



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

FACULTAD DE CIENCIAS

**PROPUESTA DEL VALOR INDICADOR PARA LAS FAMILIAS
DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS EN RÍOS DE LA
CUENCA DE MÉXICO**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

BIÓLOGO

P R E S E N T A:

Juan José Reyes Celis



**DIRECTORA DE TESIS:
Dra. Angela Piedad Caro Borrero**

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., 2021



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México, por acogerme desde la educación media superior y ser mi alma máter, y a la Facultad de Ciencias, por convertirse en mi segunda casa y darme la oportunidad de crecer profesionalmente.

Al laboratorio de Ecosistemas de Ribera, por abrirme sus puertas y brindarme todo lo necesario para poder desarrollar mi proyecto de investigación. Gracias por el maginifico ambiente de trabajo y todo el material otorgado.

Al taller de Interacciones socio-ecológicas en sistemas acuáticos y sus profesores, por enseñarme todo lo referente a los ecosistemas lóticos, sus compenentes y la importancia que tiene su estudio, así como las herramientas teóricas y practicas para desarrollarme en ese ámbito de la investigación.

A mi asesora la Dra. Angela Caro Borrero, por ser mi mentora y guía académico en el arduo camino del desarrollo de mi tesis. Y por su voto de confianza al elegirme como su alumno.

Al Dr. Javier Carmona Jiménez, por su participación, sus observaciones, enseñanzas y su constante interés en el desarrollo de mi proyecto de investigación.

Al Dr. Gerardo Lechuga, al Dr. Enrique Cantoral, al Dr. José Luis Villalobos y al Biólogo Rafael Barba, jurado que evaluó este trabajo, por sus excelentes comentarios y aportaciones al mismo.

A la M. en C. Verónica Aguilar, por su apoyo en la elaboración del mapa del área de estudio de este proyecto.

Al M. en A. Édgar Caro Borrero, por su apoyo en el diseño y desarrollo de las infografías.

Al proyecto PAPIIT DGAPA-UNAM. IN307219. Conservación y manejo de cuencas hidrológicas: indicadores socioecológicos y sistemas de gobernanza ambiental local.

A todo el equipo del laboratorio de Ecosistemas de Ribera, por su asesoramiento e instrucción durante el desarrollo del proyecto.

Agradecimientos personales

A mis padres, por ser mis pilares, por todo lo que han hecho y seguirán haciendo por mí, por ser la dupla perfecta y darme una vida sin preocupaciones llena de amor incondicional. Gracias por todos los valores que me han inculcado, ya que gracias a ellos he llegado a ser la persona que soy hoy. Este trabajo fue posible gracias a ustedes y, por ende, es para ustedes.

A mi mamá, por cuidarme y procurarme cual si fuera un pequeño siempre. Por tu compañía en esos duros momentos. Por enseñarme que, aún la situación más difícil, tiene una solución y que expresar tus sentimientos en esos momentos te hace más fuerte. Gracias por ser la mujer más fuerte que conozco y por enseñarme esa fuerza. Gracias por ser la mejor mamá.

A mi papá, por enseñarme el verdadero significado de ser hombre. Por ser ese amigo que jugó conmigo cuando era pequeño y que disfruta conmigo de una copa en la adultez. Por enseñarme el valor de la perseverancia, del trabajo duro y del ingenio. Gracias por arriesgar la vida cada día para que no nos falte el pan y la sal. Gracias por ser el mejor papá.

A mis carnales y carnalas, Abraham, Israel, José, Paco, Lalo, Jaqueline, Adri y Elizabeth, por todo el apoyo que me han dado y la confianza que me han tenido, por tanta diversión y risas. Gracias por su verdadera hermandad.

Al resto de mi familia, por su apoyo moral e incluso económico, por quererme y verme como un ejemplo.

A la Dra. Angela Caro y al Dr. Javier Carmona, por abrirme las puertas de su laboratorio, por tenerme la confianza de sacar este proyecto adelante y por brindarme su apoyo en multiples formas.

A la banda del congal de Ribera, por brindarme su amistad incondicional, por aceptarme tan rápido, por sus enseñanzas, cariño y por regalarme grandes vivencias.

A mis amados amigos y amigas, por esos viajes inolvidables, por su apoyo incondicional, por escucharme cada que lo necesitaba. Gracias por todo su cariño y entendimiento.

A mis profesores y profesoras, por ser mis guías intelectuales y morales. Gracias por todo su apoyo que, en muchas ocasiones, se extendió más allá del aula de clases.

Las palabras y el papel no alcanzan para agradecerles a todos los que han tenido ingerencia en mi vida y que han aportado un granito de arena para hacerme la persona que soy hoy. Por ello todo lo que puedo decir es ¡Gracias!

Contenido

1. Resumen	7
2. Introducción	8
3. Marco teórico.....	10
3.1 Ecosistemas lóticos y su importancia	10
3.2 Calidad en los ecosistemas acuáticos continentales y sus indicadores ecológicos.....	13
3.3 Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad ecológica (MIBs)	15
3.4 Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) de los MIBs y su uso como indicadores de la calidad ecológica	17
4. Justificación	19
5. Antecedentes.....	20
6. Hipótesis	26
7. Objetivos.....	27
8. Área de estudio	27
9. Materiales y método	29
9.1 Trabajo de campo	31
9.2 Trabajo de gabinete	34
9.3 Análisis de datos.....	35

10. Resultados.....	39
10.1 Identificación del muestreo de MIBs y asignación de GFA.....	39
10.2 Agrupación de sitios	43
10.3 Valor indicador de las familias y los GFA del ensamble de MIBs	48
11. Discusión	55
11.1 Caracterización ambiental de los sitios	55
11.2 Valor indicador del ensamble de MIBs	60
11.3 Pros y contras del desarrollo del IndVal.....	72
11.4 Breve revisión del uso del ensamble de MIBs en la legislación mexicana	76
12. Conclusiones.....	77
13. Referencias	78
14. Anexo 1: Protocolo de evaluación de la calidad hidromorfológica CERA modificado de Ortiz (2017).....	89
15. Anexo 2: Protocolo de evaluación de la calidad hidromorfológica de la <i>United States Enviromental Protection Agency (USEPA)</i>	92

1. Resumen

La cuenca de México está conformada por los valles de Cuautitlán, de Apan, de Tizayuca, y el valle de México propiamente dicho; ésta constituye una de las regiones hidrográficas de mayor importancia para el país, numerosos ríos y arroyos drenan hacia las partes centrales de la misma y abastecen a la población mexicana de una amplia variedad de bienes y servicios. No obstante, el crecimiento demográfico y las actividades humanas en expansión han degenerado en consecuencias negativas sobre la ecología de los ríos. En el presente estudio se realizó una evaluación de la calidad ecológica de 10 ríos de la cuenca de México a través de la colecta de 62 sitios durante un periodo de siete años. Para esto se llevó a cabo un análisis de la calidad fisicoquímica del agua y una valoración de la calidad hidromorfológica a través del protocolo de la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2012) y el protocolo de Calidad Ecológica de los Ríos Altoandinos (CERA) modificado (Ortiz, 2017). Por otra parte, se recolectaron e identificaron organismos del ensamble de macroinvertebrados bentónicos (MIBs) durante el mismo periodo y, a través de dos enfoques, se obtuvo el valor indicador de los organismos que conforman el ensamble para los diferentes estados de calidad ecológica de los ríos: 1) abundancia por taxón y 2) conteo de individuos por Grupo Funcional Alimenticio (GFA). Los ríos de la cuenca respondieron agrupándose en tres categorías de calidad química y tres categorías de calidad hidromorfológica, como una consecuencia de las actividades antropogénicas presentes en el área. Se identificaron un total de 13,600 individuos distribuidos en 6 categorías superiores, 28 familias, 2 subfamilias, 1 tribu y 38 géneros de MIBs. Las familias de MIBs y los GFA respondieron a dos gradientes ambientales: a) el aumento de nutrientes y la disminución del oxígeno disuelto (OD) y b) la alteración en la calidad hidromorfológica, con ello se reconocieron tres ensambles de MIBs para cada gradiente ambiental, asignando un valor de calidad ecológica a cada taxón del ensamble y a los GFA a través de la fórmula propuesta por Dufrené y

Legendre (1997). Este valor indicador de los taxones que componen el ensamble de MIBs y el análisis de los GFA se propone como una estrategia que pueda ser implementada en el monitoreo y la evaluación de los ríos de la cuenca de México, así como en estudios posteriores de la región y otras zonas del país. Además de crear un argumento que apoye la propuesta de incluir estos organismos en la legislación del país.

Palabras clave: Macroinvertebrados bentónicos, Calidad ecológica, Cuenca del Valle de México

2. Introducción

Los ríos se definen como aquellos cuerpos de agua continentales en los que el agua se mueve de manera horizontal en una dirección definida y en los que el recambio del líquido es constante (Sánchez, 2007). No obstante, los ríos son ecosistemas extremadamente complejos que tienen numerosos componentes bióticos (comunidades biológicas) y abióticos (clima, geología, química del agua, hábitat, etc.) que interactúan entre sí y que dotan a estos ecosistemas de un gran dinamismo (Elosegi & Sabater, 2009). Históricamente, los asentamientos humanos se han desarrollado cerca de los cuerpos de agua impulsando el desarrollo y crecimiento económico de las primeras civilizaciones y ciudades (Grimm *et al.*, 2008). Este desarrollo fue y ha sido posible gracias a la diversidad de bienes y servicios que aportan estos ecosistemas a las poblaciones humanas como: provisión de agua para consumo humano, uso doméstico, riego para la agricultura, así como el mantenimiento de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres, además de tener una gran importancia cultural (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2014). En este sentido, los ríos juegan un papel ecológico y social esencial para las urbes.

En el mundo, los ríos se han visto severamente alterados por diversas presiones antropogénicas a consecuencia de la urbanización y otros asentamientos humanos, estos últimos son más grandes que los poblados, pero menos grandes que las ciudades en términos de densidad poblacional (2500 a 20,000 personas). Varios estudios han demostrado que el aumento de estas presiones derivadas del crecimiento

de los asentamientos humanos y de las urbes se ven reflejados en la simplificación del hábitat local, la contaminación del agua y en una degradación de los ensambles biológicos que habitan estos ecosistemas (Wang *et al.*, 1997; Allan, 2004; Hughes *et al.*, 2010).

Para términos prácticos de este trabajo, se tomó como referencia la definición de ensamble de Cooke (1984), el cual lo define como un conjunto de especies que habitan un área particular y donde las interacciones entre especies, si las hay, no se especifican.

El Área Metropolitana de la cuenca del Valle de México ha crecido exponencialmente durante las últimas 6 décadas, lo cual implica que las actividades ligadas a la degradación de los ríos hayan aumentado como una consecuencia de este crecimiento. Actividades como la agricultura, ganadería, piscicultura, turismo, las derivaciones hidráulicas (presas, canalización del cauce, etc.) entre otras, se han reportado diseminadas en gran parte de la cuenca, provocando un deterioro en la calidad ecológica de los ríos (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Estudios previos de la cuenca de México han reportado que estas fuentes de deterioro derivadas de las actividades humanas poseen orígenes diversos y han degenerado en efectos negativos sobre dos aspectos fundamentales que componen la calidad ecológica en los ríos: 1) la calidad fisicoquímica del agua y 2) la calidad hidromorfológica (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Caro-Borrero *et al.*, 2019). Los efectos de estas perturbaciones suelen ser permanentes y acaban afectando de manera irreversible a los ecosistemas fluviales dentro de las cuencas hidrográficas (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009; Elosegí & Sabater, 2009).

Este deterioro creciente ha creado una necesidad de generar estrategias para mitigar los efectos adversos sobre los ríos de la cuenca de México, ya que, desde el punto de vista ecológico, la pérdida de los ríos constituye una importante carencia para el bienestar de las ciudades y las poblaciones dependientes de estos ecosistemas (Alberti & Marzluff, 2004). Para ello es indispensable su evaluación mediante el establecimiento de planes de biomonitoreo por medio del uso de bioindicadores para medir tanto exposición como efectos a diversos estresores ambientales que pudiesen estar modificando la calidad

ecológica de los ríos. En este sentido, los macroinvertebrados bentónicos (MIBs) han sido considerados uno de los mejores indicadores de la calidad ecológica en los ecosistemas acuáticos. Específicamente se han reconocido como buenos indicadores de cambios en la calidad del hábitat (hidromorfología) y la calidad fisicoquímica del agua. Sus diversas historias de vida como consecuencia de su gran variedad de orígenes evolutivos, así como las bondades de su uso en términos de recolecta, identificación, etc., los convierten en uno de los grupos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas acuáticos continentales a nivel mundial (González *et al*, 2014; USEPA, 2012; Comisión Europea, 2000).

En el presente trabajo se realizó una evaluación de la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Valle de México mediante el análisis de las condiciones fisicoquímicas y de la hidromorfología, además, se construyó el valor indicador para las familias que componen el ensamble de MIBs utilizando un enfoque taxonómico y de GFA con la finalidad de ponderar la eficacia de ambos enfoques y el grado de respuesta del ensamble de MIBs a las perturbaciones en la fisicoquímica del agua y la hidromorfología. Finalmente, se analizaron las fortalezas y debilidades del desarrollo de este tipo de estrategias desde el punto de vista de la legislación mexicana entorno al uso de MIBs para la evaluación de los ríos en el país.

3. Marco teórico

3.1 Ecosistemas lóticos y su importancia

A lo largo de la historia, los ríos y las cuencas hidrográficas han sido objeto de una serie de perturbaciones derivadas principalmente de las actividades antropogénicas como consecuencia de la relación entre estos ecosistemas y los seres humanos; como la deforestación, agricultura, represamiento, contaminación de fuentes puntuales y difusas, la introducción de especies exóticas, etc. Todas estas transformaciones que tienen como objetivo satisfacer las necesidades de los seres humanos y la propia transformación de las cuencas, han conllevado a cambios en la composición fisicoquímica del agua y en la estructura del

ecosistema y sus componentes biológicos por consecuencia. Así, los efectos ambientales de las condiciones de estabilidad o perturbación en las partes altas de las cuencas podrían transferirse hacia las zonas medias, y a su vez, dependiendo la intensidad y naturaleza de dichos efectos, llegarán hasta las partes altimétricamente más bajas del sistema hidrográfico superficial (Coltler-Ávalos, 2010).

Las aguas continentales distribuidas dentro de las cuencas hidrográficas pueden ser clasificadas en dos grandes grupos por sus condiciones generales de desplazamiento: con visible movimiento horizontal y rápido recambio de líquido, o con movimientos lentos, principalmente convectivos y con recambio lento. Los cuerpos de agua que se mueven en una dirección más o menos definida, y en los que el líquido se recambia por el flujo ágil, se denominan como lóticos, los cuales están representados por ríos y arroyos (Sánchez, 2007). Los cuerpos de agua con movimientos lentos y convectivos se denominan lénticos y están representados por lagos, lagunas, pantanos, humedales, etc.

Los ríos son ambientes acuáticos que proporcionan, en términos de bienes y servicios ambientales, dos componentes importantes para el bienestar humano: (1) la provisión de agua y (2) el mantenimiento de la diversidad biológica en los ecosistemas terrestres. Económica y culturalmente también son relevantes, ya que han sido objeto de una amplia gama de políticas y sistemas que regulan su uso a nivel internacional. Por otra parte, la humanidad ha estado siempre sumamente ligada a los ríos, así lo demuestran diversos hallazgos de homínidos fósiles de África y otras partes del mundo, encontrados asociados frecuentemente con sistemas aluviales, lo cual, es evidencia de la trascendencia social de los ríos, enmarcando así las raíces históricas de numerosas poblaciones, ciudades e incluso regiones que se han organizado a lo largo de estos ecosistemas (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2014; Elosegí & Sabater, 2009).

Varios estudios han demostrado que los ecosistemas terrestres y de agua dulce están íntimamente conectados mediante el flujo de nutrientes a través de la interfaz acuático-terrestre. La importancia de que los nutrientes se muevan de la tierra al agua (principalmente como entrada de detritos) se ha estudiado

ampliamente, pero durante la última década, varios estudios también han destacado el flujo de energía del agua a la tierra mediada por la fauna, desde los ríos a las redes alimentarias terrestres (este flujo de energía se conoce en inglés como “*aquatic subsidies*”). Se ha demostrado que una amplia variedad de taxones utilizan recursos ribereños, desde especies especializadas que mantienen la interfaz acuático-terrestre hasta depredadores y carroñeros oportunistas, destacando aún más la importancia de los ríos en los ecosistemas terrestres (Ballinger & Lake, 2006).

Los MIBs (principalmente los insectos) son mediadores importantes del flujo de energía entre la tierra y el agua. Jonsson *et al.*, (2013) reportan que el ensamble de MIBs tiene grandes efectos en la estructura y dinámica de la comunidad de consumidores terrestres, ya que los análisis de isótopos estables han demostrado que estas presas de origen acuático pueden ser una parte importante de la dieta de los consumidores terrestres. Por otra parte, describieron que la modificación humana del hábitat de agua dulce, el uso de pesticidas y la introducción de especies acuáticas no autóctonas, pueden influir negativamente en los consumidores terrestres mediante la disminución de la aparición de insectos acuáticos. Por lo tanto, el uso y modificación de los ríos por las actividades humanas puede tener efectos adversos en los consumidores terrestres a través de las reducciones cuantitativas en la exportación de insectos acuáticos a la tierra.

A su vez, los ríos tienen un valor natural enorme ya que conectan las cuencas terrestres con la atmósfera y con el océano, funcionando como los auténticos riñones de la Tierra. Así, no solo transportan agua, también mueven grandes cantidades de sales, sedimentos y organismos, siendo así, dentro de los ecosistemas acuáticos continentales, un reservorio importante de la biodiversidad que alberga el planeta, entre la que destaca la presencia de algas, diatomeas, bacterias, hongos e invertebrados (Elosegi & Sabater, 2009).

Por estas razones, son indispensables los programas de manejo para preservar los ecosistemas acuáticos, así como para proporcionar un adecuado suministro y distribución de agua a la población. Estos

programas deben basarse en un enfoque integral y sustentable de los recursos hídricos superficiales (Legorreta, 2009). Dichas acciones requerirían una evaluación de la calidad ecológica de los ríos para determinar el conjunto de condiciones que más se asemejan al estado natural; siendo necesario un registro de los parámetros químicos, físicos y biológicos en varios sitios con características físicas similares a las que representan las condiciones menos perturbadas (Acosta *et al.*, 2009; Cortés *et al.*, 2013).

Las condiciones ecológicas de referencia describirían dicho estado natural de los ríos, en el que existen pocas presiones antropogénicas e impactos ecológicos mínimos, y no condiciones necesariamente representativas de entornos prístinos (Wallin, Wiederholm & Johnson, 2003).

3.2 Calidad en los ecosistemas acuáticos continentales y sus indicadores ecológicos

En los sistemas acuáticos, la calidad ecológica se define como la estructura y función de los mismos, determinados por el estado de los elementos biológicos que están respaldados por las características fisicoquímicas e hidromorfológicas (Sánchez-Montoya *et al.*, 2009). A largo del tiempo, una amplia variedad de indicadores ecológicos ha sido utilizada en el mundo para determinar la calidad en los ecosistemas acuáticos, estos indicadores se definen como aquellos elementos del ecosistema que permiten realizar una evaluación de sus condiciones particulares (calidad) en una cierta escala de observación (Jørgensen *et al.*, 2010).

El uso sistemático de las respuestas biológicas como método de indicación para evaluar la calidad ecológica se define como evaluación biológica, las respuestas de las especies a perturbaciones en su entorno, se mide mediante el uso de indicadores biológicos. Los ecosistemas fluviales fueron de los primeros sistemas donde se utilizaron como alternativa o complemento de las estrategias de evaluación basadas en indicadores fisicoquímicos. Históricamente la observación de los organismos asociados a distintos estados de calidad del agua se remonta a un par de miles de años en el pasado. No obstante, de manera formal estas estrategias tuvieron un amplio desarrollo en Europa durante el siglo XX, y en la

actualidad, son herramientas vigentes para la determinación de la calidad ecológica de los ecosistemas a nivel mundial. La necesidad de un biomonitoreo surgió por la creciente presión ejercida sobre diversos ecosistemas, siendo los ecosistemas lóticos uno de los más afectados por las actividades humanas y la urbanización (Jørgensen *et al.*, 2010; Cairns & Pratt, 1993; Matthews *et al.*, 1982).

El concepto de indicadores biológicos de la condición ambiental se originó con el trabajo de Kolkwitz y Marsson (1908, 1909), quienes desarrollaron la idea de la saprobidad en los ríos como una medida del grado de contaminación por materia orgánica y la disminución resultante de oxígeno disuelto. El concepto de saprobidad fungió como piedra angular para el desarrollo posterior de varios índices basados en patrones generales de tolerancia, distribución y del valor indicador de las especies. Siendo algunos ejemplos, los índices de diversidad (como el de Shannon o Simpson) y los sistemas de puntuación, que combinan conceptos indicadores de aguas de buena calidad a través de atributos biológicos como la diversidad y/o abundancia de las especies. Ejemplos de sistemas basados en puntajes son el sistema inglés *Biological Monitoring Working Party* (BMWP) y el Índice Biótico Belga (BBI por sus siglas en inglés) que asignan puntajes a grupos bióticos basados en la sensibilidad de los organismos a la contaminación y la perturbación del hábitat (Jørgensen *et al.*, 2010; Cairns & Pratt, 1993; Matthews, Buikema, Cairns, & Rodgers, 1982).

Recientemente, se ha vuelto cada vez más común utilizar múltiples grupos de organismos en la bioevaluación de los ecosistemas acuáticos continentales, y este ha sido uno de los aspectos innovadores de la legislación Europea de la Directiva Marco del Agua (WFD por sus siglas en inglés). El uso de indicadores biológicos para monitorear ríos tiene una larga historia, especialmente en Europa y en Estados Unidos. El uso de varios indicadores (complementarios) se basa en la premisa de que el uso de múltiples grupos de organismos puede ayudar a distinguir los efectos del estrés inducido por el hombre de manera más eficiente (con menos incertidumbre) y de manera más efectiva (al detectar los efectos de múltiples factores estresantes) (Jørgensen *et al.*, 2010). Dentro de este enfoque, los grupos más utilizados

para la evaluación de la salud del ecosistema fluvial han sido el fitobentos a través de las diatomeas bentónicas, las algas macroscópicas, los macroinvertebrados bentónicos y los peces, siendo los principales indicadores utilizados en los sistemas oficiales de bioevaluación tanto en los Estados Unidos como en la Unión Europea (Jørgensen *et al.*, 2010; Schratte-Sehn *et al.*, 1992).

3.3 Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad ecológica (MIBs)

El término *zoobentos* hace referencia a la fauna de invertebrados que habita los sustratos sumergidos de los medios acuáticos. Como componentes importantes del *zoobentos* se distinguen microinvertebrados y macroinvertebrados. Los macroinvertebrados son los invertebrados de un tamaño relativamente grande (visibles al ojo humano), no muy inferiores a los 0.5 mm, pero habitualmente mayores a los 3 mm, los cuales agrupan principalmente artrópodos (insectos, arácnidos y crustáceos) y dentro de estos dominan los insectos (en especial sus formas larvarias); también se encuentran oligoquetos, hirudíneos y moluscos (y con menor frecuencia celentéreos, briozoos o platelmintos). Los macroinvertebrados bentónicos (MIBs) son el grupo biológico dominante en los ríos, pero también se encuentran en el litoral y en el fondo de lagos y humedales (Alba-Tercedor *et al.*, 2005).

Los MIBs son uno de los grupos biológicos más ampliamente utilizados como indicadores de calidad del agua y del ecosistema. Esto debido a que integran muchas de las cualidades que se esperan de un buen indicador. Entre las cuales destacan: su elevada diversidad y la representación de diferentes taxones con requerimientos ecológicos variados que se relacionan de diversas formas con las características hidromorfológicas (velocidad del agua, sustrato, etcétera), fisicoquímicas y biológicas del medio acuático. Por otra parte, como grupo, los macroinvertebrados son una colección heterogénea de taxones evolutivamente diversos y, por lo tanto, es probable que al menos algunos de éstos reaccionen y respondan a cambios específicos en la calidad del agua y del ecosistema (Alba-Tercedor *et al.*, 2005; Triest *et al.*, 2001).

En el ámbito de la aplicación según la Directiva Marco del Agua (Comisión Europea, 2000), los MIB se consideran útiles para la detección de los siguientes tipos de presiones:

Presiones fisicoquímicas relacionadas con:

- Contaminación térmica
- Cambios en la mineralización del agua
- Contaminación orgánica
- Eutrofización
- Contaminación por metales u otros materiales

Presiones hidromorfológicas relacionadas con:

- Alteración del régimen caudal / tasa de renovación
- Alteración de la morfología del lecho fluvial (cauce) / lacustre

Por otra parte, la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2012) propone que los MIBs son buenos indicadores de la calidad en los ecosistemas loticos y enlista una serie de bondades del uso de estos organismos como bioindicadores:

- Son buenos indicadores de condiciones localizadas. Debido a que tienen patrones de migración limitados o un modo de vida sésil, se consideran particularmente adecuados para evaluar los impactos específicos de un sitio (estudios aguas arriba y/o aguas abajo).
- Integran los efectos de las variaciones ambientales a corto plazo. La mayoría de las especies tienen un ciclo de vida complejo de aproximadamente un año o más. Las etapas sensibles de vida responderán rápidamente al estrés; la comunidad en general responderá más lentamente.

- Las condiciones degradadas a menudo pueden ser detectadas por un biólogo experimentado con solo una evaluación superficial del ensamble de macroinvertebrados bentónicos. Éstos son relativamente fáciles de identificar a nivel de familia.
- Los ensambles de macroinvertebrados bentónicos están formados por especies que constituyen una amplia gama de niveles tróficos y tolerancias a la contaminación, lo que proporciona información sólida para interpretar los efectos acumulativos.
- El muestreo es relativamente fácil, requiere un número bajo de personal, equipo económico y tiene un efecto perjudicial mínimo en la biota residente.

Por otra parte, su valor indicador abarca un ámbito temporal intermedio que complementa el de otros elementos biológicos (como el fitobentos o los peces) y el de los elementos fisicoquímicos e hidromorfológicos, que son indicadores de respuesta inmediata (Alba-Tercedor *et al.*, 2005).

3.4 Grupos Funcionales Alimenticios (GFA) de los MIBs y su uso como indicadores de la calidad ecológica

En los ríos es posible encontrar patrones morfológicos y funcionales entre la diversidad de organismos, estos patrones son evidencia de una serie de convergencias evolutivas que han surgido a partir del desarrollo de estrategias para enfrentar condiciones ambientales específicas y han permitido que una gran diversidad de organismos pueda habitar los ecosistemas lóticos de manera exitosa (Carmona-Jiménez *et al.*, 2016).

Merritt *et al.* (2008) clasifican estos patrones funcionales como Grupos Funcionales Alimenticios (GFA), este enfoque de clasificación se basa en los mecanismos morfo-conductuales de adquisición de alimentos de los MIBs. El beneficio de este enfoque es que, en lugar de cientos de diferentes taxones para estudiar,

un pequeño número de grupos de organismos pueden estudiarse colectivamente con base en la forma en que funcionan y procesan la energía en los ecosistemas fluviales (evaluación de la red trófica). Los individuos son categorizados en función de sus mecanismos para obtener alimento y el tamaño de las partículas que ingieren, y no por preferencias sobre un tipo de alimento.

Por lo cual, el método de análisis de los grupos de alimentación funcional evita la necesidad no informativa de clasificar taxonómicamente a la mayoría de los MIBs (especialmente los insectos) como omnívoros y establece conexiones con categorías básicas de recursos alimenticios acuáticos. Merritt y Cummins (1996) proponen la siguiente clasificación por tamaño de partícula ingerida:

Clasificación por tamaño de partícula

- Partículas gruesas de materia orgánica (CPOM por sus siglas en inglés): partículas > 1 mm
- Partículas finas de materia orgánica (FPOM por sus siglas en inglés):
partículas < 1 mm y > 0.45 μ m

Clasificación por grupo de alimentación funcional (Merritt *et al.*, 2008):

- Raspadores/herbívoros: consumidores de algas y material asociado
- Trituradores: consumen hojarasca u otro tipo de CPOM, incluida madera
- Recolectores: colectan FPOM del fondo del arroyo
- Filtradores: colectan FPOM de la columna de agua usando una gran variedad de filtros
- Depredadores: se alimentan de otros consumidores
- Otros: organismos omnívoros o que no encajan en ninguna otra categoría

Utilizando las relaciones entre los GFA, es posible proporcionar información útil sobre la estabilidad del ecosistema, el flujo de energía y las redes tróficas. De tal manera que, comparando con un sitio de referencia, los cambios en el dominio de un grupo de alimentación en particular podrían corresponder a la abundancia de una fuente de alimento específica, lo cual sería un reflejo de un tipo de impacto en la

comunidad, dicho cambio podría usarse como un indicador de la calidad y de recuperación del ecosistema después de las perturbaciones (Cummins *et al.*, 2005).

4. Justificación

En menos de 500 años, la cuenca del Valle de México y la ciudad de México han sufrido uno de los cambios urbanísticos y ecológicos más radicales del planeta, los ríos y manantiales que están presentes en la cuenca están expuestos a transformaciones, principalmente por extracción de agua, actividades agrícolas y urbanización. Las presas de gavión y derivaciones hidráulicas han sido ampliamente diseminadas en toda la cuenca y, hasta el momento se cuenta con pocos estudios del impacto real en las comunidades biológicas y en el funcionamiento de los ecosistemas. Todo esto derivando en un número significativo de riesgos ecológicos como cambios en la regulación del clima, pérdida de diversidad biológica, pérdida de área forestal para la captura de carbono, la recarga del acuífero y la afectación de cuencas vecinas: por ejemplo, con el trasvase intercuenas (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2014; Legorreta, 2009).

Los cambios más significativos dentro de la cuenca de México son de tipo hidromorfológico y estas alteraciones han sido históricamente pasadas por alto porque la regulación ambiental en México se ha enfocado principalmente en la detección y control de contaminantes químicos y bacteriológicos (DOF, 2003). Sí bien, es común que el monitoreo de la calidad química del agua revele patrones de enriquecimiento orgánico, no puede mostrar cambios en la estructura del ecosistema ni en su función como respuesta a cambios físicos del hábitat. Además, a escala de cuenca, alteraciones físicas como la pérdida de heterogeneidad o fragmentación del hábitat, y la presión sobre los recursos hídricos por extracción, constituyen las principales amenazas que conducen a la degradación ambiental (Rasmussen *et al.*, 2013).

En México, una de las instituciones encargadas del monitoreo de la calidad del agua superficial (ríos, arroyos, lagos, lagunas, presas, y zonas costeras), así como del agua subterránea (pozos) a nivel nacional, es la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). Los protocolos de la CONAGUA consideran una serie de parámetros fisicoquímicos y algunos biológicos para la evaluación de la calidad como: Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Coliformes Fecales (CF) y Toxicidad del agua (TOX) (CONAGUA, 2015). No obstante, a pesar de la gran cantidad de evidencias que existen de las respuestas de los ensambles de MIBs, a los cambios en la calidad ecológica de los ríos y del respaldo internacional que tiene el uso de estos organismos como buenos indicadores, en México no se cuenta con un método de biomonitoreo estandarizado y funcional en términos económicos y sociales, que esté considerado en la legislación. Por lo tanto, la generación del valor indicador de las familias de MIBs, podría beneficiar el sistema de monitoreo de los ecosistemas lóticos a nivel ciudadano y gubernamental en el país.

5. Antecedentes

En el mundo, se utilizan más de 100 índices para evaluar las condiciones del agua dulce, el 60% de los cuales utilizan macroinvertebrados como bioindicadores (Ruiz-Picos *et al.*, 2017). En el ámbito internacional, una gran cantidad de países han desarrollado sus propias estrategias para el biomonitoreo de sus ríos a través del desarrollo y/o calibración de diversos índices de calidad ecológica. En el siguiente cuadro se enlistan algunos ejemplos de los índices utilizados resaltando el tipo de datos usados y la especificidad de los mismos:

Cuadro 1. Índices que utilizan el ensamble de MIBs para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos en el mundo

Índice	Datos de entrada	Precisión taxonómica	Referencia
--------	------------------	----------------------	------------

Saprobio	Saprobidad Abundancia de especies	Alta	Pantle & Buck (1955).
Diversidad Diversidad de Simpson	Abundancia por especie o abundancia proporcional	Alta – moderada	Simpson (1949)
Diversidad de Shanon Brillouin Margalef Gleason Burlington King y Ball	Abundancia por especie Abundancia por especie Número de especies, total de individuos Número de especies Diversidad estacional Relación entre pesos de insectos y tubificidos recolectados	Alta – moderada	Shannon and Weaver (1949); Brillouin (1951); Margalef (1958); Wilhm, J. L. (1967)
Comparación secuencial	Total de individuos Número de taxones	Baja	Cairns and Dickson (1971)
Bióticos BMWP (<i>Biological Monitoring Working Party</i>) BBI (<i>Belgian Biotic Index</i>) - Bélgica ABI (<i>Andean Biotic Index</i>) – Andes	Puntaje asociado a las familias de MIBs	Baja	Woodiwiss (1964); Armitage <i>et al.</i> (1983); DePauw & Vanhooren (1983); Ríos, Acosta & Prat (2014)

ASPT (<i>Average Score Per Taxon</i>)			
IBMWP (<i>Iberian Monitoring Working Party</i>)			
Taxa Richness (TR)	Diversidad	Alta- Baja	Mandaville, 2002
Indice Biotique (IB) – Francia	Puntaje asociado a las familias, géneros y especies del ensamble de MIBs	Alta – Baja	Metcalfé, (1989).
Indice Biologique de Qualité Généralé (IBG) – Francia	Diversidad Valor indicador de las especies	Alta – Baja	Metcalfé, (1989).
IBE (Indice Biotico Estesio) – Italia	Puntaje asociado a las familias, géneros y especies del ensamble de MIBs	Alta – Baja	Munné, & Prat, (2009)
Trent Biotic Index (TBI) - Inglaterra	Respuesta de grupos clave a la contaminación	Alta – Baja	Metcalfé, (1989).
Assemblage tolerance index (ATI) – USA	Puntaje de tolerancia de taxones	Alta – Baja	Whittier, & Van Sickle, (2010)
Chandler's Score System - Escocia	Abundancia de grupos clave que responden a la contaminación	Alta – Baja	Metcalfé, (1989).
Family Biotic Index (FBI)	Rangos de tolerancia del ensamble de MIBs	Baja	Mandaville, 2002
Index of Biotic Integrity (B-IBI) – Kenya	Efectos de la perturbación humana en la condición biótica de las comunidades de MIBs	Baja	Masese, Raburu, & Muchiri, (2009)

The Singscore: biotic index – Singapore	Efectos de la perturbación humana en la condición biótica de la comunidad de MIBs	Baja	Blakely, Eikaas, & Harding (2014)
Multivariados	Probabilidad de los sitios de pertenecer a grupos con condiciones específicas y el ensamble de MIBs asociado a dichas condiciones Fauna asociada a sitios de referencia	Baja	Reynoldson <i>et al.</i> (1997)
Multimétricos	Clasificación de los sitios de referencia en función de los atributos geográficos y físicos y el ensamble de MIBs asociado a dichas condiciones	Baja	Reynoldson <i>et al.</i> (1997)
Multimetric index – Bolivia	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Baja	Moya, Tomanova & Oberdorff, (2007)
Dutch index (Países bajos)	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Baja	Vlek, Verdonscho t, Nijboer (2004)
Intercalibration Common Multimetric Index (ICM-Star)	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Baja	Munné & Prat (2009)
Multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Baja	Macedo <i>et al.</i> (2016)

Serra dos Órgãos Multimetric index (SOMI) – Brazil	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Moderada – Baja	Baptista <i>et al.</i> (2007)
Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) – Bélgica	Respuesta del ensamble de MIBs a la contaminación antropogénica – multimétrico	Moderada - Baja	Gabriels, De Pauw, & Goethals, (2010)
Salinity index - Queensland	Respuesta del ensamble de MIBs al grado de salinidad	Baja	Horrigan, Choy, Marshall, & Recknagel. (2005)
Canadian Ecological Flow Index (CEFI)	Respuesta del ensamble de MIBs a la velocidad de corriente	Baja	Armanini <i>et al.</i> (2011)
Ratio of Scraper and Filtering Collector Functional Feeding Groups (scr/f-c)	Cociente de raspadores/filtrador es		Mandaville, 2002
The <i>Ephemeroptera</i> , <i>Plecoptera</i> , and <i>Trichoptera</i> (EPT) index	Riqueza de taxones sensibles	Alta – Baja	Mandaville, 2002
Ratio of EPT and Chironomidae (EPT/C)	Abundancia	Baja	Mandaville, 2002
The <i>Ephemeroptera</i> , <i>Trichoptera</i> , and <i>Odonata</i> (ETO) index	Riqueza	Baja	Mandaville, 2002
Percent Contribution of Dominant Family (%DF)	Abundancia	Baja	Mandaville, 2002
Community Loss Index (CLI)	Abundancia	Alta – Baja	Mandaville, 2002
Ratio of Shredder Functional Feeding Group and Total Number	Abundancia relativa de raspadores con respecto a los otros grupos	Baja	Mandaville, 2002

of Individuals Collected- CPOM Sample (shredders/total)			
Percent Similarity Comparisons (PSC)	Similitud entre índices (TR, FBI, scr/f-c, EPT, EPT/C, % DF, CLI, y shredders/tota)	Baja	Mandaville, 2002
Percent Model Affinity (PMA)	Comparación entre estudios de sitio y un modelo de no impacto sobre el ensamble de MIBs	Muy baja	Mandaville, 2002

A pesar de su uso y validación internacional, en México los esfuerzos por desarrollar un índice y validar su práctica, son bastante recientes. Un elemento fundamental para la generación de un índice basado en los ensambles biológicos es la determinación de las condiciones de referencia. En la cuenca de México, los estudios de Carmona-Jiménez y Caro-Borrero (2014, 2017) han sido de los primeros esfuerzos para determinar dichas condiciones en el área basando su clasificación de sitios en la evaluación de parámetros fisicoquímicos, hidromorfológicos y biológicos. En dichos estudios se demostró que en general las zonas altas de los ríos que integran a la cuenca de México mantienen un buen estatus de la calidad ecológica y en los cuales las condiciones de referencia se caracterizaron por aguas oligotróficas, bien oxigenadas y de baja concentración iónica. Dichos resultados fueron corroborados a través del ensamble de macroinvertebrados que se compuso por 22 familias.

5.1 Estudios fuera de la cuenca de México

Weigel y colaboradores (2002) desarrollaron un índice de integridad biótica (IBI por sus siglas en inglés) basado en macroinvertebrados para ríos del centro-oeste de México (Acapulco y Maztlán). Ocho métricas elegidas a priori comprendieron el IBI: captura por unidad de esfuerzo, riqueza genérica, % de géneros Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera, % de individuos Chironomidae, índice biótico de Hilsenhoff, %

de individuos deposicionales, % de individuos depredadores y % de géneros recolectores. En cada métrica se distinguieron los sitios con influencia humana mínima o moderada de los sitios con influencia severa. Se concluyó que el IBI se muestra prometedor para desarrollar estándares biológicos, facilitar el monitoreo a largo plazo y mejorar la integridad ecológica de los arroyos en el centro-oeste de México.

Por otra parte, en Torres-Olvera *et al.*, (2018), buscaron validar un Índice de Integridad Biológica basado en los diversos ensamblajes de macroinvertebrados (IIBAMA) en 33 ríos en las cuencas de los ríos Lerma-Chapala y Pánuco, en el centro de México. Esta investigación representó uno de los primeros esfuerzos para validar un Índice de Integridad Biológica basado en comunidades de invertebrados acuáticos a gran escala en México y proporcionar un marco general para su uso generalizado y abordar la validación e implementación de este índice en otras regiones con condiciones similares.

De manera más reciente, López-López *et al.* (2019) realizaron un estudio cuyo objetivo era la calibración del sistema BMWP para ríos Neotropicales de la cuenca del río Balsas. Para dicha calibración del índice se realizaron una serie de pasos que incluían la determinación de un índice de calidad fisicoquímica, la identificación de la clase de abundancia para cada familia de macroinvertebrados, la incorporación de abundancias en el intervalo correspondiente del índice de calidad fisicoquímica y finalmente una determinación de los valores de bioindicación para cada familia de macroinvertebrados.

6. Hipótesis

Se espera que en función de la sensibilidad de los MIBs a cambios fisicoquímicos e hidromorfológicos, se espera encontrar ensamblajes característicos representativos de diferentes condiciones de calidad ecológica en los ríos de montaña de la cuenca de México, y que por lo tanto estas respuestas se verán reflejadas en la abundancia y frecuencia de aparición de los macroinvertebrados en el espacio y el tiempo, y permitirán el desarrollo de un valor indicador para las familias y los GFA.

7. Objetivos

Objetivo general

Determinar los ensambles característicos de macroinvertebrados bentónicos en ríos de la cuenca de México, que respondan a los diferentes estados de calidad ecológica evaluados. Así como, proponer un valor indicador para las familias que representen estos estados de calidad.

Objetivos particulares

Reconocer los diferentes estados de calidad ecológica en los ríos de la cuenca de México y los ensambles de MIBs asociados a estas condiciones desde el punto de vista taxonómico y de GFA.

Determinar aquellos parámetros fisicoquímicos e hidromorfológicos que afectan en mayor medida los ríos de la cuenca de México y por lo tanto inciden en la recurrencia de las familias que estructuran los ensambles de MIBs.

Generar el valor indicador para las familias de los ensambles de MIBs encontrados en los ríos de la cuenca de México, mayormente representativas de las diferentes condiciones de calidad ecológica

Analizar la propuesta legal entorno al uso de los MIBs para la evaluación de la calidad ecológica en el caso de México.

8. Área de estudio

9. Objetivos particulares

La cuenca del Valle de México está integrada en términos territoriales por cinco estados de la República (Estado de México, Ciudad de México, Tlaxcala, Hidalgo y Puebla) y se caracteriza por ser una zona montañosa con vegetación del tipo bosque templado, matorral xerófilo, vegetación halófila y gipsófila,

en la que se forman numerosos ríos y arroyos que drenan hacia el valle. Se encuentra en la región tectónica de la Faja Volcánica Transmexicana y tiene una superficie total de 9,600 km², de los cuales, 2,400 kilómetros están por encima del nivel del mar. El clima de la región es templado subhúmedo, con una temperatura media de 13.4°C, precipitación media anual de entre 1,200 a 1,500 mm. Y de forma natural se pueden reconocer una época de lluvias y una época de secas; condición que ha sufrido pocas consecuencias a lo largo del tiempo (Cuevas *et al.*, 2010; Legorreta, 2009; García, 2004).

La cuenca de México es cerrada de manera natural y por ello recibe el nombre de endorréica, es decir, que se encuentra rodeada de grandes montañas o volcanes, entre los que destacan el Popocatepetl (5,438 msnm), Iztaccíhuatl (5,286) y el Ajusco (4,152); así como de una cadena de sierras, de las cuales descienden desde hace años el agua de 45 ríos hoy aún existentes, llegando a formar en las partes más bajas cuatro grandes áreas lacustres, no obstante, la cuenca de México se encuentra abierta de manera artificial a través de una serie de conductos de desagüe (Legorreta, 2009).

10. Materiales y método

Sitios de colecta. Se realizaron un total de 129 colectas durante siete años en el periodo comprendido de abril del 2012 a mayo del 2019 en 62 puntos de muestreo de la cuenca de México, representando tres temporadas climáticas distintas: post-lluvias, secas frías y secas cálidas (Fig. 1; Cuadro 2).

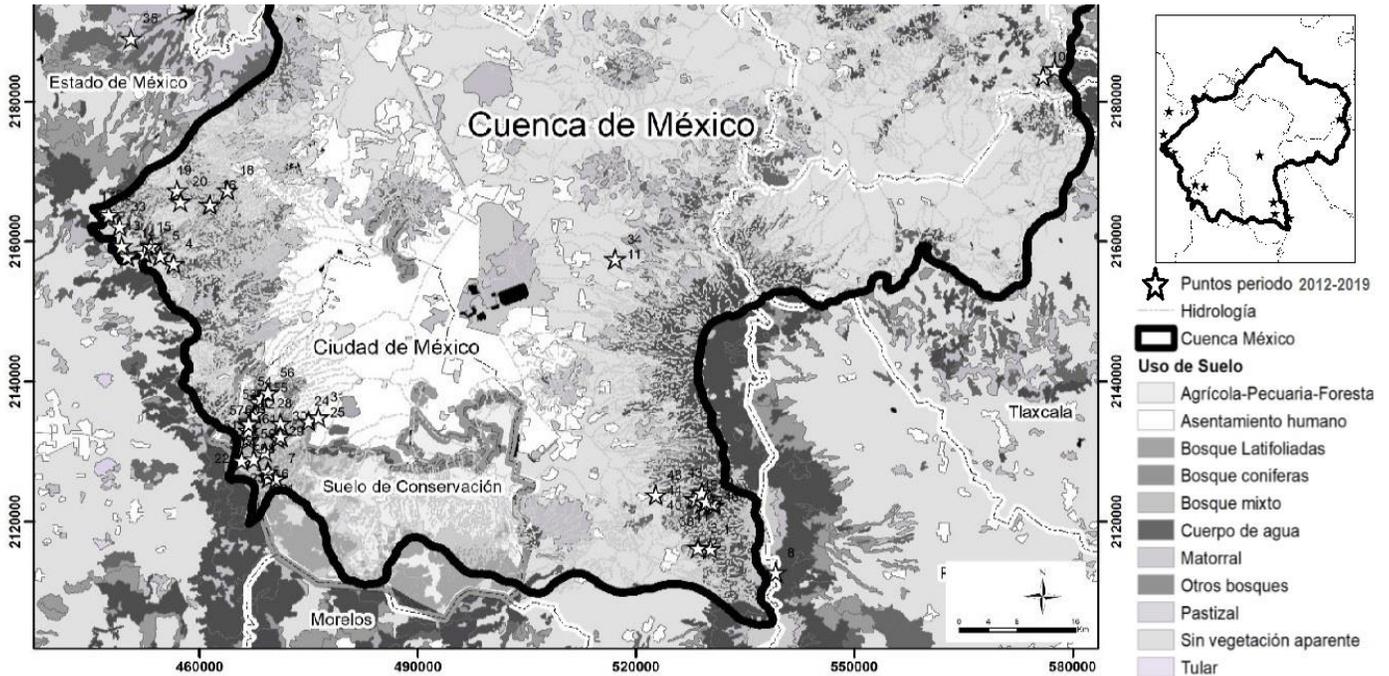


Figura 1. Mapa de la Cuenca de México en el que se muestra la hidrología, los usos de suelo, los estados y los puntos de muestreo. La numeración de los sitios expresados en el mapa corresponde a la numeración que se muestra en el Cuadro 2.

Cuadro 2. Puntos de muestreo dentro de la Cuenca de México

Río / subcuenca	Localidad	ID	Número de colectas	Latitud	Longitud	
Amecameca -Canal Nacional	La Castañeda alto	1	1	19.138859	-98.711751	
	La Castañeda	2	3	19.1404748	-98.728323	
	La Castañeda bajo	3	1	19.1398873	-98.728257	
La Colmena	La Caldera	4	1	19.5060679	-99.415226	
Vivorillas	Xopachi	5	3	19.5164012	-99.432808	
	Monte Alegre I	6	5	19.2303611	-99.2895	
Apatlaco	Monte Alegre II	7	2	19.2293993	-99.280177	
	Apatlaco	8	1	19.1080607	-98.626953	
Coatlaco	Rancho nuevo I	9	1	19.7560875	-98.258999	
	Rancho nuevo II	10	1	19.7464985	-98.274113	
Coaxacoaco	Molino de flores	11	1	19.5124527	-98.836128	
Cuautitlán	Los Organillos	12	2	19.5157141	-99.476095	
	Nac. Presa Iturbide	13	6	19.5291882	-99.482902	
	Manantial San Pedro	14	3	19.5197864	-99.452766	
	Rio Cap oxi	15	1	19.6536346	-99.509133	
	Transfiguración	16	2	19.5823056	-99.367806	
	Nac. Cuahutitlán	17	2	19.5665278	-99.50075	
	Confluencia Cuautitlán	18	1	19.6011389	-99.344528	
	Yondense	19	2	19.6011389	-99.411194	
	Cantera	20	2	19.5864444	-99.406361	
	El Llano alto	21	1	19.2383839	-99.290839	
	El Llano bajo	22	1	19.2527857	-99.325301	
	La Magdalena-Eslava	Nacimiento Eslava	23	1	19.2542773	-99.309394
		Chautitle	24	1	19.3038547	-99.237917
		Confluencia Eslava-Magdalena	25	1	19.308941	-99.224998
		Cuarto dinamo	26	4	19.2640556	-99.294861
		Tercer Dinamo	27	4	19.2812222	-99.278472
		Segundo Dinamo- truchero	28	3	19.3006944	-99.274639
		Segundo Dinamo- puente	29	3	19.2812222	-99.278472
		Segundo Dinamo-salida urbana	30	3	19.2841389	-99.274333
Santa Teresa		31	1	19.30894	-99.224998	
Ildefonso		Las Palomas	32	2	19.568858	-99.500247
San Rafael	Truchero Don Alvaro	33	2	19.5538864	-99.486112	
	La Cabañita	34	1	19.512451	-98.836128	
San Rafael	La Planta	35	1	19.796688	-99.471635	
	Inicio Canal San Rafael	36	2	19.1994579	-98.719446	
	Canal San Rafael	37	3	19.199457	-98.719446	
	Agua dulce	38	3	19.1983333	-98.722222	
	San Rafael Canal	39	1	19.2028821	-98.730837	
	San Rafael Vereda	40	1	19.2041944	-98.733694	
	Cascada Compañía	41	1	19.2041944	-98.733694	
	Cosamala	42	1	19.2028821	-98.730837	
	Confluencia Compañía-Sn Rafael	43	1	19.2113841	-98.723307	
	Estación UAM	44	1	19.2126078	-98.725731	
	Cascada diamante	45	1	19.2126368	-98.727006	
	Cascada el Negro	46	1	19.2102138	-98.73873	
	Cascada dos San Rafael (C. circular)	47	1	19.2990079	-99.317064	
	Dos aguas San Rafael	48	1	19.2082472	-98.783647	
	Vereda San Rafael	49	2	19.19975	-98.717222	
	Arroyo Desierto de los leones	50	1	19.299007	-99.317064	
	Santa Rosa Medio	51	1	19.303919	-99.314427	
	Convento desierto de los leones	52	3	19.302546	-99.314196	
	Valle de Monjas, Escuela	53	4	19.3119444	-99.308694	
	Truchero Valle de Monjas	54	3	19.3286667	-99.303333	
	Conejos	55	1	19.3330833	-99.299833	
	Cancha	56	2	19.3401667	-99.290972	
	Confluencia alta	57	4	19.29175	-99.316589	
	San Miguel	58	2	19.2795833	-99.316472	
	San Miguel Brecha	59	1	19.2835306	-99.315972	
	Manantial San Miguel	60	1	19.29175	-99.316586	
	Camino	61	2	19.3016944	-99.314222	
	Pantanos	62	1	19.2999722	-99.316361	

9.1 Trabajo de campo

Muestreo de macroinvertebrados bentónicos asociados al sustrato

Para el muestreo de MIBs se utilizó una red acuática tipo “D”, de 30 cm de ancho, con una apertura de malla de 125 μ m. La captura de los organismos se realizó mediante la remoción mecánica del sustrato por pateo durante un periodo de dos a tres minutos en un transecto de aproximadamente 10 metros (Barbour *et al.*, 1999). El muestreo se hizo considerando un criterio multihábitat, por lo cual, además de considerar los organismos capturados por la red, también se tomaron en cuenta los organismos asociados a troncos de madera muerta, vegetación riparia o rocas de mayor tamaño ubicados en diferentes puntos del cauce, abarcando desde el centro hasta las orillas del río. Los organismos fueron depositados en una charola y utilizando pinzas entomológicas se llevó a cabo la separación y colecta manual de los mismos, finalmente, se conservaron en frascos con alcohol al 70% para su posterior identificación. Se colectó por sitio un aproximado de 100 individuos o hasta cuando no se observara la aparición de nuevas familias.

Caracterización ambiental de los sitios

La caracterización ambiental se realizó *in situ*, utilizando una sonda multiparamétrica, se tomaron medidas de temperatura ($T^{\circ}\text{C}$), pH, conductividad eléctrica (K25), sólidos disueltos totales (SDT), oxígeno disuelto (OD) y porcentaje de saturación de oxígeno (SO). Por otra parte, se tomaron medidas del caudal (Q3) usando la técnica descrita por Gore y Banning (2017), en la cual, es posible conocer la descarga del tramo del río evaluado, multiplicando la velocidad media por el área de la sección transversal del flujo de agua, para lo que es necesario medir la velocidad de corriente (VC) y la profundidad (P) del río en varios segmentos a lo ancho del cauce. Además, se tomaron muestras de agua por duplicado por cada sitio muestreado para realizar el análisis químico de la misma, dichas muestras

fueron depositadas en frascos de polipropileno previamente lavados y esterilizados (APHA, 2012). Así, se transportaron en refrigeración a una temperatura de 4°C para su posterior análisis en el laboratorio.

Por otra parte, se evaluó la calidad hidromorfológica de cada sitio de muestreo mediante el protocolo CERA modificado (Ortiz, 2017) y el protocolo de la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2012). Para la evaluación hidromorfológica mediante el protocolo CERA modificado se contemplaron las siguientes variables:

Cobertura vegetal: porcentaje de la zona de ribera con presencia de cobertura vegetal nativa

Estabilidad del banco: porcentaje de erosión del banco del río

Características del sustrato: tipo de sustrato (grava, arena o arcilla) y presencia y/o ausencia de plantas acuáticas asociadas

Desarrollo ganadero o agricultura en la zona de ribera: porcentaje del suelo con uso agrícola

Presencia/ausencia de presas

Regímenes de velocidad y profundidad: presencia de cuatro patrones de velocidad y profundidad del río (lento profundo, lento somero, rápido profundo y/o rápido lento)

Alteración en el canal: porcentaje o presencia de canalización del río

Estado del canal: cantidad de agua presente en el canal del río con respecto a la exposición de los bancos o el sustrato

Efluentes directos al río por el uso doméstico: ausencia o presencia

Desarrollo urbano: porcentaje del suelo para uso humano

Presencia de contaminación orgánica, presencia de basura y/o escombros: porcentaje de presencia de contaminación orgánica, basura y/o escombros

Por otra parte, para la evaluación mediante el protocolo de la *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2012), se contemplaron las siguientes variables:

Sustrato epifaunal: incluye la variedad en las estructuras naturales en el río, las curvaturas a lo largo del tramo, grandes rocas, árboles caídos, entre otros, que puedan servir como sitios de refugio, para proveer alimentación o sitios favorables para realizar funciones como desove y crianza de la macrofauna acuática.

Sustrato embebido: Es una medida del grado en el que las estructuras rocosas en el fondo están cubiertas por sustrato fino como arenas y limos. Se evalúa para conocer si el sitio cuenta con las condiciones para que se desarrollen organismos como peces, anfibios e insectos. En los espacios que están embebidos y tienen gran cantidad de sustrato fino, no se permite dicho desarrollo óptimo.

Velocidad y variación de profundidad: evalúa los patrones de velocidad y profundidad, los cuales resultan muy importantes para la diversidad de los hábitats. Toma en cuenta cuatro patrones: rápido/profundo, lento/profundo, rápido/somero y lento/somero. En un rango óptimo, los cuatro patrones pueden ser observados, mientras que en uno pobre se presenta solo un patrón.

Deposición de sedimento: hace referencia a la cantidad de sedimento acumulado en el sitio y los cambios producidos en la corriente como resultado de la deposición de sedimento.

Estado de los flujos en el canal: mide el grado en el que el cauce cuenta con flujos de agua. El estado de los flujos puede generar cambios en el ancho del río, una disminución en los flujos puede ser resultado de presas, desviaciones para irrigación o sequías, por ejemplo.

Alteración del canal: es el resultado de modificaciones a gran escala en las corrientes del canal, muestra el grado de presión antropogénica sobre los sitios.

Frecuencia de curvas en el canal: la frecuencia de las curvas en el cauce puede marcar la diversidad de hábitats y por tal, influir en la diversidad de las comunidades biológicas.

Estabilidad del banco: se refiere al grado de evidencias de erosión y el estado en la zona de ribera. En un intervalo óptimo, la ribera es estable y las evidencias de erosión son mínimas o nulas.

Protección vegetativa de los márgenes del río: estima la proporción de las riberas que se encuentran protegidas por vegetación autóctona, incluye todos los estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo).

Ancho de la zona de vegetación riparia: estima el ancho de la zona de amortiguamiento proporcionada por la vegetación nativa en la zona riparia para ambas riberas.

Los puntajes asignados a cada variable se sumaron para cada protocolo por separado y así se determinó la categoría de calidad hidromorfológica en la que se encontraron los 62 sitios de colecta.

9.2 Trabajo de gabinete

Química del agua

La química del agua se llevó a cabo en el laboratorio de Ecosistemas de Ribera de la Facultad de Ciencias, UNAM. Con ello se pudo determinar la concentración de nutrientes en el agua para las 129 muestras de agua colectada. Dicho análisis se realizó por duplicado mediante espectrofotometría (Hach DR/39000), evaluando las concentraciones de fósforo reactivo soluble (FRS), de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y nitrógeno particulado en forma de amoníaco (NH_4), nitritos (NO_2) y nitratos (NO_3).

Identificación taxonómica de los ensambles de MIBs

A través del uso de un microscopio estereoscópico Olympus© 52X7 y un microscopio compuesto, se identificaron las muestras de MIBs mediante el apoyo de literatura especializada (Bueno-Soria, 2010; Domínguez & Fernández, 2009; Merritt *et al.*, 2008; McCafferty, 1983). Siguiendo las claves taxonómicas los organismos fueron identificados en la gran mayoría de los casos a nivel de género, y a nivel de subfamilia y/o tribu para el caso de la familia Chironomidae (dípteros). Algunos se identificaron a niveles superiores a familia, como los oligoquetos, los hirudíneos y los ácaros acuáticos debido a la falta de guías taxonómicas y experticia en estos grupos biológicos para llegar a niveles taxonómicos menores.

9.3 Análisis de datos

Las colectas realizadas durante siete años tienen como propósito incluir la mayor cantidad de datos posibles y la variabilidad asociada a cambios estacionales, sin embargo, este estudio no pretende hacer una evaluación que muestre cambios debidos a la estacionalidad, pero sí que sean contemplados dentro del valor indicador con los cambios en las abundancias de los organismos en un año natural de colecta. Lo anterior responde a los diferentes ciclos de vida de cada especie y que, por ende, pueden o no estar presentes durante cierta temporada, pero no por efecto de la contaminación o degradación del hábitat. En este sentido, se pretende reducir el sesgo dado por los cambios ambientales naturales.

Agrupación de sitios muestreados

Para reconocer las diferencias entre los sitios muestreados debido a los parámetros fisicoquímicos, se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando el paquete estadístico PAST 4.0. Este tipo de análisis estadístico se basa en la transformación del conjunto original de variables en otro conjunto de nuevas variables sin relación entre sí (que no tenga repetición o redundancia en la información), a este otro conjunto se les llama componentes principales. Las nuevas variables son combinaciones lineales de las anteriores y se van construyendo según el orden de importancia en cuanto a la variabilidad total que

recogen de la muestra. Para llevar a cabo este análisis se promediaron las réplicas de los parámetros evaluados para tener representada la calidad fisicoquímica de estos sitios durante el periodo de colectas. Los datos promedio fueron transformados usando el siguiente algoritmo: $\log_{10}(x)+1$, en donde x = promedio de la variable fisicoquímica. Con la finalidad de disminuir el efecto de los datos extremos.

Las variables que fueron evaluadas mediante el ACP, fueron seleccionadas en un primer término considerando tres criterios distintos; a) descartando aquellas que obtuvieran coeficientes de variación menores al 10% en el análisis, bajo el supuesto de que al no presentar varianza en los años de colecta no estarían determinando cambios en la composición de la fauna del río, b) en función de las observaciones de la calidad ecológica de los ríos en campo y c) con base en la literatura (Fig. 2). Finalmente, y tomando en cuenta los criterios expuestos, se consideraron tres variables: el oxígeno disuelto (OD), el fósforo reactivo soluble (FRS) y la suma de las fracciones de nitrógeno conocida como nitrógeno inorgánico disuelto (NID) como variables para categorizar y agrupar los sitios muestreados.

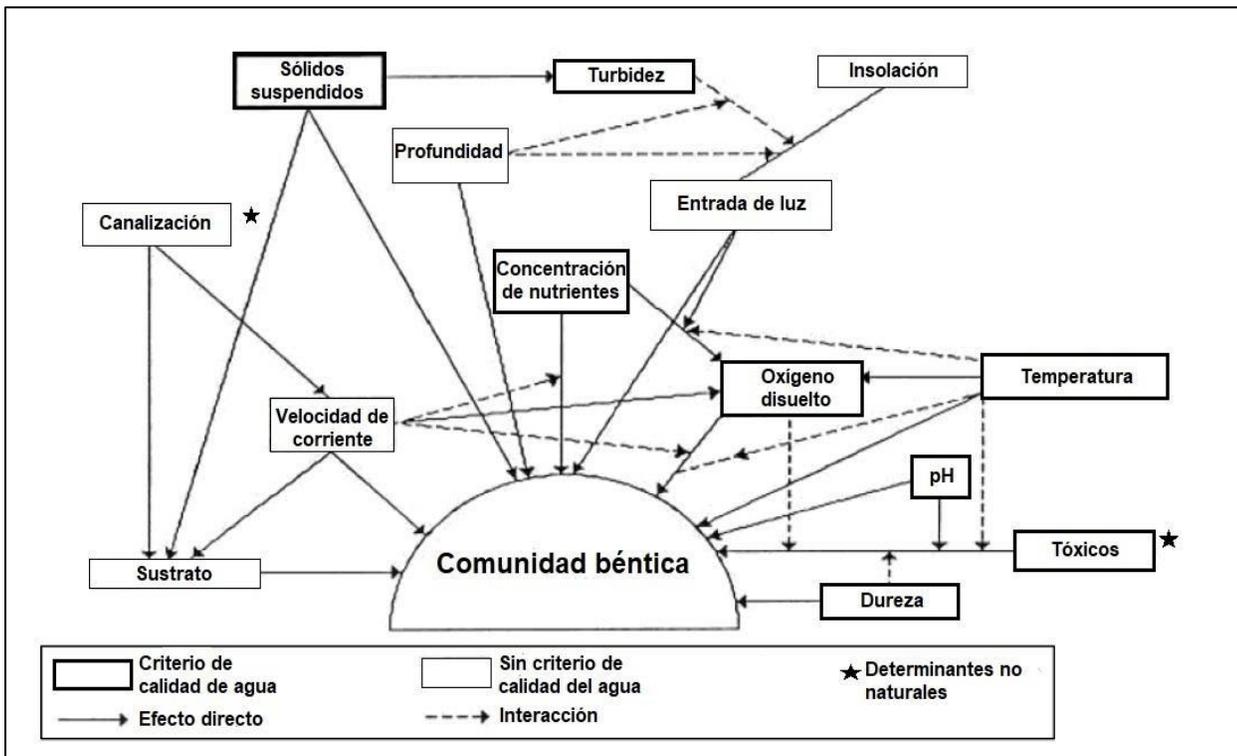


Figura 2. Factores ambientales que tienen efectos sobre la comunidad benthica. Modificado de De Pauw *et al.*, (2006).

De manera paralela, se llevó a cabo la agrupación de los sitios en función de la calidad hidromorfológica, ya que muchos sitios en buenas condiciones fisicoquímicas no tenían la misma calidad en función de la hidromorfología. Para este análisis se llevó a cabo, al igual que con los datos fisicoquímicos, el promedio de las réplicas de los muestreos. Con estos promedios se realizó una segunda agrupación en función de la calificación obtenida a través del protocolo CERA modificado y el protocolo de la USEPA (se tienen dos protocolos de muestreo debido a que durante las últimas colectas se utilizó la evaluación del CERA), ambos protocolos tienen un sistema numérico de evaluación y de parámetros que coincide en la mayoría de los puntos, por lo que, para evitar el sesgo se tomaron en cuenta las calificaciones cualitativas que otorgan los diferentes rangos de puntuación numérica, de tal manera que en ambos casos se tienen cuatro categorías de sitios: óptima, buena, moderada, y pobre.

Construcción del valor indicador

Una vez obtenidas las agrupaciones de los sitios a través del ACP y la evaluación de la calidad hidromorfológica, el cálculo del valor indicador se realizó en función de estos dos criterios de agrupación.

Por otra parte, el cálculo del valor indicador se realizó tomando en cuenta dos tipos de agrupaciones de los organismos. La primera de ellas está sustentada por el enfoque clásico de los índices, la cual se basa en la taxonomía. En este primer caso, se utilizó la identificación de especímenes a nivel de familia (en la mayoría de los casos) para la asignación de valores indicadores a los organismos asociados a diferentes clases o categorías de calidad de los ríos. El segundo enfoque que se probó en esta tesis, se llevó a cabo considerando a los GFA, se eligió este enfoque ya que agrupa a los organismos por la forma en como obtienen el alimento y por lo tanto parte de las convergencias evolutivas que los llevan a compartir el mismo hábitat para encontrar el mismo tipo de alimento. En este sentido, es clave la teoría del río

continuo ya que tomando en cuenta los GFA se puede hacer una inferencia del tramo del río que es muestreado (cabecera, parte media y parte baja) y el grado de alteración hidromorfológica.

Para el enfoque taxonómico, se promediaron las réplicas de las abundancias de cada familia eliminando aquellas con valores de abundancia menores a cinco individuos durante todos los años de colecta, con el objetivo de descartar los taxones raros que pudiesen introducir sesgos en la construcción del valor indicador, ya que este cálculo se basa en la abundancia de los organismos y el número de veces que aparecen en un solo sitio.

En segundo lugar, para abordar el enfoque de GFA se usó la clasificación de Cummins *et al.*, (2005) con lo cual se agruparon las familias en sus respectivos grupos funcionales y se promediaron las abundancias de las familias de MIBs de todas las recolectas por sitio. Se tomaron como referencia las siguientes categorías; a) depredadores, b) trituradores, c) recolectores, d) raspadores y e) filtradores.

El valor indicador ecológico (IndVal) de cada familia y GFA fue evaluado a partir de la recomendación de Dufrené y Legendre (1997). Este método se basa en el grado de especificidad del hábitat de un taxón, es decir, el grado de exclusividad de éste a un hábitat determinado y la fidelidad de ocurrencia dentro de un mismo hábitat, es decir, cuantas veces aparece ese taxón en ese tipo de hábitat, ambos se midieron de forma independiente para cada familia, categoría superior y GFA y se expresaron con un valor porcentual al final. El IndVal se calculó mediante el siguiente razonamiento matemático:

Valores de especificidad

$$A_{ij} = N_{\text{individuos}_{ij}} / N_{\text{individuos}_i}$$

A_{ij} es una medida de especificidad,

$N_{\text{individuos}_{ij}}$ = número promedio de individuos de la familia o el grupo funcional i en todos los sitios del grupo j .

$N_{\text{individuos}_i}$ = suma de las cifras promedio de individuos de la familia o el grupo funcional i en todos los grupos.

Valores de Fidelidad

$$B_{ij} = N_{\text{sitios}_{ij}} / N_{\text{sitios}_j},$$

B_{ij} es una medida de la fidelidad.

$N_{\text{sitios}_{ij}}$ = número de sitios en grupo j en la que la familia o el grupo funcional i está presente,

N_{sitios_j} = número total de sitios en el grupo j .

Por lo tanto, el valor total del indicador (IndVal) de la familia o el grupo funcional i en el grupo j es:

$$\text{IndVal}_{ij} = A_{ij} \times B_{ij} \times 100$$

Una vez obtenido el valor indicador (IndVal) para cada familia y grupo funcional, se descartaron aquellos con valores porcentuales menores a 15 y se consideraron como organismos tolerantes aquellos que obtuvieran $\geq 15\%$ en más de un grupo de sitios. Finalmente, los ensambles característicos para cada tipo de condición ecológica (Buena, Moderada y Pobre) se formaron con base en sus valores obtenidos (valores $\geq 15\%$) para cada una de las familias de MIBs.

11. Resultados

10.1 Identificación del muestreo de MIBs y asignación de GFA

Durante los siete años de muestreo se identificaron un total 13,600 individuos, de los cuales se reconocieron un total de 26 familias, 2 subfamilias, 1 tribu y 38 géneros (Cuadro 3). Los oligoquetos,

hirudíneos e ácaros acuáticos se mantuvieron en niveles taxonómicos superiores a familia por la dificultad que conlleva su identificación a niveles más específicos, no obstante, se incluyeron dentro del cálculo del valor indicador debido a su importancia dentro del ensamble biológico y a que la mayoría de los índices biológicos así los incluyen. Así como se expresa en el siguiente cuadro:

Cuadro 3. Composición taxonómica de los organismos identificados dentro de las colectas de los ríos de la cuenca de México.

Clasificación superior a orden	Orden	Familia	Género
Insecta	Coleoptera	Elmidae	<i>Stenelmis, Heterelmis, Lara</i>
Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	<i>Hydrochara</i>
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	<i>Rhantus, Brachyvatus</i>
Insecta	Diptera	Chironomidae	Orthoclaadiinae (subfamilia), Chironomini (Tribu), Tanypodinae (subfamilia)
Insecta	Diptera	Simuliidae	<i>Simulium</i>
Insecta	Diptera	Tipulidae	<i>Tipula</i>
Insecta	Diptera	Dixidae	<i>Dixa</i>
Insecta	Diptera	Limoniidae	<i>Antocha, Hexatoma</i>
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	<i>Forcipomyia</i>
Insecta	Diptera	Ephydriidae	S/R
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis, Callibaetis, Diphetor, Camelobaetidius, Centroptilum</i>
Insecta	Ephemeroptera	Ameletidae	<i>Ameletus</i>
Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Epeorus, Stenacron, Rhithrogena, Macdunna, Cinygma*, Cinygmula*, Nixe*, Acanthomola*, Leucrocota*</i>
Insecta	Hemiptera	Gerridae	S/R
Insecta	Plecoptera	Nemouridae	<i>Amphinemura, Ostrocerca*</i>
Insecta	Plecoptera	Chloroperlidae	S/R
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>
Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	S/R
Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	<i>Hesperophylax, Limnephilus</i>
Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	<i>Polycentropus, Cynellus</i>
Insecta	Trichoptera	Xiphocentronidae	<i>Xiphocentron</i>
Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i>
Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>
Insecta	Trichoptera	Lepidostomatidae	<i>Lepidostoma</i>
Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	S/R
Rhabditophora	Tricladida	Dugesiiidae	S/R
Hirudinea	S/R	S/R	S/R
Acari	S/R	S/R	S/R
Oligochaeta	S/R	S/R	S/R
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	S/R

Descripción: S/R; sin resolución taxonómica. *Organismos cuya resolución taxonómica se establece como afín a algún género particular y que, debido a la carencia de registros para la cuenca y/o el país, no se asume el género como tal.

Dentro de las familias identificadas se reconocieron los cinco grupos funcionales descritos por Merritt *et al.* (2008). A través de la clasificación se reconocieron un total de seis familias y tres categorías superiores depredadoras, siete familias y una categoría superior recolectora, siete familias trituradoras, cuatro raspadoras y dos filtradoras (Cuadro 4).

Cuadro 4. Grupos funcionales alimenticios asociados a las familias de MIBs de la cuenca de México

Clasificación superior a orden	Orden	Familia	Grupo funcional alimenticio
Insecta	Coleoptera	Elmidae	Recolectores
Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	Depredadores
Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	Depredadores
Insecta	Diptera	Chironomidae	Depredadores
Insecta	Diptera	Simuliidae	Filtradores
Insecta	Diptera	Tipulidae	Trituradores
Insecta	Diptera	Dixidae	Recolectores
Insecta	Diptera	Limoniidae	Depredadores
Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	Depredadores
Insecta	Diptera	Ephydriidae	Recolectores
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	Recolectores
Insecta	Ephemeroptera	Ameletidae	Raspadores
Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	Raspadores
Insecta	Hemiptera	Gerridae	Recolectores
Insecta	Plecoptera	Nemouridae	Trituradores
Insecta	Plecoptera	Chloroperlidae	Recolectores
Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae	Depredadores
Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	Trituradores
Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	Trituradores
Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	Filtradores
Insecta	Trichoptera	Xiphocentronidae	Recolectores
Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	Raspadores
Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	Raspadores
Insecta	Trichoptera	Lepidostomatidae	Trituradores
Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	Trituradores
Malacostraca	Amphipoda	Hyalellidae	Trituradores*
Oligochaeta	S/R	S/R	Recolectores ****
Rhabditophora	Tricladida	Dugesiiidae	Depredadores**
Acari	S/R	S/R	Depredadores ***
Hirudinea	S/R	S/R	Depredadores *****

Descripción: S/R; sin resolución taxonómica. * Mcneil *et al.*, 1997. **Gooderham & Tsyrlin, 2002. *** Walter & Krantz, 2009. **** Gooderham & Tsyrlin, 2002. ***** Mangadze *et al.*, 2019.

10.2 Agrupación de sitios

Condiciones fisicoquímicas

El análisis de componentes principales explicó el 100% de la variación con tres ejes de agrupación, el primer eje explicó el 66.6% de la variación y está representando las condiciones de calidad fisicoquímica pobre, caracterizadas por un nivel bajo de OD y niveles altos en el FRS y el NID. El segundo eje explicó el 31% de la variación y está representando las condiciones de calidad moderada, caracterizadas por niveles intermedios de OD, niveles altos de FRS y niveles bajos de NID. Finalmente, el tercer eje explicó el 2.3% de la variación y está representando condiciones de buena calidad, caracterizadas por altos niveles de OD y niveles bajos de FRS y NID (Cuadros 5, 6 y 7). El grupo con calidad pobre se conformó por 13 sitios, el grupo con calidad moderada se conformó por 18 sitios y el grupo calidad buena se conformó por 31 sitios. Los grados de impacto en las condiciones fisicoquímicas de los sitios y el agrupamiento se expresan en el cuadro número 7 y la figura 3.

Cuadro 5. Eigenvalues y porcentajes de variación de cada componente principal

PC	Eigenvalue	% varianza
1	0.13078	66.633
2	0.0608897	31.024
3	0.00459967	2.3435

Cuadro 6. Coeficientes en las combinaciones lineales de variables que componen los componentes principales

Variables	PC 1	PC 2	PC 3
OD	-0.051745	0.5299	0.84648
FRS	0.29222	0.81855	-0.49455
NID	0.95495	-0.22177	0.1972

Cuadro 7. Puntajes obtenidos a partir del análisis de componentes principales para cada sitio y el criterio cualitativo de la calidad química asociada a los mismos

Localidad	Código	Mayor carga factorial y componente asociado	Calidad química del agua	Latitud	Longitud
La Castañeda alto	AM1	PC3=0.082	Buena	19.138859	-98.711751
Xopachi	LC2	PC3=0.073	Buena	19.516401	-99.432808
Monte Alegre I	VI1	PC3=0.068	Buena	19.230361	-99.2895
Apatlaco	AP1	PC3=-0.031	Buena	19.108061	-98.626953
Rancho nuevo I	CT1	PC3=0.021	Buena	19.756088	-98.258999
Los Organillos	CU1	PC3=0.036	Buena	19.515714	-99.476095
Nac. Presa Iturbide	CU2	PC3=0.007	Buena	19.529188	-99.482902
Manantial San Pedro	CU4	PC3=-0.012	Buena	19.519786	-99.452766
Transfiguración	CU8	PC3=0.014	Buena	19.582306	-99.367806
Nac. Cuahutitlán	CU9	PC3=-0.016	Buena	19.566528	-99.50075
Confluencia Cuautitlán	CU10	PC3=-0.036	Buena	19.601139	-99.344528
Yondense	CU11	PC3=0.010	Buena	19.601139	-99.411194
Cantera	CU12	PC3=0.029	Buena	19.586444	-99.406361
El Llano alto	FR1	PC3=0.028	Buena	19.238384	-99.290839
El Llano bajo	FR2	PC3=0.062	Buena	19.252786	-99.325301
Cuarto dinamo	ME7	PC3=0.021	Buena	19.264056	-99.294861
Las Palomas	SI1	PC3=0.052	Buena	19.568858	-99.500247
Truchero Don Alvaro	SI2	PC3=-0.004	Buena	19.553886	-99.486112
La Cabañita	RA1	PC3=0.197	Buena	19.512451	-98.836128
La Planta	RA2	PC3=0.100	Buena	19.796688	-99.471635
Canal San Rafael	SR3	PC3=0.012	Buena	19.199457	-98.719446
San Rafael Canal	SR5	PC3=0.030	Buena	19.202882	-98.730837
San Rafael Vereda	SR6	PC3=0.029	Buena	19.204194	-98.733694
Cascada el Negro	SR15	PC3=0.015	Buena	19.210214	-98.73873
Dos aguas San Rafael	SR16	PC3=-0.016	Buena	19.208247	-98.783647
Arroyo Desierto de los leones	SD2	PC3=0.030	Buena	19.299007	-99.317064
Convento desierto de los leones	SD4	PC3=-0.024	Buena	19.302546	-99.314196
Conejos	SD8	PC3=0.006	Buena	19.333083	-99.299833
Confluencia alta	SD10	PC3=-0.018	Buena	19.29175	-99.316589
San Miguel	SD11	PC3=-0.032	Buena	19.279583	-99.316472
Camino	SD13	PC3=0.039	Buena	19.301694	-99.314222
La Caldera	LC1	PC2=0.037	Moderada	19.506068	-99.415226
Rancho nuevo II	CT2	PC2=0.152	Moderada	19.746499	-98.274113
Rio Capoxi	CU6	PC2=0.075	Moderada	19.653635	-99.509133
Chautitle	ME2	PC2=0.037	Moderada	19.303855	-99.237917
Tercer Dinamo	ME8	PC2=0.020	Moderada	19.281222	-99.278472
Segundo Dinamo- truchero	ME9	PC2=0.039	Moderada	19.300694	-99.274639
Segundo Dinamo- puente	ME10	PC2=0.071	Moderada	19.281222	-99.278472
Segundo Dinamo-salida urbana	ME11	PC2=0.071	Moderada	19.284139	-99.274333
Inicio Canal San Rafael	SR2	PC2=0.024	Moderada	19.199458	-98.719446
Cascada Compañía	SR7	PC2=0.031	Moderada	19.204194	-98.733694
Cosamala	SR8	PC2=1.807	Moderada	19.202882	-98.730837
Cascada diamante	SR14	PC2=0.012	Moderada	19.212637	-98.727006
Vereda San Rafael	SR17	PC2=0.004	Moderada	19.19975	-98.717222
Santa Rosa Medio	SD3	PC2=0.022	Moderada	19.303919	-99.314427
San Miguel Brecha	SD12	PC2=0.039	Moderada	19.283531	-99.315972
Manantial San Miguel	SD13	PC2=0.041	Moderada	19.29175	-99.316586
Pantanos	SR14	PC2=0.140	Moderada	19.299972	-99.316361
Cascada dos San Rafael (C. circular)	SR15b	PC2=0.012	Moderado	19.299008	-99.317064
La Castañeda	AM2	PC1=0.326	Pobre	19.140475	-98.728323
La Castañeda bajo	AM3	PC1=0.134	Pobre	19.139887	-98.728257
Monte Alegre II	VI2	PC1=0.090	Pobre	19.229399	-99.280177
Molino de flores	CX2	PC1=2.22	Pobre	19.512453	-98.836128
Nacimiento Eslava	ME1	PC1=-0.061	Pobre	19.254277	-99.309394
Confluencia Eslava-Magdalen	ME5	PC1=0.330	Pobre	19.308941	-99.224998
Santa Teresa	ME6	PC1=0.528	Pobre	19.30894	-99.224998
Agua dulce	SR4	PC1=0.185	Pobre	19.198333	-98.722222
Confluencia Compañía-Sn Rafael	SR11	PC1=0.077	Pobre	19.211384	-98.723307
Estación UAM	SR12	PC1=1.118	Pobre	19.212608	-98.725731
Valle de Monjas, Escuela	SD6	PC1=0.210	Pobre	19.311944	-99.308694
Truchero Valle de Monjas	SD7	PC1=0.243	Pobre	19.328667	-99.303333
Cancha	SD9	PC1=0.275	Pobre	19.340167	-99.290972

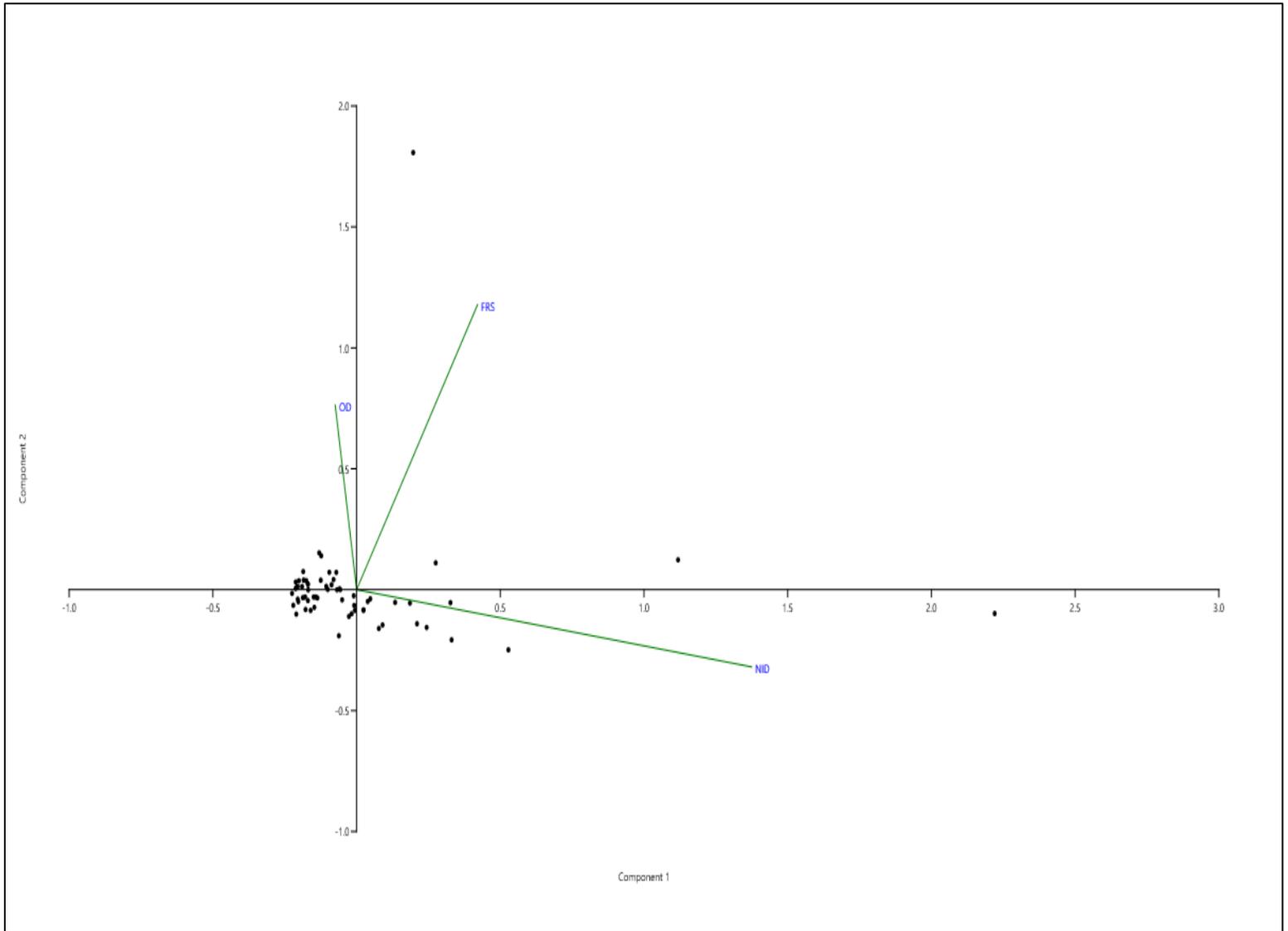


Figura 3. Gráfico biplot que muestra la distribución de los sitios de muestreo en función de las características físicoquímicas evaluadas a través del ACP

Condiciones hidromorfológicas

El agrupamiento basado en la calidad hidromorfológica de los sitios fue coincidente con el de los parámetros físicoquímicos, obteniéndose la formación de tres agrupaciones que pueden clasificarse como sitios con calidad hidromorfológica buena, moderada y pobre. El grupo con calidad buena se conformó por 42 sitios, el grupo con calidad moderada se conformó por 12 sitios y el grupo con calidad pobre se conformó por 8 sitios (Cuadro 8).

Cuadro 8. Calidad hidromorfológica de los ríos de la cuenca de México

Localidad	Código	Calidad Hidromorfológica
La Castañeda alto	AM1	Buena
La Castañeda	AM2	Buena
La Castañeda bajo	AM3	Buena
La Caldera	LC1	Buena
Xopachi	LC2	Buena
Apatlaco	AP1	Buena
Rancho nuevo I	CT1	Buena
Los Organillos	CU1	Buena
Nac. Presa Iturbide	CU2	Buena
Manantial San Pedro	CU4	Buena
Río Cap oxí	CU6	Buena
Transfiguración	CU8	Buena
Nac. Cuahutitlán	CU9	Buena
Confluencia Cuautitlán	CU10	Buena
Yondense	CU11	Buena
El Llano alto	FR1	Buena
El Llano bajo	FR2	Buena
Nacimiento Eslava	ME1	Buena
Chautitle	ME2	Buena
Las Palomas	SI1	Buena
Truchero Don Alvaro	SI2	Buena
La Cabañita	RA1	Buena
La Planta	RA2	Buena
Inicio Canal San Rafael	SR2	Buena
Canal San Rafael	SR3	Buena
Agua dulce	SR4	Buena
San Rafael Canal	SR5	Buena
San Rafael Vereda	SR6	Buena
Cascada Compañía	SR7	Buena
Cosamala	SR8	Buena
Cascada diamante	SR14	Buena
Cascada el Negro	SR15	Buena
Cascada dos San Rafael (C. circular)	SR15b	Buena
Vereda San Rafael	SR17	Buena
Arroyo Desierto de los leones	SD2	Buena
Santa Rosa Medio	SD3	Buena
Valle de Monjas, Escuela	SD6	Buena
Conejos	SD8	Buena
Confluencia alta	SD10	Buena
San Miguel	SD11	Buena
San Miguel Brecha	SD12	Buena
Manantial San Miguel	SD13	Buena
Camino	SR13	Buena
Monte Alegre I	VI1	Moderada
Monte Alegre II	VI2	Moderada
Rancho nuevo II	CT2	Moderada
Molino de flores	CX2	Moderada
Cantera	CU12	Moderada
Confluencia Eslava-Magdalena	ME5	Moderada
Santa Teresa	ME6	Moderada
Confluencia Compañía-Sn Rafael	SR11	Moderada
Dos aguas San Rafael	SR16	Moderada
Convento desierto de los leones	SD4	Moderada
Truchero Valle de Monjas	SD7	Moderada
Pantanos	SR14	Moderada
Cuarto dinamo	ME7	Pobre
Tercer Dinamo	ME8	Pobre
Segundo Dinamo- truchero	ME9	Pobre
Segundo Dinamo- puente	ME10	Pobre
Segundo Dinamo-salida urbana	ME11	Pobre
Estación UAM	SR12	Pobre
Cancha	SD9	Pobre

10.3 Valor indicador de las familias y los GFA del ensamble de MIBs

Condiciones fisicoquímicas

Se determinaron tres ensambles (Fig. 4) considerando el criterio de agrupación de los sitios basado en las características fisicoquímicas. El grupo de sitios con calidad buena representa al primer ensamble y que se conforma por tres familias indicadoras: Gerridae, Nemouridae y Xiphocentronidae. El segundo ensamble (que corresponde al grupo de sitios con calidad moderada) está representado por tres familias y una categoría taxonómica superior indicadoras: Dugesiiidae, Chloroperlidae, Acari y Leptoceridae. Finalmente, el tercer ensamble (grupo de sitios con calidad pobre) estuvo representado por dos familias indicadoras: Chironomidae y Ephydriidae. Así mismo, dentro del análisis se reconocieron ocho familias y una categoría taxonómica superior tolerantes, debido a su valor obtenido en el cálculo del IndVal en más de un tipo de condición: Baetidae, Dixidae, Glossosomatidae, Heptageniidae, Hydrobiosidae, Limnephilidae, Oligochaeta, Simuliidae y Tipulidae. En total se obtuvieron 16 familias y 2 categorías taxonómicas superiores indicadoras para las condiciones fisicoquímicas. Los valores numéricos obtenidos por cada familia se expresan en el Cuadro 9.

Cuadro 9. Valor indicador obtenido mediante la fórmula de Dufrene y Legendre. Se muestran los valores de fidelidad y especificidad de las familias de MIBs en función del grado de impacto en la calidad química de los ríos de la cuenca de México

Familia o categoría superior	Pobre	Fidelidad	Especificidad	Moderada	Fidelidad	Especificidad	Buena	Fidelidad	Especificidad
Ameletidae	2.53	0.08	0.33	0.66	0.06	0.12	3.56	0.06	0.55
Amphipoda	1.69	0.08	0.22	0.00	0.00	0.00	5.04	0.06	0.78
Baetidae	33.71	0.85	0.40	26.37	0.89	0.30	29.51	0.97	0.30
Ceratopogonidae	2.26	0.15	0.15	0.29	0.06	0.05	5.16	0.06	0.80
Chironomidae	50.96	0.85	0.60	14.64	0.67	0.22	14.95	0.84	0.18
Chloroperlidae	2.63	0.08	0.34	14.63	0.22	0.66	0.00	0.00	0.00
Dixidae	4.26	0.23	0.18	17.76	0.44	0.40	21.46	0.52	0.42
Dugesidae	9.13	0.38	0.24	18.41	0.44	0.41	14.61	0.42	0.35
Dytiscidae	3.38	0.08	0.44	3.97	0.17	0.24	5.20	0.16	0.32
Elmidae	1.46	0.08	0.19	4.57	0.11	0.41	5.14	0.13	0.40
Empididae	1.69	0.08	0.22	3.53	0.11	0.32	7.45	0.16	0.46
Ephyridae	14.97	0.23	0.65	3.90	0.11	0.35	0.00	0.00	0.00
Hyalellidae	2.86	0.08	0.37	10.46	0.17	0.63	0.00	0.00	0.00
Gastropoda	1.32	0.08	0.17	0.00	0.00	0.00	5.34	0.06	0.83
Gerridae	1.48	0.08	0.19	0.00	0.00	0.00	15.63	0.19	0.81
Glossosomatidae	17.42	0.46	0.38	15.95	0.50	0.32	18.60	0.61	0.30
Helicopsychidae	2.36	0.08	0.31	1.97	0.11	0.18	8.31	0.16	0.52
Heptageniidae	16.42	0.54	0.30	25.85	0.78	0.33	25.74	0.71	0.36
Hirudinea	0.00	0.00	0.00	6.87	0.17	0.41	11.37	0.19	0.59
Acari	13.59	0.46	0.29	20.40	0.39	0.52	7.01	0.39	0.18
Hydrobiosidae	9.93	0.31	0.32	19.05	0.56	0.34	16.18	0.48	0.33
Hydropsychidae	0.00	0.00	0.00	2.57	0.06	0.46	6.93	0.13	0.54
Hydrophilidae	13.95	0.15	0.91	0.52	0.06	0.09	0.00	0.00	0.00
Hydroptilidae	1.52	0.08	0.20	8.90	0.17	0.53	2.60	0.10	0.27
Leptoceridae	1.16	0.08	0.15	27.25	0.33	0.82	0.31	0.10	0.03
Leptophlebiidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.90	0.13	1.00
Lepidostomatidae	1.89	0.08	0.25	4.94	0.11	0.44	3.99	0.13	0.31
Limnephilidae	22.63	0.46	0.49	10.90	0.61	0.18	22.44	0.68	0.33
Limoniidae	0.00	0.00	0.00	1.42	0.06	0.26	7.20	0.10	0.74
Nemouridae	0.34	0.08	0.04	7.34	0.39	0.19	39.62	0.52	0.77
Oligochaeta	18.23	0.38	0.47	13.04	0.44	0.29	14.27	0.61	0.23
Pediciidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	0.03	1.00
Perlolidae	7.73	0.15	0.50	1.01	0.06	0.18	1.02	0.03	0.32
Polycentropodidae	13.99	0.31	0.45	12.84	0.56	0.23	15.21	0.48	0.31
Simuliidae	22.33	0.62	0.36	25.24	0.78	0.32	23.19	0.74	0.31
Thaumaleidae	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	3.23	0.03	1.00
Tipulidae	5.32	0.23	0.23	17.56	0.44	0.40	16.91	0.45	0.37
Turbellaria	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	12.90	0.13	1.00
Xiphocentronidae	0.57	0.08	0.07	2.99	0.11	0.27	16.94	0.26	0.66

Descripción: Negritas; porcentajes \geq al 15 %



Figura 4. Infografía que muestra las familias y categorías taxonómicas superiores indicadoras asociadas a las diferentes condiciones de calidad química de los ríos de la cuenca de México. a) Nemouridae. b) Xiphocentronidae. c) Gerridae. d) Leptoceridae. e) Chloroperlidae. f) Acari. g) Dugesiidae. h) Chironomidae. i) Ephydriidae. El tamaño de cada silueta representa el IndVal de cada familia.

Condiciones hidromorfológicas – Familias de MIBs

Del mismo modo que en las condiciones fisicoquímicas, se obtuvo la formación de tres ensambles a través del criterio de agrupación de los sitios, ésto tomando en cuenta la calidad hidromorfológica como referencia y considerando el enfoque taxonómico para los MIBs. El grupo con calidad buena registró seis familias y una categoría superior indicadoras: Dugesiiidae, Dytiscidae, Glossosomatidae, Heptageniidae, Hirudinea, Nemouridae y Tipulidae. El grupo con calidad media estuvo representado por dos familias indicadoras y dos categorías superiores: Ameletidae, Gastropoda, Hydrophilidae y Oligochaeta. Y el grupo con calidad pobre registró cinco familias y una categoría taxonómica superior indicadoras: Dixidae, Acari, Hydroptilidae, Leptoceridae, Limoniidae e Hydrobiosidae. En total se obtuvieron 17 familias indicadoras para las condiciones de calidad hidromorfológica. Los valores numéricos obtenidos por cada familia se expresan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Valor indicador obtenido mediante la fórmula de Dufrene y Legendre. Se muestran los valores de fidelidad y especificidad de las familias de MIBs en función del grado de impacto en la calidad hidromorfológica de los ríos de la cuenca de México

Familia o categoría superior	Buena	Fidelidad	Especificidad	Moderada	Fidelidad	Especificidad	Pobre	Fidelidad	Especificidad
Ameletidae	1.02	0.07	0.14	7.14	0.08	0.86	0	0	0
Amphipoda	3.40	0.05	0.71	2.39	0.08	0.29	0	0	0
Baetidae	22.18	0.93	0.24	32.48	0.92	0.35	40.68	1.00	0.41
Ceratopogonidae	5.70	0.07	0.80	3.37	0.17	0.20	0	0	0
Chironomidae	9.35	0.76	0.12	48.78	0.92	0.53	30.20	0.88	0.35
Chloroperlidae	2.34	0.07	0.33	5.60	0.08	0.67	0	0	0
Dixidae	14.39	0.45	0.32	2.66	0.25	0.11	35.96	0.63	0.58
Dugesidae	27.90	0.50	0.56	3.80	0.25	0.15	10.88	0.38	0.29
Dytiscidae	21.43	0.21	1.00	0	0	0	0	0	0
Elmidae	11.20	0.17	0.67	2.73	0.08	0.33	0	0	0
Empididae	10.62	0.17	0.64	3.02	0.08	0.36	0	0	0
Ephydriidae	6.07	0.10	0.64	3.02	0.08	0.36	0	0	0
Hyalellidae	0.39	0.02	0.16	4.65	0.08	0.56	3.49	0.13	0.28
Gastropoda	0.06	0.02	0.02	16.25	0.17	0.98	0	0	0
Gerridae	10.01	0.14	0.70	2.49	0.08	0.30	0	0	0
Glossosomatidae	46.02	0.69	0.67	2.15	0.33	0.06	6.72	0.25	0.27
Helicopsychidae	3.71	0.12	0.31	2.61	0.08	0.31	9.39	0.25	0.38
Heptageniidae	44.95	0.81	0.56	11.43	0.33	0.34	6.35	0.63	0.10
Hirudinea	23.81	0.24	1.00	0	0	0	0	0	0
Acari	7.68	0.40	0.19	5.69	0.33	0.17	31.98	0.50	0.64
Hydrobiosidae	16.68	0.50	0.33	2.90	0.25	0.12	41.29	0.75	0.55
Hydropsychidae	11.90	0.12	1.00	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	0.10	0.02	0.04	16.00	0.17	0.96	0	0	0
Hydroptilidae	0.24	0.05	0.05	5.20	0.17	0.31	23.93	0.38	0.64
Leptoceridae	3.37	0.12	0.28	1.39	0.08	0.17	27.51	0.50	0.55
Leptophlebiidae	3.34	0.07	0.47	4.44	0.08	0.53	0	0	0
Lepidestomatidae	6.04	0.14	0.42	9.62	0.17	0.58	0	0	0
Limnephilidae	33.74	0.62	0.54	21.95	0.67	0.33	6.29	0.50	0.13
Limoniidae	1.34	0.05	0.28	0	0	0	17.98	0.25	0.72
Nemouridae	19.94	0.40	0.49	5.76	0.25	0.23	13.84	0.50	0.28
Oligochaeta	8.88	0.52	0.17	26.74	0.38	0.70	8.45	0.63	0.14
Pediciidae	0	0	0	0	0.08	0	0	0	0
Perlidae	4.24	0.07	0.59	3.38	0.08	0.41	0.00	0.00	0.00
Polycentropodidae	10.61	0.43	0.25	23.60	0.50	0.47	17.53	0.63	0.28
Simuliidae	26.08	0.71	0.37	27.62	0.75	0.37	20.00	0.75	0.27
Thaumaleidae	2.38	0.02	1.00	0	0	0	0	0	0
Tipulidae	20.19	0.48	0.42	5.76	0.25	0.23	12.96	0.38	0.35
Turbellaria	5.18	0.07	0.72	2.29	0.08	0.28	0	0	0
Xiphocentronidae	12.05	0.24	0.51	4.12	0.08	0.49	0	0	0

Descripción: Negritas; porcentajes \geq al 15 %

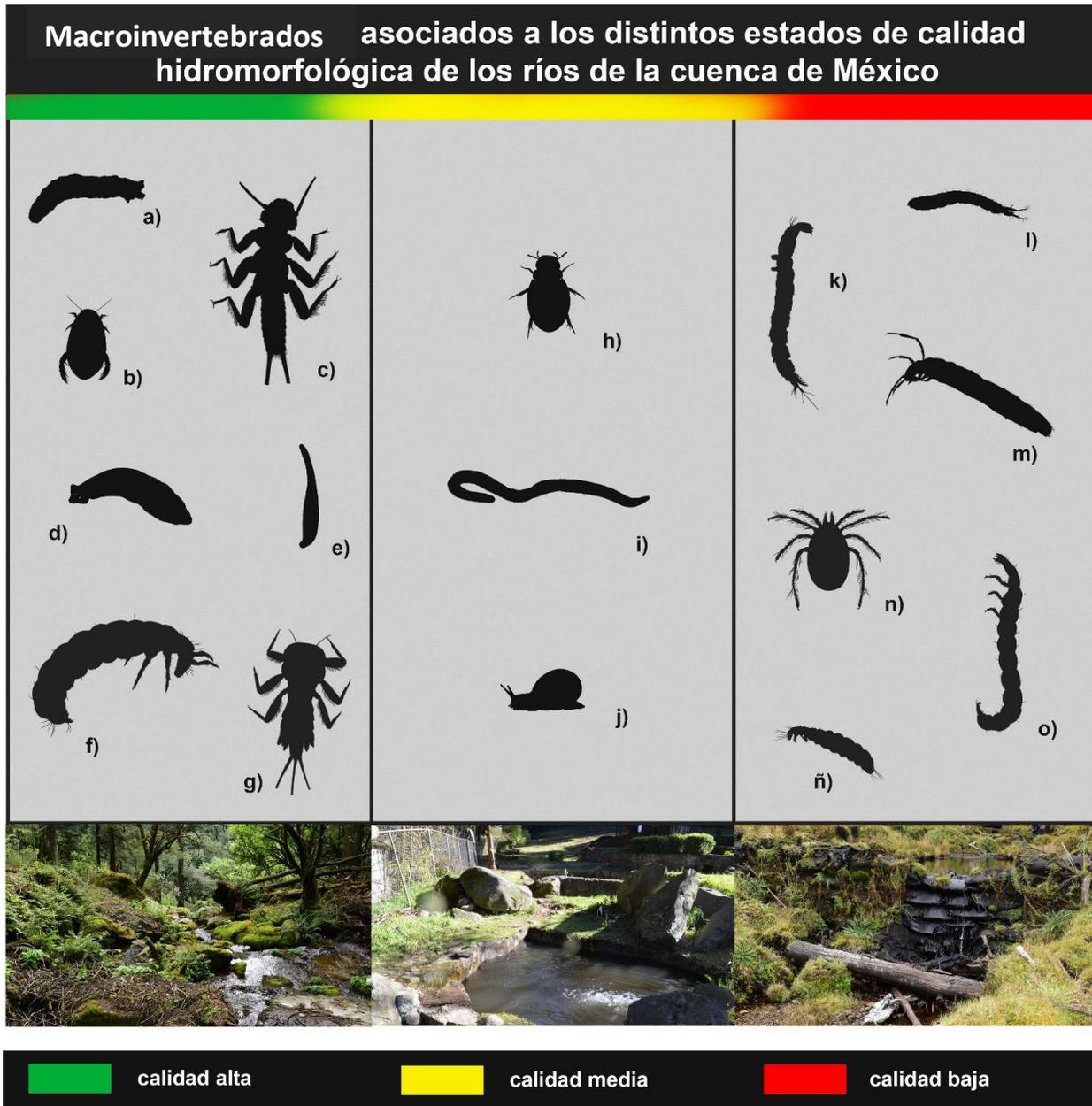


Figura 5: Infografía que muestra las familias indicadoras asociadas a las diferentes condiciones de calidad hidromorfológica de los ríos de la cuenca de México. a) Tipulidae. b) Dytiscidae. c) Nemouridae. d) Dugesiidae. e) Hirudinea. f) Glossosomatidae. g) Heptageniidae. h) Hydrophilidae. i) Oligochaeta. j) Gastropoda. k) Limoniidae l) Dixidae. m) Leptoceridae. n) Acari. ñ) Hydroptilidae. o) Hydrobiosidae. El tamaño de cada silueta representa el IndVal de cada familia.

Condiciones hidromorfológicas – GFA

Con base en el criterio de agrupación basado en la calidad hidromorfológica y considerando a los GFA, los sitios con una buena calidad hidromorfológica presentaron las siguientes abundancias, así como se expresa en la Figura 6. Una gran abundancia de depredadores (43.93%), además de abundancias importantes de trituradores (39.80%), raspadores (31.87%) y filtradores (30.54%). Es importante mencionar que el grupo de los recolectores (12.16%) presentó valores considerablemente bajos de abundancia en estos sitios. Por otra parte, los sitios con condiciones medias presentaron una gran abundancia de recolectores (48%), además de abundancias importantes de filtradores (33.31%), raspadores (32.24%) y trituradores (26.17%). En las condiciones medias el grupo de los depredadores fue el que presentó la abundancia más baja (13.64%). Finalmente, los sitios con una calidad pobre presentaron una gran abundancia de raspadores (35.11%), además de abundancias importantes de recolectores (29.27%), filtradores (33.31%) y trituradores (21.89%). De igual forma que en los sitios con calidad media, los depredadores (16.63%) fueron el grupo con la menor abundancia.

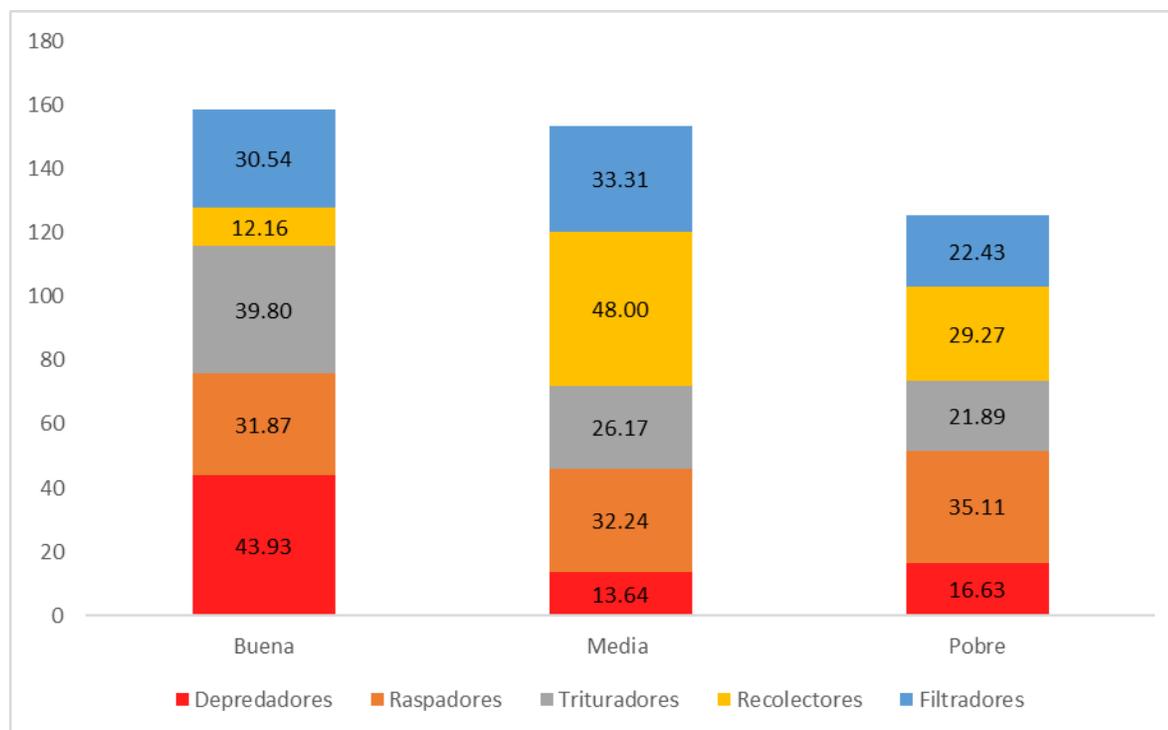


Figura 6. Porcentaje obtenido por los GFA mediante la fórmula de Dufrêne y Legendre, que refleja la abundancia y la especificidad de cada GFA en función de la calidad hidromorfológica de los sitios

12. Discusión

11.1 Caracterización ambiental de los sitios

Los ríos de la cuenca de México comparten el mismo origen geológico, así como características fisicoquímicas que los clasifican como ríos silíceos de montaña, y se definen bajo la misma tipología fluvial (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Estas propiedades pueden presentar variaciones por la pérdida de su estado natural por causa de las acciones antropogénicas y como consecuencia de la incorporación de los ríos al suelo urbano. A través del ACP y de la evaluación de la calidad hidromorfológica, se encontró que los sitios dentro de la cuenca de México pueden presentar dos tipos diferentes de perturbaciones; a) en la química del agua y b) en la hidromorfología del río. Se observó que presentar un tipo de deterioro no implica que se presente el otro. Al contrario de lo esperado, muchos sitios en buenas condiciones hidromorfológicas presentan algún tipo de contaminación por enriquecimiento de nutrientes y viceversa.

La calidad química del agua está determinada por las sustancias presentes en el agua en un punto específico y en un momento dado. El uso de la tierra es uno de los principales factores que pueden afectar la calidad química del agua y por consecuencia los componentes bióticos, lo cual provoca que las aguas superficiales sean vulnerables a la contaminación (Bi Yu Zhen Wu, 2008). Por otra parte, la calidad hidromorfológica está definida por las modificaciones del régimen del flujo, transporte de sedimentos, morfología del río, vegetación ribereña y movilidad del canal lateral (Comisión Europea, 2000). La influencia antropogénica como el cambio del uso de suelo, causados por la urbanización, la agricultura y la modificación de la estructura del cauce para el uso del agua, pueden afectar de manera sustancial la hidromorfología en los ríos (Ortiz, 2017).

En la cuenca de México se han descrito con anterioridad las condiciones de referencia para los ríos, los cuales se caracterizaron por tener aguas oligotróficas, con altas concentraciones de OD y una baja

concentración de iones, no obstante, en algunos casos, se registraron valores variables en las condiciones hidromorfológicas (Carmona-Jiménez y Caro-Borrero, 2017).

En el presente estudio se encontraron grupos de sitios congruentes en términos de las condiciones de referencia previamente descritas. Las subcuencas Cuautitlán, Apatlaco e Ildefonso, presentaron una correspondencia entre las condiciones de la calidad química del agua y la calidad hidromorfológica de los sitios evaluados, presentando buenos estados de calidad en ambos casos. La ausencia de infraestructura hidráulica importante (presas, canales de derivación y / o ductos de manantiales) y/o la poca alteración del cauce de los ríos en estas subcuencas, pueden ser las causas por las cuales se ha mantenido un buen estado en la calidad hidromorfológica. Se ha registrado que en general las cabeceras de los ríos de la cuenca de México presentan vegetación nativa de tipo arborescente compuesta por bosque mixto, bosque de pino, bosque de pino-encino y bosque de abeto (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). La vegetación ribereña es una de las variables importantes a considerar en la evaluación de la calidad hidromorfológica de los ríos, el estado natural de esta vegetación tiene un efecto estructural y funcional en las comunidades acuáticas al proporcionar áreas sombreadas, diversidad de sustrato (disponibilidad de hábitat y heterogeneidad) y materia orgánica alóctona como fuente de alimento (Januschke, Jähnig, Lorenz, & Hering, 2014; Acosta *et al.*, 2009).

Se ha reportado que las alteraciones en la hidromorfología como resultado de las actividades humanas, afectan de manera significativa al ensamble de macroinvertebrados bentónicos (principalmente a los insectos) en los bosques de alta montaña. Al menos algunos de estos efectos impactan de manera negativa los vínculos entre la emergencia acuática (transformación de la pupa en adulto y su salida del medio acuático al terrestre) y los depredadores terrestres. Esta conexión realza la importancia de la zona de ribera y de lo sustancial de su consideración en los protocolos de evaluación de calidad hidromorfológica (Jonsson *et al.*, 2013).

Por otra parte, la ausencia o el poco impacto de fuentes de contaminación ligadas a actividades como la agricultura, la ganadería, la piscicultura y/o el turismo, podrían ser las posibles causas del bajo contenido de nutrientes en el agua. Además, el buen estado en la hidromorfología y la ausencia de contaminación orgánica en estos ríos, podría estar favoreciendo las altas concentraciones de OD y por lo tanto fauna asociada indicadora de dichas características (Hering *et al.*, 2006; Cairns & Pratt, 1993).

En términos particulares, la subcuenca del río Magdalena-Eslava presentó un patrón de degradación en la calidad química del agua y en la calidad hidromorfológica conforme el río se incorpora a suelo con un mayor grado de desarrollo urbano. Este gradiente fue correspondiente entre ambos tipos de condiciones y puede ser una consecuencia de las diversas actividades humanas diseminadas en las partes medias – bajas de la subcuenca. Las cabeceras se han registrado como posibles sitios de referencia en términos de las condiciones fisicoquímicas del agua, no obstante, las condiciones hidromorfológicas parecen ser subóptimas (Rivera-Ramírez, 2017). Actividades como la piscicultura, restaurantes y las actividades recreativas, podrían estar afectando de manera negativa la calidad química del agua en la subcuenca (Caro-Borrero *et al.*, 2016). Del mismo modo, el establecimiento de antiguas fábricas en la zona, la presencia de infraestructura para canalizar el curso del río, así como la remoción de la vegetación natural para la creación de senderos, podría tener un impacto en la hidromorfología y por lo tanto en la diversidad de organismos bentónicos como los MIBs (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017).

Por otra parte, se observó un alto contenido de nutrientes en las cabeceras de la subcuenca Coaxacoaco, así como en las partes medias-bajas de la subcuenca del río Amecameca-Canal Nacional, estos datos fueron correspondientes con lo reportado previamente. Estas afectaciones podrían estar asociadas con actividades como la piscicultura y la ganadería en la zona (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). No obstante, en este caso parece no existir una relación entre las condiciones de la calidad química y la calidad hidromorfológica. Lo cual contrasta con los reportes anteriores, en los cuales se registró una correspondencia entre los valores altos de nutrientes y una mala calidad hidromorfológica.

A pesar de que las concentraciones de nutrientes y los niveles de OD son usados generalmente para poder identificar sitios con algún grado de contaminación en el agua, así como se consideró en este estudio. Sería requerido un análisis bacteriológico en puntos estratégicos de la cuenca para descartar la presencia de contaminación por heces fecales de origen ganadero o incluso humano a través de alguna fuente puntual, para tener un análisis más robusto a nivel de cuenca en términos de la contaminación de los ríos (Caro-Borrero, Carmona-Jiménez & Mazari-Hiriart, 2016).

Las subcuencas restantes presentaron valores variables en la calidad química e hidromorfológica, con algunas correspondencias y discordancias entre los sitios. La heterogeneidad en ambas condiciones puede ser una consecuencia de las características topográficas de cada subcuenca, por ejemplo, la subcuenca del río San Rafael presentó grados diferentes de afectación que parecen no ser consistentes en toda el área. En la subcuenca se han reportado áreas con pendientes pronunciadas y esta característica podría estar jugando un papel crucial en la accesibilidad de las personas a los ríos, siendo el acceso muy complejo y, por tanto, presentando alteraciones mínimas en las condiciones del cauce y la ribera, así como niveles bajos de contaminación en los sitios con estas características (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Sin embargo, esta explicación tendría que ponerse a prueba en estudios posteriores.

Como se ha visto, existen algunos ejemplos que reflejan una correspondencia entre los estados de calidad química e hidromorfológica, en contraste, se han encontrado disparidades entre ambos estados de calidad en un número significativo de subcuencas y sitios. La disparidad entre ambos estados de calidad puede ser evidencia de que no siempre existe una congruencia o relación entre los tipos de perturbación debido a la gran diversidad de componentes fisicoquímicos e hidromorfológicos que conforman los ríos, aunado a la complejidad de sus interacciones bióticas y abióticas y la variabilidad del componente socio-económico (Rasmussen *et al.*, 2013; Hering *et al.*, 2006). Por otra parte, las actividades antropogénicas que existen dentro de la cuenca son de orígenes diversos y aunque presentan cierto patrón de repetición

dentro de la misma, tienen grados diferenciales de impacto, por lo cual, el efecto que tengan sobre los ríos dependerá del tipo de actividad y de su intensidad.

Con base en reportes anteriores, se determinó que buena parte de los ríos de la cuenca de México analizados en este trabajo, se encuentran bajo alguna categoría de conservación legal. En la mayoría de los casos esta categoría corresponde a suelo de conservación (SC), esta categoría local legal impide el cambio de uso de suelo, de uso natural a cualquier otro uso, lo que debería ser equivalente a cierto grado de naturalidad y buena calidad del agua en los ríos (Caro-Borrero & Carmona-Jiménez, 2019). Se ha reportado con anterioridad que en casos como el de las subcuencas del río Magdalena-Eslava, Coaxacoaco y San-Rafael, se presenta algún tipo de degradación incluso en las cabeceras aún cuando estas zonas se encuentran bajo alguna categoría de conservación (Salinas-Camarillo, 2018). En el presente estudio se observó un deterioro importante en la calidad ecológica de estos ríos por consecuencia de cambios en el uso del suelo, además de diversas actividades antropogénicas diseminadas en dichas zonas. En el caso de la subcuenca del río Magdalena-Eslava y de la cuenca de México en general, una de las dificultades para el logro de la conservación y la correcta aplicación de las categorías de conservación son los conflictos políticos, internos y externos, debido a la existencia de choques de intereses entre los núcleos agrarios, además de posibles casos de corrupción en la venta de terrenos ejidales o comunales, en los programas de conservación y en el pago por servicios ambientales.

Por otra parte, la implementación simultánea de planificación espacial y programas ambientales voluntarios ha dado lugar a algunas fricciones ya que todos los programas deben respetar los usos del suelo propuestos por el Plan Ambiental de cada zona; sin embargo, hay poca aplicación de estas directivas (Rivera-Ramírez, 2017; Aguilar & Santos, 2011). No obstante, en subcuencas como Cuautitlán e Idefonso, las categorías de conservación podrían estar funcionando de una manera más adecuada debido a la organización social y a un proceso de planificación espacial más integrado dentro de éstas, ya que parecen prevalecer las condiciones de buena calidad ecológica en ambas.

11.2 Valor indicador del ensamble de MIBs

Enfoque taxonómico – Calidad química del agua

El IndVal reflejó la formación de tres ensambles en función de las categorías de la calidad química del agua de los sitios. La primera categoría conformada por sitios fuertemente impactados (calidad química pobre) reunió dos familias indicadoras: la familia Chironomidae y la familia Ephydriidae. Las moscas efídridas se han reportado como organismos con rangos ambientales amplios, no obstante, se les asocia a sitios con un alto grado de contaminación y niveles bajos de OD (Ale & Ferreira, 2018; Bargas *et al.*, 1990). Al igual que los efídridos, los quironómidos se asocian a sitios con grados severos de contaminación, incluso en lugares con ausencia total de otros macroinvertebrados (Weigel *et al.*, 2002). Además, el valor indicador obtenido fue el ideal propuesto por Dufrêne y Legendre (50), lo cual hace a los quironómidos organismos verdaderamente indicadores de las condiciones mencionadas. A pesar de esto, las subfamilias del grupo de los quironómidos pueden estar asociadas a condiciones contrastantes. En el presente estudio se registraron dos subfamilias y una tribu de quironómidos (Cuadro 3). La subfamilia Tanypodinae puede encontrarse vinculada a sitios con buena calidad química, sin embargo, también presentan rangos de distribución ambiental amplio. En contraste, la tribu Chironomini y la subfamilia Orthoclaadiinae, presentan una amplia tolerancia a la contaminación orgánica e incluso a la contaminación por metales pesados (Caro-Borrero, *et al.*, 2016; Chutter, 1972). En los conteos para desarrollar el valor indicador, se observó que la abundancia de la tribu Chironomini y la subfamilia Orthoclaadiinae eran más altas que la abundancia de la subfamilia Tanypodinae, esta diferencia de abundancias condujo a un valor indicador consistente a nivel taxonómico de familia. Sin embargo, la resolución taxonómica más alta es de suma importancia y podría proporcionar información

complementaria que ayude a obtener una caracterización más específica de las asociaciones entre organismos y sus preferencias ambientales en términos de la calidad química de los sitios.

El grupo moderadamente afectado arrojó la formación de un ensamble conformado por tres familias y una categoría superior: DugesIIDae, Chloroperlidae, Acari y Leptoceridae. Los organismos de la familia DugesIIDae están reportados como altamente tolerantes a la contaminación (Chessman, 2003). En este trabajo se identificaron algunos individuos del género *Dugesia*, el cual se ha reportado como exclusivo de ambientes de agua dulce no contaminados (Malhao *et al.*, 2007), lo cual podría explicar su presencia en sitios con una calidad moderada. El sistema BMWP (*Biological Monitoring Working Party*) clasifica a los dugésidos y a los ácaros acuáticos como organismos de condiciones intermedias, sin embargo, en Norte América los estudios de los ácaros acuáticos no los describen como asociados a una calidad ambiental particular. A pesar de esto, se ha podido observar una disminución en la abundancia y diversidad de los ácaros acuáticos cuando existe una degradación química (Smith *et al.*, 2010). Las familias Chloroperlidae y Leptoceridae se describen como sensibles a la contaminación en el sistema BMWP, además, los leptocéridos se asocian a sitios con bajos nutrientes y una alta saturación de oxígeno en estudios previos de la cuenca de México, lo cual contrasta con el presente trabajo (Sánchez-Herrera, 2005; Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). A pesar de esta aparente discordancia, los sitios en los que se encontraron ambas familias presentaron un buen estado en la calidad hidromorfológica. Además, a pesar de existir un aumento en los nutrientes, éste parece no ser tan significativo tanto en las condiciones moderadas como en las pobres. Por ejemplo, los valores en los nitratos y nitritos se encuentran bastante alejados de los máximos permisibles por la NOM-127-SSA1-1994 en ambos casos (DOF, 2000), y aunque es una normativa enfocada en el consumo humano, puede ser un punto de referencia importante, que evidencia que el grado de contaminación por nutrientes dentro de la cuenca de México puede no ser tan severo y, por consecuencia, se pueden encontrar taxones regularmente asociados a condiciones poco alteradas (Couceiro *et al.*, 2012).

Finalmente, el análisis de las condiciones con un impacto mínimo en la química del agua arrojó la formación de un ensamble compuesto por tres familias de MIBs: Gerridae, Nemouridae y Xiphocentronidae. En este caso las tres familias se han reportado asociadas a las partes altas de los ríos de montaña, en las que predomina una buena calidad química del agua con un bajo contenido de nutrientes y una alta concentración de OD. Incluso en algunos casos se han reportado como organismos asociados a condiciones de referencia (Caro-Borrero *et al.*, 2016; Montoya *et al.*, 2011; Moreno *et al.*, 2009).

Como se ha visto en este trabajo, en cierta medida el ensamble de MIBs parece responder de manera diferencial a las variaciones en las condiciones químicas en el agua. En la literatura se ha registrado que, por lo general, el fósforo y el nitrógeno son los nutrientes limitantes para la actividad biológica porque son necesarios para la productividad primaria, y los distintos ensambles de MIBs podrían estar respondiendo de manera negativa a un enriquecimiento en nutrientes significativo (Hering *et al.*, 2006; Fisher *et al.*, 2004; Nijboer & Verdonshot, 2004). No obstante, como se ha mencionado, el incremento de nutrientes (los nitritos y nitratos) no parece llegar a niveles tan altos en buena parte de los sitios de la cuenca de México (NOM-127-SSA1-1994; DOF, 2000). Por otra parte, se ha demostrado empírica y conceptualmente que los MIBs son de los grupos más afectados por el agotamiento del OD por causa de la contaminación orgánica y / o la eutrofización, lo cual implicaría que las familias de MIBs se agruparan en función de su tolerancia a los niveles bajos de OD. Los efemerópteros conforman uno de los órdenes de insectos que presenta la menor tolerancia a niveles bajos de OD, los niveles letales para estos organismos son de <2 mg/L o 20% de saturación aproximadamente, en este estudio el nivel más bajo de OD registrado fue de 5 mg/L (50% de saturación aprox.) (Hering *et al.*, 2006; Connolly *et al.*, 2004), dato que se corrobora con la presencia y diversidad de estos organismos en el presente estudio (Cuadro 3). Además, los ríos de montaña generalmente presentan características altamente oligotróficas y el ensamble de MIBs podría estar respondiendo rápidamente a un leve aumento en los valores de nutrientes

(Heino *et al.*, 2003; Peterson *et al.*, 1993). Por todas las razones descritas, se puede observar un mantenimiento en la diversidad biológica en sitios categorizados con una calidad química “pobre” en este estudio y, por lo tanto, se puede llegar a la conclusión de que en términos de los niveles de OD y los nutrientes, los sitios de la cuenca de México evaluados podrían estar en una etapa de transición.

Enfoque taxonómico – Calidad hidromorfológica

La hidromorfología por otra parte, parece tener un mayor efecto en el ensamble de MIBs, ya que la cantidad de familias que respondieron a las condiciones químicas (8 familias y una categoría superior) fue menor en comparación con el número de familias que respondieron a perturbaciones en las condiciones hidromorfológicas (13 familias y 4 categorías superiores). Además, se ha descrito que la calidad del hábitat explica un mayor porcentaje de variación en la formación de los diferentes ensambles de MIBs en comparación con los nutrientes y otros componentes de la calidad química del agua (Wang *et al.*, 2007). Por otra parte, algunos de los porcentajes del valor indicador obtenidos por las familias de MIBs para las tres categorías de la calidad hidromorfológica llegaron casi al 50%, como en el caso de las familias Glossosomatidae (46), Heptageniidae (44) e Hydrobiosidae (41). Con base en lo descrito en la literatura, estas familias podrían ser consideradas como verdaderamente indicadoras, ya que pueden proporcionar información sobre los cambios ambientales puesto que se encuentran en un hábitat específico (Tornés *et al.*, 2007).

De igual manera que en las condiciones químicas, la categorización de los sitios basada en la calidad hidromorfológica estableció la conformación de tres ensambles. El primer ensamble se asoció con las condiciones de calidad hidromorfológica buena y estuvo integrado por las siguientes familias y categorías de MIBs: Dugesidae, Dytiscidae, Glossosomatidae, Heptageniidae, Hirudinea, Nemouridae y Tipulidae. Todas las familias mencionadas se han reportado como asociadas a una buena calidad hidromorfológica

en trabajos previos de la cuenca de México (asociadas a sitios con 120 puntos con base en el protocolo CERA) y otros estudios, en los que se han descrito asociadas a flujos de agua continuos y a una velocidad de corriente elevada (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Caro-Borrero *et al.*, 2016; Grygoruk *et al.*, 2015). La respuesta de la familia Nemouridae fue congruente con lo encontrado en las condiciones químicas (Cuadro 11). En contraste, la respuesta de las familias Dugesiidae y Leptoceridae a los cambios en la hidromorfología fue incongruente con la respuesta a los cambios en la calidad química (Cuadro 11). Esta discordancia refleja que el ensamble de MIBs puede tener respuestas variables a las perturbaciones y que las familias no necesariamente se asocian a estados similares de calidad ecológica dentro de los ríos. Los grupos alimenticios funcionales y la fisiología detrás de la respiración, podrían aportar una explicación de la variación en estas respuestas diferenciales del ensamble de MIBs a la perturbación.

Los miembros de la familia Nemouridae se clasifican generalmente como trituradores y este tipo de organismos se encuentran asociados con una buena calidad hidromorfológica, ya que dependen de la aportación de detritos (materia orgánica) a través del vínculo del río con la vegetación de ribera (Merritt *et al.*, 2008; Mandville, 2002). Por otra parte, su tipo de respiración es a través de branquias y, por lo general, este tipo de organismos se categorizan como sensibles a modificaciones en el OD, particularmente mermas significativas (Monaghan & Soares, 2012).

El OD puede afectar de manera similar a los leptóceridos, no obstante, la perturbación en la calidad hidromorfológica parece afectar en menor medida a estos organismos, ya que los miembros de esta familia pueden ser clasificados como trituradores, raspadores e incluso depredadores, esta amplia diversidad de estrategias para conseguir alimentos debilita el vínculo entre los miembros de la familia Leptoceridae y las características específicas del hábitat, lo cual puede hacerlos más tolerantes a perturbaciones en la hidromorfología (Cuadro 11) y, por tanto, es que se puede estar presentando una discordancia (Merritt *et al.*, 2008). Por otra parte, la plasticidad ecológica de esta familia de tricópteros les permite resistir periodos de flujo bajo de agua a través de mecanismos como la estivación, por lo cual,

se pudieron encontrar en sitios asociados con una calidad hidromorfológica pobre en el presente estudio (Wickson, Chester & Robson, 2012).

La discordancia que presenta la familia Dugesiidae puede estar asociada al tipo de respiración, ya que estos platelmintos al igual que los gasterópodos, las sanguijuelas, los quironómidos y los ceratopogónidos presentan una respiración tegumentaria, lo cual hace que tengan una mayor área de superficie para la obtención de OD y por consecuencia una mayor tolerancia a disminuciones en este parámetro, especialmente si los organismos son pequeños y alargados (Hanson *et al.*, 2010). Por otra parte, los dugésidos son depredadores y su relación presa-depredador con organismos específicos presentes en las zonas con buena calidad hidromorfológica mantendría una mayor abundancia de éstos en dichos sitios (Tranchida *et al.*, 2009).

A pesar de que estas explicaciones son plausibles para entender estas discordancias, la inclusión de rasgos fisiológicos más detallados, como la presencia de hemoglobina y la respiración superficial facultativa, podrían utilizarse para mejorar estas respuestas. No obstante, estos resultados destacan algunas limitaciones importantes de los rasgos ecológicos en la predicción de la sensibilidad de los organismos, enfatizando la importancia de la historia evolutiva en la respuesta de los organismos al estrés ambiental (Monaghan & Soares, 2012).

Cuadro 11. Comparación del número y tipo de familias de MIBs asociadas a los tres estados de calidad química e hidromorfológica de los ríos de la cuenca de México

Buena	Moderada	Pobre
Hidromorfología	Hidromorfología	Hidromorfología
Dugesiiidae	Gastropoda	Dixidae
Dytiscidae	Hydrophilidae	Hydracarina
Glossosomatidae	Oligochaeta	Hydroptilidae
Heptageniidae		Leptoceridae
Hirudinea		Limoniidae
Nemouridae		Hydrobiosidae
Tipulidae		
Química del agua	Química del agua	Química del agua
Gerridae	Dugesiiidae	Chironomidae
Nemouridae	Chloroperlidae	Ephydriidae
Xiphocentronidae	Hydracarina	
	Leptoceridae	

El grupo de sitios con condiciones moderadas en la calidad hidromorfológica arrojó un ensamble conformado por la familia Hydrophilidae y las categorías Gastropoda y Oligochaeta. En los ecosistemas fluviales, los gastrópodos se asocian con un flujo de agua nulo o casi inexistente, además, su aumento en la abundancia se asocia con un aumento en la perturbación hidromorfológica (Silva *et al.*, 2017; Timm *et al.*, 2011), por otra parte, los estudios previos de la cuenca reflejaron que la familia Hydrophilidae presenta cierto grado de tolerancia a modificaciones en la calidad hidromorfológica, encontrándose en sitios con buena y moderada calidad. Finalmente, la categoría Oligochaeta se describe como asociada a sitios con una baja calidad hidromorfológica dentro de la cuenca de México y en general en todos los índices se asocian con enriquecimiento orgánico (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017; Caro-Borrero *et al.*, 2016; Chang, 2014).

El grupo con una calidad “pobre” se caracterizó por un ensamble compuesto por cinco familias y una categoría superior indicadoras: Dixidae, Acari, Hydroptilidae, Leptoceridae, Limoniidae e Hydrobiosidae. Las familias Dixidae, Leptoceridae e Hydrobiosidae se han encontrado asociadas a

diversos estados de calidad hidromorfológica en estudios previos de la cuenca de México y otros trabajos, encontrándose desde sitios con una buena calidad hasta sitios con calidad media e incluso pobre (Carmona-Jiménez & Caro-Borrero, 2017). Por otra parte, la familia Hydroptilidae se ha encontrada asociada a condiciones medias de calidad, y aunque en este trabajo no se llegó a identificar a estos tricópteros en niveles más específicos, los géneros que componen esta familia se asocian con diversos requerimientos de flujo de agua (Tavzes & Toman, 2006; Extence *et al.*, 1999). Finalmente, la familia Limoniidae se ha reportado asociada a aguas someras, pero a una alta velocidad de corriente, lo cual es un indicativo de que aún en condiciones consideradas como “pobres” en este trabajo, hay un mantenimiento del flujo de agua en dichos sitios de la cuenca de México, el cual es un parámetro fundamental en la evaluación de la calidad hidromorfológica (Guareschi *et al.*, 2014).

Cabe mencionar que la familia Baetidae obtuvo valores importantes en los porcentajes del IndVal en las tres categorías de calidad química e hidromorfológica (Cuadros 9 y 10). Se ha descrito a los bétidos como organismos altamente tolerantes a la contaminación (Chang, 2014). Con base en este estudio se podría considerar a los bétidos como verdaderos organismos cosmopolitas en los ríos de la cuenca de México. No obstante, sería importante realizar un estudio con una resolución taxonómica más especializada, ya que a niveles específicos pueden aportar información importante sobre algún tipo de deterioro en las condiciones ambientales, especialmente en la degradación del hábitat (Buss & Salles, 2006).

A pesar de que las alteraciones en la calidad hidromorfológica parecen tener un efecto importante sobre el ensamble de MIBs, el enfoque basado únicamente en la abundancia por taxón parece no aportar suficiente información sobre la respuesta del ensamble a las modificaciones en el hábitat, ya que al investigar en la literatura la relación entre la abundancia por taxón (nivel de familia o superior) y la hidromorfología, el enfoque estaba direccionado primordialmente hacia las características del flujo de agua y el sustrato (por ejemplo: Guareschi *et al.*, 2014; Tavzes & Toman, 2006; Extence *et al.*, 1999).

Por otra parte, la presencia de algunas familias en algunos sitios parece carecer de cierta congruencia en términos de lo reportado en la literatura (por ejemplo: Hydroptilidae y Limoniidae).

No obstante, el enfoque basado en las respuestas de los GFA podría ser mucho más congruente e informativo (por ejemplo: Bang *et al.*, 2016; Miserendino, 2007; Palmer *et al.*, 1996; Death, 1995) así como se describe a continuación.

Enfoque de GFA – Calidad hidromorfológica

Las proporciones de los GFA parecen responder en cierta medida a lo descrito por la teoría del río continuo (Vannote *et al.*, 1980) a pesar de no haberse realizado un análisis longitudinal de la proporción del ensamble de MIBs. El grupo de los depredadores fue dominante en las zonas con una buena calidad hidromorfológica (Fig. 6) que, en general, se pueden asociar con las cabeceras de los ríos de la cuenca de México, por lo cual en este caso se puede considerar lo propuesto por la teoría del río continuo como un punto de referencia. Este hallazgo parece discrepar con lo propuesto por Vannote *et al.*, (1980), ya que se describe que los depredadores no cambian su dominancia a lo largo del río. No obstante, se ha observado que este grupo puede tener grandes contribuciones porcentuales de abundancia en la composición total de los GFA en ríos de montaña de gran altitud, esta alta proporción puede ser explicada por la escasez de peces que pudiesen alimentarse de éstos en dichas zonas, ya que se ha descrito que la diversidad y abundancia de peces se relaciona positivamente con el aumento de la temperatura, la cual decrece conforme aumenta la altitud (Fu *et al.*, 2016; Ndaruga *et al.*, 2004). A pesar de esto, también se ha encontrado que los depredadores pueden tener una mayor abundancia en sitios urbanos, además, en otros estudios se ha observado que su distribución puede ser similar en sitios con diversos usos de suelo e incluso se les encuentra con una alta densidad en áreas forestales donde los ríos presentan buena calidad (Miserendino & Masi, 2010; Hepp & Santos, 2009). Con base en lo registrado en este estudio y lo citado en la literatura, se puede concluir que el grupo de los depredadores no aporta información sustancial en

términos de la degradación del hábitat. Por lo cual incluso se ha eliminado de algunos índices bióticos como el *Stream Condition Index* (SCI) del estado de Florida (Rawer-Jost *et al.*, 2000).

Por otra parte, Vannote *et al.*, (1980) describen una codominancia de trituradores y recolectores en las cabeceras de los ríos. Dicha información fue congruente en el caso de los trituradores (Fig. 6), el buen estado hidromorfológico implica un buen estado en la vegetación ribereña y por consecuencia un aporte importante de partículas de materia orgánica particulada gruesa como la hojarasca (CPOM, > 1 mm), en este caso el mayor aporte de detritos, que soporta a la abundancia de trituradores, estaría proporcionado por especies caducifolias como las presentes en la cuenca de México (hierbas o arbustos): *Alnus acuminata*, *Arracacia aegopodioides*, *Sicyos microphyllus*, entre otras (Ortiz, 2017). En la mayoría de los sitios que se muestrearon la vegetación riberea está compuesta por bosque mixto y las especies arbóreas (pinos y encinos), los cuales presentan características en sus hojas que hacen difícil su procesamiento por los organismos trituradores, particularmente en las partes altas, mejor conservadas. La cantidad de trituradores en estos sitios, demuestra un buen estado hidromorfológico e indica un vínculo intacto o poco afectado entre estos organismos e insumos ribereños específicos, los cuales son la principal fuente de alimento para los organismos trituradores (Cummins *et al.*, 2005). Otro componente importante en la nutrición de los trituradores es la biomasa microbiana asociada a la materia orgánica que consumen (Vannote *et al.*, 1980), este enfoque hace que los trituradores sean particularmente buenos indicadores de efectos tóxicos ya que algunos de los tóxicos involucrados se pueden absorber fácilmente en la materia orgánica que consumen estos organismos y por lo tanto presentar una respuesta negativa a su consumo. Por lo cual, que existan proporciones similares de trituradores en todos los sitios de la cuenca de México (Fig. 6), es evidencia de la ausencia de compuestos tóxicos en los ríos (Mandaville, 2002).

En el caso de los recolectores no se observó una dominancia en los sitios con una calidad hidromorfológica buena (cabeceras de los ríos), incluso se registró como el grupo que tiene el menor

aporte sobre los GFA en los sitios con ese estado de calidad (Fig. 6). A pesar de ser incongruente en cierto grado con lo descrito en la teoría del río continuo, Vannote *et al.* (1980) describen que el mayor porcentaje de aportación de este grupo es en las partes medias, ya que estos organismos aprovechan la materia orgánica fina (FPOM, $< 1 \text{ mm}$ y $> 0.45 \mu\text{m}$) que ya ha sido transportada desde las partes altas hacía las partes bajas, la cual obtienen principalmente del fondo del río y por acumulación, por lo cual, las corrientes fuertes de las partes con una buena calidad hidromorfológica y el tipo de vegetación (pinos y encinos) podrían no favorecer la acumulación necesaria para los organismos recolectores. Por otra parte, estudios han reportado que los recolectores tienen un gran porcentaje de aportación en sitios urbanos o con cambios de uso de suelo para la agricultura (80% de aportación); ambos usos de suelo derivan en un deterioro de la calidad hidromorfológica, además, se reportan como un grupo presente en condiciones inestables y como tolerantes a la contaminación (Fu *et al.*, 2016; Death, 1995). Los sitios con calidad hidromorfológica media o moderada, presentaron un alto porcentaje de abundancia de recolectores (Fig. 6), no obstante, este porcentaje no fue excesivamente superior al de los otros grupos funcionales, lo cual puede ser un reflejo de un deterioro no tan severo en estos sitios, el promedio del puntaje obtenido a través del protocolo de evaluación hidromorfológica CERA fue de 70 puntos (ver Anexo 1).

En los sitios con calidad pobre no se observó una alta dominancia de ninguno de los grupos funcionales, sin embargo, se puede observar una disminución en el porcentaje de contribución de los trituradores que, como ya se mencionó, pueden estar asociados a buenas condiciones en la hidromorfología. Además, se observó una disminución en las abundancias de los recolectores y filtradores en comparación con los otros dos estados de calidad identificados. Esta disminución en los grupos funcionales alimenticios podría estar relacionada con algún grado de degradación en la calidad hidromorfológica, sin embargo, ésta no parece ser tan severa aún en sitios considerados como “pobres”, ya que la mayoría de los sitios

colectados dentro de la cuenca se encuentran en zonas naturales que pueden presentar cierto grado de conservación (Fig. 1), la cual puede sostener a las comunidades de MIBs. Por otra parte, aún en las partes más bajas muestreadas, los ríos de la cuenca de México no presentan zonas anchas y profundas con poca o nula circulación del agua, esta característica estaría favoreciendo las condiciones hidromorfológicas y, por tanto, la presencia de abundancias proporcionales de los grupos funcionales alimenticios en todos los estados de calidad.

La proporción de filtradores y raspadores se mantuvo más o menos constante en los tres estados de calidad (Fig. 6). La abundancia de filtradores podría indicar que existe una buena cantidad de materia orgánica fina suspendida en el agua (FPOM, $< 1 \text{ mm}$ y $> 0.45 \mu\text{m}$) que es de alta calidad, lo cual ayuda a soportar la abundancia de estos organismos (Cummins *et al.*, 2005). Por otra parte, la cantidad de raspadores es un indicativo de que existen buenas cantidades de perifiton y de actividad primaria en los ríos, además, filtradores y raspadores necesitan de un sustrato fijo (grandes rocas, por ejemplo) para la sujeción (el primero) o pastoreo (el segundo), lo cual es evidencia de que los ríos de la cuenca presentan cierta estabilidad en el sustrato (Cummins *et al.*, 2005). Grandes cantidades de materia orgánica suspendida de mala calidad (basura, por ejemplo) afecta de manera negativa a los organismos filtradores, además dificulta el crecimiento de perifiton, lo cual reduce la cantidad de alimento (algas) para los raspadores. El hecho de que existan proporciones similares de raspadores y filtradores en todos los sitios (Fig. 6), es indicativo de la ausencia de partículas contaminantes provenientes de desechos dentro de los ríos de la cuenca de México (Ndaruga *et al.*, 2004).

Todas estas relaciones entre la materia orgánica particulada y las diferentes proporciones de grupos funcionales alimenticios es un indicador de la relación entre la hidromorfología y el lecho del río, además de ser un reflejo de su importancia para el ensamble de MIBs (Cummins *et al.*, 2005). Los grupos

alimenticios funcionales evidenciaron que en general la degradación hidromorfológica de los ríos estudiados dentro de la cuenca de México parece no ser tan severa, ya que las proporciones de los cinco grupos funcionales respondieron de manera muy similar a los descrito por la teoría del río continuo, además, no se observó una dominancia clara de ninguno de los grupos funcionales alimenticios y especialmente los grupos reportados como sensibles a las perturbaciones (trituradores, raspadores y filtradores) mantuvieron abundancias similares en los tres estados de calidad.

11.3 Pros y contras del desarrollo del IndVal

Como se pudo observar en este trabajo, la resolución taxonómica específica (especie) podría ayudar a resolver algunas incongruencias sobre la aparición de organismos sensibles asociados a condiciones ecológicas con algún tipo de degradación, ya que las respuestas específicas de los taxones pueden complementar la información obtenida a través de las categorías taxonómicas supraespecíficas, especialmente en los sitios con deterioro intermedio que suelen ser problemáticos en los estudios de bioevaluación (Buss & Salles, 2006). No obstante, el desarrollo de información taxonómica y ecológica en México y Sudamérica sigue siendo escasa por diferentes factores (Ramírez & Gutiérrez, 2014). Además, las herramientas de bioevaluación rápida han crecido en importancia durante la última década (incluido el enfoque de GFA). Análisis a nivel de familia o de orden se prefieren a menudo, debido a las dificultades de la taxonomía, la escasa información taxonómica en zonas poco estudiadas y por la mejor relación costo-efectividad (Barbour *et al.*, 1999; Resh, 1995). Por lo cual, el presente estudio se suma a los esfuerzos en el país por empezar a generar información ecológica propia a nivel taxonómico de familia sobre el ensamble de MIBs y su relación con el estrés antropogénico.

Por otra parte, el uso del valor indicador de los taxones, se enfrenta a una dificultad que tiene que ver con el hecho de que las comunidades de organismos son muy diferentes entre cuencas y, en ocasiones,

entre ríos de la propia cuenca. Por esta razón, cualquier estudio ecológico o extrapolación del valor indicador de los taxones creados en circunstancias diferentes de las de un sitio específico, sólo puede ser considerada como una aproximación relativa, ya que la combinación de determinadas características climáticas y geológicas de los ecosistemas locales tienen un efecto sobre la respuesta de los organismos, por lo cual, el valor indicador del ensamble de MIBs sería mayormente funcional para la evaluación de los ríos de la cuenca de México y, por esta razón, se resalta la necesidad y la importancia de la generación de valores propios de tolerancia a través del cálculo de la especificidad y la fidelidad a nivel regional específico (Carmona-Jiménez *et al.*, 2016; Couceiro *et al.*, 2012).

Otras de las problemáticas hacen referencia al grado de deterioro de la calidad ecológica de los ríos de la cuenca de México, ya que la mayoría de los ríos evaluados parecen estar en una etapa de transición y en buen estado ecológico (Cuadros 7 y 8). Las limitaciones de la mayoría de este tipo de enfoques recaen en la ausencia de criterios estadísticos para identificar *a priori* los sitios menos y más perturbados, a pesar de haber utilizado herramientas estadísticas como el ACP para determinar dichas condiciones contrastantes, los sitios realmente impactados fueron escasos en el presente estudio, lo cual se reflejó en los ensambles de MIBs y los GFA (Ruaro & Gubiani, 2013). El diseño de un Índice de Perturbación Integrado (IPI) en estudios posteriores como lo proponen Ligeiro *et al.*, (2013) podría ser una buena estrategia para la identificación de los sitios más y menos perturbados, así como los ensambles asociados a cada uno, ya que las variables a escala local y de cuenca pueden influir en los ensambles de MIBs, por lo cual, sería importante desarrollar un IPI que incorpore ambas escalas como descriptor único de las presiones antropogénicas.

Al observar las familias presentes en los tres estados de calidad ecológica, el enfoque de GFA agrupó una mayor cantidad de familias asociadas a los tres estados en comparación con el enfoque taxonómico (Cuadro 12). Sin embargo, hay una redundancia en las familias principalmente en los sitios con calidad buena y moderada. Esta redundancia en las familias se debe a que las proporciones de los GFA en los

tres estados de calidad es muy similar entre sí (Fig. 3) por lo cual el aporte de cada familia a cada GFA se presenta en casi todos los sitios. No obstante, se puede observar una disminución en la diversidad de familias conforme se reduce la calidad ecológica de los sitios. Por otra parte, el enfoque taxonómico refleja ensamblajes mejor diferenciados y muy pocas redundancias (Cuadro 12), esto debido a que el enfoque de GFA no discrimina entre el aporte que cada familia tiene sobre cada GFA y, en contraste, el enfoque taxonómico sí discrimina entre los valores más bajos y más altos de abundancia, centrándose en aquellos que son altos para cada tipo de sitios. Cummins *et al.*, (2005) mencionan que estos dos enfoques que utilizan macroinvertebrados para realizar evaluaciones biológicas de arroyos y ríos son los más comúnmente utilizados a nivel mundial. Y que si el énfasis principal del análisis de macroinvertebrados es evaluar la sensibilidad a un contaminante químico dado (aumento en los nutrientes, por ejemplo), entonces el enfoque taxonómico debería ser el más útil. Sin embargo, si el objetivo es caracterizar la condición del ecosistema, el enfoque funcional puede ser más apropiado e inclusive más rápido.

Cuadro 12. Comparación del número y tipo de familias asociadas a los tres estados de calidad ecológica de los ríos de la cuenca de México a través del enfoque taxonómico y de GFA

Buena	Moderada	Pobre
DugesIIDae	Gastropoda	Dixidae
Dytiscidae	Hydrophilidae	Hydracarina
Glossosomatidae	Oligochaeta	Hydroptilidae
Heptageniidae	DugesIIDae	Leptoceridae
Hirudinea	Chloroperlidae	Limoniidae
Nemouridae	Hydracarina	Hydrobiosidae
Tipulidae	Leptoceridae	Chironomidae
Gerridae		Ephydriidae
Xiphocentronidae		
GFA	GFA	GFA
Ameletidae	Ameletidae	Baetidae
Amphipoda	Amphipoda	Chironomidae
Baetidae	Baetidae	Chloroperlidae
Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	DugesIIDae
Chironomidae	Chironomidae	Dytiscidae
Chloroperlidae	Chloroperlidae	Gammaridae
Dixidae	Dixidae	Glossosomatidae
DugesIIDae	DugesIIDae	Helicopsychidae
Dytiscidae	Elmidae	Heptageniidae
Elmidae	Empididae	Hydracarina
Empididae	Ephydriidae	Hydrobiosidae
Ephydriidae	Gammaridae	Hydroptilidae
Gammaridae	Gastropoda	Leptoceridae
Gastropoda	Gerridae	Limnephilidae
Gerridae	Glossosomatidae	Limoniidae
Glossosomatidae	Helicopsychidae	Nemouridae
Helicopsychidae	Heptageniidae	Oligochaeta
Heptageniidae	Hydracarina	Polycentropodidae
Hirudinea	Hydrobiosidae	Simuliidae
Hydracarina	Hydrophilidae	Tipulidae
Hydrobiosidae	Hydroptilidae	
Hydropsychidae	Leptoceridae	
Hydrophilidae	Leptophlebiidae	
Hydroptilidae	Lepidestomatidae	
Leptoceridae	Limnephilidae	
Leptophlebiidae	Nemouridae	
Lepidestomatidae	Oligochaeta	
Limnephilidae	Perlidae	
Limoniidae	Polycentropodidae	
Nemouridae	Simuliidae	
Oligochaeta	Tipulidae	
Perlidae	Turbellaria	
Polycentropodidae	Xiphocentronidae	
Simuliidae		
Thaumaleidae		
Tipulidae		
Turbellaria		
Xiphocentronidae		

Ambas métricas se analizaron en el presente estudio y respondieron a lo propuesto por Cummins y colaboradores (2005), el uso de ambos criterios es complementario y presentan una visión más completa de los efectos de las diversas perturbaciones antropogénicas en los ríos. No obstante, la consideración de más métricas en estudios futuros de los ríos de la cuenca, ayudarían a tener un análisis más robusto de estos ecosistemas. Los índices multimétricos (MMI por sus siglas en inglés) por ejemplo, son construidos a partir de múltiples atributos del ensamble de MIBs y se han descrito como bastante útiles para evaluación de las presiones antropogénicas. El enfoque multimétrico integra las respuestas de varios componentes del ensamble (abundancia, composición, grupos funcionales, dominancia) relacionado estos atributos con los impactos causados por presiones antropogénicas de una manera simple pero precisa (Macedo *et al.*, 2016).

11.4 Breve revisión del uso del ensamble de MIBs en la legislación mexicana

Como se ha mencionado, en el mundo existe una gran diversidad de enfoques que utilizan el ensamble de MIBs para la determinación de la calidad ecológica de los ríos, cuyo objetivo es lograr identificar diversos estresores que los afectan y proponer medidas de mitigación que guíen a la población hacia un uso sostenible de los recursos hídricos y a la protección de estos ecosistemas. Dependencias como la Directiva Marco del Agua y la USEPA son buenos ejemplos de la incorporación de estas metodologías a nivel nacional y regional para el monitoreo de los ecosistemas acuáticos.

En México uno de los primeros esfuerzos por la inclusión del uso de MIBs para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos en la legislación es la NMX-AA-159-SCFI 2012 (DOF, 2012). Esta norma establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrológicas con el objetivo de establecer un sistema nacional de reservas de agua para la protección o restablecimiento del equilibrio ecológico. Por otra parte, pretende ser un instrumento que garantice la funcionalidad del ciclo

hidrológico y sus servicios ambientales y, finalmente, ser un punto de partida que fortalezca las capacidades de aplicación de este tipo de normativas en todo el país. La norma del caudal ecológico contempla el uso del ensamble de MIBs para la evaluación de la calidad ecológica de los ríos a través de tres enfoques: 1) la abundancia relativa por especies (familias), 2) la estructura y composición de poblaciones y comunidades de MIBs, así como del hábitat en los que habitan y 3) el impacto de la magnitud, duración y periodos de retorno de los caudales bajos y altos en los macroinvertebrados. Los primeros dos enfoques se pusieron a prueba en esta investigación encontrándose que ambos pueden ser efectivos para la evaluación de la calidad ecológica; sin embargo, es indispensable la generación de información ecológica del ensamble de MIBs por región ya que, como se ha observado, éstos pueden responder de manera diferencial y contrastante a lo reportado en otras zonas incluso dentro del mismo país.

Investigaciones como el presente trabajo, aportan argumentos sobre la ecología del ensamble de MIBs a nivel regional y sus diferentes respuestas a los diversos tipos de perturbación antropogénica, además, realza los métodos estandarizados de colecta, además del análisis e interpretación de los datos que a su vez apoyan el desarrollo y seguimiento de legislación emergente en favor del monitoreo de los ríos y de su conservación.

13. Conclusiones

Las diversas actividades antropogénicas diseminadas dentro de la cuenca de México han tenido como consecuencia la degradación de dos componentes principales de la calidad ecológica de los ríos: a) la calidad química del agua y b) la calidad hidromorfológica. Esto como consecuencia de una inadecuada implementación de las categorías de conservación y de los conflictos sociales y políticos que existen dentro de la zona. No obstante, el grado de perturbación podría no ser tan severo en ambos casos y esto se vio reflejado principalmente en los GFA, algunas familias de MIBs, los valores de OD y nitrógeno

(nitrito y nitratos). Por lo cual, los ríos pueden estar en una etapa transicional, característica que se puede asociar a los ríos periurbanos.

El ensamble de MIBs respondió a los diferentes grados de perturbación en la calidad ecológica de los ríos de la cuenca agrupándose en seis subconjuntos bien diferenciados en función de su valor indicador obtenido para las condiciones químicas e hidromorfológicas. Las familias Chironomidae, Glossosomatidae, Heptageniidae e Hydrobiosidae obtuvieron valores altos en el IndVal, por lo cual pueden considerarse como familias verdaderamente indicadoras de las condiciones ecológicas de los ríos de la cuenca de México.

El análisis de los GFA arrojó proporciones similares en los tres estados de calidad del hábitat, reflejando un mantenimiento en las condiciones hidromorfológicas aún en sitios categorizados como “pobres” en el presente estudio y una ausencia de dominancia por alguno(s) de los grupos. El enfoque utilizando GFA permitió tener una visión más amplia de la condición de los ríos de la cuenca y de su funcionamiento en términos de cómo se desarrolla la red trófica, ya que el agua limpia o que existan buenas condiciones químicas en el río, no implica una buena condición en el ecosistema. Por lo cual, ambos enfoques son complementarios y por ello se propone su incorporación en un índice multimétrico que ayude a dar robustez a las evaluaciones de la calidad ecológica de los ríos de la cuenca de México y que, a su vez, permitan evaluar las mejores respuestas a la diversidad de cambios de origen antropogénico.

Finalmente, este trabajo presenta una visión que complementa los estudios anteriores de la cuenca de México, que corrobora la funcionalidad del ensamble de MIBs en la evaluación de la calidad ecológica y que se suma a los esfuerzos por la implementación de estas metodologías en la legislación mexicana.

14. Referencias

Alba-Tercedor, J., Pardo, I., Prat, N., & Pujante, A. (2005). Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para Invertebrados

Bentónicos, 59.

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos Andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas de Ecuador y Perú. *Limnética*, 28, 35–64.
- Aguilar, A. G., & Santos, C. (2011). El manejo de asentamientos humanos irregulares en el suelo de conservación del Distrito Federal: una política urbana ineficaz. *Periurbanización y sustentabilidad en grandes ciudades*, 277-315.
- Alberti, M., & Marzluff, J. M. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems*, 7(3), 241-265.
- Ale-Rocha, R. & Ferreira-Keppeler, R.L. (2018). Family Ephydriidae. En: Hamada, N., Thorp J.H., & Rogers D. G. (Edits). *Keys to Neotropical Hexapoda Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates- Volume III. Fourth Edition.* Academic Press. 836 p.
- Allan, J.D. (2004). Landscapes and riverscapes: the influence of land use on streamecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 257–284.
- American Public Health Association (APHA). (2012). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (Vol. 22). American Public Health Association.
- Armanini, D. G., Horrigan, N., Monk, W. A., Peters, D. L., & Baird, D. J. (2011). Development of a benthic macroinvertebrate flow sensitivity index for Canadian rivers. *River research and applications*, 27(6), 723-737.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. (1983). The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17(3), 333-347.
- Baptista, D. F., Buss, D. F., Egler, M., Giovanelli, A., Silveira, M. P., & Nessimian, J. L. (2007). A multimetric index based on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia*, 575(1), 83-94.
- Ballinger, A., & Lake, P. S. (2006). Energy and nutrient fluxes from rivers and streams into terrestrial food webs. *Marine and Freshwater Research*, 57(1), 15-28.
- Bang, G. J., Kim, H. G., Yoon, C. S., & Cheong, S. W. (2016). Distribution characteristics of functional feeding groups of benthic macroinvertebrates and biological evaluation of water quality in Jirisan National Park. *Journal of Environmental Science International*, 25(5), 655-671.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. (1999). Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish (Vol. 339). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Water. XXXX pp.
- Bargos, T., Mesanza, J. M., Basaguren, A., & Orive, E. (1990). Assessing river water quality by means of multifactorial methods using macroinvertebrates. A comparative study of main water courses of Biscay. *Water Research*, 24(1), 1–10.
- Bi Yu Zhen Wu. (2008). Calidad fisico-química y bacteriológica del agua para consumo humano de la microcuenca de la quebrada Victoria, Curubandé, Guancaste, Costa Rica, año hidrológico 2007-2008. Tesis: Maestría. Universidad Estatal a distancia Vicerrectoría Académica Escuela de Ciencias Exactas y Naturales, Costa Rica.

- Blakely, T. J., Eikaas, H. S., & Harding, J. S. (2014). The Singscore: a macroinvertebrate biotic index for assessing the health of Singapore's streams and canals. *Raffles Bulletin of Zoology*, 62.
- Brillouin, L. (1951). Maxwell's demon cannot operate: Information and entropy. I. *Journal of Applied Physics*, 22(3), 334-337.
- Bueno-Soria, J. (2010). *Guía de identificación ilustrada de los géneros de larvas de insectos del orden Trichoptera de México*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Buss, D. F., & Salles, F. F. (2006). Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130(1-3): 365–372.
- Cairns, J., & Pratt, J. R. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, 10–27.
- Cairns Jr, J., & Dickson, K. L. (1971). A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 755-772.
- Carmona-Jiménez, J., & Caro-Borrero, Á. P. (2014). Los macroinvertebrados y algas macroscópicas como indicadores de los sitios de referencia de calidad ecológica potenciales en ríos de la Cuenca de México. *Tendencias de Investigación*, 391.
- Carmona-Jiménez, J., Ramírez-Rodríguez, R., Bojorge-García, M. G., González- Hidalgo, B., & Cantoral-Uriza, E. A. (2016). Estudio del valor indicador de las comunidades de algas bentónicas: una propuesta de evaluación y aplicación en el Río Magdalena, Ciudad de México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 32(2); 139-152.
- Carmona-Jiménez, J., & Caro-Borrero, A. (2017). The last peri-urban rivers of the Mexico Basin: establishment of potential reference conditions through the evaluation of ecological quality and biological indicators. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 88(2), 425-436.
- Caro-Borrero, A., Jiménez, J. C., & Hiriart, M. M. (2016). Evaluation of ecological quality in peri-urban rivers in Mexico City: a proposal for identifying and validating reference sites using benthic macroinvertebrates as indicators. *Journal of Limnology*, 75.
- Caro-Borrero, A., & Carmona-Jiménez, J. (2019). The use of macroinvertebrates and algae as indicators of riparian ecosystem services in the Mexican Basin: a morpho-functional approach. *Urban Ecosystems*, 22(6), 1187-1200.
- Chang, F. H., Lawrence, J. E., Rios-Touma, B., & Resh, V. H. (2014). Tolerance values of benthic macroinvertebrates for stream biomonitoring: assessment of assumptions underlying scoring systems worldwide. *Environmental monitoring and assessment*, 186(4), 2135-2149.
- Chessman, B. C. (2003). New sensitive grades for Australian river macroinvertebrates. *Marine and Freshwater Research*, 54(2), 95.
- Chutter, F. M. (1972). An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers. *Water research*, 6(1), 19-30.
- Comisión Europea. (2000). Directiva 2000/60/EC de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco para la acción comunitaria en materia de aguas
- Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). (2015). Monitoreo de la Calidad del Agua en México.

Recuperado de <https://www.gob.mx/conagua/documentos/monitoreo-de-la-calidad-del-agua-en-mexico>

- Connolly, N. M., Crossland, M. R., & Pearson, R. G. (2004). Effect of low dissolved oxygen on survival, emergence, and drift of tropical stream macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23(2), 251-270.
- Cortes, R. M. V., Hughes, S. J., Pereira, V. R., & Varandas, S. D. G. P. (2013). Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34, 460-477.
- Cotler-Ávalos, H. (2010). Las cuencas hidrográficas de México: Diagnóstico y priorización. Instituto Nacional de Ecología, SEMARNAT - Fundación Gonzalo Río Arronte I.A.P., México D.F., 231 p.
- Cooke, J. G. (1984). Glossary of technical terms. In R.M. May (Ed.), *Exploitation of Marine Communities*. Berlín: Springer-Verlag.
- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., & Luz, S. L. B. (2012). A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. *Ecological Indicators*, 18: 118-125.
- Cuevas, M. L., Garrido, A., Pérez, J. L., & González, D. I. (2010). Procesos de cambio de uso de suelo y degradación de la vegetación natural. *Cotler, H., coord. Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización. Semarnat, INE y Fundación G. Río Arronte IAP México, DF p, 96-103.*
- Cummins, K. W., Merritt, R. W., & Andrade, P. C. (2005). The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 40(1): 69-89.
- Death, R. G. (1995). Spatial patterns in benthic invertebrate community structure: products of habitat stability or are they habitat specific? *Freshwater Biology*, 33(3): 455-467.
- De Pauw, N., & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100(1), 153-168.
- De Pauw, N., Gabriels, W., & Goethals, P. L. (2006). River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates (pp. 113-134). *In: G. Ziglio, M. Siligardi, & G. Flaim (Eds.), Biological Monitoring of Rivers: Applications and Perspectives*. John Wiley and Son, Ltd.: Chichester, UK. XXX pp.
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2000). [Norma Oficial NOM-127-SSA1-1994, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización] [in Spanish]. Available from: <http://www.salud.gob.mx/unidades/cdi/nom/m127ssa14.html> [retrieved 28.09.20].
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2003). [Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 (aclaración a la NOM-001-ECOL-1996), que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales] [in Spanish]. Available from: <http://biblioteca.semarnat.gob.mx/janium/Documentos/Ciga/agenda/DOFsr/60197.pdf> [retrieved 28.09.20].
- DOF (Diario Oficial de la Federación). (2012). [Norma Oficial Mexicana NMX-AA-159-SCFI-2012, que establece el procedimiento para la determinación del caudal ecológico en cuencas hidrográficas]

[in Spanish]. Available from:
https://www.dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5269489&fecha=20/09/2012 [retrieved 28.09.20].

- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina*, 656.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). *Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs*, 67(3).
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. (A. Elosegi & S. Sabater, Eds.) (Novena). Barcelona: Fundación BBVA. Retrieved from https://www.fbbva.es/wp-content/uploads/2017/05/dat/DE_2009_conceptos_ecologia_fluvial.pdf
- Extence, C. A., Balbi, D. M., & Chadd, R. P. (1999). River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management*, 15(6): 545–574.
- Fisher, S. G., Sponseller, R. A., & Heffernan, J. B. (2004). Horizons in stream biogeochemistry: flowpaths to progress. *Ecology*, 85(9), 2369-2379.
- Fu, L., Jiang, Y., Ding, J., Liu, Q., Peng, Q. Z., & Kang, M. Y. (2016). Impacts of land use and environmental factors on macroinvertebrate functional feeding groups in the Dongjiang River basin, southeast China. *Journal of Freshwater Ecology*, 31(1), 21-35.
- Gabriels, W., Lock, K., De Pauw, N., & Goethals, P. L. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnological-Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 199-207.
- García, E. (2004). *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- González, C., Vallarino, A., Pérez, J. & Low, A. (2014). Bioindicadores: guardianes de nuestro futuro ambiental. México: El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR). 714 pp.
- Gooderham, J., & Tsyrlin, E. (2002). *The Waterbug book: a guide to the freshwater macroinvertebrates of temperate Australia*. CSIRO publishing.
- Gore, J. A., & Banning, J. (2017). Discharge measurements and streamflow analysis. In *Methods in Stream Ecology, Volume 1* (pp. 49-70). Academic Press.
- Grygoruk, M., Frąk, M., & Chmielewski, A. (2015). Agricultural rivers at risk: Dredging results in a loss of macroinvertebrates. Preliminary observations from the narew catchment, Poland. *Water*, 7(8), 4511-4522.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., ReComisión European, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M. (2008). Global change and the ecology of cities. *Science*, 319(5864): 756-760.
- Guareschi, S., Laini, A., Racchetti, E., Bo, T., Fenoglio, S., & Bartoli, M. (2014). How do hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river?. *Ecohydrology*, 7(2): 366-377.
- Hanson, P., Springer, M., & Ramirez, A. (2010). Capítulo 1: Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Revista de Biología Tropical*, 58 (Suppl. 4): 3-37.

- Heino, J., Muotka, T., & Paavola, R. (2003). Determinants of macroinvertebrate diversity in headwater streams: regional and local influences. *Journal of animal ecology*, 72(3): 425-434.
- Hepp, L. U., & Santos, S. (2009). Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 157(1-4): 305-318.
- Hering, D., Johnson R., Kramm, S., Schmutz, S., Szoszkiewicz, K., & Verdonschot, P., (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*. 51:1757-1785.
- Horrigan, N., Choy, S., Marshall, J., & Recknagel, F. (2005). Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Marine and Freshwater Research*, 56(6), 825-833.
- Hughes, R.M., Herlihy, A.T., Kaufmann, P.R. (2010). An evaluation of qualitative indexes of physical habitat applied to agricultural streams in ten U.S. states. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*. 46: 792–806.
- Jonsson, M., Deleu, P., & Malmqvist, B. (2013). Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications*, 29(5): 537-547.
- Jørgensen, S. E., Xu, F.-L., & Costanza, R. (2010). *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health, Second Edition Applied Ecology and Environmental Management*. CRC Press. 498 pp.
- Januschke, K., Jähnig, S. C., Lorenz, A. W., & Hering, D. (2014). Mountain river restoration measures and their success (ion): effects on river morphology, local species pool, and functional composition of three organism groups. *Ecological Indicators*, 38, 243–255.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1908). *Ökologie der pflanzlichen Saprobien* Ber. dt. bot.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). *Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2(1-2), 126-152.
- Ligeiro, R., Hughes, R. M., Kaufmann, P. R., Macedo, D. R., Firmiano, K. R., Ferreira, W. R., ... & Callisto, M. (2013). Defining quantitative stream disturbance gradients and the additive role of habitat variation to explain macroinvertebrate taxa richness. *Ecological indicators*, 25: 45-57.
- Legorreta J. (2009). *Ríos, lagos y manantiales del Valle de México*. Universidad Autónoma Metropolitana, Gobierno del Distrito Federal, Ciudad de México, México, 365 pp
- López-López, E., Sedeño-Díaz, J. E., Mendoza-Martínez, E., Gómez-Ruiz, A., & Martínez Ramírez, E. (2019). Water quality and macroinvertebrate community in dryland streams: The case of the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve (México) facing climate change. *Water*, 11(7), 1376.
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R., Ligeiro, R., ... & Callisto, M. (2016). Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. *Ecological Indicators*, 64, 132-141.
- MacNeil, C., Dick, J. T., & Elwood, R. W. (1997). The trophic ecology of freshwater *Gammarus spp.*

(Crustacea: Amphipoda): problems and perspectives concerning the functional feeding group concept. *Biological Reviews*, 72(3), 349-364.

- Malhao, V., Raposeiro, P., & Costa, A. C. (2007). The Family DugesIIDae: New records for the Azorean Archipelago. *Limnetica*, 26(2), 331-340.
- Mandaville, S. M. (2002). Benthic macroinvertebrates in freshwaters: Taxa tolerance values, metrics, and protocols (Vol. 128). Nova Scotia: Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. XXX pp.
- Mangadze, T., Wasserman, R. J., Froneman, P. W., & Dalu, T. (2019). Macroinvertebrate functional feeding group alterations in response to habitat degradation of headwater Austral streams. *Science of The Total Environment*, 695, 133910.
- Margalef, R. (1958). Information theory in biology. *General Systems Yearbook*, 3, 36-71.
- Masese, F. O., Raburu, P. O., & Muchiri, M. (2009). A preliminary benthic macroinvertebrate index of biotic integrity (B-IBI) for monitoring the Moiben River, Lake Victoria Basin, Kenya. *African Journal of Aquatic Science*, 34(1), 1-14.
- Matthews, R. A., Buikema, A. L., Cairns, J., & Rodgers, J. H. (1982). Biological monitoring. Part IIA-receiving system functional methods, relationships and indices. *Water Research*, 16(2), 129-139.
- McCafferty, W. P. (1983). *Aquatic entomology: the fishermen's and ecologists' illustrated guide to insects and their relatives*. Jones & Bartlett Learning.
- Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt. XXX pp.
- Merritt, R. W., Cummins, K. W., & Berg, M. B. (2008). An introduction to the aquatic insects of North America (4th ed.). Dubuque, USA: Kendall/Hant Publishing Company. XXX pp.
- Metcalf, 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.
- Miserendino, M. L., & Masi, C. I. (2010). The effects of land use on environmental features and functional organization of macroinvertebrate communities in Patagonian low order streams. *Ecological Indicators*, 10(2): 311-319.
- Monaghan, K. A., & Soares, A. M. (2012). Bringing new knowledge to an old problem: Building a biotic index from lotic macroinvertebrate traits. *Ecological Indicators*, 20, 213-220.
- Montoya M, Y., Acosta, Y., & Zuluaga, E. (2011). Water quality assessment in Río Negro River and its main tributaries using ICA, BMWP/Col and ASPT. *Caldasia*, 193-210.
- Moreno, P., França, J. S., Ferreira, W. R., Paz, A. D., Monteiro, I. M., & Callisto, M. (2009). Use of the BEAST model for biomonitoring water quality in a neotropical basin. *Hydrobiologia*, 630(1), 231-242.
- Munné, A., & Prat, N. (2009). Use of macroinvertebrate-based multimetric indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia*, 628(1), 203-225.
- Ndaruga, A. M., Ndiritu, G. G., Gichuki, N. N., & Wamicha, W. N. (2004). Impact of water quality on macroinvertebrate assemblages along a tropical stream in Kenya. *African Journal of Ecology*, 42(3):

208-216.

- Nijboer, R. C., & Verdonschot, P. F. (2004). Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling*, 177(1-2), 17-39.
- Ortíz, R. (2017). La calidad hidrogeomorfológica de la cuenca de México: una propuesta metodológica para reconocer la calidad del ecosistema de Ribera [Tesis de maestría, UNAM].
- Palmer, C. G., Maart, B., Palmer, A. R., & O'Keeffe, J. H. (1996). An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, eastern Cape Province, South Africa. *Hydrobiologia*, 318(3), 153-164.
- Pantle, R. & H. Buck. (1955). Die biologische Ueberwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. -Gas-, Wasserfach 96: 604.
- Peterson, B. J., Deegan, L., Helfrich, J., Hobbie, J. E., Hullar, M., Moller, B., ... & Lock, M. A. (1993). Biological responses of a tundra river to fertilization. *Ecology*, 74(3), 653-672.
- Ramírez, A., & Gutiérrez-Fonseca, P. E. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Revista de Biología Tropical*, 62: 9-20.
- Rasmussen, J. J., McKnight, U. S., Loinaz, M. C., Thomsen, N. I., Olsson, M. E., Bjerg, P. L., ... & Kronvang, B. (2013). A catchment scale evaluation of multiple stressor effects in headwater streams. *Science of the Total Environment*, 442, 420-431.
- Rawer-Jost, C., Böhmer, J., Blank, J., & Rahmann, H. (2000). Macroinvertebrate functional feeding group methods in ecological assessment. *Hydrobiologia*, 422, 225-232.
- Reynoldson, T. B., Norris, R. H., Resh, V. H., Day, K. E., & Rosenberg, D. M. (1997). The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 16(4): 833-852.
- Resh, V. H. (1995). Freshwater benthic macroinvertebrates and rapid assessment procedures for water quality monitoring in developing and newly industrialized countries. (165-175 p.). In: Davis W. S., Simon T. (Eds.), *Biological Assessment and Criteria*. Lewis. Chelsea, MI, USA. XXX pp.
- Ríos-Touma, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Revista de biología tropical*, 62, 249-273.
- Rivera-Rampirez, K. (2017). Efecto de las actividades humanas y políticas públicas en el socio-ecosistema de la micro-cuenca del Río Magdalena, Ciudad de México, México [Tesis de maestría, UNAM].
- Ruaro, R., & Gubiani, É. A. (2013). A scientometric assessment of 30 years of the Index of Biotic Integrity in aquatic ecosystems: applications and main flaws. *Ecological Indicators*, 29: 105-110.
- Ruiz-Picos, R. A., Kohlmann, B., Sedeño-Díaz, J. E., & López-López, E. (2017). Assessing ecological impairments in Neotropical rivers of Mexico: calibration and validation of the Biomonitoring Working Party Index. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 14(9): 1835-1852.
- Salinas-Camarillo, V. (2018). Las diatomeas indicadoras de la calidad ecológica en ríos de la cuenca de México. [Tesis de maestría, UNAM].

- Sánchez, O. (2007). Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación (11–36 p.). *In*: O. Sánchez, M. Herzig, E. Peters, R. Márquez y L. Zambrano (Eds.), *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos de México*. INE-SEMARNAT. 293 pp.
- Sánchez-Herrera, M. (2005). El índice biológico BMWP (Biological Monitoring Working Party score), modificado y adaptado al cauce principal del río Pamplonita norte de Santander. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, 3(2),54-67.
- Sánchez-Montoya, M. M., Vidal-Abarca, M. R., Puntí, T., Poquet, J. M., Prat, N., Rieradevall, M., ... Suárez, M. L. (2009). Defining criteria to select reference sites in Mediterranean streams. *Hydrobiologia*, 619(1), 39–54.
- Schratter-Sehn, A. U., Schmidt, W. F. O., Kielhauser, R., Langer, H., & Karcher, K. H. (1992). Praventio n Lokaler Schleimhautlasionen Wahren Oropharynx-Bestrahlung Durch Einen Plombenschutz. *Strahlentherapie Und Onkologie*, 168(1), 35–38.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. (1949). *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois. 144pp
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *nature*, 163(4148), 688-688.
- Silva, D. R., Herlihy, A. T., Hughes, R. M., & Callisto, M. (2017). An improved macroinvertebrate multimetric index for the assessment of wadeable streams in the neotropical savanna. *Ecological Indicators*, 81, 514-525.
- Smith, I.M., Cook, D.R. & Smith, B.P. (2010). Water Mites (*Hydrachnidiae*) and Other Arachnids. (XX-XX p.). *in*: Thorp, J. H. & Covich, A. P. (Eds), *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*. Academic Press. Italy. 1021 p.
- Tavzes, B., Urbanič, G., & Toman, M. J. (2006). Biological and hydromorphological integrity of the small urban stream. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 31(17): 1062-1074.
- Timm, H., Käiro, K., Möls, T., & Virro, T. (2011). An index to assess hydromorphological quality of Estonian surface waters based on macroinvertebrate taxonomic composition. *Limnologia*, 41(4), 398-410.
- Tornés E, Cambra J, Gomà J, Leira M, Ortiz R, & Sabater S. (2007). Indicator taxa of benthic diatom communities: a case study in Mediterranean streams. *Annales de Limnologie*. 43:1-11.
- Torres-Olvera, M. J., Durán-Rodríguez, O. Y., Torres-García, U., Pineda-López, R., & Ramírez-Herrejón, J. P. (2018). Validation of an index of biological integrity based on aquatic macroinvertebrates assemblages in two subtropical basins of central Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 46(5): 945-960.
- Tranchida, M. C., Maciá, A., Brusa, F., Micieli, M. V., & García, J. J. (2009). Predation potential of three flatworm species (Platyhelminthes: Turbellaria) on mosquitoes (Diptera: Culicidae). *Biological Control*, 49(3), 270-276.
- Triest, L., Kaur, P., Heylen, S., & De Pauw, N. (2001). Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe river (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35(2), 183–194.
- Unites States. Enviromental Protection Agency (USEPA). (2012). *Recreational Water Quality Criteria*. Washington D.C. Recuperado de: [https://www.epa.gov/wqc/2012-recreational-water-quality-](https://www.epa.gov/wqc/2012-recreational-water-quality)

[criteria.](#)

- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., Cushing, C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 37:130–137
- Vlek, H. E., Verdonshot, P. F., & Nijboer, R. C. (2004). Towards a multimetric index for the assessment of Dutch streams using benthic macroinvertebrates. In *Integrated assessment of running waters in Europe* (pp. 173-189). Springer, Dordrecht.
- Wallin, M., Wiederholm, T., & Johnson, R. K. (2003). Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Final report to the European Commission from CIS working group 2.3. Luxembourg: Academic Press.
- Walter, D. E., & Krantz, G. W. (2009). *A manual of acarology*.
- Wang, L., Lyons, J., Kanehl, P., & Gatti, R. (1997). Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22, 6–12.
- Wang, L., Robertson, D. M., & Garrison, P. J. (2007). Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in wadeable streams: implication to nutrient criteria development. *Environmental management*, 39(2), 194-212.
- Weigel, B., Henne, L., & Martínez-Rivera, L. (2002). Macroinvertebrate-based index of biotic integrity for protection of streams in west-central Mexico. 21(4), 686–700.
- Whittier, T. R., & Van Sickle, J. (2010). Macroinvertebrate tolerance values and an assemblage tolerance index (ATI) for western USA streams and rivers. *Journal of the North American Benthological Society*, 29(3), 852-866.
- Wickson, S., Chester, E. T., & Robson, B. J. (2012). *Aestivation provides flexible mechanisms for survival of stream drying in a larval trichopteran (Leptoceridae)*. *Marine and Freshwater Research*, 63(9): 821.
- Wilhm, J. L. (1967). Comparison of some diversity indices applied to populations of benthic macroinvertebrates in a stream receiving organic wastes. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1673-1683.
- Woodiwiss, F. (1964). The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry & Industry*, 11, 443-447.

**15. Anexo 1: Protocolo de evaluación de la calidad hidromorfológica CERA
modificado de Ortiz (2017)**

Parámetro	Óptimo	Medio	Malo	Pobre
I. CUENCA				
1. Cobertura vegetal (Nativa)*	Más del 70% de la cobertura vegetal de la zona de ribera compuesta con especies nativas.	60-40% de cobertura vegetal nativa	50-30% de la ribera cubierta por vegetación nativa.	Menos del 30 % de la superficie del banco cubierta por vegetación, parches aislados de la vegetación.
Ribera derecha (Puntaje)	5	3	2	0
Ribera izquierda (Puntaje)	5	3	2	0
2. Estabilidad del banco	Banco estable, poca o mínima (<10%) evidencia de erosión.	Banco moderadamente estable, pequeñas áreas de erosión (10-50 %)	Banco moderadamente inestable con áreas erosionadas, gran potencial de erosión (50-80 %) durante las inundaciones.	Banco inestable, muchas áreas erosionadas (>80%).
Puntaje	10	7	4	1
3. Características del sustrato	Mezcla de materiales, como grava y arena, raíces sumergidas y vegetación acuática	Mezcla de arena, arcilla o lodo; algunas raíces sumergidas y vegetación acuática	Arcilla en la superficie, pocas raíces sumergidas, sin vegetación acuática	Capa de arcilla o rocas, sin presencia de raíces sumergidas o vegetación acuática
Puntaje	10	7	4	1
4. Desarrollo de ganadería y agricultura en la zona de ribera	Sin presencia de cultivos o zonas para el ganado, sin derivaciones para ganadería o agricultura.	20% del suelo para uso agrícola y ganadero.	50% del suelo para uso agrícola y ganadero.	Más del 80% del suelo para uso agrícola y ganadero, presencia de derivaciones para uso doméstico o industrial
Ribera derecha (Puntaje)	5	3	2	0
Ribera izquierda (Puntaje)	5	3	2	0

II. HIDROLOGÍA				
5. 5. Presencia de presas	Ausencia de presas (incluyendo de gavión y de costales) corriente arriba del río.		Presencia de presas (incluyendo de gavión y de costales) corriente arriba del río.	
Puntaje	10		0	
6. 6. Regímenes de velocidad/profundidad	Presencia de 4 regímenes: lento-profundo lento-somero rápido-profundo rápido-somero	3 regímenes	2 regímenes	1 régimen (usualmente lento-somero)
Puntaje	10	7	4	1
7. 7. Alteración en el canal	Ausencia de canalización.	Evidencia de canalización en el pasado.	Canalización extensiva, 40-80% del escurrimiento canalizado e interrumpido.	Banco de la ribera con cemento o gavión, el 80% del escurrimiento canalizado. Hábitat de ribera alterado o ausente.
Puntaje	10	7	4	1
8. 8. Estado del canal	El agua alcanza la base de ambos bancos y el sustrato está expuesto mínimamente	El agua llena >75% del canal disponible o el 25% del sustrato está expuesto	El agua llena 25-75% del canal o el sustrato está expuesto	Muy poca agua en el canal
Puntaje	10	7	4	1
III. PERTURBACIONES ANTROPOGÉNICAS				
9. 10. 11. 9. Efluentes directos al río por el uso doméstico	Ausencia		Presencia	
Puntaje	10		1	
12. 10. Desarrollo urbano	Ausencia de asentamientos humanos, carreteras, derivaciones para usos domésticos o industriales.	20% del suelo para uso humano.	50% del suelo para uso humano.	Más del 80% del suelo para uso humano.
Puntaje	10	7	4	1
13. 11. Desarrollo humano	Ausencia de actividades humanas	Al menos una actividad humana: ganadería, agricultura o piscícola.	Al menos tres actividades humanas: agrícolas, ganadera, piscícola, doméstica (casa/comercio).	Actividades agrícolas, ganadera, piscícola, doméstica (casa/comercio).
Puntaje	10	7	4	1
14. 12. Presencia de contaminación orgánica y de basura y escombros	Menos del 10% de presencia de basura y/o escombros.	Entre 20-40 % de presencia de basura y/o escombros.	Entre 50-80% de presencias de basura y/o escombros.	Más del 90% de Basura y/o escombros.
Puntaje	10	7	4	1
PUNTAJE TOTAL				

Calidad hidromorfológica del río (interpretación)

Calidad Hidromorfológica	Puntaje
Óptima	120 - 85
Media	84 - 47
Mala	46 - 13
Pobre	<12

16. Anexo 2: Protocolo de evaluación de la calidad hidromorfológica de la *United*

States Enviromental Protection Agency (USEPA)

Parámetros a evaluar	CATEGORÍAS			
	Óptimo	Subóptimo	Marginal	Pobre
1. Substrato epifaunal.	Más del 70% de los hábitats son favorables para la colonización, presenta una mezcla de sustratos como son leños sumergidos, piedras, cortes en las orillas u otro hábitat estable que permite la colonización potencial completa.	40 – 70% de mezcla de hábitats estables, potencial para la colonización completa, hábitat adecuado para el mantenimiento de las poblaciones, presencia de sustrato caídos reciente, pero que todavía no están preparados para la colonización.	20 – 40% de mezcla de hábitats estables, disponibilidad menor de hábitats, los sustratos están con frecuencia perturbados o removidos.	Menos del 20% de hábitats estables, falta evidente de hábitats, sustrato inestable o inexistente.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
2. Sustrato embebido.	0 – 25% de la grava, piedra y rocas grandes rodeados por sedimento fino. Estratos de piedra proporcionan una diversidad de espacio del nicho.	25 – 50% de la grava, piedra y rocas grandes rodeadas por sedimento fino.	50 – 75% de la grava, piedra y rocas grandes rodeadas por sedimento fino.	Más del 75% de la grava, piedra y rocas grandes rodeado por sedimento fino.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
3. Velocidad y Profundidad	Todos los cuatro regímenes de velocidad y profundidad presentes (lento – profundo, lento – poco profundo, rápido – profundo, rápido – poco profundo).	Solo 3 de las 4 categorías presentes.	Solo 2 de las 4 categorías presentes (rápido – poco profundo o lento – poco profundo están ausentes)	Dominado por una velocidad y profundidad (normalmente lento – profundo)
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
4. Acumulación de sedimento	Pequeño o ningún agrandamiento de islas o puntos de obstrucción. Menos del 5% del fondo afectado por depósitos de sedimento.	Una formación pequeña de barreras, principalmente de arena gruesa, arena o sedimento fino. 5 – 30% del fondo afectado, deposición ligera en piscinas.	Acumulación moderada de arena gruesa, arena o sedimento fino en barreras anteriores y recientes, 30-50% del fondo afectado, el sedimento es depositado encogiendo el lecho y curvaturas, deposición moderada de piscinas prevaletentes.	Depósitos altos de material fino, aumento en las barreras, más del 50% del fondo cambian frecuentemente, piscinas casi ausentes debido a la acumulación sustancial de sedimento.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
5. Estado del flujo del cauce	Las bases de las dos orillas del río y el sustrato del cauce	El agua llena > 75% del cauce disponible, o <25% de sustrato del cauce es expuesto	El agua se llena del 25 – 75% del cauce disponible, o los sustratos de los	Una muy pequeña cantidad de agua en el cauce y principalmente se presenta

	están expuestas en una cantidad mínima.		rápidos son principalmente expuestos.	como piscinas permanentes.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
6. Alteración del cauce	Canalización o dragando ausentes o mínimos, arroyo con una forma normal.	Presenta algunas canalizaciones, normalmente en áreas de los estribos de los puentes, evidencia una canalización pasada, es decir, dragado (hace más de 20 años) tal vez presente, pero resiente no está presente la canalización.	Canalización tal vez extensa; terraplenos o estructuras presentes en ambas orillas; y del 40 al 80% del arroyo canalizado e interrumpido en un tramo.	Las orillas apuntaladas con gaviones o cemento; más del 80% del arroyo canalizado e interrumpido. El hábitat del río alterado altamente o quitado completamente.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
7. Frecuencia de rápidos.	Presencia de rápidos relativamente frecuente; la proporción entre la distancia de rápidos dividido por ancho del arroyo es < 7.1 (generalmente 5 a 7); la variedad de hábitats es importante. En arroyos donde los rápidos son continuos, la presencia de rocas grande u otros obstáculos naturales son importantes.	Presencia de rápidos poco frecuentes; distancia entre rápidos dividido por el ancho del arroyo está entre 7 a 15.	Rápidos o recodos ocasionales; los contornos del fondo proporcionan algún hábitat; distancia entre rápidos dividido por el ancho del arroyo está entre 15 a 25.	Generalmente toda el agua es uniforme o rápidos poco profundos; hábitat pobre; distancia entre rápidos dividido por el ancho del arroyo es una proporción >25.
	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0
8. Estabilidad del banco.	Orilla estable; evidencia erosión o fallo de la orilla ausente o mínimo; pequeño potencial para problemas futuros. <5% de banco afectado.	Moderadamente estable; poco frecuente, pequeñas áreas de erosión han sanado principalmente encima 5 – 30% de la orilla tiene áreas de erosión.	Ligeramente inestable; 30 – 60% de la orilla tienen áreas de erosión; potencial alto de erosión durante diluvios.	Inestable; muchas áreas erosionadas; las áreas descubiertas se encuentran presentes a lo largo de las secciones rectas y curvas; orilla con desprendimientos evidente; 60 – 100% de la orilla tiene marcas de erosión con cicatriz.
	Banco izquierdo 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
	Banco derecho 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
9. Protección de la vegetación al banco.	Más del 90% de la superficie de las orillas del río y las zonas ribereñas inmediatas, cubiertas por vegetación nativa, incluso de árboles, arbustos o macrófitas; interrupciones de la vegetación mínimo o no evidente; casi todas las plantas tuvieron un crecimiento natural.	70 – 90% de la superficie de las orillas del río cubiertas por vegetación nativa, pero una clase de plantas no está bien representada; interrupción evidente pero no afecta el potencial crecimiento de las plantas para extenderse; más de la mitad son pequeñas plantas potenciales y el resto altas.	50 – 70% de la superficie de las orillas del río cubiertas por vegetación; interrupciones evidentes; parches de tierra desnuda.	Menos del 50% de la superficie de las orillas del río cubiertas por vegetación; la interrupción de la vegetación en las orillas es muy alta.

	Banco izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
	Banco derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
10. Ancho de la vegetación ribereña.	Ancho de la zona ribereña > 18 metros	Ancho de la zona ribereña 12 – 18 metros; las actividades humanas sólo han impactado las zonas mínimamente.			Ancho de la zona ribereña 6 – 12 metros; las actividades humanas han impactado una gran parte de la zona.			Ancho de la zona ribereña < 6 metros; pequeña o ninguna vegetación ribereña debido a las actividades humanas.				
	Banco izquierdo	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
	Banco derecho	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

Puntuación total:

Calidad hidromorfológica del río (interpretación)

Categoría	Intervalo	Calificación
Óptima	16-20	200-165
Subóptima	11-15	164-143
Marginal	6-10	142-109
Pobre	0-5	0-108