajo fue detectado, tres veces el nivel máximo de contaminación permitida para todos los puntos estudiados, lo que es otro indicativo de la contaminación. Mesa (2010) señala que en los ecosistemas acuáticos, los sólidos totales disueltos constituyen una variable que tiene una gran influencia sobre el gradiente ambiental y que está relacionada con la contaminación natural pero más aún, con la antrópica.

Dado que los parámetros biológicos y físico - químicos no difirieron entre los puntos observados y aguas arriba no hay influencia de la PTBAR se sugiere que la contaminación de este río podría ser consecuencia de otros factores, entre los que se puede señalar adición de fertilizantes, consecuente de labores agrícolas, arrojado de residuos orgánicos por parte de la población o alguna otra actividad realizada alrededor del río. Se pudo constatar que alrededor de la PTBAR se siembra pasto para ganadería, por lo cual excrementos animales también podrían estarse vertiendo en los cauces de

este río. En este sentido, Rosas-Acevedo *et al.* (2014) señalaron que para la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México se determinó contaminación moderada por materia orgánica, producto de la actividad antrópica en la periferia de la laguna y por el río Coyuca que vierte sus aguas a la laguna, una vez que ha recorrido el poblado del mismo nombre.

Conclusiones

Tanto los resultados de los insectos bioindicadores como de los parámetros físico - químicos indicaron que durante el estudio, las aguas mostraron una calidad de regular a mala. Probablemente las actividades antrópicas realizadas en el cauce del río están incrementado la materia orgánica e influyendo a la larga en un cambio los patrones naturales que debía contener una fuente de agua dulce.

Referencias

- Alba-Tercedor, J. & Sánchez-Ortega A. (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.
- Arroyo, C. D. & Encalada A. C. (2009). Evaluación de la calidad de agua a través de macroinvertebrados bentónicos e índices biológicos en ríos tropicales en bosque de neblina montano. *Avances en Ciencias e Ingeniería*, 1, 11–16.
- Aznar, A. (2000). Determinación de los parámetros Físico-Químicos de la calidad de las aguas. *Gestión Ambiental*, 2, 12 –19.
- Clavijo-Calderón, C. A. & Cázares-Rodríguez M.A. (2016). Odonatos como bioindicadores de la calidad de agua en Surutato, Sinaloa.

- Boletín de la Sociedad Mexicana de Entomología*, 2, 1–5.
- Crettaz-Minaglia, M.C., R.A. Juárez, I. Aguer, E.D. Borro & Peruzzo, R.B. (2014). Aplicación de índices de calidad de agua en un arroyo pampeano utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores (Gualaguaychú, entre ríos, Argentina). *Biología acuática*, 30, 93–105.
- Ecuador-Cepal. (2012). *Diagnóstico de la Estadística del Agua en Ecuador*. Disponible en: aplicaciones.senagua.gob.ec/(último acceso: 25-10-2016)
- Ecuador-Cepal. (2017). *Diagnóstico de la Estadística del Agua en Ecuador*. Disponible en: aplicaciones.senagua.gob.ec/(último acceso: 25-10-2017).
- Forero-Céspedes A. M. & Reinoso-Flórez G. (2013). Estudio de la Familia Baetidae (Ephemeroptera: Insecta) en una cuenca con influencia de la urbanización y agricultura: río Alvarado- Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 25, 12–21.
- Gallopín, G. (2003). *Sostenibilidad y desarrollo sostenible: un enfoque sistémico*. Santiago de Chile: Naciones Unidas.
- Giacometti, J. C., & Bersosa F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. *Boletín técnico 6, Serie Zoológica*, 2, 17–32.
- Góes-Silva, L. R. (2014). Macroinvertebrados como bioindicadores da qualidade da água nos pontos de captação para o abastecimento urbano no município de ouro fino (mg). *Revista Agrogeoambiental*, 6, 83–91.
- Hernández, A. I., Martínez R., Moreno, D., & Martínez, L. (2012). Diversidad de insectos acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua de la microcuenca del río Jutiapa en las quebradas corralitos, limones y jutiapa del parque nacional La Tigra, Francisco Morazán, Honduras. *Ciencia y Tecnología*, 10, 25–56.
- INEC. (2016). *Estadísticas Agropecuarias*. Disponible en: <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/estadisticas-agropecuarias-2/> Fecha de consulta: octubre, 2017.
- Lozano, L. (2005). La bioindicación de la calidad del agua: importancia de los macroinvertebrados en la cuenca alta del río Juan Amarillo, cerros orientales de Bogotá. *Umbral Científico*, 7, 5–11.
- Mesa, L. (2010). Hydraulic parameters and longitudinal distribution of macroinvertebrates in subtropical Andean basin. *Interciencia*, 35, 759–764.
- Molano-Rendón, F., Morales-Castaño, I. T. & Serrato-Hurtado, C. (2008). Clasificación y hábitats de Gerridae (Heteroptera-Gerromorpha) en Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 13, 41–60.
- Padilla, D.N., (2013). Immature stages of five species of Gerridae (Heteroptera: Gerromorpha) from the Eastern Tropical Pacific. *International Journal of Tropical Insect Science*, 33, 91–98.
- Pino, S. R. & Bernal, J. A. (2009). Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua. *Gestión y Ambiente*, 12, 73–84.
- Posada, J. A., Roldán, G., & Ramírez. J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas en la cuenca Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 48, 59–70
- Rosas-Acevedo, A. Y., Sánchez-Infante A., & Rosas-Acevedo, J.L. (2015). Calidad del agua en la subcuenca fluvial La Garita, Acapulco, Guerrero por monitoreo con insectos. *Estudios en Biodiversidad*, 10, 121–129.

- Rosas-Acevedo J.L., Ávila-Pérez, H., Sánchez-Infante, A., Rosas-Acevedo A. Y., García-Ibañez, S., Sampedro-Rosas, L., Granados-Ramírez, J. G., & Juárez-López, A. L. (2014). Índice BMWP, FBI y EPT para determinar la calidad del agua en la laguna de Coyuca de Benítez, Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*, 2, 81–88.
- Sigler, W. A. & Bauder, J. (2017). *Alcalinidad, pH y sólidos Disueltos Totales*. Disponible en: http://region8water.colostate.edu/PDFs/we_espanol/Alkalinity_pH_TDS%202012-11-15-SP.pdf (último acceso: 16 de marzo de 2017).
- Termeus, E., Hernández K. & Racines, M. (2012). Evaluación Ecológica del Río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza – Ecuador. *Revista Ciencias*, 16, 31 – 45.