

UNIVERSIDAD VERACRUZANA
CENTRO DE INVESTIGACIONES TROPICALES



**EFECTOS DE LA COBERTURA VEGETAL Y LAS VARIABLES
FÍSICO-QUÍMICAS SOBRE LA COMUNIDAD DE
MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS EN LA CUENCA ALTA DE
LA ANTIGUA, VERACRUZ, MÉXICO**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRA EN ECOLOGÍA TROPICAL;

PRESENTA

VERÓNICA PATRICIA ARMAS ORTIZ

Comité tutorial:

**Dr. Juan Carlos López Acosta
Dr. Noé Velázquez Rosas
Dr. Federico Escobar Sarria**

XALAPA, VERACRUZ

NOVIEMBRE 2015

DERECHOS DE AUTOR

El trabajo de investigación titulado “Efectos de la cobertura vegetal y las variables físico-químicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz, México.”, cuyos resultados se encuentran contenidos en esta tesis, fue realizado por Verónica Patricia Armas Ortiz, como estudiante de la Maestría en Ecología Tropical, en el período Agosto/2013-Agosto/2015 año bajo la dirección del Dr. Juan Carlos López Acosta de la Universidad Veracruzana.

Las investigaciones reportadas en esta tesis no han sido utilizadas anteriormente para obtener otros grados académicos, ni serán utilizados para tales fines en el futuro.



Nombre del estudiante

Candidato



Nombre del tutor

Director

®2015

Verónica Patricia Armas Ortiz

Derechos Reservados

ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS

El siguiente documento “Efectos de la cobertura vegetal y las variables físico-químicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz, México.” realizado por Verónica Patricia Armas Ortiz, ha sido aprobado y aceptado como requisito parcial para obtener el grado de Maestra en Ecología Tropical.

Comité tutorial

Director: Dr. Juan Carlos López Acosta

Asesor: Dr. Noé Velázquez Rosas

Asesor: Dr. Federico Escobar Sarria

Sinodales

Presidente: Dr. Robert Hunter Manson

Secretario: Dr. Odilón Manuel Sánchez Sánchez

Vocal: Dr. Armando Aguirre Jaimes

DEDICATORIA

A los regalos máspreciados que me ha dado la vida, mis queridos hijos Daniela y Matías. Son el motor que me impulsan a seguir adelante en cada momento, quienes me prestaron el tiempo que les pertenecía para terminar con mis estudios y poder llegar a ser un ejemplo para ellos.

A mis padres, por enseñarme a luchar para alcanzar mis metas, mil gracias por ser mis guías y por ser para mí un ejemplo de trabajo, esfuerzo y dedicación

AGRADECIMIENTOS

- Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca de manutención otorgada para realizar los estudios de maestría (No. 550049)
- A mi director de tesis, el Dr. Juan Carlos López Acosta, quien me dirigió durante todo el proceso de la tesis, el cual siempre estuve dispuesto para apoyarme.
- A los miembros de mi comité tutorial; al Dr. Noé Velázquez Rosas y al Dr. Federico Escobar Sarria, por el apoyo que me brindaron, por sus valiosos comentarios y sugerencias a esta tesis.
- Al Dr. Robert Manson Hunter y todo su equipo técnico, por el apoyo logístico en el trabajo de campo.
- Al jurado revisor, al Dr. Armando Aguirre Jaimes, al Dr. Odilón Sánchez Sánchez, el Dr. Robert Manson Hunter, por su disposición y ayuda al leer mi trabajo.
- A los investigadores, técnicos y administrativos del CITRO, por su atención y ayuda durante el tiempo que duro la maestría.
- A mí querido esposo Mauricio, por sus consejos, su apoyo incondicional y sobre todo gracias por tu paciencia.
- A mis hijos Daniela y Matías, por compartir risas, lágrimas y nuevas experiencias, al acompañarme en este nuevo sueño.
- A toda mi familia por el aliento y apoyo que me brindaron, durante todo el proceso de la maestría.
- A todos los amigos que estuvieron presentes durante todo este tiempo, gracias por los momentos compartidos, sus comentarios y sus ánimos.
- A los compañeros del Inecol, Citro y sobre todo a mi hermana Fernanda, que me acompañaron a las salidas de campo, sin su ayuda no hubiera podido sacar adelante este trabajo.
- A mis compañeros de generación de maestría y los de doctorado, por brindarme su amistad, su apoyo y consejos.
- A Pierre por recibirnos en su casa a nuestra llegada a Xalapa.

RESUMEN

Los macroinvertebrados acuáticos han destacado como indicadores de las condiciones ambientales de ecosistemas tropicales y templados. En este estudio se analizaron los patrones de cambio en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, considerando grupos funcionales tróficos y familias sensibles a la contaminación, y su relación con las variaciones en la cobertura vegetal (escala local y de paisaje) y factores físico-químicos de cuerpos de agua en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz, México. Se realizaron dos muestreos estacionales, durante la época lluviosa seca (abril-mayo) y (junio-octubre), empleando una red Surber, una red tipo “D” y por colecta manual de macroinvertebrados en tiempo estandarizado. Los parámetros físico-químicos que se tomaron fueron: pH, temperatura, conductividad, sulfitos, hierro, cloruros, dureza y alcalinidad. La cobertura vegetal se midió a dos escalas: la local con la ayuda de fotografías hemisféricas en el mismo sitio donde se realizaron los muestreos de macroinvertebrados y la de paisaje con la utilización del NDVI. No se encontraron diferencias significativas en la abundancia total de macroinvertebrados acuáticos comparada entre la época seca y lluviosa. Las variables más importantes en el ordenamiento de las comunidades de macroinvertebrados fueron la concentración de hierro, cloruro, dureza, alcalinidad y la cobertura vegetal. Sin embargo, se determinó que el Índice de verdor (NDVI) influye significativamente en la diferenciación de los grupos funcionales y de las familias sensibles. El 41% de los sitios de muestreo son considerados como no contaminados y el 39% son ligeramente contaminadas, demostrando que la mayoría de los ríos evaluados para este estudio poseen aguas bien oxigenadas y con ligeros indicios de contaminación, acordes a los valores del índice BMWP. La realización de este tipo de estudios es fundamental para evaluar el impacto de la cobertura vegetal sobre las cuencas hidrográficas, pues permiten una mejor comprensión de los procesos que ocurren en los ecosistemas acuáticos y la influencia que las actividades humanas ejercen sobre éstos.

Palabras claves:

Bioindicadores, grupos funcionales, NDVI, variables ambientales, zona riparia.

INDICE

UNIVERSIDAD VERACRUZANA	i
AGRADECIMIENTOS	v
RESUMEN.....	vi
Introducción.....	1
Marco Teórico...	7
Ecosistemas Acuáticos	7
Efectos de la deforestación sobre los ecosistemas de la vegetación ribereña a distintas escalas.....	8
Los bioindicadores y los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua.....	10
Relación de los factores fisicoquímicos del agua con la macroinvertebrados acuática	14
Índices asociados a la calidad del agua	16
Índice biótico	17
JUSTIFICACION	20
Hipótesis.....	21
OBJETIVO GENERAL	21
Materiales y Métodos.....	22
Área de estudio	22
Selección de sitios de muestreo.....	24
Muestreo de macroinvertebrados acuáticos	24
Variables físico-químicas.....	25
Cobertura vegetal.....	26
RESULTADOS.....	30
Comparación de la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados entre la época lluviosa y seca.....	30
Agrupación de grupos bioindicadores respecto a los parámetros físico-químicos y la cobertura vegetal.....	33
DISCUSIÓN.....	44
CONCLUSIONES.....	49

RECOMENDACIONES	50
Anexo 1. Detalle del tipo de cuerpo de agua, fecha de toma de características de los sitios de muestreo, coordenadas geográficas, altitud y características del hábitat de los sitios de muestreo durante la fase del presente trabajo, cuenca alta del río La Antigua. Los números de ID aquí detallados corresponden a los de la Figura 1.....	51
Anexo 2. Parámetros físico-químicos analizados para los puntos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta del río La Antigua	54
Anexo 3. Medidas del ancho y profundidad (características del sitio), en metros, con sus respectivos residuales (*) para los arroyos estudiados entre Mayo y Junio de 2014, cuenca alta de La Antigua, Veracruz. Los valores extremos en el rango de las métricas se señalan resaltados en la columna de residuales.	55
Anexo 4. Abundancia de los géneros de macroinvertebrados, colectados en los ríos de la cuenca alta del río La Antigua. Para cada género se le incluyó el grupo funcional alimentario al que fue asignada de acuerdo a la literatura.	56
Anexo 5. Colecta de macroinvertebrados. Foto 1. Red surber, Foto 2. D “net”, Foto 3. Colecta Manual.	60
Anexo 6. Separación e identificación de las muestras. Foto 4. Separación de la muestra de hojarasca, Foto 5. Identificación de macroinvertebrados.....	61
Anexo 7. Catálogo de macroinvertebrados. Foto 6. Veliidae, Foto 7. Calopterygidae, Foto 8. Hydropsychidae, Foto 9. Perlidae, Foto 10. Corydalidae, Foto 11, Psephenidae.	62
LITERATURA CITADA	63
CURRICULUM VITAE.....	77

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Ubicación del área de estudio con los sitios muestreados (círculos rojos) y cobertura vegetal durante el periodo de estudio (2014-2015) de la parte alta del río la Antigua. Modificación del mapa de cobertura vegetal y usos de suelo de Muñoz-Villers y López-Blanco (2007) 23
- Figura 2.** Fotografía hemisférica de los sitios de muestreo 26
- Figura 3.** Buffer de 100m en los puntos de muestreo con el índice de NDVI 27
- Figura 4.** Familias de macroinvertebrados representativas durante la época lluviosa (mayo 2014) y seca (octubre 2014), en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz 31
- Figura 5.** Representatividad taxonómica (órdenes) de macroinvertebrados en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz en época seca (octubre) y lluviosa (mayo) 32
- Figura 6.** Grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz 33
- Figura 7.** Abundancia de los grupos funcionales tróficos para las dos épocas de estudio.. 34
- Figura 8.** Representatividad de los grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz 34
- Figura 9.** Análisis de componentes principales sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La Antigua, y evaluados de acuerdo al aporte de las variables físico-químicas y la cobertura vegetal (líneas verdes) 35
- Figura 10.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La Antigua, donde se agrupan grupos funcionales tróficos de acuerdo a la relación entre la abundancia y las variables físico-químicas con la cobertura vegetal (Líneas verdes). Grupos funcionales (puntos azules): D= depredadores, CF= colector-filtrador, CR=Colector-Recogedor, F= fragmentador, R= raspador 36
- Figura 11.** Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La

Antigua, donde se agrupan las familias bioindicadoras de acuerdo a la relación entre la abundancia y las variables físico-químicas con la cobertura vegetal (Líneas verdes). Familias bioindicadoras (puntos azules): S= sensibilidad alta, M=sensibilidad media, B= sensibilidad baja.....	37
Figura 12. Árbol correlativo de las variables más importantes (alcalinidad, NDVI, época) sobre los umbrales de abundancia de los grupos funcionales tróficos de la Cuenca alta de la Antigua.....	39
Figura 13. Árbol correlativo de las variables más importantes (alcalinidad, NDVI, las épocas) sobre los umbrales de abundancia de las familias sensibles de macroinvertebrados de la cuenca alta de La Antigua.....	40
Figura 14. Análisis de las abundancias de los grupos funcionales en relación a los valores del índice de NDVI en la cuenca alta de La Antigua.....	41
Figura 15. Análisis de las abundancias de las familias sensibles en relación a los valores del índice del NDVI en la cuenca alta de La Antigua.....	42
Figura 16. Valores del Índice BMWP para la época lluviosa y seca en los ríos evaluados de la cuenca alta de La Antigua.....	43

LISTA DE CUADROS

Cuadro 1 Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz.....	18
Cuadro 2 Clasificación de la calidad ambiental de las aguas de ríos y arroyos según la puntuación del índice de BMWP.....	19
Cuadro 3 Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de macroinvertebrados entre dos épocas anuales.....	30
Cuadro 4 Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de Grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados y las variables más importantes (alcalinidad e índice de verdor, NDVI) durante el periodo de estudio.	36
Cuadro 5 Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de familias sensibles de macroinvertebrados y las variables más importantes (alcalinidad e índice de verdor, NDVI) durante el periodo de estudio.	36

Introducción

En México se ha monitoreado la calidad de agua, según parámetros utilizados por Comisión Nacional de Agua (CONAGUA, 2008), utilizando parámetros físico-químicos como: la demanda de bioquímica de oxígeno (DBO5), la demanda química de oxígeno (DQO) y los sólidos suspendidos totales (SST). Estos parámetros son muy útiles para medir la cantidad de materia orgánica en el agua, pero no reflejan el riesgo tóxico, ni la integridad biótica de los recursos acuáticos. El empleo de estos indicadores como únicas herramientas son muy limitadas, ya que con ellas no es posible evaluar el impacto real o total de las actividades humanas sobre los ecosistemas acuáticos (Mathuriau *et al.*, 2012).

Para tener una visión integral de las alteraciones de los ecosistemas acuáticos se desarrollaron métodos biológicos que emplean las comunidades acuáticas. Las técnicas que utilizan los organismos acuáticos para monitorear la calidad de agua han demostrado su eficiencia en la detección de alteraciones (Cairns y Pratt, 1993). Al estudiar estos organismos, podemos integrar las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua, las variaciones espaciales y temporales, siendo en conjunto indicadores la degradación del hábitat (Prat *et al.*, 1996).

Una gran variedad de grupos biológicos se han utilizado para determinar la salud e integridad funcional de los ecosistemas acuáticos (Sánchez-Hernández, 2011), siendo especialmente importantes los macroinvertebrados acuáticos, por su capacidad de colonizar diferentes hábitats de sistemas lénicos y lóticos, además de que los métodos de muestreo son sencillos y de bajo costo (Carrera y Fierro, 2001; Lenat y Barbour, 1994). El uso de organismos fáciles de distinguir a simple vista, facilitarían la comprensión de los procesos ecológicos que se dan en el río y cómo se alteran estos con las perturbaciones, es por esto que se los ha utilizado en el monitoreo comunitario como una alternativa en donde los monitores físico-químicos pueden ser costosos y la comunidad podría monitorear sus recursos para detectar de manera rápida cualquier cambio en la calidad del agua del cuerpo de agua (Mathuriau *et al.*, 2012).

Los macroinvertebrados acuáticos se clasifican en bentos, aquellos que viven en zonas profundas, los neuston que ocupan zonas superficiales que se desplazan caminando, flotando

o saltando, y los necton que se desplazan en general dentro del cuerpo de agua nadando (McCafferty, 1981; Roldán, 1992).

Los macroinvertebrados son también importantes como indicadoras de las condiciones ambientales, ya que, su presencia refleja el estado de contaminación del sitio que habitan (Roldán, 1999), como las condiciones físicas, químicas y bióticas, además de las diferentes presiones antrópicas sobre los ecosistemas acuáticos naturales (Barbour *et al.*, 1999). En la cuenca alta de la Antigua, predomina el bosque mesófilo de montaña (BMM) (Muñoz-Villers, 2008), es considerado un ecosistema de alto valor por sus servicios hidrológicos, dada su alta capacidad de captación de agua en las zonas montañosas, alta diversidad biológica y uno de los grandes suministros de agua de buena calidad (Williams-Linera, 2007). Este bosque ha sido fuertemente deforestado en los últimos años, debido a la expansión de la frontera agrícola, actividades ganaderas y el crecimiento urbano. A pesar de su importancia hidrológica y altas tasas de deforestación, estos bosques han sido poco valorados (Muñoz-Villers y López-Blanco, 2007).

Los posibles efectos de una alteración de las condiciones del medio donde una comunidad habita pueden evidenciarse a diferentes niveles; si la perturbación es intensa y permanente, como por ejemplo la contaminación por vertidos domésticos que agota el oxígeno del agua se refleja a nivel de la comunidad con la presencia de determinadas especies tolerantes. Mientras que perturbaciones intermedias, como por ejemplo un incremento de nutrientes por eutrofización, pueden dar lugar a otros cambios menos drásticos, como la desaparición de especies ecológicamente específicas, o el incremento de la densidad de otras, o la colonización de especies más tolerantes al factor de estrés (Barbour *et al.*, 1999). Finalmente, perturbaciones específicas sobre la composición químico-físicas del agua, tales como cambios de temperatura, pH, sólidos totales en suspensión, el incremento de las sales, no necesariamente pueden modificar la estructura de la comunidad, pero sí da lugar a cambios a nivel de individuos de algunas especies (Lampert y Sommer, 2007).

Los macroinvertebrados acuáticos se alimentan del material alóctono (i.e. de la productividad primaria terrestre en forma de hojas, ramas, troncos, flores y frutos, y en menor proporción restos animales) como autóctono (i.e. material producido dentro del cuerpo de

agua, como diatomeas u otras algas, macrofitas, fitoplancton, y en menor proporción, restos de insectos acuáticos y peces) que se encuentran suspendidos en la columna de agua o formando parte de las bio-películas que se forman sobre las piedras, ramas u hojarasca depositadas en el lecho de los arroyos (Cummins y Klug, 1979). Como bioindicadores, los macroinvertebrados se clasifican en grupos funcionales alimenticios (GFA) de acuerdo a la estrategia de alimentación que utilizan (Cummins, 1973). Es importante denotar que los miembros de diferentes GFA pueden consumir los mismos recursos, como diatomeas u hongos, pero difieren de dónde y cómo lo obtienen (Cummins y Klug, 1979).

El flujo de energía y la circulación de materiales (sedimentos) son procesos paralelos e igualmente importantes dentro del funcionamiento de los ecosistemas acuáticos (Allan *et al.*, 2007). Estos procesos se encuentran afectados por la interacción bosque-río en cuanto al aporte de materia orgánica (MO) de la zona ribereña, la cual corresponde a la vegetación que se desarrolla a lo largo de corrientes de agua más o menos permanentes, las cuales mantienen en gran parte la integridad de los ríos, arroyos y riberas (Ceccon, 2003). Debido a la proximidad y la interacción de los cuerpos de agua, la vegetación ribereña tiene una forma lineal característica y constituye una zona de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos. El uso humano y ganadería intensa ha acentuado la forma natural de alta perturbación en zonas más ribereñas. Esto ha provocado una alteración significativa de la vegetación de ribera y los procesos hidrológicos, poniendo en peligro la calidad de los hábitats ribereños. A pesar de que las áreas ribereñas, se han descuidado debido a su pequeña área, los valores y las amenazas se han centrado mucho la atención en la gestión de ribera y de la ciencia en las últimas décadas (Tueller, 2012). Esta vegetación desempeña diferentes funciones ecosistémicas, entre las que destacan: la estabilización del suelo de márgenes y orillas, la retención de la escorrentía procedente de la cuenca y retención de sedimentos, provenientes de la agricultura, también mejora el paisaje y su valor recreativo (González y García, 2001).

La zona ribereña corresponde también al área de transición ecológica, entre los medios terrestre y acuático, y se caracteriza por una flora y una fauna cuya composición está determinada por la intensidad luminosa, el contenido de agua y la granulometría del suelo

(Granados-Sánchez *et al.*, 2006). La intensidad luminosa determinada por cobertura vegetal provee de sombra al cauce regulando la temperatura del agua, con lo que mejora su contenido de oxígeno disuelto, el cual modula directamente el crecimiento de las algas (del Tánago, 1999). El contenido de agua puede mejorar si existe un bosque ribereño que actúa como filtro para los nutrientes, impidiendo su incorporación a las aguas del cauce, retrasando su eutrofización (Lovett, 2003). Finalmente, la granulometría del suelo retarda y reduce la escorrentía superficial utilizando para ello el exceso de nutrientes, atrapa los sedimentos y otros contaminantes que se desprenden de los suelos descubiertos o suelos de cultivos, protege los cuerpos de agua, y aumenta además la infiltración en las áreas de inundación por acción de las raíces de las plantas que crecen en estas áreas (Price *et al.*, 2004). Estos factores determinan la estructura y características que definen a los cuerpos de agua y humedales, además de que tienen un efecto sustancial en la supervivencia de poblaciones de peces e insectos acuáticos (Granados-Sánchez *et al.*, 2006).

En general, la vegetación ribereña posee características que benefician a la fauna silvestre, como son: disponibilidad de agua, sombra, protección termal, mayor diversidad y forraje de calidad. Además, el ecosistema ribereño protege a los suelos y proporciona agua para el consumo humano. Estas áreas albergan especies animales particulares del sitio y son frecuentadas por especies de zonas aledañas. También funcionan como corredores de animales que se dispersan a distancia. Estas áreas, tienen particular importancia puesto que durante el invierno y el periodo más seco (intraestival), muchas especies encuentran en ellas su sustento y protección (Granados-Sánchez, *et al.*, 2006). Por lo tanto la vegetación ribereña se puede considerar reservorios de biodiversidad, de gran valor para la conservación, pues en un gran número de paisajes la vegetación ribereña es el único elemento de la vegetación nativa que se mantiene.

Las comunidades vegetales ribereñas ofrecen recursos y hábitat para la fauna terrestre (Pérez, 1999), por lo que son consideradas como la base de la cadena alimenticia en los cuerpos de agua. Así, el material orgánico proveniente del mantillo (hojas y ramas caídas, en descomposición) transportado hacia el cuerpo de agua, a partir de la vegetación marginal, constituye un suministro energético más importante de la producción autóctona en los ríos.

Asociados a estas delicadas dinámicas que tiene los sistemas ribereños, éstos han sufrido fuertes impactos causados por las actividades humanas, lo que ha promovido una reducción sustancial de la biota acuática o incluso su desaparición (Lara-Lara *et al.*, 2008).

Las principales perturbaciones antrópicas sobre los ecosistemas dulceacuícolas son la ampliación de infraestructura urbana y rural, la actividad industrial, el pastoreo y la agricultura (Stevens y Cummins, 1999; Ríos y Bailey, 2006). Estos factores han sido relevantes en el proceso de degradación y modificación de la vegetación ribereña. Por ejemplo, la degradación se debe a que el dosel controla la penetración de la luz que entra al arroyo y consecuentemente afecta la productividad primaria y la temperatura del agua (Boothroyd *et al.*, 2004), lo que genera un efecto en cascada sobre los grupos tróficos superiores (consumidores y predadores). La modificación de la vegetación se ve influenciada principalmente por la naturaleza del material que entra al sistema acuático, puesto que el dosel es algunas veces reemplazado por vegetación no nativa, o en su defecto es removida totalmente (Mancilla *et al.*, 2009). Estas variaciones tienden a afectar la composición, riqueza y abundancia de la biota acuática, con un consecuente desequilibrio del ecosistema (Hurtado *et al.*, 2005).

El impacto antrópico trae como consecuencia el deterioro de la oferta ambiental, es decir la capacidad que tienen los ecosistemas y su potencialidad para entregar bienes y servicios, especialmente del recurso hídrico, debido a que alteran la composición y funcionamiento ecológico de los organismos que viven en los sistemas acuáticos (Aguas Manizales, 2007). Muchos de estos organismos tienen adaptaciones únicas a hábitats específicos, microhábitats, o fuentes de alimentación, mientras que otras son cosmopolitas y aptas para sobrevivir a una amplia gama de condiciones (Ramírez *et al.*, 2008). Las alteraciones del hábitat y del agua por cambio de uso de suelo modifican la composición de los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos (Allan *et al.*, 2007; Nessimian *et al.* 2008). Se ha encontrado que en sitios muy alterados disminuye la riqueza y la abundancia de los grupos más sensibles a modificaciones ambientales, con el incremento de los grupos tolerantes (Roque *et al.* 2003).

Los macroinvertebrados son sensibles a las variaciones de algunas características de su hábitat, tales como el tipo de sustrato disponible en el medio acuático (Buss *et al.* 2002), el ancho de la vegetación ribereña (Ríos y Bailey 2006), la temperatura del agua (Haidekker y Hering 2008), el flujo de corriente y el caudal (Lytle *et al.* 2004). Los últimos tres factores pueden variar estacionalmente y en consecuencia, pudieran modificar la composición de los ensamblajes de macroinvertebrados (Nessimian *et al.* 2008). Considerando este efecto, la Environmental Protection Agency de EUA (US EPA) recomienda que, dependiendo del objetivo del biomonitoring, éste se desarrolle en distintas estaciones a lo largo del año o bien, se utilicen los datos de una estación en particular.

Bajo estas premisas, este estudio tiene como finalidad aportar información sobre la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos respecto a las variaciones en la cobertura vegetal y los factores físico-químicos del agua a dos escalas de cobertura vegetal: la cual es considerada por la cobertura del dosel justo por encima de los sitios de colecta (local) y una escala que denomine de paisaje, la cual considera la cobertura vegetal en un área de 100m² alrededor del sitio de muestreo. Esto se realizó en las microcuencas de la parte alta del río La Antigua, durante la época lluviosa y seca. La hipótesis plantea una relación positiva entre la cobertura vegetal y factores físico-químicos respecto a la composición y estructura de macroinvertebrados (familias sensibles y grupos funcionales) en un contexto de bioindicadores y se espera que las coberturas en ambas escalas sean determinantes de la calidad del agua y la abundancia de los macroinvertebrados.

Marco Teórico

Ecosistemas Acuáticos

Los ecosistemas acuáticos se definen como aquellas aguas superficiales que se distribuyen en los continentes. Dentro de los ecosistemas acuáticos existen, de manera general, los sistemas lóticos (término relativo al agua corriente, por ejemplo un arroyo o un río), y los lénticos (concepto aplicado a las aguas estancadas, como pantanos, estanques, lagos y los humedales, que son cuerpos de agua someros) (Sánchez, 2007).

Los ecosistemas acuáticos están constituidos por componentes abióticos y por la comunidad de seres vivos, que se adaptan a las características ambientales, pero también las modifican; como cuando los microbios consumen oxígeno hasta llevar algunos ríos a estado de anoxia, o los castores cambian de forma drástica la morfología y el funcionamiento fluvial (Granados-Sánchez *et al.*, 2006). Los componentes bióticos y abióticos interactúan siguiendo patrones complejos. Por ejemplo, en algunos ríos, al reducirse el caudal disminuye la velocidad del agua y se favorece la colonización de macrófitas; éstas a su vez incrementan la sedimentación y reduce aún más la velocidad del agua llegando a modificar la morfología del cauce (Pozo *et al.*, 2009).

La caracterización ecológica de los ríos puede llevarse a cabo sobre la base de su estructura y funcionamiento (Allan y Castillo 2007). Entendemos por estructura de los ecosistemas aquellas características del medio abiótico en el que se desarrolla el ecosistema, y de las comunidades de organismos que la constituyen (Elosegui 2009). Por funcionamiento de los ecosistemas, habitualmente se entienden los procesos que ocurren en los mismos, y que están determinados tanto por el medio abiótico como por los organismos. En el caso de los ecosistemas fluviales, su estructura está ligada a la forma y dimensiones del cauce, a la calidad físico-química del agua, a la diversidad de hábitats y a las distintas comunidades biológicas que se establecen en los mismos.

El funcionamiento de los ecosistemas acuáticos está ligado a procesos como el transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica, o por la fotosíntesis de algas y otros productores primarios, por poner unos ejemplos. Hay interrelaciones obvias entre estructura y funcionamiento. Así, el caudal transportado por el río y sus variaciones temporales

determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial (Granados-Sánchez *et al.*, 2006). Mientras que el tipo y la cantidad de materiales que llegan al sistema determinan sus características químicas (Elosegi y Sabater, 2009).

Efectos de la deforestación sobre los ecosistemas de la vegetación ribereña a distintas escalas.

La integridad de los ecosistemas fluviales se ve influenciada por factores que operan en una variedad de escalas temporales y espaciales (Minshall 1988). La cuantificación de los efectos de estos factores ha desafiado a los científicos en las últimas décadas. Recientemente, se ha prestado atención a la comprensión de las interacciones entre los componentes terrestres y acuáticos de las cuencas hidrográficas, a través del reconocimiento de la integridad de los ecosistemas que puede ser protegido o restaurado con éxito si se toman en cuenta todas las escalas apropiadas (Naiman 1992).

Varios estudios se han centrado en investigar el papel de los parámetros de las cuencas hidrográficas de escala en los aspectos físico-químicas de la integridad del ecosistema acuático, otros investigadores estaban investigando el papel de los parámetros de alcance escala, como la morfología de los canales, la descarga, el sustrato, y la disponibilidad de alimentos en los macroinvertebrados estructuración y las comunidades de peces en arroyos (Hynes 1960, Cummins 1973, Minshall, 1988).

El concepto de río continuo (Vannote, *et al.* 1.980, Minshall *et al.* 1985) vincula el conocimiento de los mecanismos que estructuran la física, química y componentes biológicos del ecosistema con la vegetación ribereña. Otros estudios (Osborne y Wiley 1988, Johnston *et al.*, 1990) han tratado de integrar, el efecto de los bosques longitudinales y laterales en la calidad del agua en los arroyos y humedales, aprovechando las herramientas de sistemas de información geográfica y análisis multivariado, para la cuantificación de la estructura del paisaje. Pocos estudios, sin embargo, han tratado de cuantificar la influencia de la estructura del paisaje, incluidos los patrones de uso del suelo y los factores fisiográficos, sobre las comunidades biológicas en los arroyos. Algunos se han limitado a estudiar el efecto del uso de la tierra (Duda, *et al.* 1982, Jones y Clark 1987). Estudios recientes llevados a cabo en

Nueva Zelanda (Biggs, *et al.* 1990) y en las regiones montañosas del norte de California han tratado de examinar la influencia combinada de las actividades humanas, el clima y la geología en las comunidades biológicas (Richards *et al.*, 2015).

La presión antrópica ha creado disturbios a distintas escalas sobre la biota y los procesos ecológicos en las zonas ribereñas, debido a los crecientes cambios de uso del suelo, que afectan el equilibrio de las zonas de transición que constituyen las franjas ribereñas (Méndez-Toribio *et al.*, 2014). Las acciones antrópicas pueden traer como consecuencia un incremento de la temperatura del agua, la fuerza de la corriente y del volumen del caudal (Camacho-Rico *et al.*, 2006). Esto conlleva a la proliferación de especies adaptadas a aguas más cálidas o a la reducción de la concentración de oxígeno, decrecimientos poblacionales locales, la proliferación de enfermedades, o a que determinados grupos funcionales, como por ejemplo los macroinvertebrados acuáticos, que pueden ser severamente afectados. Esta perturbación tiende a minimizarse, dependiendo de la resiliencia de la vegetación ribereña (Lyon *et al.*, 1999).

Cuando la vegetación ribereña es eliminada, se impide la retención de partículas en la orilla del cauce, por lo cual el balance sedimentario es alterado, es decir, se ocasionan cambios drásticos en el flujo natural de la materia, la energía y modificaciones en el ciclo de nutrientes, especialmente del nitrógeno y fósforo, y en la disponibilidad de sustratos orgánicos (Jorcín y Nogueira 2008), ya que si es muy fino reduce las zonas de desove, impide la emergencia de alevines crías y reduce el número de presas disponibles, mientras que depósitos de grava y arenas pueden crear hábitats disponibles para invertebrados bentónicos (Pérez Mayorga, 2011). Se ha calculado que el impacto del sedimento sobre el hábitat se reduce al cabo de un año y desaparece al cabo de tres. Así, la tasa de recuperación depende de la velocidad a la que se regenere la vegetación, dado que la cubierta vegetal tiende a disminuir la superficie de escorrentía. En consecuencia, las modificaciones que se hagan sobre la vegetación ribereña supone un efecto en la provisión de servicios ecosistémicos en los valles y cuencas donde se encuentren, que puede afectar negativamente a las comunidades que ahí se desarrollan (García-Fayos, 2004).

Los bosques de ribera cumplen funciones importantes, al retener parte del nitrógeno y el fósforo transportados por la escorrentía, desde los cultivos hasta los cursos de agua. Una banda de vegetación de ribera de 16 m de largo retiene 50 % del nitrógeno y 95 % del fósforo. La creación de corredores vegetales a lo largo de los ríos es uno de los medios que permiten restaurar la calidad de las aguas superficiales. Además de la retención de los elementos mencionados, las bandas de vegetación de ribera sombrean el agua y reducen su temperatura durante los días calurosos, estabilizan las orillas, reducen los riesgos de erosión y ofrecen un hábitat a muchas especies vegetales y animales (Granados-Sánchez *et al.*, 2006). Los ríos que atraviesan los bosques están rodeados por una vegetación de galería, que controla la temperatura y la luminosidad del agua, aumenta la estabilidad de las orillas y proporciona cantidades importantes de detritos vegetales (madera muerta y hojas muertas) los cuales reducen la velocidad de la corriente, frenan las crecidas y crean zonas de calma favorables a la instalación de muchas especies animales. La materia orgánica muerta que pasa del medio terrestre al medio acuático es explotada por una fauna acuática abundante y rica en especies (Anderson *et al.*, 1978).

Los bioindicadores y los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua

La evaluación de la calidad del ambiente, en particular de las comunidades acuáticas, ha sido por tradición, desarrollada con base en métodos soportados por mediciones y determinaciones de las características físicas y químicas (Gil, 2014). En general, cuando se trata de estimar o determinar la calidad ambiental son aplicados los procedimientos físico-químicos clásicos para denotar el grado de calidad o afectación del parámetro estudiado (Roldan, 1992).

Para el análisis de la calidad de las aguas de un río pueden utilizarse diferentes métodos, tanto físico-químicos como biológicos. Los problemas de los parámetros físico-químicos radican en que sus resultados, más o menos exactos, son siempre puntuales (Gil, 2014). Así, estos métodos sirven para detectar el efecto de una descarga en el momento en que está en el agua,

pero pueden no detectar el efecto de una descarga realizado unos días atrás. Además, no tienen en cuenta en muchas ocasiones otras alteraciones del ecosistema acuático que pueden afectar a sus componentes más sensibles (Roldán, 1992).

Para tener una mejor evaluación de las condiciones de los sistemas acuáticos, regularmente se recurre a métodos biológicos como indicadoras de las condiciones ambientales, esto porque reflejan las condiciones físicas, químicas y bióticas e integran y acumulan los efectos de diferentes presiones sobre los ecosistemas naturales (Barbour *et al.*, 1999). Estas valoraciones presentan ventajas en relación a otros tipos de medidas de calidad de agua, porque se realizan con organismos indicadores del medio en que habitan, los cuales están integrados al recurso durante toda su vida, y de esta forma pueden reflejar las fluctuaciones de contaminación (Alba-Tercedor 1996, Roldán 2003).

Los índices biológicos de calidad de las aguas estudian parámetros o aspectos biológicos del medio acuático, cuyos cambios indican la existencia de alteraciones de dicho medio. Están basados, en la correspondencia entre las características del medio y los organismos que en él se desarrollan (Margalef, 1983). Las modificaciones del medio acuático producen un cambio en las comunidades de organismos, favoreciendo a ciertas especies y creando circunstancias poco favorables para otras y, en definitiva, alterando la composición y estructura de dichas comunidades (García y González, 1986).

Existen métodos que consideran macroinvertebrados para determinar la calidad de las aguas que han sido empleados en Europa desde principios del siglo XX. Muchos de ellos tiene su origen en los trabajos desarrollados por Kolkwitz y Marsson (1908) quienes propusieron el Sistema Saprobiótico Continental, base para el desarrollo de nuevos índices (o modificaciones), como: Trent Biotic Index (TBI, Woodwiss, 1964), y después el Chandler's Score (Chandler, 1970) y el Biological Monitoring Working Party (BMWP, Armitage *et al.*, 1983) en Inglaterra; el índice biológico de calidad biótica belga (IBQG, Tuffery y Verneaux, 1968) en Francia; y el índice biótico belga (IBB, De Pauw y Vanhooren, 1983) en Bélgica. El concepto de bioindicación fue utilizado en Estados Unidos a partir de los años cincuenta. Se generaron otros índices, como el índice biótico de Beck (BBI, Beck, 1955), el índice de comparación secuancial (ICS, Cairns y Dickson, 1971), el Family Biotic Index (FBI,

Hilsenhoff, 1988), los índices multimétricos (Plafkin *et al.*, 1989; Barbour *et al.*, 1999) y los índices biológicos de integridad (IBB, Karr, 1981). En Latinoamérica, los primeros trabajos que utilizaron métodos biológicos de evaluación del ambiente acuático se iniciaron en Colombia en los años setenta con los estudios de Roldán *et al.* (1973) y de Roldán y Pérez (1978), en la región de Antioquia. En México, como en la mayoría de los países latinoamericanos, los primeros diagnósticos biológicos de calidad del agua iniciaron en los años noventa. En las líneas siguientes se presenta una revisión de los trabajos realizados en México, utilizando los peces y macroinvertebrados como bioindicadores, y se plantean perspectivas futuras al respecto (Mathuriau *et al.*, 2012).

Diversos estudios realizados con estos métodos han determinado que taxones como Plecóptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Coleóptera son altamente sensibles a la contaminación (Merrit y Cummins, 1996). A diferencia de estos, entre los taxones que resisten diferentes grados de contaminación se encuentran Oligochaeta, Hyrudinea, Chironomidae (Díptera y Gastropoda, los cuales pueden vivir en bajas concentraciones de oxígeno (Figueroa *et al.*, 2003). En ríos de montaña de aguas frías, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas se espera encontrar poblaciones dominantes de Efemerópteros, Tricópteros y Plecópteros. Adicionalmente estarían presentes odonatos coleópteros, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos y otros grupos en bajas proporciones (Figueroa *et al.*, 2003). En ríos y quebradas contaminados con materia orgánica, de aguas turbias, con poco oxígeno y eutróficas, se espera encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironomidos y ciertos moluscos (Roldán *et al.*, 2001). En aguas intermedias, que comienzan a mostrar síntomas de contaminación, o por el contrario, que comienzan a recuperarse, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos, quironómidos, oligoquetos y algunos moluscos (Roldán, 2003).

El uso de los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua se basa en el hecho de que dichos organismos ocupan un hábitat con ciertas características ambientales y están adaptados a estos hábitats. Cambios en las condiciones ambientales se reflejará, por lo tanto en la estructura de las comunidades que allí habitan (Figueroa *et al.*, 2003). La preferencia por la utilización de estos organismos radica en: su tamaño relativamente grande, de fácil observación y existen técnicas de muestreo estandarizadas que no requieren equipos costosos

(Hellawell, 1986). En consecuencia los métodos biológicos presentan la ventaja de reflejar las condiciones existentes tiempo atrás antes de la toma de muestras; mientras que los métodos tradicionales (análisis físico-químicas) ofrecen tan solo una visión de la situación puntual del estado de las aguas en el momento de la toma de muestras. Existe otro aspecto añadido, el económico, pues ateniéndose a la relación costo/beneficio, estos métodos resultan altamente ventajosos (Alba-Tercedor, 1996).

Un río que ha sufrido los efectos de la contaminación es el mejor ejemplo para ilustrar los cambios que suceden en las estructuras de las comunidades, las cuales cambian de complejas y diversas con organismos propios de aguas limpias o simples y de baja diversidad con organismos propios de aguas contaminadas (Roldán, 1992); la cantidad de oxígeno, la temperatura, la acidez y la reducción de la cobertura vegetal son parámetros a los cuales son más sensibles los macroinvertebrados bentónicos. Dichos parámetros varían fácilmente por efectos de la ampliación de la mancha urbana, la contaminación industrial, agrícola y doméstica (Roldán, 1992).

Para el monitoreo de las alteraciones en la calidad del agua se han desarrollado numerosos métodos o índices que tratan de interpretar la situación real o grado de alteración de los ecosistemas acuáticos (Hellawell, 1986; García, 2003). Comúnmente se han utilizado para el monitoreo biológico, los macroinvertebrados bentónicos que responden rápidamente frente a las perturbaciones en la calidad del agua. Figueroa *et al.* (2003) plantean que se puede hablar simplemente a nivel de grandes grupos, como por ejemplo los efemerópteros, plecópteros y tricópteros son indicadores de aguas limpias y que los anélidos y ciertos dípteros (quironómidos) son indicadores de aguas contaminadas. Sin embargo, Roldán (1992) afirma que si se requiere ser más preciso, debe hablarse a nivel de géneros mejor aún de especie, pues no todos los efemerópteros son igualmente indicadores de aguas claras, ni todos los anélidos de aguas contaminadas. El principio es relativamente simple, bajo condiciones adversas, los organismos se adaptan o desaparecen, por lo tanto, el tipo de comunidad que se encuentra en un ecosistema dado, debe reflejar las condiciones ambientales que allí están prevaleciendo (Roldán, 1992). Es por eso que es recomendable la utilización de análisis físico-químicos del agua conjuntamente para identificar la causa del cambio en los cuerpos de agua (Lenat *et al.*, 1994).

La degradación de la calidad del recurso hídrico tiene efectos directos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y en general a todo el sistema hídrico dentro de las cuencas, ya sea contaminantes originados por fuentes puntuales, como desagües industriales y domésticos, y por fuentes de origen difuso, como los generados por atrás actividades humanas o rurales (fertilizantes, agro-tóxicos, combustibles solventes, etc.). Es por esto que la calidad del agua debe ser el objetivo fundamental de un programa de manejo de cuencas hidrográficas (Ceccon, 2003).

Relación de los factores fisicoquímicos del agua con la macroinvertebrados acuática

La calidad de diferentes tipos de agua se ha valorado a partir de variables físicas, químicas y biológicas, evaluadas individualmente o en forma grupal (Samboni *et al.*, 2007).

Los parámetros fisicoquímicos dan una información extensa de la naturaleza de las especies químicas del agua y sus propiedades físicas, sin aportar información de su influencia en la vida acuática; los métodos biológicos aportan esta información pero no señalan nada acerca del contaminante o los contaminantes responsables, por lo que muchos investigadores recomiendan la utilización de ambos en la evaluación del recurso hídrico (Orozco *et al.*, 2005).

La cobertura de la vegetación, no solo influye en la acumulación de nutrientes en el agua, también influye en la calidad del hábitat para los macroinvertebrados, determinando así el incremento de la abundancia y diversidad de las comunidades (Paukert y Willis, 2003). Por otro lado la eutrofización es un factor relevante que se relaciona con la calidad del agua y las comunidades de macroinvertebrados (Gil. 2014).

La eutrofización es un proceso natural en los ecosistemas acuáticos, producido por el enriquecimiento del cuerpo de agua con nutrientes (Ramírez, 2000). Durante los últimos 200 años el hombre ha acelerado estos procesos de eutrofización modificando tanto la calidad de las aguas, como la estructura de las comunidades biológicas debido al aumento en la carga orgánica e inorgánica de los cuerpos de agua (Burkholder, 2001). La eutrofización reduce considerablemente los usos potenciales que tienen los recursos hídricos puesto que induce a

la mortalidad de especies animales, la descomposición del agua y el crecimiento de microorganismos, como son las bacterias (Ramírez, 2000). Además, en muchas ocasiones los microorganismos se convierten en un riesgo para la salud humana, como es el caso de los agentes patógenos transmitidos por el agua, que constituyen un problema de salud mundial.

La turbiedad, el color y los sólidos suspendidos afectan directamente aquellos organismos que requieren directamente de las plantas para su alimentación, ya que estos factores reducen la entrada de los rayos solares suprimiendo la producción primaria (Gil, 2014). Si la turbidez del agua es alta, habrá muchas partículas suspendidas en ella. Estas partículas sólidas bloquearán la luz solar y evitarán que las plantas acuáticas obtengan la luz solar que necesitan para la fotosíntesis. Las plantas producirán menos oxígeno y con ello bajarán los niveles de oxígeno disuelto. Las plantas morirán más fácilmente y serán descompuestas por las bacterias en el agua, lo que reducirá los niveles de oxígeno disuelto aún más (Chávez *et al.*, 2010).

Las partículas suspendidas en el agua también absorberán calor adicional de la luz solar lo cual ocasionará que el agua sea más caliente, sirven también como sustrato para bacterias y favorecen su sobrevivencia. El agua caliente no es capaz de guardar tanto oxígeno como el agua fría, así que los niveles de oxígeno disuelto bajarán, especialmente cerca de la superficie (REITEC, 2015).

Las partículas suspendidas también son destructivas para muchos organismos acuáticos tales como los macroinvertebrados que se encuentran en el agua, sirven también como sustrato para bacterias y favorecen su sobrevivencia. Pueden obstruir las branquias de los peces e interferir con su habilidad para encontrar alimento. También pueden enterrar a los organismos que viven en el fondo y los huevos. Las partículas suspendidas pueden transportar contaminantes en el agua (REITEC, 2015).

Uno de los factores que más se ha estudiado es la materia orgánica, ya que ésta desestabiliza por completo el balance del sistema; la demanda de la respiración microbiana causa un gasto de oxígeno disuelto en el agua, eliminando especies no tolerantes a este factor (Hawker, 1980).

Índices asociados a la calidad del agua

Los llamados índices biológicos informan de la situación, tanto momentánea, como de lo acontecido algún tiempo antes de la toma de muestras, es decir, información del presente y pasado de lo que está sucediendo en las aguas (Alba-Tercedor, 1996).

Al intentar establecer criterios de calidad ecológica, pretendemos atender los efectos de los flujos sobre el ecosistema, y no el volumen o cantidad vertidos. Y desde este punto de vista, los índices de calidad biológica aparecen como una herramienta de primera magnitud (Alba-Tercedor, 1996). Son pocos los métodos que analizan la calidad del agua mediante la presencia o ausencia de especies individuales, en la mayoría de los casos se toma en cuenta la composición de toda la comunidad acuática o de un grupo taxonómico determinado como por ejemplo los macroinvertebrados (Arce, 2006).

Se entiende por comunidad biológica al conjunto de especies que conforman un hábitat o ecosistema. La diversidad de una comunidad está en función del número de especies e individuos por especie. A menudo, la distribución de los individuos dentro las especies sigue un patrón definido que consiste en que pocas especies están representados por muchos individuos mientras que muchas especies están representados por pocos individuos y algunas especies son raras; se ha observado este patrón en muchas comunidades naturales. Se han propuesto modelos matemáticos que describen esta estructura y muchos autores indican que estas comunidades siguen una distribución log normal (Hellawell, 1986).

A través de estos modelos matemáticos, se pueden hacer comparaciones entre ambientes contaminados y no contaminados. Cuando la comunidad sufre estrés la abundancia de las especies raras baja, y el de las especies resistentes aumenta, también se puede ver que algunas especies desaparecen (Arce, 2006).

El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas empleando para ello datos taxonómicos y de tolerancia como los índices bióticos.

Índice biótico

Un índice biótico será una combinación de la diversidad de ciertos grupos taxonómicos y la tolerancia a la contaminación en un solo índice o valor (Goitia, 2004)

Los índices bióticos clasifican el grado de contaminación de un ecosistema acuático mediante la tolerancia o sensibilidad de un organismo a un determinado contaminante; a los indicadores de una muestra se les asigna un valor de acuerdo a la tolerancia e intolerancia (algunos índices también le dan valor a la abundancia), la suma de los valores individuales da otro valor que es la clase a la que pertenece el lugar muestreado (Mohammad *et al*, 2005).

Existen diferentes índices biológicos, que no son sino extrapolaciones a una escala numérica de la información obtenida con base en el estudio de la composición y dominancia de especies, como es el índice biological monitoring working party.

BMWP, el cual está basado en la identificación de familias de macroinvertebrados béticos. En este grupo se incluyen aquellos organismos que en sus últimos estados larvarios alcanzan un tamaño igual o superior a 3 mm (Arce, 2006). Este método sólo requiere llegar hasta nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica (Cuadro 1) (Roldán, 2003).

Las familias más sensibles como Perlidae y Oligoneuriidae reciben un puntaje de 10; en cambio, las más tolerantes a la contaminación, por ejemplo, Tubificidae, reciben una puntuación de 1. La suma de los puntajes de todas las familias encontradas en el sitio de estudio brinda el valor final del índice. Este valor permite determinar la calidad del agua según las categorías listadas en el (Cuadro 2) (Roldán, 2003).

Cuadro 1. Asignación de puntajes de sensibilidad a la contaminación de las familias de macroinvertebrados acuáticos presentes en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz.

FAMILIAS INDICADORAS	PUNTAJE O GRADO DE SENSIBILIDAD A LA CONTAMINACION	SENSIBILIDAD DE LAS AGUAS
Anomalopsychidae – Atriplectididae –Blepharoceridae – Calamoceratidae – Ptilodactilidae – Chordodidae – Gomphidae – Hydridae – Lampyridae – Lymnessiidae – Odontoceridae – Oligoneuriidae – Perlidae – Polythoridae – Psephenidae.	10	SENSIBLES
Ampullariidae – Dytiscidae – Ephemeridae – Euthyplociidae – Gyrinidae – Hydraenidae – Hydrobiosidae – Leptophlebiidae – – Philopotamidae – Polycentropodidae - Polymitarcyidae – Xiphocentronidae.	9	SENSIBLES
Gerridae – Hebridae – Helicopsychidae – Hydrobiidae – Leptoceridae – Lestidae – Palaemonidae – Pleidae – Pseudothelpusidae – Saldidae – Simulidae – Veliidae.	8	SENSIBLES
Baetidae – Caenidae – Calopterygidae - Coenogriionidae – Corixidae – Dixidae – Dryopidae - Glossosomatidae – Hyalelidae – Hydroptilide – Hydropsychidae – Leptohyphidae – – Naucoridae – Notonectidae – Planariidae – Psychodidae – Scirtidae.	7	MEDIANA SENSIBILIDAD
Aeshnidae – Aencylidae – Corydalidae – Elmidae – Libellulidae – Limnichidae – Lutrochidae - Megapodagrionidae – Sialidae – Staphylinidae.	6	MEDIANA SENSIBILIDAD
Belastomatidae – Gelastocoridae – Mesoveliidae – Nepidae – Planorbiidae - Pyralidae – Tabanidae – Thiaridae.	5	MEDIANA SENSIBILIDAD
Chrysomelidae – Stratiomyidae – Halipidae – Empididae – Dolichopodidae – Sphaeridae – Lymnaeidae – Hydrometridae – – Noteridae.	4	BAJA SENSIBILIDAD
Ceratopogonidae – Glossiphoniidae – Cyclobellidae – Hydrophilidae – Physidae – Tipulidae.	3	BAJA SENSIBILIDAD
Culicidae – Chironomidae – Muscidae – Sciomyzidae – Syrphidae.	2	BAJA SENSIBILIDAD
Tubificidae	1	BAJA SENSIBILIDAD

Cuadro 2. Clasificación de la calidad ambiental de las aguas de ríos y arroyos según la puntuación del índice de BMWP.

Clase	Calidad	BMWP	Significado	Color
I	Buena	> 100	Aguas no contaminadas o no alteradas de modo sensible	Azul
II	Aceptable	61 - 100	Aguas ligeramente contaminadas, son evidentes algunos efectos de contaminación	Verde
III	Dudosa	36 - 60	Aguas moderadamente contaminadas	Amarillo
IV	Crítica	16 - 35	Aguas muy contaminadas	Naranja
V	Muy Crítica	< 16	Aguas fuertemente contaminadas	Rojo

JUSTIFICACION

Las zonas ribereñas son importantes ya que, además de convertirse en zonas "productoras" o "captadoras" de agua, regulan y favorecen las condiciones del clima, producen oxígeno, cumplen funciones ecológicas en la dinámica de ecosistemas y comunidades, además de ser el lugar donde el hombre habita y realiza un gran número de sus actividades productivas (Naiman *et al.*, 2005) lo cual afecta la dinámica de nutrientes en las cuencas hídricas por el cambio en el uso de suelo. En la cuenca alta del río la Antigua, Veracruz, el bosque mesófilo de montaña fue remplazado principalmente por plantaciones de café de sombra, pastizales para ganado y por la urbanización (Muñoz-Villers y López-Blanco, 2008). Entre 1990 a 2003 cerca del 50% de la vegetación natural fue modificada hacia un uso del suelo diferente. En este caso, se han detectado dos aspectos importantes respecto a la problemática local: (1) el deterioro ecológico del río La Antigua y desu cobertura vegetal, se asocia a una serie de cuerpos de agua que son receptores de descargas de aguas residuales de las actividades humanas (Mokondoko, 2010), industriales y de retorno agrícola que afectan a la corriente principal (CNA, 1998) y (2) a la carencia de mecanismos para la gestión de la conservación de áreas prioritarias, por lo que cambios potenciales en la estructura y diversidad de macroinvertebrados aún son desconocidos.

Algunos autores (Thompson y Townsend, 2006; Quinn *et al.*, 2004) han documentado que sistemas con bosque nativo y modificados, pueden estar asociados a comunidades acuáticas similares, en función del material alóctono que estos aportan, ya que varían principalmente en abundancia y biomasa de macroinvertebrados. Por ejemplo, García (2012) concluye que la pérdida de vegetación ribereña nivel local, conlleva un incremento en la disponibilidad del material alóctono y por lo tanto, un incremento en la proporción que este ocupa en la base alimentaria de los macroinvertebrados acuáticos, mientras que García (2013), indica que las prácticas de manejo locales, como la eliminación de la vegetación ribereña y las descargas directas de agua residuales, son las principales responsables del estado de conservación de los arroyos de la zona alta del río La Antigua.

Hipótesis

Dado que la vegetación ribereña conservada, influye en el transporte y composición de material alóctono (detritos-hojarasca), en la regulación de la cantidad de luz y en la producción de nutrientes a nivel local y de paisaje (Vázquez *et al.*, 2011), se espera que:

Existe una relación positiva entre la cobertura vegetal a dos escalas (local y de paisaje) y factores físico-químicos respecto a la composición (familias sensibles y grupos funcionales) y estructura de macroinvertebrados bioindicadores en la Cuenca Alta de la Antigua.

OBJETIVO GENERAL

- Estudiar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos con relación a las variaciones en la cobertura vegetal y factores físico-químicos del agua en arroyos de la cuenca Alta de La Antigua, Veracruz, México.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Comparar la abundancia de macroinvertebrados bioindicadores entre la época de lluvias y de secas.
- Determinar las variables más importantes (físico-químicas y cobertura vegetal a escalas local y de paisaje) en la agrupación de familias bioindicadores y grupos funcionales en los sitios de estudio.
- Analizar el efecto de las variables estudiadas (físico-químicas y cobertura vegetal) en función a la abundancia de familias bioindicadores y grupos funcionales en los sitios de estudio.

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del río La Antigua es una de las más importantes del centro del estado de Veracruz, abarca un área de 2, 827 km²; se ubica entre los 19°05' y 19°34' de latitud norte, 96°06' y 97°16' de longitud oeste; pertenece a la región hidrológica número 28 del río Papaloapan y se localiza en la porción sudoccidental del Golfo de México (CONAGUA, 2001). Esta cuenca es de gran importancia por ser la fuente principal de agua de las ciudades de Xalapa y Coatepec. El río La Antigua nace en la Sierra Madre Oriental, con el nombre de río Resumidero, a una altitud de 3,350 m.s.n.m., en el estado de Puebla. En su parte alta, la cuenca está formada por arroyos que van de primero a cuarto orden que se unen de forma irregular (Navarrete-Vázquez, 2008) y confluye en el río Los Pescados, que desemboca en el Golfo de México.

Según el análisis de las variables para estimar la alteración de la dinámica funcional de las cuencas del país, indica que 66% de éstas presentan un grado de deterioro de alto a extremo en su funcionamiento, las cuencas con grados extremos de alteración se ubican principalmente en el centro-oriental siendo una de ellas La Antigua (en Veracruz), debido al el crecimiento proyectado de la población y las tendencias de cambio de uso de suelo (Cotler *et al.*, 2010).

La cuenca del río La Antigua se caracteriza por suelos del tipo Feozem, Vertisol, Rendzina y Luvisol. Dentro de los tipos de vegetación se identifican a los bosques de pino-encino, bosque mesófilo, selva baja caducifolia, vegetación riparia, cafetales, pastizal inducido y cultivado (Pereyra *et al.*, 2011). La parte norte del área es un paisaje rural, donde se observan remanentes de la vegetación original (bosques de coníferas y mesófilos de montaña), y hacia el sur existe un segmento de vegetación relativamente bien conservado (Navarrete *et al.*, 2006). Según los registros climatológicos de 1961 a 1990 (SMN, 2008), la temperatura media anual es 22.3° C y oscila entre los 18.7 y 25.2° C La precipitación media anual es de 1,393 mm, con valores altos hacia la zona montañosa (>2,000 mm), y valores bajos en la parte central (900–1,000 mm) (CONAGUA, 2008). Debido a las variaciones del clima a lo largo

del año, Muñoz-Villers (2008) lo subdivide en tres épocas. Describe una época de nortes de noviembre a febrero, que se caracteriza por bajas temperaturas y escasas precipitaciones. Sigue una época seca de marzo a abril, caracterizada por temperaturas cálidas y escasas precipitaciones. Y la tercera, la época de lluvias de mayo a octubre, caracterizada por cálidas y abundantes precipitaciones.

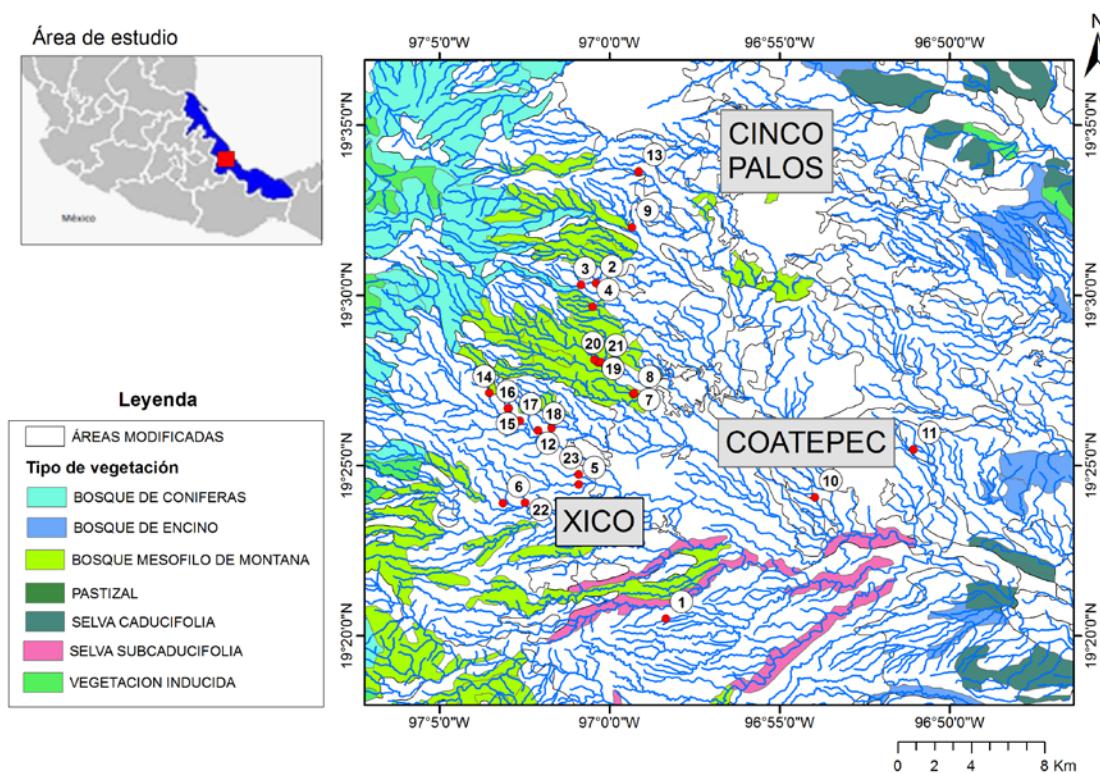


Figura 1. Ubicación del área de estudio con los sitios muestreados (círculos rojos) y cobertura vegetal durante el periodo de estudio (2014-2015) de la parte alta del río la Antigua. Modificación del mapa de cobertura vegetal y usos de suelo de Muñoz-Villers y López-Blanco (2007).

Selección de sitios de muestreo

La selección de los sitios de muestreo se realizó en coordinación con el equipo de trabajo sobre usos de suelo en la cuenca del río La Antigua, proyecto realizado por el Instituto de Ecología, A.C. (R. Manson, com. pers.), y con la ayuda de ortofotos rectificadas de la región a escala 1:50.000 (INEGI 2004). Se escogieron sitios de captación de arroyos de primer a tercer orden, (al no presentar tantas ramificaciones) distribuidos en la cuenca que tuvieran diferentes coberturas vegetales, desde áreas totalmente deforestadas o con pastizales, hasta zonas boscosas poco modificadas y con buena cobertura vegetal. Se seleccionaron 23 arroyos para ser estudiados durante la época lluviosa seca (abril-mayo) y la época lluviosa (junio-octubre) del año 2014 (Fig.1). En cada arroyo se seleccionó un tramo representativo, de aproximadamente cinco metros de longitud. Se cuantificaron variables físico-químicas, la cobertura vegetal sobre el cauce, ancho, profundidad y tipo de sustrato del arroyo. En el **Anexo 1** se detalla fecha, coordenadas geográficas, altitud y características del hábitat de los sitios de muestreo.

Muestreo de macroinvertebrados acuáticos

En cada sitio se cuantificó la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, para esto se realizó una colecta, aplicando la metodología descrita por Merrit y Cummins, 1996, que es capaz de abarcar una muestra “representativa” de los microhábitats acuáticos. La metodología consiste en: el uso integral de tres técnicas por cada unidad de muestreo, (1) Una red Surber (de 0.09 m² de superficie de muestreo y 250 µm de apertura de malla), empleada para remover el sustrato del fondo o la vegetación sumergida a contra corriente; (2) Una red tipo “D” para el muestreo en la vegetación a las orillas de los ríos; y (3) colecta manual de macroinvertebrados por tiempo estandarizado (5 minutos) en microhábitats inaccesibles con las redes, como son agujeros, piedras y vegetación flotante. El material recolectado fue depositado en bolsas ziploc con etanol a los 80%, debidamente rotulados. En el laboratorio se procedió a limpiar y separar los macroinvertebrados de la hojarasca

proveniente de cada sitio de muestreo. Para esto, se utilizó una bandeja de plástico blando, pinzas entomológicas y frascos plásticos. Los especímenes fueron preservados con etanol al 80%.

Los macroinvertebrados colectados fueron separados, determinados y cuantificados a nivel de clase, orden, familia, género y especie, con la ayuda un estéreo-microscopio (AmScope) de 20x y 40x de aumento. La identificación taxonómica siguió las categorías reconocidas para México y países vecinos (Spangler *et al.*, 1992, Merrit y Cummins 1996, Novelo-Gutierrez 1997, Wiersema *et al.*, 2000 y Tomanova *et al.*, 2005).

Las comunidades de macroinvertebrados se clasificaron según su estructura trófica, como desmenuzadores (D), raspadores (R), colector-filtrador (CF), colector- recogedor (CR) y fragmentador (F) y tres rasgos de sensibilidad según los valores del BMWP, como sensibles, medianamente sensibles y de baja sensibilidad (Cuadro 1, Merrit y Cummins, 1996).

Variables físico-químicas

En cada arroyo se midió *in situ* la alcalinidad y la temperatura (T °C) con un medidor de pH y temperatura impermeables (HI 98107, Hanna Instruments), al igual que la conductividad con el medidor HM Digital, AquaPro Water Quality Tester-EC (Anexo 2). Para los análisis físicos-químicos del agua se colectaron muestras en recipientes de polietileno en cada estación de muestreo, las mismas que fueron refrigeradas a 4 °C. Se utilizó un kit de calidad de agua (HI 3817), para evaluar parámetros relacionados con sulfitos, hierro, cloruros, dureza y alcalinidad. También se calculó ancho del cuerpo de agua (An) y la profundidad del cauce (Pr), utilizando un flexómetro rígido de 4 m (Anexo 3), con fines descriptivos de los puntos de muestreo.

Cobertura vegetal

La caracterización vegetal de los puntos de muestreo siguieron dos protocolos para medir la cobertura vegetal:

1.- **Escala local.**- Se tomaron fotografías hemisféricas, que permite obtener un registro detallado de los claros del dosel y estimar, tanto la estructura del mismo, como la transmisión de luz al sotobosque (Mauro-Díaz *et al.*, 2014). Utilizando una cámara con un lente ojo de pez de 180°; la cámara se apoyó a un trípode para mantener la estabilidad de la misma, a una altura de 1.30m del suelo. La cámara y el trípode fueron colocados en el centro del arroyo; con la ayuda de una brújula, se ubicó la parte inferior del lente de la cámara en dirección al norte magnético. Se tomaron tres fotos como mínimo por sitio, para comparaciones y seleccionar la mejor imagen. Posteriormente las fotografías se convirtieron a blanco y negro y se importaron al software ImageJ Ver.1.46r (Ferreira y Rasband, 2012), el cual puede calcular el área de los pixeles, escala de grises y puede crear histogramas de densidad, donde se realizaron los cálculos de la estimación de la sombra foliar (pixeles negros), en porcentaje para cada sitio, este programa es recurrentemente usado para la cuantificación de cobertura del dosel (Osmond, 2009). Se registró información relacionada a la pendiente del terreno, altitud, posición geográfica y fecha de la toma de las fotografías.



Figura. 2. Fotografía hemisférica de los sitios de muestreo.

2.- **Escala paisaje.**- A una escala espacial de 1:50000, se calculó el índice diferencial de vegetación normalizado (NDVI, del inglés), que tiene un gran valor en términos ecológicos, ya que es un buen estimador de la fracción de la radiación fotosintéticamente activa interceptada por la vegetación, el control principal de las ganancias de carbono (Monteith 1981); y la productividad primaria (Tucker *et al.* 1985), es una variable integradora del funcionamiento del ecosistema (Virginia y Wall 2001). Este índice se calculó con la aplicación de un buffer de 100m a cada lado de la orilla del río muestreado en una imagen satelital (Vieira *et al.*, 2015 y Dutra, 2011), con la ayuda del software Arcmap 10.2.2. (ESRI, 2014) (Fig. 3).

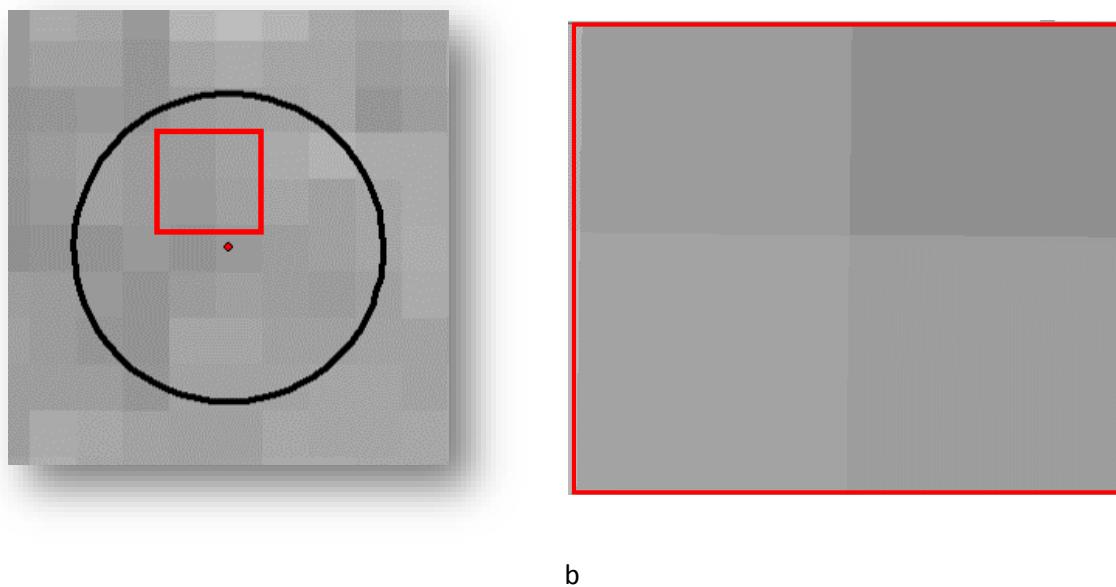


Figura 3. **a.** Buffer de 100m en los puntos de muestreo con el índice de NDVI. **b.** Aumento con la medida de los pixeles 30 x 30.

Calidad del agua

La evaluación de la calidad del agua, se realizó por medio del cálculo de los índices BMWP (Biological Monitoring Working Party, Armitage *et al.*, 1983). Para la aplicación, se designó el valor establecido para cada familia y al final se realizó la sumatoria de todas las familias encontradas por estación de muestreo, proporcionando de esta forma un puntaje total del índice BMWP para determinar la calidad del agua del sitio en cuestión. Con los valores obtenidos de la sumatoria se determinó la calidad biológica de los sitios de muestreo (Roldán, 2003).

Determinación de las variables físico-químicas y la cobertura vegetal con la agrupación de familias bioindicadoras y grupos funcionales de macroinvertebrados

Para determinar las variables más importantes (físico-químicas y cobertura vegetal) en la agrupación de familias bioindicadoras y grupos funcionales entre los sitios de estudio, se aplicó una Análisis de Componentes Principales (PCA). Previo a este análisis, los datos de las variables porcentuales (cobertura vegetal y índice de NDVI) fueron estandarizados extrayendo la raíz cuadrada (Sokal y Rohlf, 1995).

La asociación entre las familias bioindicadoras, grupos funcionales y las variables más importantes fue evaluada a través de un Análisis de Componentes Canónicos (ACC). El ACC es útil para entender como la comunidad de macroinvertebrados responden simultáneamente a factores externos como las variables ambientales (pH, alcalinidad, dureza, etc.).

Dado que las variables de respuesta son conteos y tienden a tener datos con sobre-dispersión, las diferencias en la abundancia entre dos épocas anuales y el efecto de las variables estudiadas sobre la abundancia de familias bioindicadores y grupos funcionales fueron analizadas con Modelo Lineal Generalizado (GLM), asumiendo una distribución quasi-Poisson (Crawley, 2012).

Las interacciones entre las variables físico-químicas, la cobertura vegetal y la abundancia de los grupos funcionales alimenticios y familias sensibles fueron exploradas a través de modelos con árboles correlativos.

El Análisis de Componentes Principales y el Análisis de Componentes Canónicos se realizaron en el programa PAST 3.0.6, mientras que los GLMs y árboles correlativos con el programa R.

RESULTADOS

Comparación de la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados entre la época lluviosa y seca.

En total se registraron 4210 macroinvertebrados, pertenecientes a seis clases, 15 órdenes, 59 familias y 101 géneros (Anexo 4). La familia más abundante fue Simuliidae (Díptera) con 700 individuos colectados (17%), seguida por Veliidae (Hemíptera) con 581 individuos (14%) y Chironomidae (Díptera) con 423 individuos (10%). Estas familias fueron registradas en el 96% de los puntos de muestreo.

En la época lluviosa, las familias más abundantes fueron Simuliidae (Díptera) con 521 individuos colectados (21%) y Chironomidae (Díptera) con 306 individuos colectados (13%, Fig. 4). Para la época seca, las familias más abundantes fueron Veliidae (Hemíptera) con 364 individuos colectados (20%) y Simuliidae (Díptera) con 179 individuos colectados (10%, Fig. 4). El orden con mayor frecuencia fue Díptera, presente en 22 de los 23 puntos estudiados, con 1206 individuos colectados (29%), seguido del orden Hemíptera con 887 individuos (21%) y el orden Trichoptera con 608 individuos (14%, Fig. 5). Basommatophora, Lepidóptera y Tricladida no superan el 1% del total de individuos, siendo raros durante los muestreos.

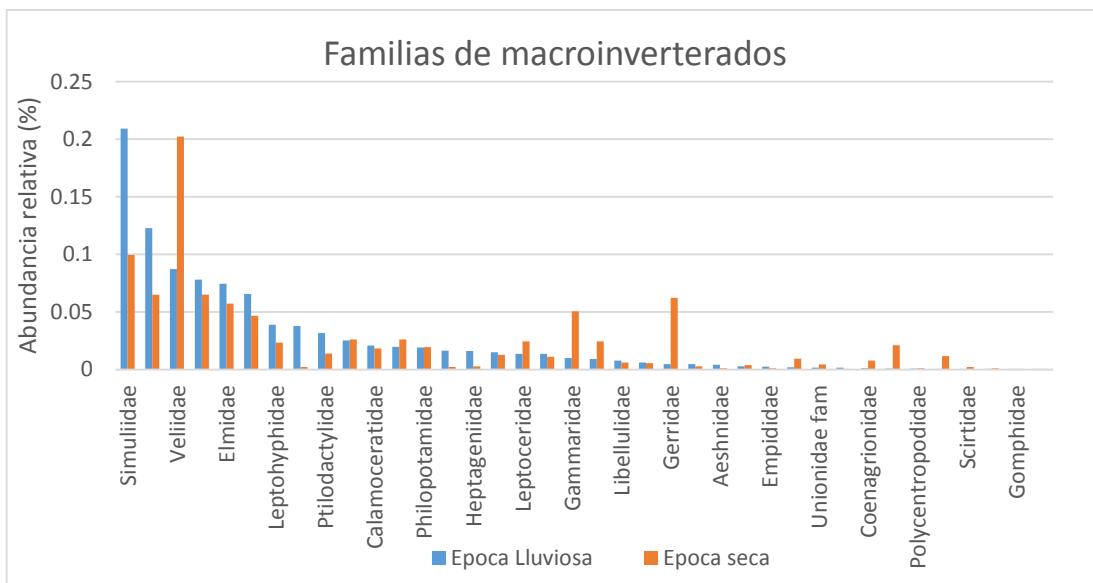


Figura 4. Familias de macroinvertebrados representativas durante la época lluviosa (mayo 2014) y seca (octubre 2014), en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz.

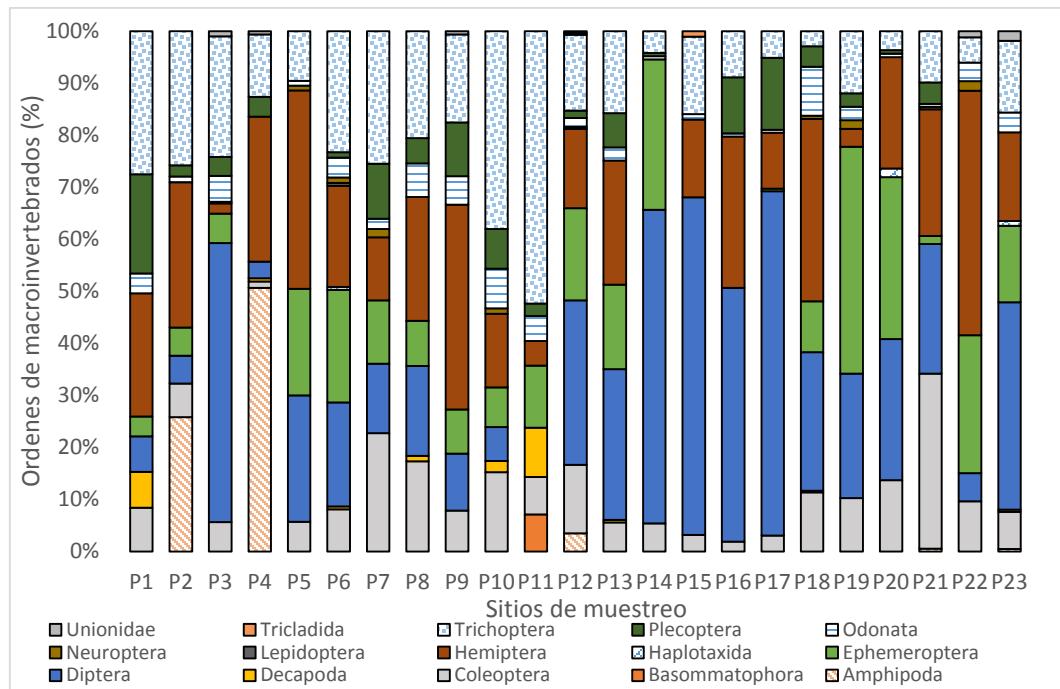


Figura 5. Representatividad taxonómica (órdenes) de macroinvertebrados en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz en época seca (octubre) y lluviosa (mayo).

No se encontraron diferencias significativas ($p>0.0593$; $gl: 192$) en la abundancia total de macroinvertebrados acuáticos comparada entre la época seca y lluviosa (Cuadro 3).

Cuadro 3. Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de macroinvertebrados entre dos épocas anuales.

Coeficientes	Estimación	Error Std.	Valor de <i>t</i>	Pr(> <i>t</i>)	
Lluviosa	4.6203	0.1161	39.79	<2e-16	***
Seca	-0.3497	0.1806	-1.936	0.0593	.

Codigos de signif.: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Agrupación de grupos bioindicadores respecto a los parámetros físico-químicos y la cobertura vegetal

De los 101 géneros colectados, el grupo dominante fue el colector-recogedor (1607 individuos) siendo este grupo el más significativo (Cuadro 4), seguido por el grupo depredador (1294 individuos). El grupo con menos individuos fue el colector-filtrador, con 259 (Fig. 6). En la época lluviosa, el grupo con mayor abundancia fue el colector-recogedor (1191 individuos), seguido por el grupo depredador (534 individuos), mientras que en la época seca, el grupo con mayor abundancia fue el depredador (760 individuos), seguido de colector-recogedor (416 individuos, Fig. 7). Se pudo observar que en los grupos funcionales el grupo colector-recogedor y depredador se encuentran presentes en todos los puntos de muestreo, mientras que los demás grupos funcionales (colector-filtrador, fragmentador y raspador), fueron poco comunes durante el muestreo (Fig. 8).

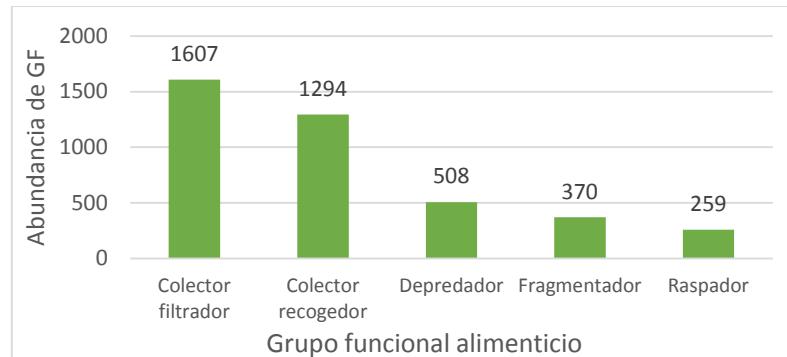


Figura 6. Grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados en la cuenca alta de La Antigua, Veracruz.

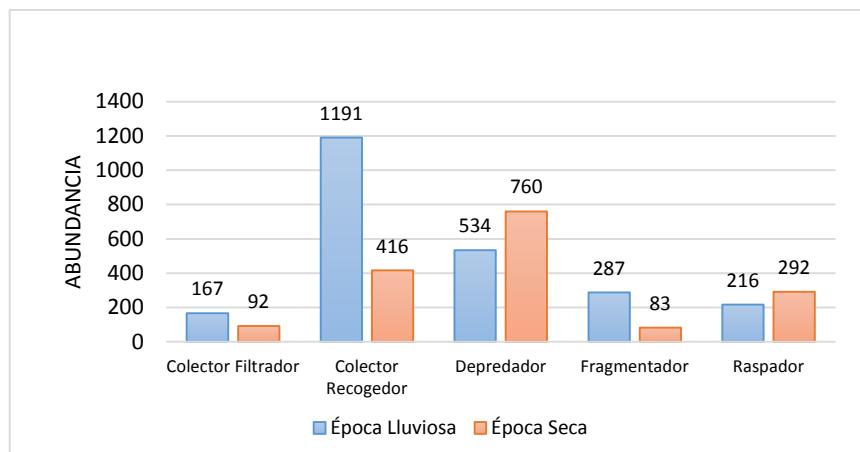


Figura 7. Abundancia de los grupos funcionales tróficos para las dos épocas de estudio.

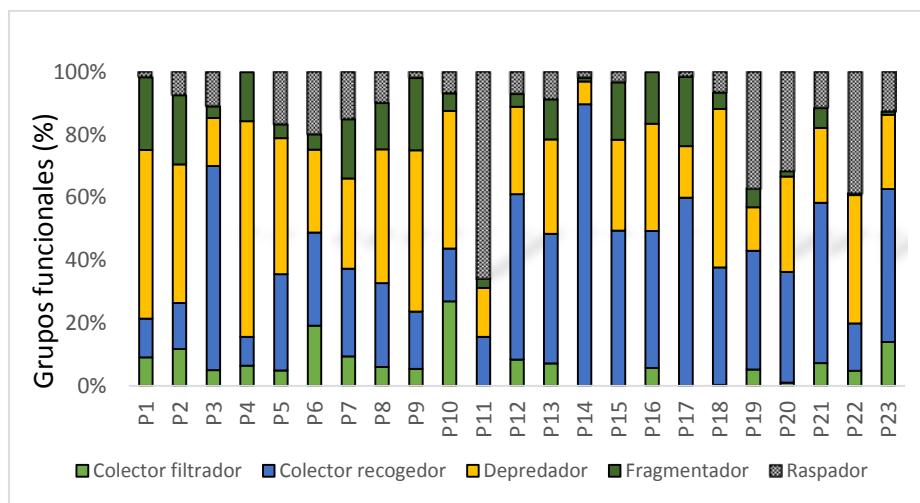


Figura 8. Representatividad de los grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados en los sitios de muestreo de la cuenca alta de La Antigua, Veracruz.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) indicó que el 82% de la variación de datos fue explicado por los dos primeros componentes (Fig. 9). El primer eje explicó el 56% de la varianza total, separando los sitios de muestreo en relación a la cobertura vegetal. El segundo eje explicó el 26 % de la varianza de los datos, estando altamente correlacionadas las variables de hierro, dureza, alcalinidad y cloruros, en función a las variables físico-químicas del agua.

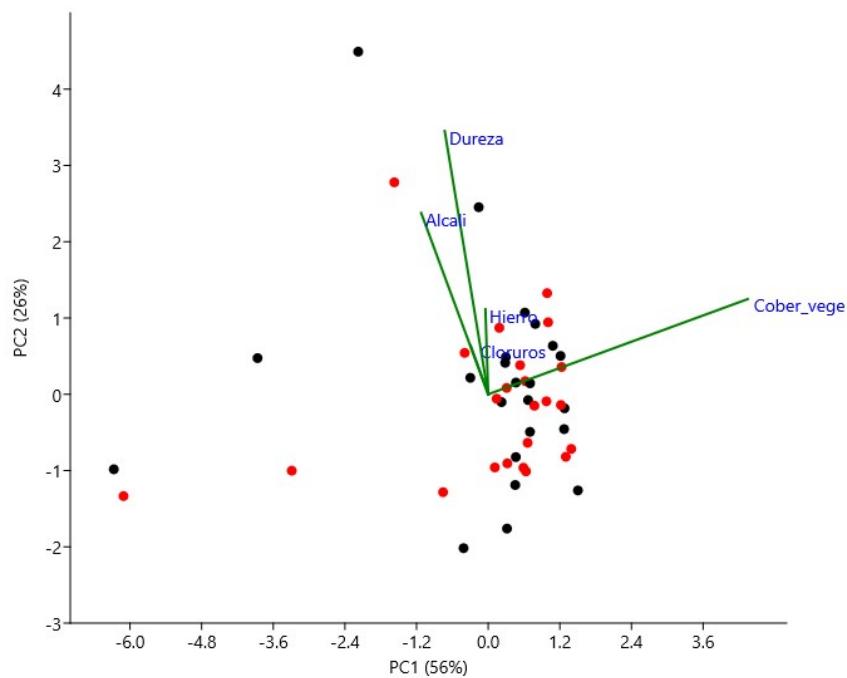


Figura 9. Análisis de componentes principales sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La Antigua, y evaluados de acuerdo al aporte de las variables físico-químicas y la cobertura vegetal (líneas verdes).

El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) realizado con las abundancias de los grupos funcionales, cobertura vegetal y las variables más importantes (hierro, dureza, alcalinidad y cloruros), explicó entre los dos primeros ejes el 98% de la varianza (Fig. 10). Se observa al extremo derecho del eje principal una agrupación de colectores-filtradores y raspadores que se relacionan con la variación en los valores de dureza y la alcalinidad. Hacia el centro del eje X se localizaron los colectores-raspadores y depredadores, que se relacionan principalmente con el hierro. Finalmente, hacia el lado izquierdo del eje principal, se caracteriza la dominancia relativa de filtradores relacionados con la cobertura vegetal y los cloruros (Fig. 10).

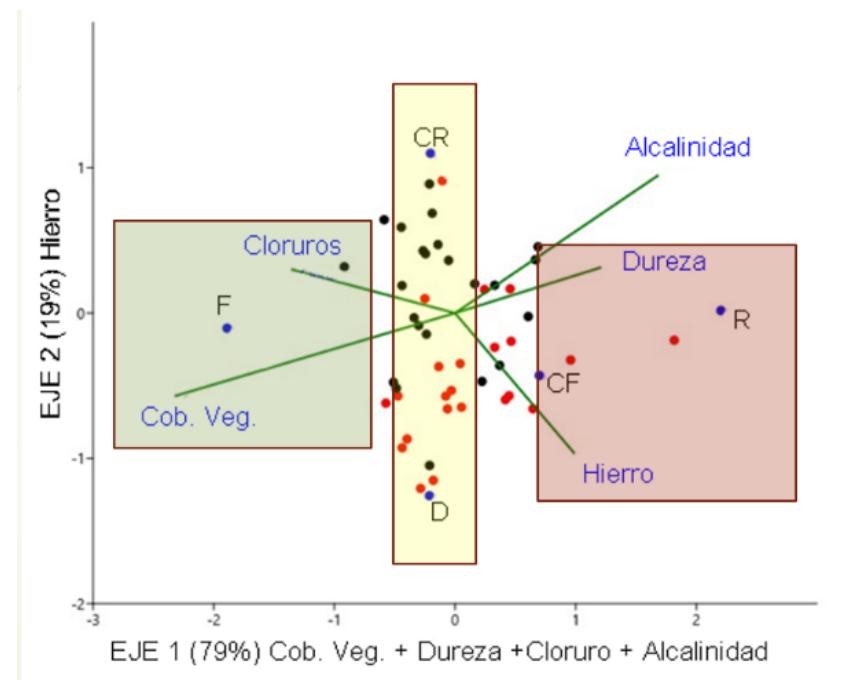


Figura 10. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La Antigua, donde se agrupan grupos funcionales tróficos de acuerdo a la relación entre la abundancia y las variables físico-químicas con la cobertura vegetal (Líneas verdes). Grupos funcionales (puntos azules): D= depredadores, CF= colector-filtrador, CR=Colector-Recogedor, F= fragmentador, R= raspador.

El Análisis de Correspondencia Canónica (ACC), tiene un alto valor explicativo (95% para el primer eje) entre las variables físico-químicas, cobertura vegetal y la abundancia de familias sensibles (Fig. 11). El diagrama indica que hay una tendencia a la separación de los grupos sensibles respecto a las variables físico-químicas y la cobertura vegetal, mientras que los grupos medianamente sensibles y los de baja sensibilidad no presentaron una agrupación definida (Fig. 11).

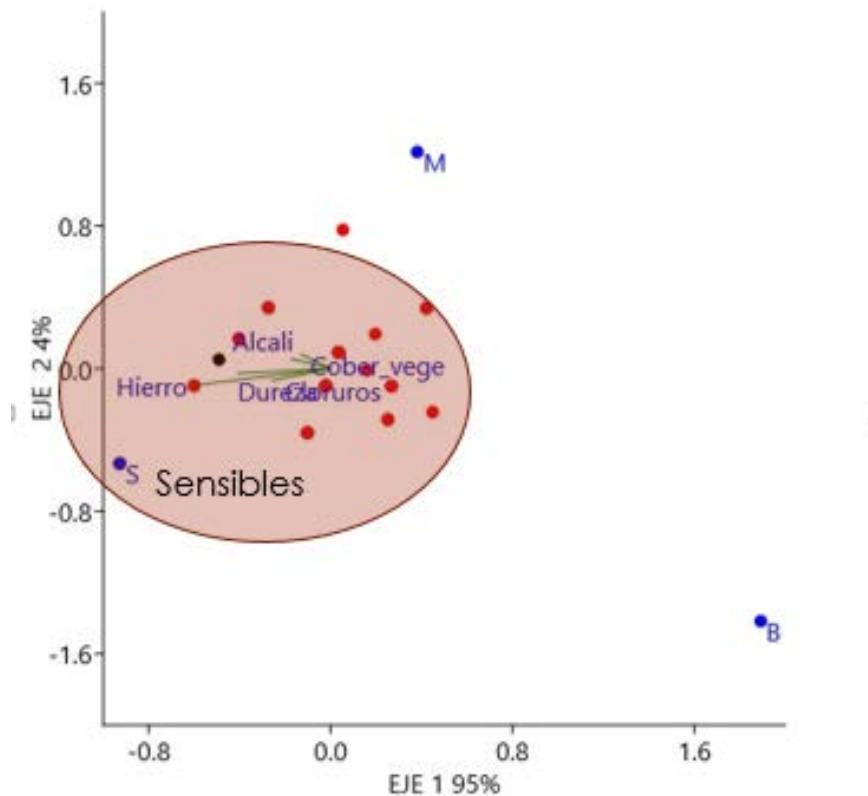


Figura 11. Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) sobre los puntos de muestreo realizados en la época seca (puntos negros) y lluviosa (puntos rojos) en la cuenca alta de La Antigua, donde se agrupan las familias bioindicadoras de acuerdo a la relación entre la abundancia y las variables físico-químicas con la cobertura vegetal (Líneas verdes). Familias bioindicadoras (puntos azules): S= sensibilidad alta, M=sensibilidad media, B= sensibilidad baja.

Cuando en el análisis se categorizó a los macroinvertebrados por familias sensibles y grupos funcionales, entonces se encontró que la alcalinidad y el índice NDVI fueron determinantes sobre la abundancia de estos grupos, inclusive con diferencias entre las épocas seca y lluviosa (Cuadros 4 y 5), mientras que cobertura vegetal a escala local no tuvo significancia en el análisis.

Cuadro 4. Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de Grupos funcionales tróficos de macroinvertebrados y las variables más importantes (alcalinidad e índice de verdor, NDVI) durante el periodo de estudio.

Coeficientes	Estimación	Error Std.	Valor de <i>t</i>	Pr(> <i>t</i>)	Significancia
Lluviosa (colector-filtrador)	1.6931	0.5497	3.08	0.00239	**
Seca	-0.2597	0.1284	-2.023	0.04455	*
Colector-recogedor	1.6187	0.2678	6.043	8.14E-09	***
Depredadores	1.2811	0.2723	4.705	4.97E-06	***
Fragmentador	0.1795	0.324	0.554	0.58	
Raspador	0.5485	0.3054	1.796	0.07415	.
Alcalinidad	-0.026	0.008397	-3.097	0.00226	**
NDVI	3.7258	1.4551	2.56	0.01124	*

Códigos de significancia: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Cuadro 5. Resultados del análisis del Modelo Lineal Generalizado (GLM) sobre la matriz de abundancias de familias sensibles de macroinvertebrados y las variables más importantes (alcalinidad e índice de verdor, NDVI) durante el periodo de estudio

Coeficientes	Estimación	Error Std.	Valor de <i>t</i>	Pr(> <i>t</i>)	Significancia
Lluviosa (Baja)	1.749849	0.573099	3.053	0.002495	**
Seca	-0.292539	0.137907	-2.121	0.03483	*
Media	-0.328994	0.257936	-1.275	2.03E-01	
Sensible	0.790682	0.22135	3.572	4.21E-04	***
Alcalinidad	-0.020278	0.008808	-2.302	0.022099	*
NDVI	3.876817	1.586882	2.443	0.01522	*

Códigos de significancia: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1

Interacciones de las variables físico-químicas, cobertura vegetal y umbrales de abundancia de los grupos bio-indicadores

Para los grupos funcionales, los árboles correlativos mostraron que los colectores-filtradores, fragmentadores y raspadores no respondieron estadísticamente a las variables más relevantes (época seca, época lluviosa, alcalinidad y NDVI), propuestas en la hipótesis de esta investigación. En cambio, los colectores-recogedores y depredadores mantuvieron interacciones a nivel de épocas, con umbrales de abundancia determinados por la alcalinidad y el NDVI (Fig. 12). Los colectores-recogedores en la época lluviosa y con valores bajos de alcalinidad ($< 22.5 \text{ mg/L CaCO}_3$), presentaron una abundancia promedio de 85.2 individuos, mientras que la época seca valor promedio de abundancia fue de 24.5 individuos (Fig. 12). Los depredadores tuvieron abundancias promedio de 49.83 individuos, cuando los valores de alcalinidad son $< 25.5 \text{ mg/L CaCO}_3$, pero con un valor mayor a 0.345 de NDVI. Finalmente, la abundancia promedio de los depredadores fue de 22.9 individuos, cuando los valores de alcalinidad fueron mayores a 25.5 mg/L CaCO₃ (Fig. 12).

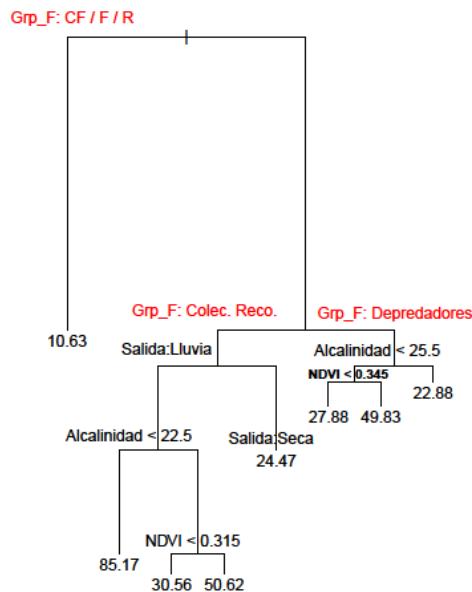


Figura 12. Árbol correlativo de las variables más importantes (alcalinidad, NDVI, época) sobre los umbrales de abundancia de los grupos funcionales tróficos de la Cuenca alta de la Antigua. Grupos funcionales (Rojo): D= depredadores, CF= colector-filtrador, Colec.Reco=Colector-Recogedor, F= fragmentador, R= raspador.

Para las familias sensibles, los modelos de árboles correlativos muestran que aquellas consideradas con baja y mediana sensibilidad no se vieron influenciadas por la época lluviosa, época seca, alcalinidad y el NDVI. Por el contrario, al igual que los grupos funcionales colector-recogedores y depredadores (Fig. 13), las familias sensibles, se vieron influenciadas por las épocas de muestreo, la alcalinidad y el NDVI (Fig. 13). Las familias sensibles tuvieron una abundancia promedio de 26.3 individuos cuando la alcalinidad es $< 37.5 \text{ mg/L CaCO}_3$ y valores NDVI > 0.27 ud. La abundancia promedio más baja fue de 10.20 individuos durante en la época seca, para sitios con valores de NDVI < 0.27 ud y valores bajos de alcalinidad (< 37.5 ud, Fig. 13).

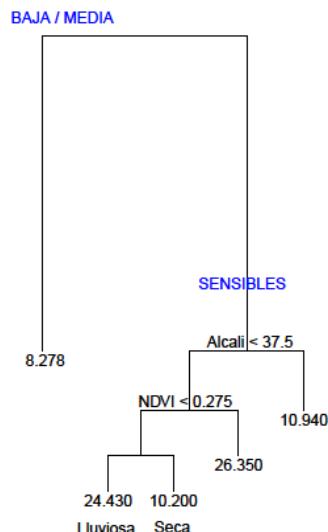


Figura 13. Árbol correlativo de las variables más importantes (alcalinidad, NDVI, las épocas) sobre los umbrales de abundancia de las familias sensibles de macroinvertebrados de la cuenca alta de La Antigua.

Abundancia de grupos funcionales y familias sensibles en relacionados a los valores del índice de NDVI.

Para los grupos funcionales, los colectores-recogedores y depredadores, aumentaron sus abundancias en relación a los del índice de NDVI, mientras que los raspadores son más abundantes hacia valores por arriba de 0.3 del NDVI (Fig. 14). Para las familias sensibles, el grupo con mayor sensibilidad aumentó su abundancia en relación a los del índice de NDVI (Fig. 15).

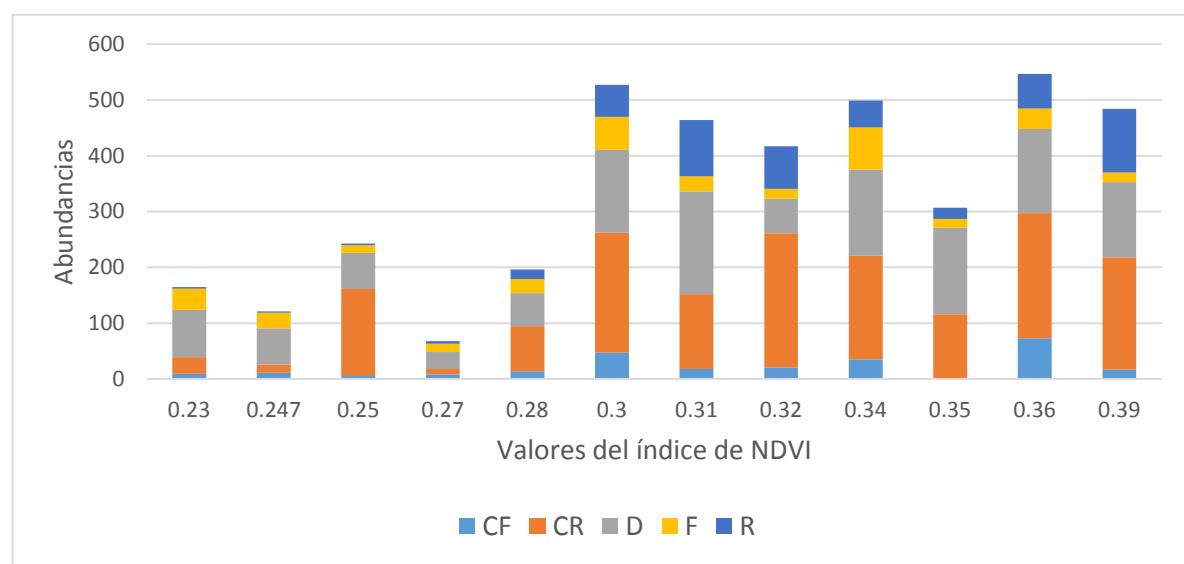


Figura 14. Análisis de las abundancias de los grupos funcionales en relación a los valores del índice de NDVI (que indican que los valores cercanos a uno, refleja una buen estado de salud de la vegetación) en la cuenca alta de La Antigua. Grupos funcionales: D= depredadores, CF= colector-filtrador, CR=Colector-Recogedor, F= fragmentador, R= raspador.

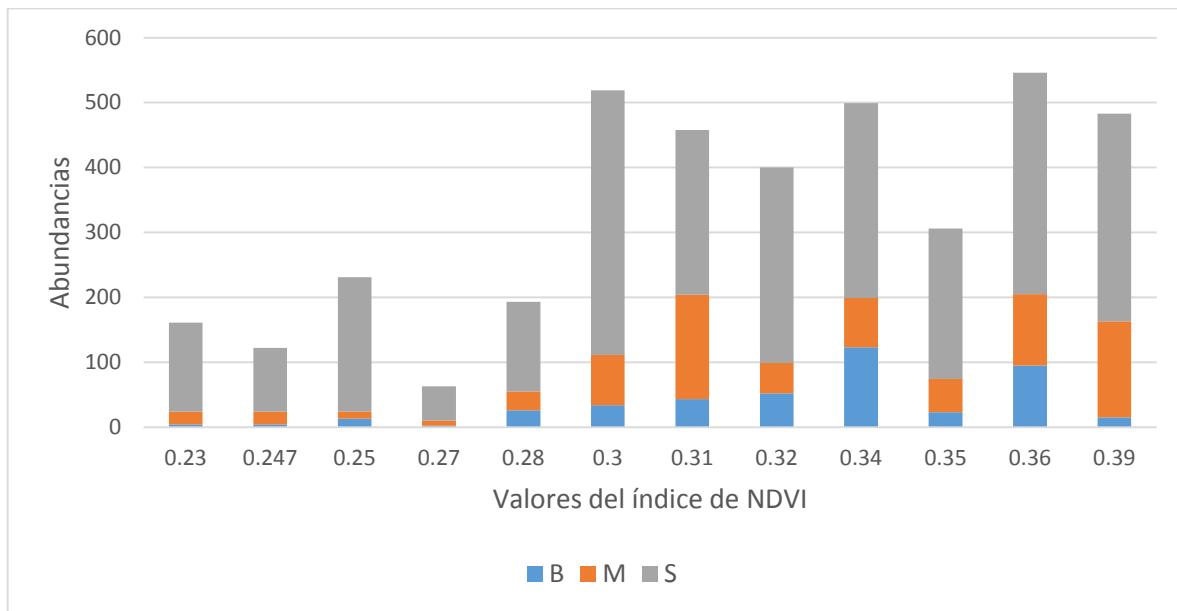
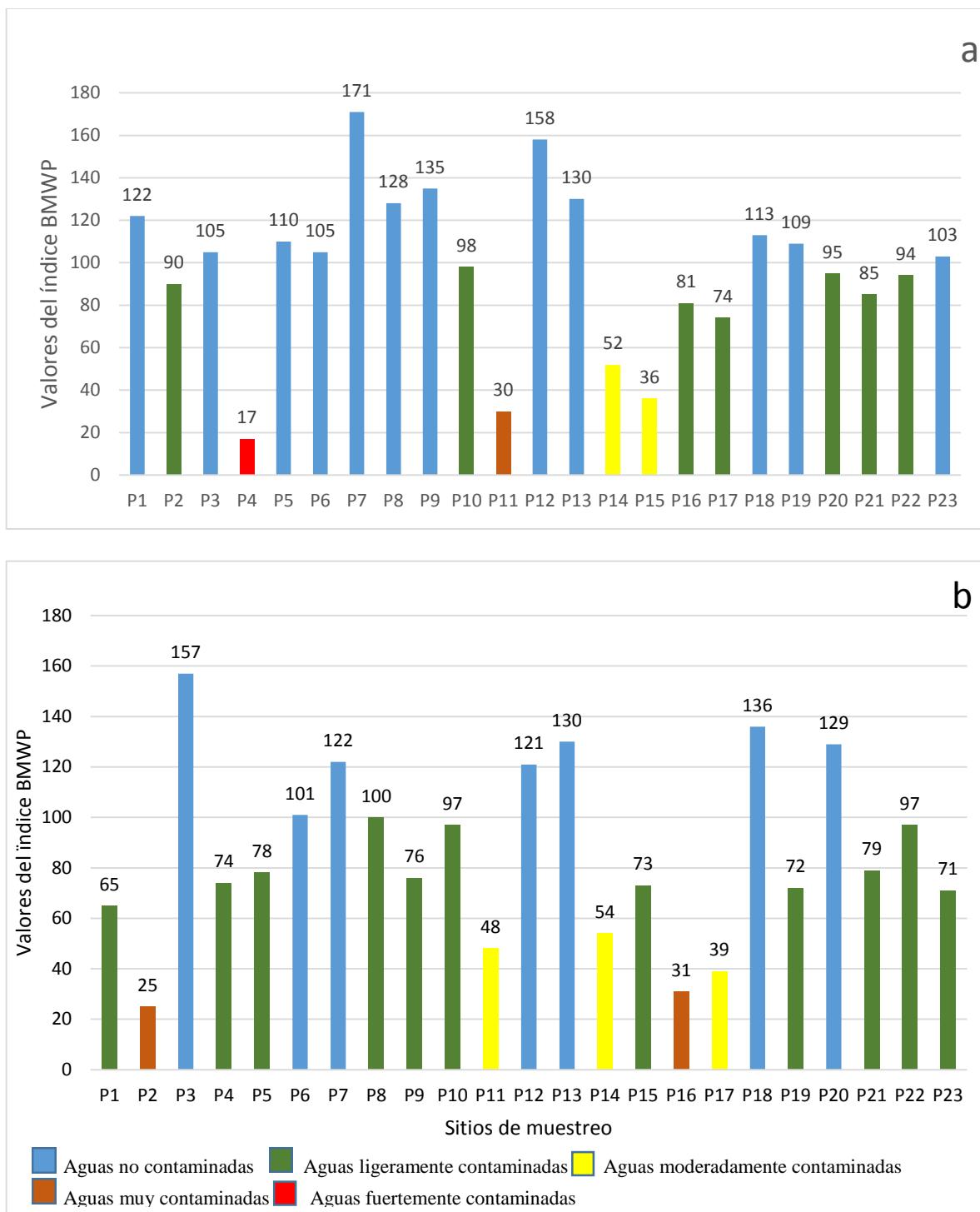


Figura 15. Análisis de las abundancias de las familias sensibles en relación a los valores del índice del NDVI (que indican que los valores cercanos a uno, refleja una buen estado de salud de la vegetación) en la cuenca alta de La Antigua. Familias bioindicadoras: S= sensibilidad alta, M=sensibilidad media, B= sensibilidad baja

Calidad del agua según el índice BMWP

A pesar de que el índice BMWP, no tuvo significancia en el análisis, se pudo determinar que, el 41% de los sitios de muestreo son considerados como no contaminados, el 39% son ligeramente contaminados, 11% moderadamente contaminadas, 7% muy contaminadas y 2% fuertemente contaminadas. Estos valores y categorías varían entre los sitios, si se considera la época seca y lluviosa (Fig. 16).



a

b

DISCUSIÓN

En este estudio se evaluó el efecto de las variables físico-químicas y cobertura vegetal sobre la abundancia, estructura de grupos funcionales tróficos y las familias sensibles de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta de la Antigua. La abundancia total de macroinvertebrados acuáticos no presentaron diferencias significativas comparada entre la época seca y lluviosa. Si bien se ha determinado que las zonas templadas y tropicales suelen presentar altos valores de abundancia de macroinvertebrados durante la época seca (Astudillo, 2014), nuestros resultados coinciden con los datos obtenidos en el trabajo de Mesa *et al.* (2012), quienes encontraron que la abundancia de macroinvertebrados en los diferentes períodos (seco y lluvioso) no presentó diferencias significativas, al evaluar la composición de macroinvertebrados y la calidad de agua en zonas de río provistas de vegetación ribereña nativa, exótica y zonas sin vegetación. Esto se puede explicar debido a que en las regiones tropicales las estaciones climáticas no son marcadas (Mesa *et al.*, 2012), y que en nuestro caso, la temporada de lluvia se extendió inusualmente durante el año 2014 en el área de estudio, como lo señaló el registro del clima en México (CONAGUA 2014).

Los macroinvertebrados acuáticos de la cuenca alta del Río La Antigua, están claramente dominados por larvas de dípteros (mosquitos), de manera que el género *Simulium* representa al grupo más abundante en ambas épocas, siendo estos resultados consistentes con las observaciones realizadas en hábitats de ríos de zonas templadas (Merriet y Cummins 1996). Las hembras de esta familia de insectos (Simuliidae), depositan sus huevos en masas compactas sobre sustratos tales como rocas o piedras, plantas acuáticas y diversos tipos de vegetación sumergida o colgante presente en la corriente de quebradas y ríos de agua limpia y bien oxigenada (ambientes lóticos). La mayoría de las especies de este grupo se encuentran en ríos de tamaño y flujo variable, habitando el área erosiva y de flujo sostenido de la corriente de agua, con abundante materia orgánica fina en suspensión (alimento principal de las larvas) y apropiado sustrato expuesto en la corriente como medio de adhesión superficial de las larvas y pupas (Villamizar *et al.*, 2011), con lo que se demuestra que la mayoría de los ríos evaluados para este estudio poseen aguas bien oxigenadas y con ligeros indicios de contaminación, acordes a los valores del índice BMWP (Fig. 16).

En cuanto a los grupos funcionales tróficos, los colectores-recogedores fueron abundantes en los sitios de muestreo para la época lluviosa (Fig. 7) y sus abundancias aumentaron en relación a los valores altos de del NDVI (Fig. 14). La dominancia de colectores-recolectores, tanto en áreas de pozones como de correderas, parece ser un rasgo común en varios ambientes de zonas templadas (Lemly y Hilderbrand, 2000). Se ha reportado una alta proporción de colectores-recolectores inclusive en ríos con gran cantidad de paquetes de hojas y de otros materiales orgánicos (Ramírez y Pringle, 1998), lo que estaría determinando las características de éstas comunidades en éste tipo de ambientes. En contraste, los depredadores fueron el grupo funcional más abundante en la época seca y sus abundancias aumentaron en relación a los valores altos de del NDVI (Fig. 14). Las fluctuaciones temporales en la abundancia de los depredadores parecen obedecer al aumento de la riqueza general de macroinvertebrados acuáticos durante los meses de baja precipitación, lo cual pudo significar un incremento de la disponibilidad de presas para este grupo en esos periodos durante nuestro estudio, tal como lo reporta Rivera *et al.* (2013).

Estudios previos han demostrado que los factores ambientales influyen en la variabilidad de la distribución de los macroinvertebrados acuáticos (Lance *et al.*, 2003). Así, los factores físico-químicos del agua como el hierro, dureza, alcalinidad y cloruros, influyen en los modelos de distribución de macroinvertebrados acuáticos de la cuenca alta de la Antigua, que es consistente con lo señalado por Palmer *et al.* (1997) para ecosistemas templados. Por ejemplo, Rico *et al.* (2009) reportan por separado el efecto de la conductividad, que en interacción con la alcalinidad y dureza, denotaron un proceso de mineralización en las aguas de los ríos estudiados. Así, se demuestra que los Ephemeroptera, Coleóptera y Trichoptera se beneficiaron en cuanto a su número por el proceso de mineralización, tal como ocurre en nuestro estudio (Anexo 4). Este evento se daría como producto de oxidación-reducción de la materia orgánica, lo que proporcionaría un ambiente más favorable para el desarrollo de estos grupos sensibles.

Identificamos a la alcalinidad como una de las variables físico-químicas determinantes en la abundancia de grupos funcionales y familias sensibles (Fig. 9). La alcalinidad de aguas superficiales está determinada generalmente por el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos, ésta se toma como un indicador de dichas especies iónicas. No sólo representa el

principal sistema amortiguador (tampón, buffer) del agua dulce, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de CO₂ para la fotosíntesis (Montelongo *et al.*, 2008). Así, el bicarbonato constituye la forma química de mayor contribución a la alcalinidad, cuando hay gran actividad fotosintética de algas o descargas industriales en un cuerpo de agua. Chávez *et al.*, (2010) sugieren que la acidificación de los ríos afecta primero a las especies ácido-sensitivas, pero cuando el pH cae por debajo de 5 unidades, el número de especies afectadas puede ser mayor. La biota de un cuerpo de agua puede ser influenciada directamente por cortos o sostenidos períodos de acidificación, o indirectamente por alteraciones en las proporciones de organismos ácido-sensitivos y ácido-tolerantes en diferentes niveles tróficos (Corbet, 1999). La alcalinidad de los ríos y su efecto sobre la acidificación o las comunidades bióticas es poco conocida, pues las especies ácido-sensitivas son raras en ambientes naturales (Allan y Castillo, 2007). Para este estudio la alcalinidad, no sólo representa el principal sistema amortiguador de los cuerpos de agua, sino que también desempeña un rol principal en la productividad de los ríos evaluados, ya que sirve como fuente de reserva para la fotosíntesis. La alcalinidad ha sido utilizada como un indicador de la productividad de los cuerpos de agua, donde niveles de alcalinidad altos indicarían una productividad alta y viceversa (Montelongo *et al.*, 2008).

La cobertura vegetal asociada a las riveras de los ríos evaluados con el índice NDVI, mostró un efecto positivo sobre abundancia de grupos funcionales y familias sensibles. Esto concuerda con el estudio realizado por Vieira *et al.* (2015), quienes utilizaron como variable ambiental el NDVI, asociando la apertura del dosel y cambios en la estructura de la vegetación con variaciones en los grupos de macroinvertebrados sensibles. Así por ejemplo, grupos como *Rhagovelia* decrecen en abundancia cuando ocurren cambios en el paisaje, considerándose como buen indicador de la conservación de la vegetación ribereña a nivel de paisaje, con buffer máximo de 510 m. También se conoce que los Hemípteros son sensibles, inclusive en mayor magnitud que los peces, a los cambios en la vegetación y apertura del dosel (Vieira *et al.*, 2015). El estudio realizado por Rezende *et al.* (2014) demuestra que las variables ambientales a escalas puntuales y de paisaje fueron responsables del aumento o disminución de la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados

acuáticos. Esto concuerda con los estudios a escala local en ambientes tropicales, donde los hábitats heterogéneos son altamente sensibles a los efectos de gradientes ambientales y deforestación (Cottenie 2005; Hepp *et al.*, 2012; Siquiera *et al.*, 2012).

Si se requiere mayor oferta de beneficios significativos para la vida silvestre y la biodiversidad, son necesarios desde 100 m hasta la amplitud de la zona inundable cada 10 años, cualquiera que ésta sea (Barton *et al.*, 1985). El efecto de variación en la alcalinidad, el hierro, dureza y cloruros, así como los valores de NDVI a escala de paisaje, sugieren que no es suficiente con dejar franjas mínimas destinadas a proteger la vegetación ribereña, como estrategia de conservación para preservar las cuencas hidrográficas, a pesar de que éstas se tipifican y norman por la ley (NOM-152-SEMARNAT-2006). Nuestros datos sugieren incrementar las áreas de vegetación ribereña con el objetivo de obtener mayor oferta de beneficios ecosistémicos para la vida silvestre y la biodiversidad, y un menor efecto de los cambios en el uso de suelo a nivel local.

El mantenimiento y la rehabilitación de la vegetación ribereña son claves del estado ecológico de los ríos, ya que: i) actúan como filtro de los sedimentos y de los contaminantes que son arrastrados por los escorrentimientos que provienen de las zonas agrícolas, urbanas y rurales, ii) son la base de la cadena alimenticia de los sistemas acuáticos, iii) proveen sitios de resguardo y de reproducción para peces y otras especies acuáticas, condiciones que en conjunto propician un ambiente óptimo para su supervivencia y iv) influyen en el régimen hidrológico del agua superficial en la cuenca (Mendoza *et al.*, 2014). Por tanto, es necesario fomentar programas sociales para la concientización local y global de la población que habita en las franjas ribereñas, con el desarrollo de estrategias de manejo integrales que incluyan la protección y diversificación de la vegetación ribereña así como un enfoque a nivel del paisaje que se enfoque en aumentar la cobertura de la matriz adyacente a los zonas ribereñas la cual es esencial para mantener la calidad de las misma.

Para fines de manejo de paisaje, la cobertura en la calidad del agua y la expansión de la vegetación a los orillas de los ríos son variables importantes que deben ser tomadas como criterios de información y toma de decisiones. Por otra parte los métodos de toma de datos e

interpretación de resultados pueden ser socializados a los habitantes locales, con el objetivo de promover el monitoreo local (Flores-Díaz *et al.* 2013).

Los resultados pueden ser útiles para evaluar y monitorear los cambios en la condición biológica de estos ríos, proporcionando una base de referencia para la medición de la respuesta biótica en la restauración de aquellos ríos que han perdido su condición natural. La incorporación de datos relacionados al oxígeno disuelto, turbidez y la identificación de las especies vegetales de la zona circundante a la toma de muestra, pudieran en futuras investigaciones proveer mayor información para entender estos cambios en la ecología de los ecosistemas acuáticos.

Finalmente es pertinente señalar que el estudio de macroinvertebrados acuáticos en climas templados y ecosistemas de bosque de neblina es un tema pendiente en México, por lo que se requiere de trabajos adicionales, especialmente enfocados a inventariar, diagnosticar, estudiar el efecto de variaciones micro y macroambientales, además de establecer umbrales y parámetros de modificación en la comunidades de bentos de acuerdo a los diferentes usos del suelo, especialmente en aquellas cuencas hidrográficas altamente modificadas. Esto conformará la base del conocimiento para promover estrategias de monitoreo, conservación y conservación, al mediano y largo plazo, tal como ocurre en las cuencas hidrográficas de Veracruz.

CONCLUSIONES

- Se registró un total de 4210 macroinvertebrados, pertenecientes a seis clases, 15 órdenes, 59 familias, 101 géneros y 109 morfoespecies. La familia Simuliidae fue la más abundante.
- Las familias bioindicadores y grupos funcionales en los sitios de estudio se agruparon principalmente con base a la cobertura vegetal, hierro, dureza, cloruros y alcalinidad.
- El NDVI y la alcalinidad se relacionan con la abundancia de familias bioindicadoras y grupos funcionales.
- En este caso, las familias sensibles y los grupos funcionales de depredadores y colectores recogedores se ven influenciados principalmente por el NDVI y la alcalinidad.
- El 41% de los sitios de muestreo son considerados como no contaminados y el 39% son ligeramente contaminadas, demostrando que la mayoría de los ríos evaluados para este estudio poseen aguas bien oxigenadas y con ligeros indicios de contaminación, acordes a los valores del índice BMWP.

RECOMENDACIONES

- Se sugiere el implementar estrategias que aumente la cobertura de la matriz de bosque remanente adyacente a las zonas ribereñas para mantener su calidad.
- Implementar este tipo de investigación en redes de monitoreo comunitarios, para incentivar a la población aledaña de la cuenca alta del río La Antigua, en cuidar la calidad del agua de sus arroyos y ser partícipes en la toma de decisiones del cuidado de las cuencas.

ANEXOS

Anexo 1. Detalle del tipo de cuerpo de agua, fecha de toma de características de los sitios de muestreo, coordenadas geográficas, altitud y características del hábitat de los sitios de muestreo durante la fase del presente trabajo, cuenca alta del río La Antigua. Los números de ID aquí detallados corresponden a los de la Figura 1.

Clave	ID	FECHA	COORDENADAS		Elevación (m)	CONDICIONES DEL HÁBITAT ACUÁTICO
			Este	Norte		
①	P-01	26/05/2014	712985	2139924	1111	Cuerpo agua con una amplitud aproximada de 1,80 m con 0,30 cm de profundidad. Lecho arenoso-pedregoso, de corriente moderado, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por cafetal.
②	P-02	26/05/2014	709247	2157983	1585	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1 m con 50 cm de profundidad. Lecho barro, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
③	P-03	26/05/2014	708455	2157896	1606	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 3 m con 40 cm de profundidad. Lecho arenoso-pedregoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
④	P-04	26/05/2014	709040	2156743	1640	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1,20 m con 15 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque de Pino Encino.
⑤	P-05	27/05/2014	709051	2156748	1447	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2,30 m con 16 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario y pastizal.
⑥	P-06	27/05/2014	704553	2146044	1304	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1,80 m con 12 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.
⑦	P-07	27/05/2014	711207	2152043	1215	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 3,80 m con 17 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por cafetal de sombra.
⑧	P-08	27/05/2014	711279	2152060	1221	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1,50 m con 15 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por cafetal de sombra.

⑨	P-09	28/05/2014	711059	2161073	1459	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 3,50 m con 20 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario y pastizal.
⑩	P10	28/05/2014	711037	2161050	868	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1,80 m con 16 cm de profundidad. Lecho arenoso-rocoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por cañaveral.
⑪	P11	28/05/2014	725639	2149188	942	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 0,80 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-lodoso, de corriente lenta, de aguas turbias. El sitio de muestreo estuvo influenciado por cultivo de limón y bosque secundario.
⑫	P12	30/05/2014	725658	2149185	1418	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2,50 m con 25 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario y pastizal.
⑬	P13	30/05/2014	711337	2164098	1598	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2,10 m con 25 cm de profundidad. Lecho lodoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
⑭	P14	31/05/2014	703819	2151996	1187	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 6,90 m con 20 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.
⑮	P15	31/05/2014	704800	2151177	1754	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1,10 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
⑯	P16	31/05/2014	704782	2151172	1640	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2 m con 8 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
⑰	P17	31/05/2014	704800	2151177	1640	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 1.10 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.
⑱	P18	31/05/2014	706306	2149975	1512	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2.5 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario y pastizal.
⑲	P19	09/06/2014	709364	2153741	1248	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 7 m con 20 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por Bosque secundario.

20	P20	09/06/2014	709287	2153813	1303	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 6.5 m con 15 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.
21	P21	09/06/2014	709502	2153669	1213	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 2 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.
22	P22	09/06/2014	705683	2146069	1397	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 5 m con 20 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.
23	P23	09/06/2014	708442	2147668	1307	Cuerpo de agua con una amplitud aproximada de 3.45 m con 10 cm de profundidad. Lecho rocoso-arenoso, de corriente moderada, de aguas claras. El sitio de muestreo estuvo influenciado por pastizal.

Anexo 2. Parámetros físico-químicos analizados para los puntos de muestreo de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca alta del río La Antigua

Época/Puntos	Variables						
	Lluvias	Temperatura (°C)	Sulfitos (mg/L)	Hierro (mg/L)	Cloruros (mg/L)	Dureza (mg/L)	Alcalinidad
P1		18.6	4.0	0.0	30.0	24.0	24.0
P2		17.0	10.0	0.0	50.0	15.0	24.0
P3		16.5	4.0	0.0	30.0	18.0	21.0
P4		20.4	10.0	1.0	40.0	21.0	27.0
P5		18.3	6.0	0.0	30.0	21.0	27.0
P6		23.4	6.0	0.0	40.0	24.0	27.0
P7		21.6	8.0	0.0	20.0	9.0	21.0
P8		20.8	8.0	1.0	40.0	24.0	24.0
P9		16.6	8.0	0.0	60.0	15.0	27.0
P10		23.3	10.0	1.0	20.0	45.0	42.0
P11		21.2	8.0	1.0	40.0	66.0	72.0
P12		16.7	4.0	0.0	20.0	12.0	15.0
P13		16.3	10.0	1.0	50.0	24.0	27.0
P14		18.4	6.0	0.0	60.0	21.0	27.0
P15		18.8	8.0	0.0	40.0	12.0	27.0
P16		16.5	10.0	0.0	30.0	9.0	21.0
P17		17.1	8.0	0.0	40.0	24.0	24.0
P18		18.2	8.0	0.0	30.0	12.0	21.0
P19		16.8	6.0	0.0	30.0	12.0	27.0
P20		16.6	8.0	0.0	30.0	24.0	21.0
P21		15.5	8.0	0.0	40.0	27.0	33.0
P22		19.9	8.0	0.0	50.0	21.0	39.0
P23		20.2	8.0	0.0	50.0	27.0	45.0
Seca							
P1		20.2	8.0	1.0	40.0	27.6	17.0
P2		22.3	8.0	1.0	40.0	30.0	27.0
P3		16.7	4.0	0.0	30.0	24.0	39.0
P4		17.7	8.0	0.0	40.0	27.0	18.0
P5		18.6	6.0	0.0	30.0	18.0	33.0
P6		21.9	4.0	0.0	30.0	18.0	33.0
P7		20.8	12.0	0.0	30.0	15.0	21.0
P8		21.1	2.0	0.0	30.0	12.0	24.0
P9		17.3	4.0	0.0	40.0	18.0	24.0
P10		22.8	8.0	0.0	30.0	16.0	22.0
P11		23.9	6.0	3.0	30.0	45.0	51.0
P12		17.7	5.0	0.0	50.0	12.0	21.0
P13		17.3	4.0	0.0	30.0	15.0	18.0
P14		16.8	8.0	0.0	40.0	24.0	33.0
P15		17.5	4.0	0.0	20.0	12.0	27.0
P16		18.0	8.0	0.0	20.0	18.0	27.0
P17		18.1	12.0	0.0	40.0	24.0	33.0
P18		18.2	6.0	0.0	40.0	12.0	24.0
P19		18.0	6.0	0.0	30.0	15.0	18.0
P20		19.5	8.0	0.0	40.0	21.0	24.0
P21		20.6	8.0	0.0	40.0	18.0	24.0
P22		23.0	8.0	0.0	30.0	21.0	36.0
P23		23.7	8.0	0.0	30.0	21.0	27.0

Anexo 3. Medidas del ancho y profundidad (características del sitio), en metros, con sus respectivos residuales (*) para los arroyos estudiados entre Mayo y Junio de 2014, cuenca alta de La Antigua, Veracruz. Los valores extremos en el rango de las métricas se señalan resaltados en la columna de residuales.

Punto de muestreo	Ancho (m)	Residual para el ancho	Profundidad (m)	Residual para la profundidad
P-01	1.8	-1.01	0.3	0.12
P-02	1	-1.81	0.5	0.32*
P-03	3	0.19	0.4	0.22
P-04	1.2	-1.61	0.15	-0.03
P-05	2.3	-0.51	0.16	-0.02
P-06	1.8	-1.01	0.12	-0.06
P-07	3.8	0.99	0.17	-0.01
P-08	1.5	-1.31	0.15	-0.03
P-09	3.5	0.69	0.2	0.02
P-10	1.8	-1.01	0.16	-0.02
P-11	0.8	-2.01*	0.1	-0.08
P-12	2.5	-0.31	0.25	0.07
P-13	2.1	-0.71	0.25	0.07
P-14	6.9	4.09	0.2	0.02
P-15	1.1	-1.71	0.1	-0.08
P-16	2	-0.81	0.08	-0.1*
P-17	1.1	-1.71	0.1	-0.08
P-18	2.5	-0.31	0.1	-0.08
P-19	7	4.19*	0.2	0.02
P-20	6.5	3.69	0.15	-0.03
P-21	2	-0.81	0.1	-0.08
P-22	5	2.19	0.2	0.02
P-23	3.45	0.64	0.1	-0.08
Rango (Promedio \pm sd)	0.8–7 (2.81 \pm 1.88)	-2.01–4.19	0.08–0.5 (0.18 \pm 0.1)	-0.1–0.32

Anexo 4. Abundancia de los géneros de macroinvertebrados, colectados en los ríos de la cuenca alta del río La Antigua. Para cada género se le incluyó el grupo funcional alimentario al que fue asignada de acuerdo a la literatura.

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie	No de ind.	Grupo funcional
Bivalvia	Unionidae	Unionidae fam	Unionidae gen	Unionidae sp	12	Colector-filtrador
Gastropoda	Basommatophora	Lymnaeidae	LymnaeidaeSD	LymnaeidaeSD	3	Depredadores
Insecta	Coleoptera *	Coleoptera fam	Coleoptera gen 1	Coleoptera sp 1	8	Depredadores
			Coleoptera gen 2	Coleoptera sp 2	1	Depredadores
			Coleoptera gen 3	Coleoptera sp 3	1	Depredadores
		Curculionoidea	Curculionoidea gen	Curculionoidea sp	1	Raspadores
		Dytiscidae	Dytiscidae gen	Dytiscidae sp	2	Depredadores
		Elmidae	Cylloepus	Cylloepus sp	6	Raspadores
			Disersus	Disersus sp	114	Depredadores
			Heterelmis	Heterelmis sp	144	Colector-recogedor
			Macrelmis	Macrelmis sp	19	Colector-recogedor
			Microcylloepus	Microcylloepus sp	1	Colector-recogedor
			Phanocerus	Phanocerus sp	3	Colector-recogedor
			Rhizelmis	Rhizelmis sp	1	Colector-recogedor
		Hydrophilidae	Hydrophilidae gen.	Hydrophilidae sp	1	Raspadores
		Psephenidae	Psephenops	Psephenops sp	25	Raspadores
		Ptilodactylidae	Anchytarsus	Anchytarsus sp	102	
		Scirtidae	Elodes	Elodes sp	6	
Diptera	Ceratopogonidae	Bezzia	Bezzia sp		4	Depredadores
	Chironomidae	Chironomidae gen.	Chironomidae sp1		413	Colector-recogedor
		Orthocladiinae	Orthocladiinae sp		2	Colector-recogedor
		Chironomidae gen.	Stenochironomus sp		2	Colector-recogedor
		Tanypodinae	Tanypodinae sp		6	Fragmentadores
		Diptera gen	Diptera sp1		5	Fragmentadores
	Empididae	Neoplasta	Neoplasta sp		8	Depredadores
	Limoniidae	Limoniidae gen	Limoniidae sp		1	Colector-recogedor
	Muscidae	Limnophora	Limnophora sp		2	Depredadores
	Simuliidae	Simulium	Simulium sp		700	Colector-recogedor
	Tabanidae	Tabanus	Tabanus sp		1	Depredadores
	Tanypodinae	Tanypodinae gen	Tanypodinae sp		2	Raspadores
	Tipulidae	Dicranota	Dicranota sp		2	Depredadores
		Hexatoma	Hexatoma sp		5	Depredadores
		Molophilus	Molophilus sp		19	Depredadores
		Tipula	Tipula sp		31	Depredadores

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie	No de ind.	Grupo funcional
Ephemeroptera *	Baetidae		Tipulidae gen 1	Tipulidae sp 1	2	Fragmentadores
			Tipulidae gen 2	Tipulidae sp 2	1	Fragmentadores
			Baetidae gen	Baetidae sp	21	Raspadores
			Baetis	Baetis sp	91	Raspadores
			Baetodes	Baetodes sp	166	Raspadores
			Camelobaetidius	Camelobaetidius sp	2	Colector-recogedor
			Cloeodes	Cloeodes sp	7	Colector-recogedor
			Fallceon	Fallceon sp	21	Colector-recogedor
			Moribaetis	Moribaetis sp	2	Colector-recogedor
			Heptageniidae	Epeorus	45	Raspadores
Hemiptera	Leptophlebiidae		Leptohyphidae	Leptohyphes	46	Colector-recogedor
			Tricorythodes	Leptohyphes sp	93	Colector-recogedor
				Tricorythodes sp	1	Colector-recogedor
			Leptophlebiidae	Farrodes	1	Raspadores
				Leptophlebiidae sp	44	Colector-recogedor
				Thraulodes	3	Colector-recogedor
				Traverella	7	Colector-recogedor
			Tricorythidae	Tricorythidae gen	Tricorythidae sp	Depredadores
			Belostomatidae	Abedus	110	Depredadores
Lepidoptera	Crambidae		Corixidae	Neocorixa	57	Raspadores
			Gerridae	Eurygerris	94	Depredadores
				Gerridae sp	29	Depredadores
				Gerris	1	Depredadores
				Hemiptera sp	1	Depredadores
			Naucoridae	Ambrysus	1	Depredadores
				Ambrysus sp	5	Depredadores
				Naucoridae sp	8	Depredadores
			Veliidae	Pelocoris	146	Depredadores
			Pelocoris	394	Depredadores	
Neuroptera	Corydalidae		Veliidae	Microvelia	10	Depredadores
				Rhagovelia	31	Depredadores
				Stridulivelia	2	Raspadores
				Veliidae gen	1	Fragmentadores
				Veliidae sp	17	Depredadores
			Odonata	Aeshnidae	6	Depredadores
				Aeshnidae gen	1	Depredadores
				Anax	5	Depredadores
				Oplonaeschna	2	Depredadores
			Calopterygidae	Calopterygidae gen	Calopterygidae sp	Depredadores

Clase	Orden	Familia	Genero	Especie	No de ind.	Grupo funcional
			Hetaerina	Hetaerina sp	65	Depredadores
		Coenagrionidae	Argia	Argia sp	6	Depredadores
			Coenagrionidae gen	Coenagrionidae sp	11	Depredadores
		Gomphidae	Phyllogomphoides	Phyllogomphoides sp	2	Depredadores
		Libellulidae	Brechmorhoga	Brechmorhoga sp	27	Depredadores
			Libellulidae gen	Libellulidae sp	3	Depredadores
Plecoptera		Neumouridae	Amphinemura	Amphinemura sp	98	Fragmentadores
		Perlidae	Anacroneuria	Anacroneuria sp	96	Depredadores
Trichoptera *		Baetidae	Baetidae gen	Baetidae sp	1	Raspadores
		Calamoceratidae	Phylloicus	Phylloicus sp	85	Fragmentadores
		Glossosomatidae	Agapetus	Agapetus sp	2	Raspadores
				Glossosomatidae sp	9	Fragmentadores
			Mortoniella	Mortoniella sp	29	Raspadores
		Helicopsychidae	Helicopsyche	Helicopsyche sp	22	Raspadores
		Hydrobiosidae	Atopsyche	Atopsyche sp	44	Fragmentadores
				Hydrobiosidae sp	1	Fragmentadores
		Hydropsychidae	Smicridea	Smicridea sp	247	Colector-filtrador
		Hydroptilidae	Neotrichia	Neotrichia sp	1	Raspadores
		Lepidostomatidae	Lepidostoma	Lepidostoma sp	11	Fragmentadores
		Leptoceridae	Atanatolica	Atanatolica sp	19	Fragmentadores
				Leptoceridae sp	10	Colector-recogedor
			Nectopsyche	Nectopsyche sp	1	Fragmentadores
			Oecetis	Oecetis sp	31	Fragmentadores
			Triplectides	Triplectides sp	17	Fragmentadores
		Odontoceridae	Odontoceridae gen	Odontoceridae sp	2	Raspadores
		Philopotamidae	Chimarra	Chimarra sp	83	Colector-recogedor
		Polycentropodidae	Cernotina	Cernotina sp	2	Fragmentadores
				Polycentropodidae sp	2	Fragmentadores
		Trichoptera fam	Trichoptera gen	Trichoptera sp	1	Raspadores
		Ptilodactylidae	Anchytarsus	Anchytarsus sp	2	Colector-recogedor
Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae	Gammaridae SD	Gammaridae SD	116	SD
	Decapoda	Decapoda fam	Decapoda gen	Decapoda sp	22	Depredadores
Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	Tubifex	Tubifex sp	8	SD
Turbellaria	Tricladida	Planariidae	Planariidae gen	Planariidae sp	2	SD
Total	6	15	59	101	109	4210

* Ordenes que se desarrollaron favorablemente en este estudio gracias a la interacción con la alcalinidad y dureza.



Foto 1.



Foto 2.



Foto 3.

Anexo 5. Colecta de macroinvertebrados. Foto 1. Red surber, Foto 2. D “net”, Foto 3. Colecta Manual.



Foto 4.



Foto 5.

Anexo 6. Separación e identificación de las muestras. Foto 4. Separación de la muestra de hojarasca, Foto 5. Identificación de macroinvertebrados.

	
Foto 6.	Foto 7.
	
Foto 8.	Foto 9.
	
Foto 10.	Foto 11.

Anexo 7. Catálogo de macroinvertebrados. Foto 6. Veliidae, Foto 7. Calopterygidae, Foto 8. Hydropsychidae, Foto 9. Perlidae, Foto 10. Corydalidae, Foto 11, Psephenidae.

LITERATURA CITADA

- Aguas Manizales. 2007. Estudio de Factibilidad para la Recuperación y Mantenimiento de la Calidad de la Cuenca del río Chinchiná – Fase I. Contrato No. 2005-0189. Manizales. p.109
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *Memorias del IV Simposio el agua en Andalucía*. Siaga, Almería, 2: 202-213.
- Allan, J. D. & Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology. Structure and function of running waters. 2ed. Dordrecht, Springer. 436p.
- Anderson, N. H., J. R. Sedell, L. M. Roberts, and F. J. Triska. 1978. The role of aquatic invertebrates in processing of wood debris in coniferous forest streams. *American Midland Naturalist* 100:64-82.
- Arce, O. 2006. Indicadores biológicos de calidad del agua. Cochabamba: Universidad Mayor de San Simón.
- Armitage, P. D., d. Moss, J. F. Wright y M. T. Furse. 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: 333-347.
- Astudillo, M. R. 2014. *Relación del estado de conservación de la vegetación ribereña con la comunidad de insectos acuáticos y la calidad de agua en la cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, México*. Tesis doctoral en ciencias. Instituto de Ecología A. C, INECOL. Xalapa, Veracruz, México.
- Barbour, M.T.; Gerritsen, J.; Snyder, B.D y Stribling J.B. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. Second Edition. EPA 841-B-99-002. US *Environmental Protection Agency. Washington*.
- Barton D.R., Taylor W.D. y Biette R.M. 1985. Dimensions of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North Am. J. Fish. Manage.* 5, 364-378.

- Beck WM. 1955. Suggested method for reporting biotic data. *Sewage and Industrial Wastes* 27(10): 1193–1197
- Biggs, B. J., M. J. Duncan, I. G. Jowett, J. M. Quinn, C. W. Hickey, R. J. Davis-Colley, M. E. Close. 1990. Ecological characterisation, classification and modelling of New Zealand rivers: an introduction and synthesis. *New Zealand J. of Marine and Freshwater Research*. 24:277-304.
- Boothroyd, I. K., Quinn, J. M., Langer, E. R., Costley, K. J., y Steward, G. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams: 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton. *Forest Ecology and Management*, p. 199-213.
- Burkholder J. 2001. Eutrophication and oligotrophication. En: Asher S. (ed.) *Encyclopedia of biodiversity*. Academic Press. United States; p. 649-670.
- Buss, D. F.; Baptista D. F.; Silveira, M. P.; Nessimian J. L.; Dorvillé, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481: 125-136
- Cairns, J. y K. L. Dickson. 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of water discharges on aquatic bottom-dwelling organisms. *Journal of Water Pollution Control Federation*. 43 (5): 755-772 pp.
- Cairns Jr, J., y Pratt, J. R. 1993. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*, 10, 27.
- Camacho-Rico, F., Trejo, I., y Bonfil-Sanders, M. D. C. 2006. Estructura y composición de la vegetación ribereña de la barranca del río Tembembe, Morelos, México.
- Carrera, C., y Fierro, K. 2001. Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Ecociencia. Quito, Ecuador. 57p.
- Ceccon, E. 2003. Los bosques ribereños y la restauración y conservación de las cuencas hidrográficas. *Ciencias* 72: 46-53.
- Chandler, J. R. 1970: A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control* 69:415–421
- CNA. 1998. Comisión Nacional de Agua.

- CONAGUA. 2001. Regiones y Cuencas Hidrológicas. Sistema de Información Geográfica del Agua de la Región Golfo Centro de la CONAGUA, Carta 1:700 000.
- CONAGUA. 2008. "Disponibilidad media anual de las aguas superficiales en las cuencas de los Ríos Actopan, La Antigua, Jamapa, Cotaxtla, Jamapa–Cotaxtla y llanuras de Actopan", *Diario Oficial de la Federación* 03–11–2008 (http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA/Noticias/dof_03–11–2008.pdf).
- CONAGUA. 2014. Reporte del clima en México. Reporte Anual 2014. (<http://smn.cna.gob.mx/climatologia/analisis/reporte/Anual2014.pdf>).
- Corbet, PS. 1999. Dragonflies behavior and ecology of Odonata. University of Edinburgh. Scotland, UK. 828 p.
- Cotler, H., Garrido, A., Bunge, V, y Cuevas, M. L. 2010. Las cuencas hidrográficas de México: Priorización y toma de decisiones. *Las cuencas hidrográficas de México: diagnóstico y priorización*, 210-215.
- Cottenie, K. 2005. Integrating environmental and spatial processes in ecological community dynamics. *Ecology Letter* 8 (11): 1175-1182. doi: 10.1111/j.1461-0248.2005.00820.x
- Crawley, M. J. 2012. The R book. John Wiley y Sons.
- Cummins, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual review of entomology*, 18(1), 183-206.
- Cummins, K. W., y Klug, M. J. 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual review of ecology and systematics*, 147-172.
- Chávez Sifontes, J. M., y Orantes Guerrero, E. E. 2010. Reconocimiento de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como alternativa para determinar la calidad del agua del Río Sensunapán, departamento de Sonsonate, El Salvador, CA Doctoral dissertation, Universidad de El Salvador.
- De pauw, N. y G. Vanhooren. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153–168
- del Tánago, M. G. 1999. Las riberas elementos clave del paisaje y en la gestión del agua. En: *El agua a debate desde la Universidad: hacia una nueva cultura del agua*:

1er Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación de Aguas; pp. 499-512. Institución Fernando el Católico.

- Duda, A. M., Lenat, D. R., y Penrose, D. L. 1982. Water quality in urban streams: what we can expect. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 1139-1147.
- Dutra, S. L. 2011. Bionomia de Odonata: implicações ecológicas na distribuição de riqueza, na diversidade Beta e no uso como indicadores ambientais.
- Elosegi, A., y Sabater, S. 2009. Otros factores físicos de importancia para los seres vivos: luz, temperatura, corriente. En A. Elosegi, y S. Sabater, *Conceptos técnicos en ecología fluvial*. España.
- Elosegui, A. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. Fundación BBVA.
- ESRI. 2014. ArcGIS. A Complete Integrated System. Environmental Systems Research Institute, Inc., Redlands, California. <http://esri.com/arcgis>
- Ferreira, T. y Rasband, W. 2012. ImageJ User Guide: IJ 1.46 P
- Figueroa, R., Valdovinos, E., Araya, E., y Parra, O. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 275-285.
- Flores-Díaz, A. C., Ramos-Escobedo, M. G., Ruiz-Córdova, S. S., Manson, R., Aranda, E., y Deutsch, W. G. 2013. Monitoreo comunitario del agua: retos y aprendizaje desde la perspectiva de global Water Watch-Méjico.
- García, E. 2012. Base energética de la red alimentaria de los macroinvertebrados acuáticos, en arroyos de Bosque Mesófilo de Montaña de la Cuenca Alta del Río La Antigua, Veracruz, México. Instituto de Ecología, A.C. Secretaría de Posgrado.
- García, D., y González, T. 1986. *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de agua: aplicación a la cuenca del Duero*. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.
- García, L. 2003. Indicadores técnicos y evaluación de la influencia del uso de la tierra en la calidad del agua, Subcuenca del Río Tascalapa Yoro, Honduras. Turrialba, Costa Rica. Tesis Msc. CATIE. 141 p.

- García, P. 2013. Efectos del uso de suelo sobre la calidad del agua y los ensamblajes de macroinvertebrados acuáticos de la cuenca alta del río La Antigua, Ver.
- García-Fayos, P. 2004. Interacciones entre la vegetación y la erosión hídrica.
- Gil Gómez, J. A. 2014. Determinación de la calidad del agua mediante variables físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores de calidad del agua en la cuenca del río Garagoa.
- Goitia, E. 2004. Texto base del curso: *Contaminación de Ecosistemas acuáticos*. Cochabamba-Bolivia
- González, T. R., M. y García J. L., D. 2001. Restauración de ríos y riberas. Fundación Conde del Valle de Salazar y Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 319 p.
- Granados-Sánchez, D., Hernández-García, M. Á., y López-Ríos, G. F. 2006. Ecología de las zonas ribereñas. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente*, 12(1), 55-69.
- Haidekker, A. y D. Hering. 2008. Relationship between benthic insects (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) and temperatura in small and medium-sized streams in Germany: A multivariate study. *Aquat. Ecol.*, 42: 463–481.
- Hawker, H. 1980. Invertebrates as indicators of river water quality. En A. James, y L. Evinson, *Biological Indicators or water quality*. (p. 234. New York.
- Hellawell, J. M. 1986. The Effects of Organic Enrichment. In *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. pp. 155-211. Springer Netherlands.
- Hepp, L. Landeiro, V. y Melo, A. 2012. Experimental Assessment of the Effects of Environmental Variables and Longitudinal Position on Alpha and Beta Diversities of Aquatic Insects in a Neotropical Stream. *International Review of Hydrobiology* 97 (2): 157-167.
- Hilsenhoff W. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7(1): 65-68

- Hurtado, S.; García, F. y Gutiérrez, P. 2005.- Importancia ecológica de los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Folia Entomol.* 44 (3): 271-286.
- Hynes, H.B.N. 1960. *The Biology of Polluted Waters*. Liverpool University Press.
- INEGI. 2004. Conjunto de datos vectoriales de las cartas topográficas 1:50 000.
- Johnston, C. A., Detenbeck, N. E., y Niemi, G. J. 1990. The cumulative effect of wetlands on stream water quality and quantity. A landscape approach. *Biogeochemistry*, 10(2), 105-141.
- Jones, R. C., y Clark, C. C. 1987. Impact of watershed urbanization on stream insect communities. *Water Resources Bulletin* 23:1047-1055.
- Jorcin, A. y M.G. Nogueira. 2008. Benthic macroinvertebrates in the Paranapanema reservoir cascade (southeast Brazil). *Brazilian Journal of Biology* 68(4): 1013-1024.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Kolkwitz, R., y Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saproben. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2(1-2), 126-152.
- Kolkwitz, R., y Marsson, M. 1908. Okilogie del pflannxinchen saproben. Ber. Deutsch. Bot. Hes.
- Lampert, W. y Sommer, U. 2007. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. 2 Ed. Oxford University Street. Nueva York. p. 324
- Lance, W., M. Taylor. M. Warren y C. Alan. 2003. Environmental variability, historical contingency and the structure of regional fish and macroinvertebrate faunas in Ouachita Mountain Stream systems. *Environmental Biology of Fishes* 67:203-216.
- Lara-Lara, J.R.; Arreola, J.A.; Calderón, L.E.; Camacho, V.F.; Espino, G.L.; Escofet, A.M.; Espejel, M.; Guzmán, M.; Lada, L.B.; López M.; Meling E.A.; Moreno P.; Reyes H.; Ríos E. y Zertuche J. A. 2008. Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales, en *Capital natural de México, vol. I: Conocimiento actual de la biodiversidad*. Conabio, México, pp. 109-134.
- Lemly, AD y Hilderbrand, RH. 2000. Influence of large woody debris on stream insect communities and benthic detritus. *Hydrobiologia* 421:179-185.

- Lenat, D. R., y Barbour, M. T. 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 187-215.
- Lovett, S. 2003. Managing Riparian Land to Achieve Multiple Objectives. RipRap, Edition 23, Land y Water Australia.
- Lyons, J., y Silva, N. M. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, México. *Anales del Instituto de Biología serie Zoología*, 70(002).
- Lytle, D.A. y Poff, N.L. 2004. Adaptations to natural flow regimes. *Trends in Ecology and Evolution* 19: 97–100.
- Mancilla, G., Valdovinos, C., Azócar, M., Henríquez, M., y Figueroa, R. 2009. Aproximación multimétrica a la evaluación de la calidad del agua en cuencas con diferentes niveles de intervención antrópica. *Interciencia*, 34(12), 857-864.
- Margalef, R. 1983. Ecología. Barcelona, España: Omega
- Mathuriau, C., Silva, N. M., Lyons, J., & Rivera, L. M. M. 2012. Fish and macroinvertebrates as freshwater ecosystem bioindicators in Mexico: current state and perspectives. In *Water Resources in Mexico* (pp. 251-261). Springer Berlin Heidelberg.
- Mauro-Díaz, G., Lencinas, J. D., y del Valle, H. 2014. Introducción a la fotografía hemisférica en ciencias forestales. *Madera y bosques*, 20(1), 109-117.
- McCafferty, WP. 1981. Aquatic Entomology - The Fishermen's and Ecologists. Illustrated Guide to Insects and their Relative. Boston: Jones and Bartlett Publishers, INC. 448 p
- Méndez-Toribio, M., Zermeño-Hernández, I., y Ibarra-Manríquez, G. 2014. Effect of land use on the structure and diversity of riparian vegetation in the Duero river watershed in Michoacán, Mexico. *Plant Ecology*, 215(3), 285-296.
- Mendoza Carino, M., Quevedo Nolasco, A., Bravo Vinaja, A., Flores Magdaleno, H., de la Isla, D. B., de Lourdes, M., y Zamora Morales, B. P. 2014. Estado ecológico de

ríos y vegetación ribereña en el contexto de la nueva Ley General de Aguas de México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(4), 429-436.

- Merritt, R. W., y Cummins, K. W. (Eds.). 1996. An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall Hunt.
- Mesa, A. M., Rubio, J., Días, L., y Walteros, J. 2012. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443-456.
- Minshall, G. W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society*, 263-288.
- Minshall, G. W., Cummins, K. W., Petersen, R. C., Cushing, C. E., Bruns, D. A., Sedell, J. R., y Vannote, R. L. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42(5), 1045-1055.
- Mohammad, B., Garza, R., Garza, V., y Landeros, J. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en Ecosistemas acuáticos y asociados. *CUICYT*, 6, 4-20.
- Mokondoko. D.S.P, 2010. Estudio sobre las relaciones entre el cambio de uso de suelo, calidad del agua y salud pública para la valoración de los servicios ambientales hidrológicos en la Cuenca alta del río La Antigua, Veracruz, *Tesis de Maestría en Ciencias*, Instituto de Ecología A.C. 119 pp
- Monteith, J.L. 1981. Climatic variation and the growth of crops. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 107:749-774
- Montelongo, R. Gordillo, A. Otazo, E. Villagómez, J. Acevedo, O. y Prieto, F. 2008. Modelación de la calidad del agua del Río Tula, Estado de Hidalgo, México. *Dyna*, 75(154), 5-18.
- Muñoz- Villers, L. E. y López- Blanco, J. 2007. Land use/cover changes using Lansat TM/ETM images in a tropical biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing* 29: 71-93.
- Muñoz-Villers, L. E.; López-Blanco, J. 2008. Land use/cover changes using Lansat TM/ETM images in a tropical and biodiverse mountainous area of central-eastern Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 29(1), 71-93.

- Muñoz-Villers, L. E. 2008. *Efecto del cambio en el uso de suelo sobre la dinámica hidrológica y calidad de agua en el trópico húmedo del centro de Veracruz, México* (Doctoral dissertation, Tesis, doctorado Universidad Autónoma Metropolitana, México, DF 278 p).
- Naiman R.J., Décamps H. y Mcclain M.E. 2005. Riparia: ecology, conservation, and management of streamside communities. Academic Press. San Diego, California, EUA. 430 pp.
- Naiman, R. J. 1992. New perspectives for watershed management: balancing long-term sustainability with cumulative environmental change. In *Watershed Management* pp. 3-11. Springer New York.
- Navarrete, V. S., Díaz, P. E. y Gutiérrez, H. A. 2006. Descripción hidrográfica e ictiológica de la parte alta de la cuenca del río La Antigua, Veracruz.
- Navarrete-Vázquez, S. I. 2008. *Efecto del uso del suelo sobre los peces de la parte alta de la cuenca del río La Antigua, Veracruz*. Tesis de Maestría. Universidad Autónoma de Querétaro, Querétaro, México.
- Nessimian, J.; Venticinque, E.; Zuanon, J.; De Marco, P.; Gordo, M.; Fidelis, L.; Batista, J.; Juen, L. 2008. Land use, habitat integrity, and aquatic insect assemblages in Central Amazonian streams. *Hydrobiologia* 614: 117-131.
- NOM, N. O. M. 152-SEMARNAT-2006. *Que establece los lineamientos, criterios y especificaciones de los contenidos de los programas de manejo forestal para el aprovechamiento de recursos forestales maderables en bosques, selvas y vegetación de zonas áridas. Publicada en el Diario Oficial de la Federación el, vol. 17.*
- Novelo-Gutiérrez, R. 1997. Clave para la determinación de familias y géneros de las náyades de Odonata de México. Parte II. Anisoptera. *Dugesiana*. 4; 31-40.
- Orozco, C., Pérez, A., Gonzales, M. N., Rodríguez, F., Alfayate, J. 2005. Contaminación Ambiental. Una visión desde la Química., Tercera edición, Thomson Editoriales Spain Paraninfo, S.A
- Osborne, L. L., y M. J. Wiley. 1988. Empirical relationships between land use/cover patterns and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, 26(1), 9-27.

- Osmond, P. 2009. Application of near-infrared hemispherical photography to estimate leaf area index of urban vegetation. In *Extended Abstracts. The Seventh International Conference on Urban Climate*, 29 June–3 July 2009. pp. 4-pp.
- Palmer, M., C Hakempkamp y N. Baker. 1997. Ecological heterogeneity in streams: why variante matters. *Journal of the North American Benthological Society*. 16:189-202.
- Paukert, C., y Willis, D. 2003. Aquatic invertebrate assamblaces in shallow prairie lakes: fish and enviromental influences. *Journal or Freshwater Ecology*, 18(4), 523-533.
- Pereyra Díaz, D., Cruz Torres, D. G., y Pérez Sesma, J. A. A. 2011. La evapotranspiración real (ETR) en la cuenca del río La Antigua, Veracruz: estado actual y ante escenarios de cambio climático. *Investigaciones geográficas*, (75), 37-50.
- Pérez Mayorga, M. A. 2011. Relación de la cobertura vegetal riparia y la comunidad íctica, en dos periodos hidrológicos en riachos de la cuenca del Río La Vieja, Eje Cafetero de Colombia.
- Pérez, G. R. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia*, 23(88), 375-387.
- Plafkin, J.L., Barbour, M.T., Porter, K.D., Gross, S.K., Hughes, R.M., 1989. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, EPA 440-4r-r89-001.
- Pozo, J., Elosegi, A., Diez, J., y Molinero, J. E. 2009. Conceptos y técnicas en ecología fluvial. *Dinámica y relevancia de la materia orgánica. Barcelona (España): Fundación BBVA*, 141-148.
- Prat, N.; Rieradevall, M.; Munné, A. y Chacon, G. 1996. La qualitat ecològica de les aigües del Besòs i el Llobregat. *Estudis de la qualitat ecològica dels rius*, 1, 102 pp. Area Medi Ambient, Diputació de Barcelona
- Price, P., Lovett, S. y Lovett, J. 2004. Managing riparian widths. Fact Sheet 13, Land y Water Australia, Canberra.

- Quinn, J., I. Boothroyd y B. Smith. 2004. Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 2. Invertebrate communities. *Forest Ecology and Management*, 191: 129–146.
- Ramírez A, Viña G. 2000. Limnología colombiana, aportes a su conocimiento. Colombia. Fundación Universidad Jorge Tadeo Lozano; 293p.
- Ramírez, A y Pringle, CM. 1998. Structure and production of a benthic insect assemblage in a Neotropical stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 17:443-461.
- Ramírez, D.A.; Valladares, F.; Blasco, A. y Bellot, J., 2008. Effects of tussock size and soil water content on whole plant gas Exchange *Stipatenuissima* L. Extrapolating from the leaf versus modelling crown architecture. *Environmental and Experimental Botany*, 62, 376–388.
- REITEC (Servicios de Ingeniería). 2015. Turbidez, Aspectos teóricos (en línea). [Consultado 10 May. 2015]. España. Disponible en: <http://www.reitec.es/web/descargas/agua05.pdf>
- Rezende, R. S., Santos, A. M., Henke-Oliveira, C. y Gonçalves Jr, J. F. 2014. Effects of spatial and environmental factors on benthic macroinvertebrate community. *Zoología (Curitiba)*, 31(5), 426-434.
- Richards, C., Johnson, L. B., & Host, G. 2015. Landscape Influences on Habitat, Water Chemistry, and Macroinvertebrate Assemblages in Midwestern Stream Ecosystems.
- Rico, C., Paredes, M., y Fernández, N. 2009. Modelación de la estructura jerárquica de macroinvertebrados bentónicos a través de redes neuronales artificiales. *Acta Biológica Colombiana*, 14(3), 71-96.
- Ríos, S. L., y Bailey, R. C. 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553(1), 153-160.
- Rivera, JJ. Pinilla, G. y Camacho, DL. 2013. Grupos tróficos de macroinvertebrados acuáticos en un humedal urbano andino de Colombia. *Acta biol. Colomb.*, 18(2):279-292.
- Roldán, G. 1992. Fundamentos de limnología tropical. Medellín: Universidad de Medellín.

- Roldán, G. 1999. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 23(88): 375-387.
- Roldán, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. *Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Editorial Universidad de Antioquia. Colección de Ciencia y Tecnología. Medellín*.
- Roldán, G., Bohórquez, A., Castaño, R., y Ardilla, J. 2001. Estudio limnológico del embalse del Guavio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas y Naturales*, 24(90), 25-33.
- Roldán, G., Builes, J., Trujillo, C. M., & Suárez, A. 1973. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna bética del río Medellín. *Actualidades Biológicas*, 2(5), 54-64.
- Roldán, G., y Pérez, G. 1978. Niveles de contaminación por detergentes y su influencia en las comunidades béticas del río Negro. *Actualidades Biológicas*, 7(24), 27-36.
- Roque, F. O., Pepinelli, M., Fragoso, E. N., Ferreira, W. A., Barillari, P. R., Yoshinaga, M. Y., y Lima, M. I. S. 2003. Ecología de macroinvertebrados, peixes e vegetação ripária de um córrego de primeira ordem em região de cerrado do Estado de São Paulo (São Carlos, SP). *Ecotonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos. São Carlos, SP, Brazil: Rima Editora*, 313-338.
- Samboni, Y. Carvajal, and J. Escobar. 2007. “Parámetros Fisicoquímicos como Indicadores de Calidad y Contaminación del Agua, Estado del Arte.,” *Ingeniería e Investigación*, vol. 27, pp. 172 – 181.
- Sánchez, Ó. 2007. Ecosistemas acuáticos: diversidad, procesos, problemática y conservación. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*, 11.
- Sánchez-Hernández, J. 2011. Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitron en el río Tormes (España Central). *Zool. baetica*, 22, 51-67.

- Siqueira, T. Bini, L. Roque, F y Cottenie, K. 2012. A metacommunity framework for enhancing the effectiveness of biological monitoring strategies. *PLoS One* 7 (8): e43626. doi: 10.1371/journal.pone.0043626
- SMN. 2008. *Normales climatológicas 1961–1990*, Servicio Meteorológico Nacional, México.
- Sokal, R. R., & Rohlf, F. J. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. WH. Freeman & Co., San Francisco. *Sokal Biometry: the principles and practice of statistics in biological research* 1995.
- Spangler, P. J., y Santiago-Fragoso, S. 1992. *The aquatic beetle subfamily Larinae (Coleoptera: Elmidae) in Mexico, Central America, and the West Indies* (No. 528). Smithsonian Institution Press.
- Stevens, M. H. H., y Cummins, K. W. 1999. Effects of long-term disturbance on riparian vegetation and in-stream characteristics. *Journal of Freshwater Ecology*, 14(1), 1-17.
- Strobl, R. O., y Robillard, P. D. 2008. Network design for water quality monitoring of surface freshwaters: A review. *Journal of environmental management*, 87(4), 639-648.
- Thompson, R., y Townsend, C. 2006. A truce with neutral theory: local deterministic factors, species traits and dispersal limitation together determine patterns of diversity in stream invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, 75(2), 476-484.
- Tomanova, S., y Tedesco, P. A. 2005. Tamaño corporal, tolerancia ecológica y potencial de bioindicación de la calidad del agua de Anacroneuria spp. (Plecoptera: Perlidae) en América del Sur. *International Journal of Tropical Biology and Conservation*, 55(1).
- Tucker, C.J., Townshend, J.R., Goff, T.E. 1985. African land-cover classification using satellite data. *Science* 227:369-375.
- Tueller, P. T. 2012. *Vegetation science applications for rangeland analysis and management* (Vol. 14). Springer Science & Business Media.
- Tuffery G y Verneaux J. 1968. *Méthode de détermination de la qualité biologique des eaux courantes*. Exploitation codifiée des inventaires de la faune du fond.

Ministère de l’Agriculture (France), Centre National d’Etudes Techniques et de Recherches Technologiques pour l’Agriculture, les Forêts et l’Equipment Rural, Section Pêche et Pisciculture.

- Vannote, R. L., G. W. Minshall, K. W. Cummins, J. R. Sedell, and C. E. Cushing. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.
- Vázquez G., J. Aké-Castillo y M. Favila. 2011. Algas assemblages and their relationship with water quality in tropical Mexican streams with different land uses. *Hydrobiologia*, 667-: 173-189.
- Vieira, T., Dias-Silva, K., y Pacífico, E. 2015. Effects of riparian vegetation integrity on fish and heteroptera communities. *Applied Ecosystem and Environmental Research*, 13(1), 53-65.
- Villamizar, N., Cortez, J., Alarcón, O. N., Escalona, M., Botto, C., y Grillet, M. E. 2011. Primera descripción del hábitat acuático de *Simulium guianense* sl (Diptera: Simuliidae) en el área endémica de oncocercosis, al sur de Venezuela. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*, 51(1), 97-101.
- Virginia, R.A., Wall, D.H. 2001. Principles of Ecosystem function. En: Levin, S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, pp. 345-352. Academic Press, San Diego, USA.
- Wiersema, N. A., y McCafferty, W. P. 2000. Generic revision of the North and Central American Leptohyphidae (Ephemeroptera: *Pannotia*). *Transactions of the American Entomological Society*, 337-372.
- Williams-Linera, G. 2007. El bosque de niebla del centro de Veracruz: Ecología, Historia y destinos en tiempos de fragmentación y cambio climático. *CONABIO-Instituto de Ecología, AC, Xalapa, Veracruz, México*.
- Woodwiss, F.S. 1964, A Biological System to Stream Classification Used by Trent River Board, *Chemistry Industry*, núm. 11, pp. 443-447.

CURRICULUM VITAE

VERONICA PATRICIA ARMAS ORTIZ

DATOS PERSONALES:

Fecha de nacimiento: 1 de mayo de 1978

Lugar de nacimiento: Quito-Ecuador

Nacionalidad: Ecuatoriana

FORMACIÓN PROFESIONAL:

Licenciatura: Licenciada en Ciencias Biológicas

Nombre de la Tesis: “Aspectos ecológicos de la familia Trochilidae usando análisis polínico en la Estación Biológica Bilsa, Reserva Ecológica Mache-Chindul. Provincia de Esmeraldas-Ecuador”. Universidad Central del Ecuador.

Asesor: Dr. Jorge Urgiles

CURSOS/TALLERES DE CAPACITACIÓN:

Mayo 2015. Estadística computacional en R. INECOL.

Junio-Julio 2014. Sistemas de Información Geográfica. INECOL.

Abril. 2014. Análisis de la diversidad. INECOL.

Enero. 2014. SL: Biología, morfología y clasificación de coleópteros Scarabaeoidea (Coleóptero: Insecta). INECOL.

Febrero. 2007. Seminario Taller Internacional “Ecología para la Conservación y Desarrollo de la Biodiversidad Amazónica”. Universidad Central del Ecuador.

Diciembre 2006. Seminario Taller “Biometría y Bioestadística Aplicada a Investigaciones Ecológicas”. Fundación Herpetológica Gustavo Orcés.

Febrero 2005. Curso de Capacitación en Biotecnología e Intercambio de Experiencia de los proyectos de la corporación PBA (Colombia).

EXPERIENCIA PROFESIONAL:

Julio 2012. Técnica responsable de los Componente Flora y Fauna para el Proyecto de Urbanización San Vicente-Trabajadores del Danec. Kuusa.

Mayo 2012. Técnica responsable del Componente biótico–Macroinvertebrados y Entomofauna para el Campo Libertador. Entrix.

Abril / Mayo 2012. Técnica responsable de los Componente Flora y Fauna para la Línea Base del Campo Libertador. Entrix.

Marzo 2012. Técnica responsable del Componente biótico–Macroinvertebrados y Entomofauna del

Estudio de Impacto Ambiental y Plan de Manejo ambiental, fase de explotación de materiales de construcción en macizo rocoso en el área de préstamo: Coca Codo VI-G1, VI-G2, VII, X, XI. Entrix.

Febrero 2012. Técnica responsable del Componente biótico–Macroinvertebrados y Entomofauna del Estudio de Impacto Ambiental de la Plataforma Amílcar Díaz Espinel y vías de acceso, Entrix.

Febrero 2012. Técnica responsable del Componente biótico–Macroinvertebrados y Entomofauna del Monitoreo de la Hidroeléctrica Pucará.

Diciembre 2011. Técnica responsable del Componente biótico–Macroinvertebrados y Entomofauna del Monitoreo de la plataforma Bermejo X-1 y vía de acceso, sector Bermejo, Entrix.

Noviembre 2011. Técnica responsable del Componente biótico – Macroinvertebrados y Entomofauna Para el proyecto de Reevaluación del diagnóstico y Plan de manejo ambiental del Área de Shushufindi, Cinge.

Octubre 2011. Técnica responsable del Componente biótico – Entomofauna y Macroinvertebrados del Estudio de Impacto Ambiental de la Sísmica Marian Sur. Entrix.

Junio 2011. Técnica responsable del Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Toa, Componente biótico – Macroinvertebrados y Entomofauna. Entrix.

Febrero 2011. Técnica responsable del Monitoreo del Proyecto Santiago (Fierro Urco), Componente biótico – Macroinvertebrados y Entomofauna. Cinge.

Enero/Febrero 2011. Técnica responsable del Monitoreo del Complejo Oso y su vía de acceso, Componente biótico – Macroinvertebrados y Escarabajos peloteros. Entrix.

Noviembre-Diciembre 2010. Técnica responsable en el Proyecto Cacao en dos sectores de la ecuatoriana. INPC.

Noviembre 2010. Técnica responsable del Monitoreo de Macroinvertebrados en la Represa Hidroeléctrica Hidroabánico.

Septiembre 2010. Técnica responsable del Monitoreo de Macroinvertebrados en el sector de Amo A. Bloque 16. Entrix.

Agosto 2010. Técnica responsable del Monitoreo de Macroinvertebrados en el sector de Aguarico 3. Shushufindi. Entrix.

Junio 2010. Técnica responsable del Monitoreo de Macroinvertebrados en la Represa Hidroeléctrica Hidroabánico.

Abril 2010. Técnica responsable del Componente biótico Macroinvertebrados y Escarabajos peloteros del EIA Expost y Plan de Manejo Ambiental del Campo Coca del Bloque 7. Entrix.

EXPERIENCIA EN INVESTIGACIÓN:

VOLUNTARIA EN ECOCIENCIA, en el departamento de Insectos Terrestres durante 2 años.

Asistente del monitoreo biológico de Escarabajos estercoleros en Sabalito y Gallinazo, Esmeraldas para Proyecto SUBIR de EcoCiencia.

VOLUNTARIA EN EL MUSEO ECUATORIANO DE CIENCIAS NATURALES, en el departamento de Entomología durante 2 meses.

ESTANCIAS/VIAJES DE INVESTIGACIÓN:

Febrero 2005. Curso de Capacitación en Biotecnología e Intercambio de Experiencia de los proyectos de la corporación PBA (Colombia).

PARTICIPACIÓN EN TALLERES, CONGRESOS Y SIMPOSIA:

Noviembre 2003 XXVII Jornadas Ecuatorianas de Biología “Pedro Núñez Lucio”. Participante

Noviembre 2001. XXV Jornadas Nacionales de Biología. Guayaquil. Participante

Febrero 2007. Seminario Taller Internacional “Ecología para la Conservación y Desarrollo de la Biodiversidad Amazónica”.

FINANCIAMIENTO A PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN

2500 USD. Beca para desarrollar la tesis de grado en el área de Ornitología, colaborando en el proyecto de la avifauna de la Reserva Ecológica Bilsa, estudio del Departamento de Investigaciones Tropicales de la Universidad de California en los Ángeles, Estados Unidos.

200 USD. BECARIA EN LA FUNDACIÓN JATUN SACHA, en el programa que confiere a estudiantes con mini proyectos de investigación, durante 17 días.

X. MEMORIAS IN EXtenso DE CONGRESOS

Ortega-Andrade, H. M., F. Almeida y V. Armas. 2004. Análisis de las preferencias de hábitat y variabilidad poblacional de anuros en dos épocas anuales en el sector de Curipoguio, provincia de Pichincha. Páginas 47 – 57. En: Cerón, C. y Reyes C. (Eds.). 2004. Memorias De las Xxvii Jornadas Ecuatoriana De Biología “Pedro Núñez Lucio”. Editorial Universitaria. Publicación De La Sociedad Ecuatoriana De Biología Núcleo De Pichincha. Quito. 137 Pp.

APTITUDES ESPECIALES (ej., idiomas)

Ingles hablado (Bueno), escrito (Bueno), entendido (Bueno)

OTROS

Auxiliar Técnico en Computación.