



## ARTÍCULO CIENTÍFICO

### GÉNEROS DE INSECTOS ACUÁTICOS Y SU RESPUESTA A LA CALIDAD DEL AGUA Y LA CALIDAD AMBIENTAL EN LA CUENCA DEL RÍO PURUNGUEO, EN EL CENTRO DE MÉXICO

Ricardo Miguel Pérez-Munguía  
Javier Ponce-Saavedra 

Laboratorio de Entomología “Biol. Sócrates Cisneros Paz” Facultad de Biología.  
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

[pmunguiaricardo@gmail.com](mailto:pmunguiaricardo@gmail.com)

[ponce.javier0691@gmail.com](mailto:ponce.javier0691@gmail.com)

 [ponce.javier0691@gmail.com](mailto:ponce.javier0691@gmail.com)

---

Edificio B-4, segundo piso, Ciudad Universitaria, C. P. 58060, Morelia, Michoacán, México.

*Folia Entomológica Mexicana* (nueva serie), 6(3): 77–90, 2020.

Recibido: 28 de julio de 2020

Aceptado: 29 de diciembre de 2020

Publicado en línea: 31 de diciembre de 2020

# GÉNEROS DE INSECTOS ACUÁTICOS Y SU RESPUESTA A LA CALIDAD DEL AGUA Y LA CALIDAD AMBIENTAL EN LA CUENCA DEL RÍO PURUNGUEO, EN EL CENTRO DE MÉXICO

## Genus of aquatic insects and their response to water quality and environmental quality in the Purungueo River basin, in central Mexico

Ricardo Miguel Pérez-Munguía y Javier Ponce-Saavedra\*.

Laboratorio de Entomología “Biol. Sócrates Cisneros Paz” Facultad de Biología. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

\*Autor de correspondencia: [ponce.javier0691@gmail.com](mailto:ponce.javier0691@gmail.com)

**RESUMEN.** Se presentan las respuestas de los insectos acuáticos a las variaciones de la calidad del agua y la calidad ambiental en la cuenca del Río Purungueo, México. Las metodologías para el monitoreo ambiental de los cauces privilegian las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como modelos biológicos, las cuales están compuestas principalmente por insectos, por lo que es relevante conocer las respuestas que estos organismos tienen ante las variaciones ambientales, reconociendo las diferencias entre los cambios propios de las comunidades naturales con los que derivan de los impactos humanos, tales como la construcción de obras que afecten el caudal y con ello la calidad del ambiente y del agua. El IIBAMA es un índice para monitorear la Integridad Biótica de ríos y arroyos del Centro de México mediante variables asociadas a la composición, estructura, organización trófica y la forma como ocupan el espacio los componentes de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos; sin embargo, no distingue las respuestas de estos organismos respecto a la calidad del agua, por lo que en el presente trabajo se exploran estas respuestas asociadas con la valoración de la calidad ambiental y el estado más probable en la escala de corriente en la cuenca del río Purungueo. Se encontró que las comunidades de insectos acuáticos, identificadas en el nivel taxonómico de género, están ordenadas por el efecto de un pequeño grupo de variables de la calidad del agua, otras de la Calidad Ambiental Visual y de la estructura geomorfológica del cauce. También se encontró que hay quironómidos con poca tolerancia a las variaciones en el ambiente, por lo que se propone modificar la valencia de tolerancia de la familia Chironomidae hacia valores de menor tolerancia.

**Palabras clave:** Ecosistemas lóticos, tolerancia ambiental e insectos acuáticos.

**ABSTRACT.** Aquatic insects responses to variations in water quality and environmental quality in the Purungueo River basin, Mexico, are presented. The methodologies for environmental monitoring of rivers privilege aquatic macroinvertebrate communities as biological models, which are mainly composed of insects. Therefore, it is relevant to know the responses of these organisms to environmental variations, recognizing the differences between the variations typical of natural communities with which they derive from human impacts, such as the construction of works that affect the flow and thus the quality of the environment and water. IIBAMA is an index for monitoring the biotic integrity of rivers and streams of Central Mexico using variables associated with the composition, structure, trophic organization and the way in which the components of aquatic macroinvertebrate communities occupy space; however, it does not distinguish the responses of these organisms regarding water quality, so this research explores these responses associated with the assessment of environmental quality and the most likely state on the stream scale in the Purungueo River basin. Aquatic insect communities, identified to generic taxonomic level, were ordered by the effect of a small group of water quality variables, visual environmental quality, and the geomorphological structure of the channel. It was also found that there are chironomids with low tolerance to variations in the environment, consequently it is proposed to modify the tolerance valence of the Chironomidae family towards lower tolerance values.

**Keywords:** Lotic ecosystems, environmental tolerance and aquatic insects.

## INTRODUCCIÓN

La degradación de los ambientes naturales ha sido motivo de estudio en los cuerpos de agua desde los inicios del Siglo XX con los aportes de

Kolkwitz y Marson, quienes en 1908 definieron el concepto de Indicador Biológico, utilizando a los macroinvertebrados acuáticos, como referentes del grado de contaminación de los cuerpos de agua dulce (Barba-Álvarez *et al.*, 2013).

A partir de esta propuesta, se han desarrollado distintos protocolos en otros países para valorar la integridad biótica de los ecosistemas acuáticos, algunos de ellos son de uso general para valorar el estado de conservación de los recursos acuáticos, como el Índice Biológico Global Normalizado (IBGN) que se aplica en Francia (AFNOR, 2003), para evaluar la calidad biológica del agua de un río mediante el análisis de los macroinvertebrados presentes.

El valor de este índice depende tanto de la calidad del entorno físico (estructura del fondo, diversidad del hábitat, estado de la orilla del río, entre otros) como de la calidad del agua (Office International de l'Eau, 2020). De acuerdo con el Sistema Nacional de Información del Agua (SINA, 2020), en México, la valoración de la calidad del agua superficial únicamente se basa en tres indicadores: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO<sub>5</sub>), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Sólidos Suspendidos Totales (SST), y no se tiene normalizado el uso de metodologías biológicas; sin embargo, desde el 2005, la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), promueve la aplicación de metodologías alternas al Índice de Calidad del Agua, en las Regiones Hidrológicas Administrativas (RHA) IV Balsas, VI Río Bravo, VII Cuencas Centrales del Norte, IX Golfo Norte y X Golfo Centro, (CONAGUA, 2018).

Aunque se han explorado diversos modelos biológicos para el diseño de estas metodologías, los macroinvertebrados acuáticos son preferidos entre otras razones porque: i) son abundantes, de amplia distribución, relativamente sedentarios, y por lo tanto, representativos del área donde son colectados, además de ser fáciles de recolectar; ii) sus ciclos de vida son suficientemente largos y su permanencia en el curso del agua permite detectar cualquier alteración del medio ambiente; además, poseen altos grados de sensibilidad a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos; de modo que, reflejan los efectos de las variaciones ambientales en corto plazo; tras una perturbación necesitan de un tiempo mínimo de recolonización, de manera que los efectos de la perturbación pueden detectarse varias semanas después de que ésta se produce; iii) viven y se

alimentan en los sedimentos donde tienden a acumularse contaminantes, los cuales son incorporadas a la cadena trófica a través de ellos al ser fuente primaria de alimento de muchos peces y tener una participación importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes; iv) son visibles a simple vista; v) se pueden cultivar en el laboratorio (Prat *et al.*, 2009; Roldán, 2003; Barbour *et al.*, 1999; Dall, 1995; Rosenberg y Resh, 1993; Plafkin *et al.*, 1989; Metcalfe, 1989 y Hellowell, 1986).

Además, debido a que se buscan alternativas de fácil aplicación y comprensión de los resultados, se ha encontrado que el nivel taxonómico de familia es útil para estas metodologías y es relativamente sencillo identificar los ejemplares hasta este nivel y también pueden ser reconocidos por personas no experimentadas, por ejemplo, empleando sistemas visuales, como registros fotográficos regionales de identificación taxonómica (Gutiérrez-Fonseca y Alonso-Ramírez, 2016).

Para la valoración de la integridad biótica de ríos vadeables del Centro de México se ha desarrollado y extendido el uso del Índice de Integridad Biótica basado en las Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA), el que se validó utilizando la evaluación de la calidad ambiental de ríos y arroyos (Pérez-Munguía y Pineda-López, 2005). En repetidas ocasiones se ha observado que es sensible a la degradación de la calidad del agua (Pineda-López *et al.*, 2014) debido a que sus variables están principalmente asociadas a la composición, estructura, organización trófica y la forma como ocupan el espacio los taxa sensibles a la degradación ambiental y de la calidad del agua.

En el presente trabajo, se exploran las respuestas que tienen, a nivel de corriente, los insectos acuáticos con respecto a las variaciones de la calidad del agua junto con las que observa la calidad ambiental y el estado más probable (geomorfología) del cauce, utilizando por primera vez el nivel taxonómico de género.

## MATERIALES Y MÉTODO

El área de estudio se encuentra dentro de la subcuenca RH18Gd "Río Purungueo" en las coordenadas extremas 18° 48' 30" y 19° 41' 42"

cuenca del “Río Cutzamala”, perteneciente a la Región Hidrológica No 18 “Balsas”, se localiza Latitud Norte y 100° 39’ 39’’ y 101° 09’ 43’’ Longitud Oeste (Fig. 1) y cuenta con una superficie hidrológica de 2,732.14 km<sup>2</sup> (INEGI, 2020).

Se seleccionaron ocho sitios, tres en la cuenca alta, tres en cuenca media y dos en la cuenca baja, dentro de un gradiente altitudinal que va de los 465 a los 2387 msnm (Cuadro 1).

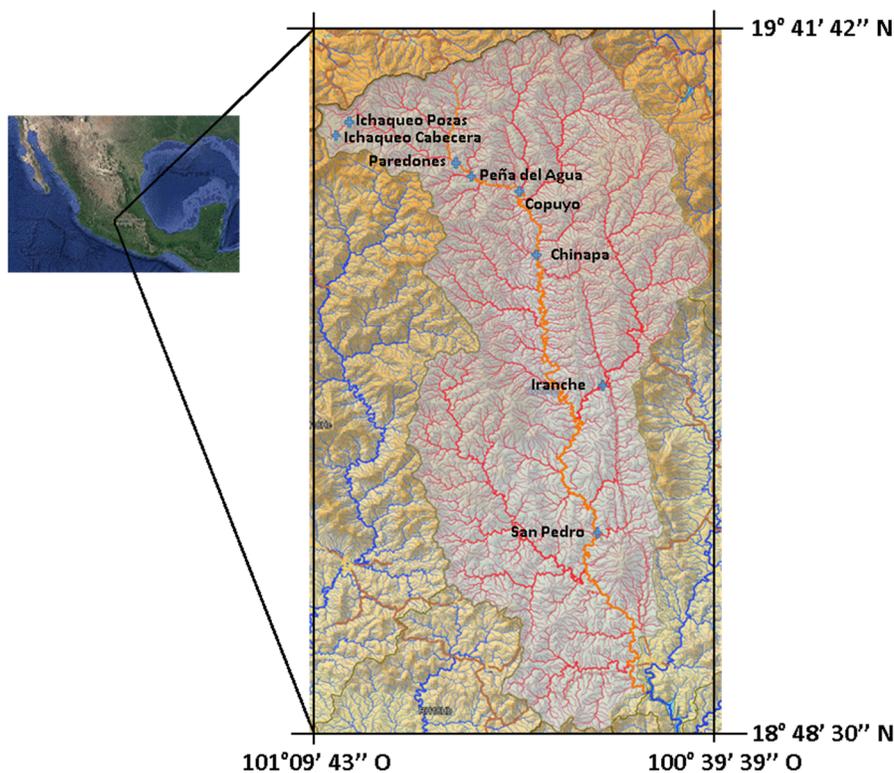


Figura 1. Localización de los sitios de muestreo (Modificado de Google Earth 2020 y [Siatlantares.inegi.org.mx](http://Siatlantares.inegi.org.mx), 2020).

Cuadro 1. Sitios de muestreo

Id	Sitio	Coordenadas	Altitud (msnm)
S1	Ichaqueo Cabecera	19° 33’ 16.84’’ N y 101° 07’ 51.92’’ O	2438
S2	Ichaqueo Pozas	19° 33’ 44.07’’ N y 101° 07’ 39.07’’ O	2455
S3	Paredones	19° 35’ 09.37’’ N y 101° 06’ 05.72’’ O	1917
S4	Peña del Agua	19° 34’ 11.36’’ N y 101° 05’ 02.10’’ O	1642
S5	Copuyo	19° 29’ 51.61’’ N y 100° 56’ 00.43’’ O	995
S6	Chinapa	19° 24’ 20.16’’ N y 100° 52’ 45.70’’ O	818
S7	Iranche	19° 15’ 23.58’’ N y 100° 47’ 42.47’’ O	664
S8	San Pedro	19° 03’ 45.49’’ N y 100° 48’ 31.58’’ O	465

Se definieron cuatro ejes metodológicos:

**i)** Calidad del agua, la cual se valoró a partir de variables físicas, fisicoquímicas y bacteriológicas conforme a la NMX correspondientes (Cuadros 2 y 3) y a la NOM-127-SSA1-1994(DOF, octubre 2000), el caudal se caracterizó *in situ* por el método sección-velocidad, considerando cinco

secciones en las que se evaluó la velocidad superficial del flujo con un flujómetro Flow Mate 2000 y para determinación del área se tomó lectura cada diez centímetros de la profundidad del cauce para una mayor exactitud. El caudal se calculó con la fórmula propuesta por FISRWG (1998):

$$Q = V \times A$$

Donde: Q = es el caudal medido en m<sup>3</sup>/s

V = es la velocidad promedio del agua en cada sección (m/s)

A = es el área medida para cada sección (m<sup>2</sup>).

ii) Geomorfología, utilizando los criterios de Rosgen (1996), empleando un nivel Laser RL-H5 series.

iii) Valoración de la Calidad Ambiental Visual, se evaluó conforme los criterios de Barbour *et al.* (1999), modificados por Pineda-López *et al.* (2014).

iv) el uso del Índice de Integridad Biótica para las Asociaciones de Macroinvertebrados Acuáticos (IIBAMA) desarrollado por Pérez-Munguía y Pineda-López (2005).

Cuadro 2. Parámetros fisicoquímicos registrados en campo.

Parámetro	Método
Temperatura ambiente (°C)	Termométrico
Temperatura del agua (°C)	Termométrico
pH	Potenciométrico - Marca Conductronic modelo PC8 <sup>®</sup>
Oxígeno disuelto (mg/l)	Volumétrico - Winkler modificado al azida de sodio.
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Conductivimétrico - Marca HANNA Instruments H18033 <sup>®</sup>
Salinidad (PSS)	Electroquímico - Hydrolab Quanta <sup>®</sup>
% Saturación de oxígeno	Electroquímico - Hydrolab Quanta <sup>®</sup>
Turbidez (UTN)	Electroquímico - Hydrolab Quanta <sup>®</sup>

Cuadro 3. Parámetros fisicoquímicos determinados en el laboratorio.

Parámetro	Método	NMX
Acidez (mg/l)	Volumétrico	NMX-AA-036-SCFI-2001
Alcalinidad total (mg/l)	Volumétrico	NMX-AA-036-SCFI-2001
Coliformes fecales (NMP/100 ml)	Fermentación	NMX-AA-042-SCFI-2015
Coliformes totales (NMP/100 ml)	Fermentación	NMX-AA-042-SCFI-2015
Cloruros (mg/l)	Volumétrico	NMX-AA-073-SCFI-2001
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> mg/l)	Volumétrico y disolución	NMX-AA-028-SCFI-2001
Dureza total (mg/l)	Volumétrico	NMX-AA-072-SCFI-2001
Dureza de calcio (mg/l)	Volumétrico	NMX-AA-072-SCFI-2001
Dureza de magnesio (mg/l)	Cálculo Indirecto	NMX-AA-072-SCFI-2001
Fósforo reactivo (mg/l)	Espectrofotométrico (880 nm)	NMX-AA-029-SCFI-2001
Fósforo total (mg/l)	Espectrofotométrico (880 nm)	NMX-AA-029-SCFI-2001
Nitritos (mg/l)	Espectrofotométrico (543 nm)	NMX-AA-099-SCFI-2006
Sólidos sedimentables (ml/l)	Sedimentación - Cono Imhoff.	NMX-AA-004-SCFI-2013
Sólidos disueltos totales (mg/l)	Conductímetro	NMX-AA-093-CSFI-2001
Sulfatos (mg/l)	Espectrofotométrico (420 nm)	NMX-AA-074-1981

Para recolectar el material biológico, se realizaron tres campañas de muestreo en las temporadas de estiaje, lluvias y post lluvias durante 2017-2018, con la finalidad de observar el efecto de dilución que ocurre durante las dos últimas. El material biológico se recolectó con una red acuática tipo “D” de 30 cm de abertura máxima o base y de 300 micras de abertura de malla, en áreas de 1.2 m<sup>2</sup> levantando muestras

multihábitat, cubriendo todos los posibles hábitats en cada sitio de muestreo. El material biológico recolectado fue separado e identificado al nivel taxonómico de género usando los criterios de Bueno-Soria (2011), Springer *et al.* (2010) y Merrit *et al.* (2008).

En el análisis se incluyeron los gremios tróficos y los hábitos de vida de cada género, tomados de Merrit *et al.* (2008) y de SAFIT (2020).

Se realizaron análisis de correspondencia canónica (CCA) para estimar el efecto de las variables ambientales sobre el ordenamiento de los taxa encontrados, con el software estadístico MVSP v. 3.22<sup>®</sup> (Kovach Computing Services, 2013). Se categorizaron los parámetros fisicoquímicos que explicaron más del 70 % de la variación en el análisis de Correlación Canónica, usando para ello la distribución de Y's. Se compararon los parámetros fisicoquímicos usando Análisis de Varianza de una vía y la prueba de Wilcoxon y en casos pareados la prueba de "t" Student. Estas últimas pruebas se hicieron con el software JMP v.11.0.0<sup>®</sup> (Statistical Analysis System, 2013).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las pruebas de ANOVA y Wilcoxon mostraron que únicamente los Cloruros, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y el pH, tuvieron diferencias estadísticamente significativas en las distintas épocas de muestreo (Cuadro 4), teniendo valores mayores en la época posterior a las lluvias.

De acuerdo con Schenone *et al.* (2008) y Espín-Leal (2016), el escurrimiento superficial y sub-superficial ocurridas durante la época de lluvias tiene influencia importante sobre el contenido de sólidos suspendidos en los cauces, debido al efecto que tiene el lavado de los suelos en la movilización de contaminación y con ello, el aporte de nutrimentos sea mayor que el efecto de dilución generado por las lluvias. Sin embargo, habría que considerar que, durante las precipitaciones, la mezcla de las aguas que escurren superficialmente con las que ingresan de manera subterránea amortiguan los efectos de dilución y que, de acuerdo con Butturini *et al.* (2005), el suelo ribereño puede mitigar la entrada de nutrimentos por la entrada del agua subterránea poco profunda.

La ausencia de diferencias estadísticamente significativas en los valores de las variables fisicoquímicas entre la época de lluvias y la de estiaje, puede ser consecuencia de la actividad combinada del ingreso lateral de agua superficial y subterránea, lo que también puede explicar el incremento de los valores de los Cloruros, la DBO y el pH, puesto que la mezcla o no de agua con diferentes orígenes, provoca confusión estadística

importante en caudales bajos (Elosegui y Butturini, 2009), especialmente si no se cuenta con estudios piezométricos, que permitan estimar la cantidad de agua que ingresa al sistema de forma subterránea.

El Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), mostró que, del total de las variables ambientales de los métodos empleados, el efecto combinado de la Alcalinidad Total, Coliformes Fecales, Coliformes Totales, Conductividad y Valoración de la Calidad Ambiental Visual, explican el 77.36 % de la variación en el ordenamiento de los géneros, los cuales se asocian a las condiciones de la cuenca alta, separando a aquellos que prefieren las condiciones de las cuencas media y baja (Fig. 2). Se observó que de manera univariada las coliformes fecales y totales no mostraron diferencias entre las cuencas alta, media y baja, por efecto antrópico en toda la cuenca; en tanto que los análisis de ANOVA, mostraron que los sitios de la cuenca alta tienen valores significativamente menores de alcalinidad total ( $R^2$  0.5710 Prob  $> F$  0.0001) y de conductividad ( $R^2$  0.3311 Prob  $> F$  0.0147); lo que indica que corresponde a agua con un menor contenido de iones disueltos.

Lo anterior representa una mejor condición de la calidad del agua, ya que, de acuerdo con Escobar-Mejía *et al.* (2018) la conductividad eléctrica puede ser utilizada como un indicador costo-eficiente de la contaminación en sistemas acuáticos superficiales.

La Calidad Ambiental Visual es sensiblemente más alta en los sitios de la cuenca alta, mientras que disminuye hacia la parte media y baja ( $R^2$  0.6078 Prob  $F < 0.0001$ ).

La prueba de "t" de Student, mostró que, la diferencia de la alcalinidad total entre los sitios de la cuenca alta con respecto a la media es mayor ( $P < 0.0001$ ) que los de la alta con relación a la baja ( $P < 0.0065$ ) y que la diferencia de la conductividad de los sitios de la cuenca alta es mayor con respecto a la cuenca baja ( $P < 0.0147$ ) siendo diferente a la que existió entre los sitios de la cuenca alta con relación a la media ( $P < 0.0139$ ).

Las diferencias de la calidad ambiental visual incrementan en el sentido de la cuenca alta hacia la baja, lo que puede estar asociado al incremento de actividades antrópicas hacia la cuenca baja, tales

Cuadro 4. Variables fisicoquímicas que mostraron diferencias estadísticamente significativas en los muestreos. DBO=Demanda Biológica de Oxígeno;  $R^2$ =Coeficiente de determinación  $P > F$  = significancia del estadístico  $F$  en términos de probabilidad;  $P > \chi^2$  = significancia del estadístico Ji-cuadrada en términos de probabilidad; Min = valor mínimo; Max = valor máximo; DS = Desviación Estándar.

Variable	ANOVA			Wilcoxon		Parámetros		
	Media	$R^2$	$P > F$	$\chi^2$	$P > \chi^2$	Min	Max	DS
Cloruros	5.98	0.5012	0.0007	15.46	0.0004	1.99	23.33	4.99
DBO	4.53	0.827	0.0001	15.38	0.0005	0.27	9.46	2.90
pH	9.31	0.4722	0.0012	10.72	0.0047	7.75	13.70	1.50

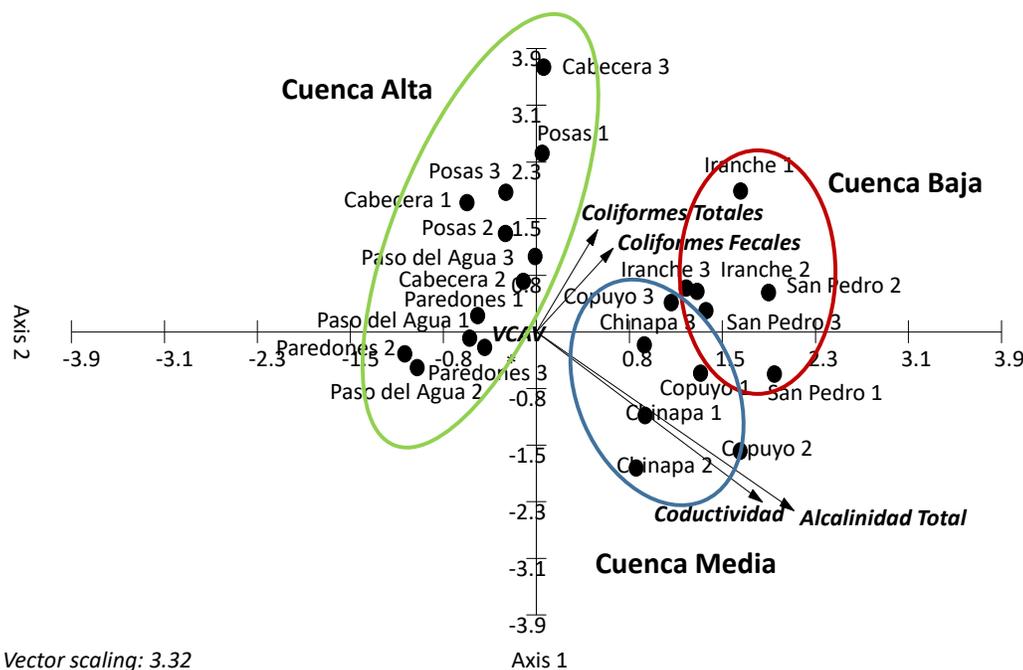


Figura 2 Gráfico de salida del CCA empleando la Alcalinidad Total, Coliformes Fecales, Coliformes Totales, Conductividad y Valoración de la Calidad Ambiental Visual.

como la extracción de materiales pétreos y el uso de las riberas con fines agropecuarios.

El CCA con la variación geomorfológica del cauce, permitió reconocer que el 74.18 % de la variación en el ordenamiento de los insectos acuáticos, se debe al efecto combinado de la profundidad media y los sustratos (arena fina, rocas pequeñas y roca madre). Se observa una distribución de los insectos que va de los géneros exclusivos de la cuenca alta a los exclusivos de la cuenca baja, con excepción del sitio San Pedro, que se ubica en la parte más baja de la cuenca (Fig. 3).

El efecto del microhábitat, sobre la composición y estructura de las comunidades de los macroinvertebrados acuáticos ha sido estudiada desde diversos puntos de vista, entre los que destacan las observaciones hechas por Velásquez y Miserendino (2003), Covich, *et al.* (1999) y

Vannote *et al.* (1980), con relación a la organización funcional; las de Vázquez-Ramos *et al.* (2014) y Cortelezzi (2010), para estimar la calidad ecológica de ríos y arroyos; así como los de Manechan y Prommi (2015), quienes valoraron el efecto de la heterogeneidad del hábitat sobre la ocurrencia y distribución de los insectos acuáticos.

En el Cuadro 5, se aprecia que 35 géneros (23 %), se distribuyen a lo largo de la corriente; además, en su conjunto reúnen el 50 % de la abundancia encontrada. Las cuencas alta y media comparten 29 géneros que representan el 19 % de la riqueza y el 41 % de la abundancia total. 26 géneros son exclusivos de la cuenca alta y reúnen el 1 % de la abundancia; la cuenca media con 17 géneros exclusivos (11 %), representan el 3 % de la abundancia y la cuenca baja con 17 (11 %)

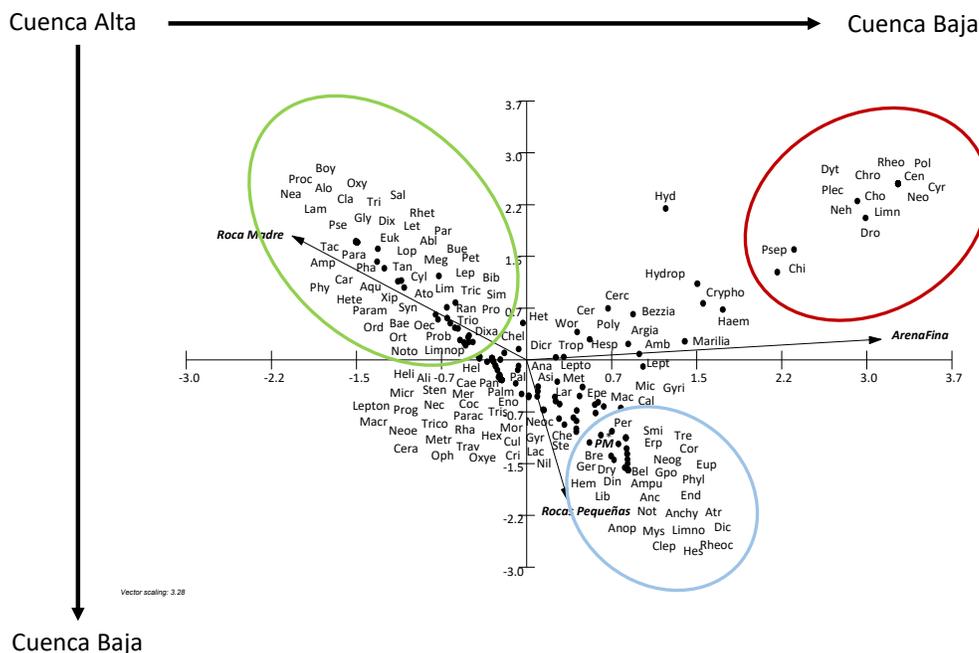


Figura 3. Ordenamiento de los géneros de insectos acuáticos con base en las variables geomorfológicas (Profundidad Media, Arena fina, Rocas pequeñas y roca madre).

Géneros de insectos: Abl = *Ablabesmyia*; Aqu = *Aquarius*; Ali = *Alisotrichia*; Alo = *Alotanypus*; Amb = *Ambrysus*; Amp = *Amphinemura*; Ampu = *Amputmixis*; Ana = *Anacroneuria*; Anc = *Anchycyctis*; Anchy = *Anchytarsus*; Anop = *Anopheles*; Asi = *Asioplax*; Ato = *Atopsyche*; Atr = *Atractelms*; Bae = *Baetodes*; Bel = *Belostoma*; Bib = *Bibiocephala*; Bue = *Buenoa*; Boy = *Boyeria*; Bre = *Brechmorhoga*; Cae = *Caenis*; Cal = *Caloparyphus*; Cla = *Cladotanytarsus*; Car = *Cardiocladius*; Cen = *Centropilum*; Cera = *Ceratopogon*; Cerc = *Cercobrachys*; Cer = *Ceratomyia*; Che = *Cheumatopsyche*; Chel = *Chelifera*; Chi = *Chimarra*; Coc = *Cochliopsyche*; Cho = *Choroterpes*; Chro = *Chromagrion*; Clep = *Cleptelmis*; Cor = *Corydalus*; Cri = *Cricotopus*; Crypho = *Cryphocricos*; Cul = *Culoptila*; Cyl = *Cylloepus*; Cyr = *Cyrnellus*; Dier = *Dicranota*; Dic = *Dicretendipes*; Din = *Dineutus*; Dix = *Dixella*; Dro = *Dromogomphus*; Dry = *Dryops*; Dyt = *Dythemis*; End = *Endochironomus*; Eno = *Enochrus*; Epe = *Epeorus*; Erp = *Erpetogomphus*; Euk = *Eukiefferiella*; Eup = *Euparyphus*; Ger = *Gerris*; Gpo = *Gpo Thienemannimyia*; Gly = *Glyptotendipes*; Gyr = *Gyretes*; Gyri = *Gyrinus*; Haem = *Haematopota*; Hem = *Hemerodromia*; Hel = *Helichus*; Heli = *Helicopsyche*; Het = *Hetaerina*; Hete = *Heterelmis*; Hes = *Hesperagrion*; Hesp = *Hesperoconopa*; Hex = *Hexacylloepus*; Hyd = *Hydroptila*; Hydrop = *Hydropsyche*; Lac = *Laccophilus*; Lam = *Lampracanthia*; Lar = *Larsia*; Let = *Lethocer*; Lep = *Lepidostoma*; Lepton = *Leptonema*; Lepto = *Leptophlebia*; Lept = *Leptohyphes*; Lib = *Libellula*; Limn = *Limnocois*; Limno = *Limnogonus*; Limnop = *Limnoporus*; Lim = *Limnophora*; Lop = *Lopescladius*; Mac = *Macrelms*; Macr = *Macronychus*; Macr = *Macronychus*; Meg = *Megadytes*; Mer = *Meringodixa*; Met = *Metrichia*; Metr = *Metrobates*; Mic = *Microcyloepus*; Micr = *Microvelia*; Mor = *Mortoniella*; Mys = *Mystacides*; Nea = *Neargyrtis*; Neh = *Nehalennia*; Neoc = *Neocylloepus*; Neoe = *Neoelmis*; Neo = *Neoneura*; Neog = *Neogerris*; Nec = *Nectopsyche*; Nil = *Nilotanypus*; Noto = *Notomicrus*; Not = *Notonecta*; Oec = *Oecetis*; Oph = *Ophiogomphus*; Ord = *Ordobrevia*; Ort = *Orthocladus*; Oxyc = *Oxyelophila*; Oxy = *Oxyethira*; Pal = *Palaemnema*; Palm = *Palmacorixa*; Pan = *Pantala*; Parac = *Paracricotopus*; Param = *Paramerina*; Par = *Parametriocnemus*; Para = *Paratanytarsus*; Per = *Perithemis*; Pet = *Petrophila*; Pha = *Phaenospetra*; Phyl = *Phyllogomphoides*; Phy = *Phylloicus*; Plec = *Plectropsyche*; Pol = *Polycentropus*; Poly = *Polypedilum*; Prob = *Probezzia*; Pro = *Procladius*; Proc = *Procladius*; Prog = *Progomphus*; Pse = *Psectrocladius*; Psep = *Psephenus*; Rha = *Rhagovelia*; Ran = *Ranatra*; Rheoc = *Rheocricotopus*; Rheo = *Rheopelopia*; Rhet = *Rheotanytarsus*; Sal = *Saldoida*; Sim = *Simulium*; Smi = *Smicridea*; Ste = *Stenelmis*; Sten = *Stenus*; Syn = *Synostropsis*; Tac = *Tachopteryx*; Tan = *Tanytarsus*; Tra = *Traverella*; Tre = *Trepobates*; Tri = *Triacanthagyna*; Tric = *Trichoclinocera*; Trico = *Tricorythodes*; Trio = *Triogma*; Tris = *Trissopelopia*; Trop = *Tropisternus*; Wor = *Wormaldia*; Xip = *Xiphocentron*.

géneros exclusivos, solamente reúnen el 0.6 % de la abundancia.

Los análisis CCA realizados por separado con las variables de los parámetros de la calidad del agua y de la calidad ambiental visual, permitieron definir que en el caso de la calidad del agua, el efecto de la Alcalinidad Total, Coliformes Fecales, Coliformes Totales, Conductividad, Saturación de Oxígeno y la Demanda Bioquímica de Oxígeno, explican el 80.61

% de la variación en la distribución de la riqueza y abundancia de los géneros de insectos; en tanto que las variables que evalúan la calidad ambiental, reflejan el efecto multivariado de los patrones de velocidad de la corriente, la variación del sustrato de los estanques, el estatus del flujo y la estabilidad de las riberas, mientras que el valor de la calidad ambiental visual explica el 87.93 % de la variación en el ordenamiento de los géneros de los insectos.

Cuadro 5. Riqueza y abundancia exclusivas y compartidas entre las cuencas alta, media y baja.

	Riqueza Exclusiva	Abundancia Exclusiva
Cuenca Alta	26	185
Cuenca Media	17	348
Cuenca Baja	17	76
Cuenca Alta-Media	29	5169
Cuenca Alta-Baja	7	76
Cuenca Media -Baja	24	525
Corriente	35	6299

Con base en los análisis de distribución de Y's, se categorizaron los intervalos de variación de los parámetros fisicoquímicos (Cuadro 6); debido a que, en el caso del porcentaje de saturación de oxígeno, únicamente dos muestras tuvieron valores inferiores al 100 % de saturación, se consideró este límite para separar en dos categorías. En tanto que las categorías de la Valoración de la Calidad Ambiental Visual se tomaron del protocolo de Barbour (1999), modificado por Pineda-López *et al.* (2014).

De esta forma, empleado las variables ambientales (patrones de velocidad de la corriente, variación del sustrato de los estanque,

estatus del flujo, estabilidad de las riberas y valor de la calidad ambiental visual), así como los parámetros fisicoquímicos del agua (Alcalinidad Total, Coliformes Fecales, Coliformes Totales, Conductividad, Saturación de Oxígeno y Demanda Bioquímica de Oxígeno), fue posible clasificar a los géneros de insectos acuáticos encontrados de acuerdo con su presencia y abundancia en sitios con las categorías ambientales definidas, por una combinación del ordenamiento de los dos CCA, encontrando que existen seis grupos de insectos acuáticos:

Cuadro 6. Categorías de los Parámetros Fisicoquímicos.

	Óptimo	Bueno	Marginal	Pobre
Alcalinidad (mg/l)	$Y \leq 37.33$	$37.33 < Y \leq 87.67$	$87.67 > Y \leq 193.33$	$Y > 193.33$
Coliformes Fecales (NMP/100 ml)	$Y \leq 400$	$400 < Y \leq 700$	$700 > Y \leq 900$	$Y > 900$
Coliformes Totales (NMP/100 ml)	$Y \leq 400$	$400 < Y \leq 800$	$800 > Y \leq 2250$	$Y > 2250$
Conductividad ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	$Y \leq 36$	$36 < Y \leq 108$	$108 > Y \leq 306.75$	$Y > 306.75$
Saturación de Oxígeno (%)	$Y \geq 100$	$Y < 100$		
DBO <sub>5</sub>	$Y \leq 2.16$	$2.16 < Y \leq 3.645$	$3.645 > Y \leq 7.29$	$Y > 7.29$

**i)** Géneros que se encuentran en sitios óptimos, determinados con base en los parámetros fisicoquímicos y óptimos acorde con la valoración de la calidad ambiental, por lo que podría decirse que son muy sensibles a la disminución de la calidad del agua y de la calidad ambiental: *Alisotrichia*, *Alotanypus*, *Anacroneuria*, *Atopsyche*, *Caenis*, *Chelifera*, *Cochliopsyche*, *Dicranota*, *Dixella*, *Epeorus*, *Gyrinus*, *Helicopsyche*, *Heterelmis*, *Laccophilus*, *Lethocerus*, *Macronychus*, *Nectopsyche*, *Nilotanypus*, *Oxyelophila*, *Pantala*, *Paramerina*, *Phylloicus*, *Rhagovelia*, *Stenus*, *Trichoclinocera* y *Triogma*.

**ii)** Géneros que se encuentran en sitios óptimos, propuestos con base en los parámetros fisicoquímicos y subóptimos en la valoración de la calidad ambiental; o a la inversa, es decir que son sensibles a la disminución de la calidad del agua o a la disminución de la calidad ambiental: *Cladotanytarsus*, *Baetodes*, *Cardiocladius*, *Cricotopus*, *Cylloepus*, *Helichus*, *Hetaerina*, *Hydroptila*, *Lepidostoma*, *Ablabesmyia*, *Culoptila*, *Limnoporus*, *Meringodixa*, *Notomicrus*, *Ordobrevia*, *Orthocladius*, *Oxyethira*, *Palmacorixa*, *Paracricotopus*, *Petrophila*, *Probezzia*, *Procladius*, *Procloeon*, *Psectrocladius*, *Ranatra*, *Simulium*,

*Synoestropsis*, *Tachopteryx*, *Tropisternus* y *Xiphocentron*.

iii) Géneros que se encuentran en sitios buenos, determinados con base en los parámetros fisicoquímicos y subóptimos en la valoración de la calidad ambiental; es decir son sensibles a la disminución de la calidad del agua y de la calidad ambiental: *Amphinemura*, *Bibiocephala*, *Ceratopogon*, *Neargyractis*, *Phaenospetra*, *Rheotanytarsus*, *Saldoidea*, *Boyeria*, *Buenoa*, *Dryops*, *Glyptotendipes*, *Lampracanthia*, *Libellula*, *Microvelia*, *Notonecta* y *Triacanthagyna*.

iv) Géneros que se encuentran en sitios buenos, propuestos con base en los parámetros fisicoquímicos y marginales en la valoración de la calidad ambiental; son sensibles a la disminución de la calidad del agua y tolerantes a la disminución de la calidad ambiental: *Aquarius*, *Caloparyphus*, *Cernotina*, *Dixa*, *Endochironomus*, *Erpetogomphus*, *Eukiefferiella*, *Gpo Thienemannimyia*, *Limnophora*, *Lopescladius*, *Megadytes*, *Oecetis*, *Parametriocnemus*, *Paratanytarsus*, *Phyllogomphoides*, *Rheocricotopus* y *Tanytarsus*.

v) Géneros que se encuentran en sitios marginales, propuestos con base en los parámetros fisicoquímicos y marginales en la valoración de la calidad ambiental; son tolerantes a la disminución de la calidad del agua y a la disminución de la calidad ambiental: *Ampumixis*, *Anchytarsus*, *Argia*, *Atractelmis*, *Bezzia*, *Cercobrachys*, *Cheumatopsyche*, *Chimarra*, *Choroterpes*, *Cleptelmis*, *Corydalus*, *Cryphocricos*, *Cyrnellus*, *Dineutus*, *Dromogomphus*, *Gerris*, *Gyretes*, *Hemerodromia*, *Hesperagrion*, *Hesperoconopa*, *Hydropsyche*, *Leptophlebia*, *Limnogonus*, *Macrelmis*, *Metrobates*, *Microcyloepus*, *Mystacides*, *Neocyloepus*, *Neoelmis*, *Neoneura*, *Ophiogomphus*, *Palaemnema*, *Polycentropus*, *Polypedilum*, *Rheopelopia*, *Smicridea* y *Stenelmis*.

vi) Géneros que se encuentran en sitios marginales, determinados con base en los parámetros fisicoquímicos y pobres en la valoración de la calidad ambiental; o sitios pobres con base en los parámetros fisicoquímicos y marginales con base en la valoración de la calidad ambiental, son tolerantes a la disminución de la calidad del agua y muy tolerantes a la disminución de la calidad ambiental, o muy tolerantes a la

disminución de la calidad del agua y tolerantes a la disminución de la calidad ambiental: *Anchytarsus*, *Belostoma*, *Brechmorhoga*, *Leptohyphes*, *Leptonema*, *Asioplax*, *Centroptilum*, *Chromagrion*, *Dythemis*, *Enochrus*, *Haematopota*, *Hexacylloepus*, *Larsia*, *Limnocoris*, *Marilia*, *Metricchia*, *Mortoniella*, *Nehalennia*, *Perithemis*, *Plectropsyche*, *Progomphus*, *Psephenus*, *Traverella*, *Trepobates*, *Tricorythodes* y *Wormaldia*.

vii) Géneros que se encuentran en sitios pobres, propuestos con base en los parámetros fisicoquímicos y pobres en la calidad ambiental; son muy tolerantes a la disminución de la calidad del agua y a la disminución de la calidad ambiental: *Ambrysus*, *Anopheles*, *Dicrotendipes*, *Euparyphus*, *Neogerris* y *Trissopelopia*.

Se sabe que los insectos acuáticos permiten reconocer de manera económica la calidad del agua en corrientes, por lo que su uso se ha extendido en el diseño e implementación de diferentes metodologías basadas en los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores (Barba-Álvarez, 2013); sin embargo, en el presente estudio se encontró que los insectos además son sensibles a la degradación ambiental generalizada del cauce y no únicamente a la disminución de la calidad del agua.

En este sentido, Firmiano *et al.* (2017), empleando un análisis con taxa indicadores de umbrales a distintos tipos de perturbación, encontraron que, en arroyos de las sabanas neotropicales de Brasil, los géneros de Ephemeroptera son bioindicadores robustos para detectar los efectos de las alteraciones a la vegetación riparia y a la degradación de la calidad del agua por contaminación orgánica.

A diferencia de este estudio, concluyen que *Caenis* (Caenidae) es muy tolerante y que *Tricorythopsis* (Leptohyphidae) y *Camelobaetidius* (Baetidae), fueron los más sensibles; en tanto que en la cuenca del río Purungueo, *Caenis* se encontró como muy sensible y las familias Leptophlebiidae, Leptohyphidae y Baetidae, se encontraron en todas las categorías. Estas diferencias son debidas a que, en términos de contaminación orgánica, en el río Purungueo se encontraron siempre valores de sobresaturación de oxígeno y conforme a CONAGUA (2019), la Demanda Bioquímica de

oxígeno muestra valores por debajo del límite establecido para considerarse como aguas contaminadas.

En el grupo **i** (géneros en sitios óptimos), se encuentra el género *Anacroneuria* (Plecoptera), el cual está asociado con cuerpos de agua prístinos. De acuerdo con Ramos *et al.* (2013), estos insectos son ideales para el monitoreo, ya que además, su taxonomía es relativamente fácil, por lo que han sido empleados para construir repositorios estandarizados y consensuados (ontologías), que permiten que las personas interesadas puedan visualizar de manera sencilla imágenes, descargar documentos y acceder a sitios de interés; que les permitan hacer comparaciones de los sitios con respecto a la información que se ha generado en sitios de referencia.

En general, estos resultados coinciden con las valencias de tolerancia que se han definido para nivel taxonómico de familia en diversos protocolos para monitorear la calidad ambiental de los ríos, tales como los de Pineda-López *et al.* (2014), Rosas-Acevedo *et al.* (2014), AFNOR (2003), Mandaville (2002), Barbour *et al.* (1999), pero difieren en que a la familia Chironomidae se le considera como muy tolerante, con valencias que oscilan entre seis y nueve puntos, dependiendo del protocolo que se emplee.

En el presente estudio se encontró que existen géneros de Chironomidae muy intolerantes como *Alotanypus*, *Nilotanypus* y *Paramerina*; y otros que son intolerantes como *Ablabesmyia*, *Cladotanytarsus*, *Cardiocladius*, *Cricotopus*, *Endochironomus*, *Glyptotendipes*, *Gpo*, *Thienemannimyia*, *Orthocladius*, *Paracricotopus*, *Procladius*, *Psectrocladius*, *Rheocricotopus* y *Tanytarsus*; es decir, de los 27 géneros encontrados de esta familia, 16 estuvieron en las categorías de taxa intolerantes (Cuadro 7). Por lo anterior, habrá que reconsiderar, al menos para el centro de México la valencia de tolerancia de la familia Chironomidae hacia un valor que refleje mejor la intolerancia encontrada en este trabajo.

En este sentido, Cortelezzi *et al.* (2020), encontraron que el potencial como bioindicador de la calidad del agua de esta familia es muy variado, en el caso de la subfamilia Chironominae aumentó su sensibilidad como bioindicador a

medida que disminuyó el nivel taxonómico, puesto que se encontraron géneros de esta subfamilia en casi todos los grupos de respuesta a la variación en la valoración de la calidad del ambiente y de la columna de agua. Este mismo escenario de respuesta se encontró en la subfamilia Tanypodinae; en cambio en Orthoclaadiinae, este potencial se mantiene en el nivel de la subfamilia. En el presente estudio, no se encontró que para la familia Chironomidae, la subfamilia pueda ser considerado con potencial de bioindicador, puesto que se mezclan las subfamilias en los distintos grupos de tolerancia a la degradación en los parámetros fisicoquímicos y de la calidad ambiental; en cambio, el nivel de género puede ser utilizado con este potencial; así por ejemplo, en el grupo **i**, se encuentran como indicadores potenciales los géneros *Alotanypus*, *Nilotanypus* y *Paramerina*; En el grupo **ii**: *Cladotanytarsus*, *Ablabesmyia*, *Cardiocladius*, *Cricotopus*, *Orthocladius*, *Paracricotopus*, *Procladius* y *Psectrocladius*; en el grupo **iii**: *Glyptotendipes*, *Phaenospectra* y *Rheotanytarsus*; en el grupo **iv**: *Endochironomus*, *Eukiefferiella*, *Thienemannimyia*, *Lopescladius*, *Parametriocnemus*, *Paratanytarsus*, *Rheocricotopus* y *Tanytarsus*; en el grupo **v**: *Polypedilum* y *Rheopelopia* y en el grupo **vi**: *Larsia* y en grupo **vii**: *Dicrotendipes* y *Trissopelopia*.

Al igual que Cortelezzi *et al.* (2020), se puede concluir que la descripción de la sensibilidad de los géneros de insectos acuáticos en términos de ocupación, ofrece una nueva metodología para comprender el patrón que a lo largo de un gradiente de degradación abiótica muestran los insectos; y el nivel genérico lo refleja de mejor forma.

## CONCLUSIÓN

En la cuenca del río Purungueo, la presencia y abundancia de los insectos acuáticos, mostraron un ordenamiento debido al efecto de variables de la calidad del agua (Alcalinidad, Coliformes fecales, Coliformes totales, Conductividad, Saturación de Oxígeno y Demanda Bioquímica de Oxígeno), a variables de la Calidad Ambiental Visual (patrones de velocidad de la corriente, la variación del sustrato de los estanques, el estatus

Cuadro 7. Grupos de tolerancia a los que pertenecen los géneros y subfamilias de Chironomidae.

Género	Subfamilia	Grupo
<i>Alotanypus</i>	Tanypodinae	i
<i>Nilotanypus</i>	Tanypodinae	i
<i>Paramerina</i>	Tanypodinae	i
<i>Cladotanytarsus</i>	Chironominae	ii
<i>Ablabesmyia</i>	Tanypodinae	ii
<i>Cardiocladius</i>	Orthoclaadiinae	ii
<i>Cricotopus</i>	Orthoclaadiinae	ii
<i>Orthoclaadius</i>	Orthoclaadiinae	ii
<i>Paracricotopus</i>	Orthoclaadiinae	ii
<i>Procladius</i>	Tanypodinae	ii
<i>Psectrocladius</i>	Orthoclaadiinae	ii
<i>Glyptotendipes</i>	Orthoclaadiinae	iii
<i>Phaenospectra</i>	Chironominae	iii
<i>Rheotanytarsus</i>	Chironominae	iii
<i>Endochironomus</i>	Chironominae	iv
<i>Eukiefferiella</i>	Orthoclaadiinae	iv
<i>Thienemannimyia</i>	Tanypodinae	iv
<i>Lopescladius</i>	Orthoclaadiinae	iv
<i>Parametriocnemus</i>	Orthoclaadiinae	iv
<i>Paratanytarsus</i>	Chironominae	iv
<i>Rheocricotopus</i>	Orthoclaadiinae	iv
<i>Tanytarsus</i>	Chironominae	iv
<i>Polypedilum</i>	Chironominae	v
Rheopelopia	Tanypodinae	v
Larsia	Tanypodinae	vi
Dicrotendipes	Chironominae	vii
Trissopelopia	Tanypodinae	vii

del flujo, la estabilidad de las riberas y el valor de la calidad ambiental) y de la estructura geomorfológica del cauce (profundidad media, y los sustratos de arena fina, rocas pequeñas y roca madre).

La riqueza y abundancia de géneros que se distribuyen a lo largo de todo el cauce disminuyen hacia la cuenca baja, lo que está en correspondencia con el aumento en la degradación de la columna de agua y de la calidad ambiental.

Se encontraron comunidades exclusivas de la cuenca alta que se diferencian en mayor proporción con la cuenca baja donde se observó una comunidad exclusiva menos compleja, constituida por 17 géneros con únicamente el 0.56 % de la abundancia total.

En el caso de la familia Chironomidae, se deberá reconsiderar su potencial como bioindicador, puesto que en este trabajo se muestra que en el

nivel taxonómico de género se encuentran algunos que son muy sensibles a la degradación tanto de la columna de agua, como en la calidad ambiental; y otros con alto grado de tolerancia. En términos generales, el 59.25 % de los géneros de esta familia, se reconocieron como taxa intolerantes.

## AGRADECIMIENTO

Los autores desean expresar su agradecimiento a la Coordinación de la Investigación Científica de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por el soporte económico para la realización del trabajo.

## LITERATURA CITADA

ASSOCIATION FRANCAISE DE NORMALISATION (AFNOR). T 95 F. 2003. *NORME INDICE BIOLOGIQUE*

- GLOBAL NORMALISE (I.B.G.N.)*. Projeet de Norme IBGN. Mars 2003.
- BARBA-ÁLVAREZ, R. G. DE LA LANZA-ESPINO, A. CONTRERAS-RAMOS Y GONZÁLEZ-MORA, I. 2013. Insectos acuáticos indicadores de calidad del agua en México: casos de estudio, ríos Copalita, Zimatán y Coyula, Oaxaca. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 84 (1): 381–383. doi.10.7550/rmb.31037.
- BARBOUR, M. T., GERRITSEN, J., SNYDER, B. D. AND STRIBLING, J. B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates and Fish (2nd ed.). Washington DC: U.S.A. Environmental Protection Agency. Disponible en: <https://www3.epa.gov/region1/npdes/merrimackstation/pdfs/ar/AR-1164.pdf>. (Fecha de consulta: 2 de junio de 2020).
- BUENO-SORIA, J. 2011. *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Instituto de Biología, Universidad Nacional Autónoma de México, 228 p.
- BUTTURINI, A., BERNAL, S. AND SABATER, F. 2005. Modeling storm events to investigate the influence of the streamcatchment interface zone on stream biogeochemistry. *Water Resources Research*, VOL. 41 (8): 1–12. doi.10.1029/2004WR003842.
- COMISIÓN NACIONAL DEL AGUA (CONAGUA). 2018. *Estadísticas del agua en México, edición 2018*. SEMARNAT-CONAGUA, 306 p.
- CORTELEZZI, A. 2010. Hábitats funcionales y macroinvertebrados en cauces modificados de arroyos de llanura. Tesis de doctorado. Universidad Nacional de La Plata, La Plata. Argentina.
- CORTELEZZI, A., SIMOY, M. V., SIRI, A., DONATO, M., CEPEDA, R. E., MARINELLIA, C. B. AND BERKUNSKY, I. 2020. New insights on bioindicator value of Chironomids by using occupancy modelling. *Ecological Indicators* 117. doi.10.1016/j.ecolind.2020.106619.
- COVICH, A. P., PALMER, M. A. AND CROWL, T. A. 1999. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems. *BioScience*, 49(2): 119–127. doi.org/10.2307/1313537.
- DALL, P. C. 1995. Commonly used methods for assessment of water quality. Pp. 49–70. In: M. J. TOMAN AND F. STEINMAN (Eds.). *Biological Assessment of stream water quality. Special Issue*, TEMPUS S\_JEP 4724, University of Ljubljana.
- DOF. 1989. Acuerdo por el que se establecen los Criterios Ecológicos de Calidad del Aguas CCA-001/89: 13 de diciembre de 1989.
- DOF, 2000. Modificación a la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. 20 de octubre de 2000.
- ELOSEGUI, A. Y BUTTURINI A. 2009. El transporte de los materiales inorgánicos disueltos y particulados. Pp: 85–96. In: A. ELOSEGUI Y S. SABATER (Eds.). *Conceptos y Técnicas en Ecología Fluvial*. Fundación BBVA, España.
- ESPÍN-LEAL, P. 2016. *Estudio de los flujos de contaminación transportados por un sistema de saneamiento y drenaje unitario en tiempo de lluvia para la ciudad de Murcia*. Trabajo Fin de Máster. Universidad Politécnica de Cartagena, España, 252 p.
- ESCOBAR-MEJÍA, J. D., OCHOA-DUARTE A. Y MONTENEGRO-MORILLO C. A. 2018. Monitoreo comunitario de conductividad eléctrica en cuerpos de agua con instrumentos de bajo costo para detección de contaminación como mecanismo de alerta temprana y empoderamiento de las comunidades: Una experiencia participativa aplicada. In: Pp. 94–101. *Primer Encuentro Colombiano de Ingeniería y Desarrollo Social*. Universidad de Colombia. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/329387092>. (Fecha de consulta: 17-VII-2020).
- FIRMIANO, K. R., LIGEIRO, R., MACEDO, D. R., JUEN, L., HUGHES, R. M. AND CALLISTO, M. 2017. Mayfly bioindicator thresholds for several anthropogenic disturbances in neotropical savanna streams. *Ecological Indicators*. 74: 276–284. doi.10.1016/j.ecolind.2016.11.033.
- GOOGLE EARTH. 2020. Europa Technologies 2020 y Google 2020. (Fecha de consulta: 21-VII-2020).
- GUTIÉRREZ-FONSECA, P. E., ALONSO-RAMÍREZ, A. M. Y RAMÍREZ, A. 2016. Macroinvertebrados Acuáticos de Puerto Rico como Bioindicadores de Calidad Ambiental. Universidad de Puerto Rico, Río Piedras. indisponible en: <http://www.ramirezlab.net/research/guia>. (Fecha de consulta: 20-VII-2020)
- HELLAWELL, J. 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers LTD. London & New York. 546 p.
- INEGI. 2020. “Datos para Sistemas de Información Geográfica de sistemas hidrológicos”, Simulador de lujos de agua en cuencas hidrográficas (SIATL). Disponible en: [http://antares.inegi.org.mx/analisis/Red\\_hidro/sialt#app=86ae&4b-selectedIndex=0&6fa8-selectdIndex=0](http://antares.inegi.org.mx/analisis/Red_hidro/sialt#app=86ae&4b-selectedIndex=0&6fa8-selectdIndex=0). (Fecha de consulta: 20-VII-2020).
- Kovach Computing Services. (2013). *Multivariate Statistical Package (MVSP)* v. 3.22.

- MANDAVILLE, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics and Protocols. *Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax* (Project H-1). Disponible en: <http://chebucto.ca/Science/SWCS/SWCS.html>. (Fecha de consulta: 22-VII-2020).
- MANEECHAN, W. AND PROMMI, T. O. 2015. Diversity and distribution of aquatic insects in streams of the Mae Klong watershed, western Thailand. *Psyche*: 1–7. doi:10.1155/2015/912451.
- METCALFE, J. L. 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*. 60 (1-2): 101–139. doi:10.1016/0269-7491(89)90223-6.
- MERRIT, R. W., CUMMINS, K. W. Y BERG, M. B. 2008. *An Introduction to the Aquatics Insects of North America*. Fourth Edition. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, 1158 p. + CD with interactive key.
- OFFICE INTERNATIONAL DE L'EAU. 2020. *Glossaire - Eau & Milieux Aquatiques*. Office International de l'Eau (OIEau) y Agence française pour la biodiversité (AFB). France. 267. Disponible en: [http://www.glossaire-eau.fr/sites/default/files/glossaire\\_eau\\_biodiv\\_es\\_20200724.pdf](http://www.glossaire-eau.fr/sites/default/files/glossaire_eau_biodiv_es_20200724.pdf). (Fecha de consulta: 20-VII-2020).
- PÉREZ-MUNGUÍA, R. M. Y PINEDA-LÓPEZ, R. 2005. Diseño de un índice de integridad biótica, para ríos y arroyos del Centro de México, usando las asociaciones de Macroinvertebrados. Pp. 241–245. In: A. MORALES-MORENO, A. MENDOZA-ESTRADA, M. P. IBARRA-GONZÁLEZ Y S. STANFORD-CAMARGO. (Eds.). *Entomología mexicana* Vol. 4. Colegio de Postgraduados y Sociedad Mexicana de Entomología, Texcoco, estado de México.
- PINEDA-LÓPEZ, R., PÉREZ-MUNGUÍA, R. M., MATHURIAU, C., BERNAL, T. Y BARBA-MACÍAS, E. 2014. *Protocolo de análisis de macroinvertebrados en la nmx-aa-159-scfi-2012. Evaluación del Régimen de Caudal Ecológico y Propuesta de Reserva de Agua en una Cuenca Piloto del Programa Nacional de Reservas Potenciales de Agua en México*. Informe Técnico. Inédito. Programa Nacional de Reservas Potenciales de Agua como Medida de Gestión. Disponible en: <http://www.ibiologia.unam.mx/aguas/2PHFT2F2CtnF.pdf>. (Fecha de consulta: 22-VII-2020).
- PLAFKIN J. L., BARBOUR M. T., PORTER K. D., GROSS S. K., AND HUGHES, R. M. 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macro-invertebrates and fish*. U.S.A. Environmental Protection Agency (EPA/444/4-89-001), Washington, D. C. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.EXE?ZyActionL=Register&User=anonymus&PassWord=anonymous&client=EPA&Init=1>. (Fecha de consulta: 20-VII-2020).
- PRAT, N., RÍOS, B., ACOSTA, R. Y RIERADEVALL, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Pp. 631–654. In: E. DOMÍNGUEZ Y H. FERNÁNDEZ (Eds). *Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos - Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 654 p.
- RAMOS, E., FERNÁNDEZ, V., CRESSA, C. Y NÚÑEZ, H. 2013. Insectos acuáticos como indicadores de la Calidad del agua: una representación Semántica basada en ontologías. *Acta Botánica Venezolánica* 33(1-2): 93–110.
- ROLDÁN, G. 2003. *Bioindicación de la calidad del Agua en Colombia*. Universidad de Antioquia, Colombia, 170 p.
- ROSAS-ACEVEDO, J. L., ÁVILA-PÉREZ, H., SÁNCHEZ-INFANTE, A., ROSAS-ACEVEDO, A., GARCÍA-IBÁÑEZ, S., SAMPEDRO-ROSAS, L., GRANADOS-RAMÍREZ, J. G. Y 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(1): 81–88.
- ROSEMBERG, D. M. AND RESH, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, New York, USA, 488 p.
- ROSGEN, D. 1996. *Applied river morphology*. Pagosa Springs, CO, Wildland Hydrology, 378 p.
- SCHENONE, N., VOLPEDO, A. Y FERNANDEZ-CIRELLI, A. 2008. Estado trófico y variación estacional de nutrientes en los ríos y canales del humedal mixohalino de Bahía Samborombon (Argentina). *Limnetica*, 27 (1): 143–150.
- STATISTICAL ANALYSIS SYSTEM. 2013. JMP v.11.0.0. SAS Institute. Inc.
- Sistema Nacional de Aguas (SINA). 2020. Calidad del Agua en México. Disponible en: <http://sina.conagua.gob.mx/sina/tema.php?tema=calidadAgua&ver>. (Fecha de consulta: 21-VII-2020).
- SOUTHWEST ASSOCIATION OF FRESHWATER INVERTEBRATE TAXONOMISTS (SAFIT). 2020. Disponible en: <http://www.safit.org/TVFFG.php>. (Fecha de consulta 18-VII-2020).
- SPRINGER, M., RAMÍREZ A. Y HANSON, P. 2015. Macroinvertebrados de agua dulce de Costa Rica I. *Revista de Biología Tropical* 58 (Suppl. 4): 53-59. doi:10.15517/rbt.v58i4.

- VANNOTE, R. L., MINSHALL, G. W., CUMMINS, K. W., SEDELL, J. R. AND CUSHING, C. E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130–137. [doi.10.1139/f80-017](https://doi.org/10.1139/f80-017).
- VÁSQUEZ-RAMOS, J. M., GUEVARA-CARDONA, G. Y REINOSO-FLÓREZ, G. 2014. Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Revista de Biología Tropical*, 62(2): 21–40.
- VELÁSQUEZ, S. M., Y MISERENDINO, M. L. 2003. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral*, 13: 67–82.