



Pontificia Universidad
Católica del Ecuador

SEDE
ESMERALDAS

ESCUELA DE GESTIÓN AMBIENTAL

TESIS DE GRADO

**USO DE MACROINVERTEBRADOS COMO MÉTODO
DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA DEL
RÍO SÁLIMA (ATACAMES – ECUADOR)**

**PREVIO A LA OBTENCIÓN DEL TÍTULO DE
INGENIERA EN GESTIÓN AMBIENTAL**

AUTORA

JOSELYN MICHELLE MORA RODRÍGUEZ

ASESOR

MGT. PEDRO JIMÉNEZ PRADO

ESMERALDAS – JULIO, 2018

Trabajo de tesis aprobado luego de haber dado cumplimiento a los requisitos exigidos por el Reglamento de Grado de la PUCE – Sede Esmeraldas, previo a la obtención del título de INGENIERA EN GESTIÓN AMBIENTAL

Presidente Tribunal de Graduación

Lector 1

PhD. John Molinero Ortiz

Lector 2

PhD. Olga Carnicer Castaño

Coordinador de la Escuela de Gestión Ambiental

PhD. Jorge Velazco Vargas

Director de Tesis

Mgt. Pedro Jiménez Prado

Esmeraldas, de de 2018

AUTORÍA

Yo, Joselyn Michelle Mora Rodríguez declaro que la presente investigación enmarcada en el actual trabajo de tesis es absolutamente original, auténtica y personal.

En virtud que el contenido de esta investigación de exclusiva responsabilidad legal y académica de la autora y de la PUCE – Sede Esmeraldas.

Joselyn Michelle Mora Rodríguez

C.I. 0802140913

AGRADECIMIENTOS

*A mi madre, quien me ha mostrado que
se puede salir adelante sin importar
lo duro que te golpee la vida*

*A Brenda, Yireny, Marta y Antonella, quienes
han sabido probar su amistad, lealtad
y compañerismo a lo largo de
mi vida universitaria*

*A Hope, Bio, Arturo y Nat, los cuales sin
importar la distancia que nos separa
han estado siempre junto a mí*

*A Joana, Jenniffer y Erika, por ser
siempre honestas y valientes para
hacerme notar mis errores, por
todas las risas compartidas
y consejos brindados*

*A mis queridos profesores, quienes me han guiado
a lo largo de este camino; en especial a Pedro
quien desde el principio fue un apoyo enorme
en mi desarrollo universitario, además
de ser un gran tutor y amigo.*

Gracias

DEDICATORIA

A quienes han creído en mí.

TABLA DE CONTENIDOS

| | |
|---|------------|
| AUTORÍA | iii |
| AGRADECIMIENTOS | iv |
| DEDICATORIA | v |
| RESUMEN | ix |
| ABSTRACT | x |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| Presentación del tema de investigación | 1 |
| Planteamiento del problema | 2 |
| Justificación | 2 |
| Objetivos | 4 |
| Objetivo General | 4 |
| Objetivos Específicos | 4 |
| CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO | 5 |
| Bases teóricas – científicas | 5 |
| Calidad de agua en los ríos | 5 |
| Evaluación biológica de la calidad del agua..... | 5 |
| Indicadores Biológicos | 6 |
| Antecedentes | 9 |
| Marco Legal | 10 |
| CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS | 12 |
| Área de Estudio | 12 |
| Recolección de datos | 13 |
| Muestreo de parámetros físico – químico | 13 |
| Colección de macroinvertebrados | 14 |
| Análisis de laboratorio | 14 |
| Análisis de muestras de agua..... | 14 |
| Procesamiento de macroinvertebrados | 15 |
| Análisis de datos | 15 |
| Aplicación de índices | 15 |
| Análisis estadísticos | 16 |
| CAPÍTULO III: RESULTADOS | 17 |
| Parámetros físico – químicos | 17 |
| Macroinvertebrados | 20 |

| | |
|---|-----------|
| Índices de diversidad | 22 |
| Índices de calidad de agua..... | 22 |
| Análisis de correspondencias canónicas | 26 |
| Análisis de similaridad ANOSIM | 27 |
| CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN..... | 28 |
| CAPÍTULO V: CONCLUSIONES..... | 32 |
| CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES | 33 |
| BIBLIOGRAFÍA | 34 |
| ANEXOS | 42 |
| Anexo 1: Zonas de muestreo | 42 |
| Anexo 2: Registro fotográfico de las familias de macroinvertebrados registrados; Error! Marcador no def | |
| Anexo 3: Índice BMWP-Col..... | 43 |
| Anexo 4: Índice ASPT – Co..... | 46 |
| Anexo 5: Índice ETP | 47 |

Lista de Tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1 Coordenadas de las estaciones de muestreo..... | 12 |
| Tabla 2 Parámetros físico – químicos in situ | 17 |
| Tabla 3 Parámetros físicos – químicos analizados en laboratorio..... | 18 |
| Tabla 4. Composición de macroinvertebrados en cada estación y período de muestreo. | 21 |
| Tabla 5 Valores generales de riqueza, abundancia y diversidad de las zonas de muestreo | 22 |
| Tabla 6 Valores del índice BMWP-Col por períodos | 22 |
| Tabla 7 Valores del índice BMWP-Col generales | 23 |
| Tabla 8 Valores del índice ASPT por períodos | 24 |
| Tabla 9 Valores del índice ASPT generales | 24 |
| Tabla 10 Valores del índice ETP, por períodos..... | 25 |
| Tabla 11 Valores del índice ETP generales..... | 26 |
| Tabla 12. Puntuación asignada a las familias de macroinvertebrados acuáticos en el índice BMWP-Col..... | 44 |
| Tabla 13. Rango de valores del índice BMWP-Col para determinar la calidad de agua. | 46 |
| Tabla 14. Rango de valores del índice ASPT para determinar la calidad de agua..... | 46 |
| Tabla 15. Rango de valores del índice ETP para determinar la calidad de agua | 47 |

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1 Mapa del área de estudio | 13 |
| Figura 2. Diferencia en la concentración de fosfato entre zonas. | 18 |
| Figura 3. Diferencia en la concentración de Oxígeno disuelto entre zonas. | 19 |
| Figura 4. Diferencia en la concentración de pH entre zonas..... | 19 |
| Figura 5. Análisis de correspondencia canónica (ACC), donde el área azul representa la zona alta, el área verde la zona media y el área roja la zona baja. | 27 |

RESUMEN

En la presente investigación con el objetivo de determinar el estado de calidad del agua de la microcuenca del río Sálima usando macroinvertebrados como bioindicadores, se escogieron tres estaciones de muestreo que representan la zona alta, media y baja de la microcuenca. Durante los meses de junio a noviembre de 2017 se colectaron las muestras de macroinvertebrados realizando seis arrastres de un minuto una vez al mes en cada zona durante los seis meses de muestreo; las muestras de macroinvertebrados se identificaron hasta el nivel taxonómico de familia. Además, se midieron parámetros físico – químicos *in situ* y en laboratorio.

En total, se contabilizaron 12753 individuos, dentro de 12 órdenes y 38 familias siendo las familias Leptohipidae (O. Ephemeroptera), Baetidae (O. Ephemeroptera) y Thiaridae (O. Gastrópoda) las más abundantes. Usando el índice BMWP-Col, se muestra que el agua del río Sálima tiene una calidad entre “buena” a “muy buena” representando aguas limpias y muy limpias. El índice ASPT mostró en la zona alta y media una calidad “aceptable” representando aguas ligeramente contaminadas, y en la zona baja una calidad “dudosa” siendo aguas moderadamente contaminadas.

Por su parte, el índice ETP mostró en la zona baja y alta una calidad de agua “buena” y en la zona media una calidad “regular”, sin embargo, esto no refleja con claridad la realidad del área de estudio, dado que el índice se basa en la presencia de individuos de ordenes con taxones ampliamente distribuidos que presentan diferentes tipos de adaptación según el hábitat en el que se desarrollen.

Por último, se evidencio que la zona alta y media presentan la mejor calidad de agua, y están influenciadas por la mayor concentración de oxígeno disuelto y un pH más básico, lo que permite la presencia de familias sensibles de macroinvertebrados como son las familias Simulidae y Psephenidae, con sensibilidades de 9 y 10, según el índice BMWP-Col.

ABSTRACT

The objective of this investigation is to determine the water quality status of the river basin of the Sálima River. The water quality status was determined by using macroinvertebrates as bioindicators, three sampling stations were selected to represent the upper, middle and lower zones of the basin. From June to November 2017, samples of macroinvertebrates were collected by performing six one-minute trawls once a month in each zone during the six months of sampling. The samples of macroinvertebrates were identified up to the family taxonomic level. In addition, physical and chemical parameters were measured in situ and in the laboratory.

There were a total of 12753 individuals counted, within them 12 orders and 38 families were identified. Leptohiphidae (O. Ephemeroptera), Baetidae (O. Ephemeroptera) and Thiariidae (O. Gastropoda) families were the most abundant. Using the BMWP - Co index, it is shown that the water of the Sálima river has a quality between "good" and "very good", representing clean and very clean waters. The ASPT index showed an "acceptable" quality in the upper and middle zone representing slightly polluted waters, and in the lower zone a "dubious" quality, being moderately polluted waters.

On the other hand, the ETP index showed a "good" water quality in the low and high area and a "regular" quality in the middle zone, however, this does not clearly reflect the reality of the study area, given that the index is based on the presence of individuals of orders with widely distributed taxa that present different types of adaptation according to the habitat in which they are developed.

Finally, it was evidenced that the upper and middle zone have the best water quality, and are influenced by the higher concentration of dissolved oxygen and a more basic pH, which allows the presence of sensitive families of macroinvertebrates such as the Simuliidae families and Psephenidae, with sensitivities of 9 and 10, according to the BMWP - Co. index.

INTRODUCCIÓN

Presentación del tema de investigación

Los ecosistemas dulceacuícolas (ríos o lagos) se relacionan estrechamente en la conservación de la diversidad biológica y el desarrollo de la sociedad, considerándose como uno de los recursos fundamentales para el desarrollo de la vida (Meza, Rubio, Dias y Walteros, 2012). Así pues, el deterioro de estos ecosistemas en los últimos años ha demandado desarrollar metodologías que permitan determinar el grado de alteración, ya sean por causas antrópicas o naturales, de dichos ecosistemas (Pérez, Pineda, y Medina 2007).

En términos generales, se expone que las comunidades acuáticas son capaces de reaccionar modificando su estructura y funcionamiento ante los cambios de las condiciones ambientales de sus hábitats, de tal modo que algunos organismos, a los cuales se los denomina como “bioindicadores”, pueden ser utilizados para evaluar la calidad de un cuerpo de agua (Segnini, 2003), siendo estos un complemento a los estudios de agua basados en parámetros fisicoquímicos (Walteros y Paiba, 2010).

La calidad de agua, en principio, se evaluó únicamente por medio de parámetros fisicoquímicos, pero estos solo permitían evaluar la contaminación de manera puntual y a corto plazo, no de una manera evolutiva (Walteros y Paiba, 2010). En los años 50, se desarrollaron métodos de biomonitoreo para complementar los datos fisicoquímicos que miden la respuesta que ofrecen los organismos vivos ante la contaminación, demostrando así que ciertos organismos pueden ser útiles para medir la calidad de agua en un período de tiempo más prolongado y de manera eficiente (Sánchez y García, 1999 citado por Walteros y Paiba, 2010).

A partir de ese contexto, entre los bioindicadores de calidad de agua, tenemos a los macroinvertebrados, cuyo uso es ampliamente aceptado a nivel mundial. Para muchos investigadores, este grupo faunístico es considerado como uno de los mejores indicadores biológicos, pues, además de encontrarse en cualquier ecosistema dulceacuícola, son fáciles de capturar, cuantificar e identificar (Gamboa, Reyes, y Arrivillaga, 2008), y abarcan diversos grupos biológicos como crustáceos, moluscos,

ácaros, platelmintos, lombrices y los estados juveniles de los órdenes de insectos (Segnini, 2003).

Respecto a la calidad de agua de los ecosistemas dulceacuícolas, se sabe que, en los asentamientos humanos, por el afán de satisfacer necesidades de supervivencia, se han realizado actividades que no han sido orientadas bajo criterios de sustentabilidad y han provocado alteraciones en estos ecosistemas, ya sea por el sobre-aprovechamiento de sus recursos o la mala disposición de los desechos (Kaufman, 1992). Por esta razón, actualmente se presenta un problema creciente de escasez de agua apta para consumo humano y se evidencian los severos impactos en dichos ecosistemas.

En Ecuador, los estudios de calidad de agua utilizando bioindicadores han ido en aumento, de tal manera que ya han sido incluidos en la legislación para el control y seguimiento ambiental (MAE, 2015). Sin embargo, aún existe un gran déficit de este tipo de estudios, siendo pocos los estudios de calidad de agua realizados en Esmeraldas, en especial en los ríos secundarios que alimentan a los ríos principales; por lo tanto, se hace necesario realizar estudios que permitan conocer el estado de las aguas de los diferentes afluentes del cantón.

Planteamiento del problema

¿Cómo se manifiesta la calidad del agua del río Sálima si utilizamos macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, calculando los índices BMWP-Col, ASPT y ETP, y correlacionándolos con factores ambientales físico-químicos?

Justificación

En la actualidad, la escasez de agua y la contaminación de los ecosistemas son problemas que cada día toman más fuerza y llaman mucho la atención de la población en general, pues, a pesar de la vital importancia que tienen estos sistemas ecológicos para el desarrollo de la vida (Meza, *et al.*, 2012), están siendo fuertemente deteriorados por diferentes acciones como la explotación desorganizada de los recursos, la mala

gestión de los desechos y la eliminación de aguas residuales y residuos industriales, directamente en los ríos (Martínez, Puente, Rebolledo, y Jiménez, 2014).

En Ecuador, la ley de aguas prohíbe los vertidos de aguas residuales en lagos y ríos (en el Título II del Artículo 22 del Capítulo II de Conservación y Contaminación de las Aguas), pero resulta sorprendente que tan solo el 5% de las aguas residuales posean algún tipo de tratamiento, y el otro 95% termine descargada en los ríos cercanos a cada asentamiento humano (Martínez, *et al.*, 2014). La provincia de Esmeraldas no posee un sistema de tratamiento de aguas residuales consistente (Ortiz, 2015), y hay un grave problema de contaminación de sus aguas. Por ejemplo, la cuenca del río Atacames presenta desde hace muchos años problemas con las descargas de aguas servidas y el ingreso de químicos resultantes de las actividades agropecuarias que han ido disminuyendo la calidad de sus aguas (Sánchez, 2015). Además, en la provincia de Esmeraldas existe un déficit de estudios ambientales, por lo que es necesario realizar estudios en este ámbito, como análisis de agua que permitan desarrollar estrategias para reducir los impactos negativos a los que se enfrentan los ecosistemas.

En parroquia de Tonsupa, comunidad de Sálima, todas las aguas servidas y aguas resultantes de actividades agropecuarias y acuícolas, principalmente de la instalación y funcionamiento de camaroneras y palmicultoras, terminan en el río Sálima provocando la contaminación de sus aguas, la cual aún no ha sido evaluada (SEMPADES, 2015). Es importante mencionar que, al no poseer agua potable, el agua del río Sálima es de gran importancia para los residentes de dicha comunidad, dado que la utilizan para labores domésticas como lavar platos, lavar ropa, y bañarse, al igual que para actividades agropecuarias como regar sus sembríos y dar de beber a sus animales. Actualmente, se está realizando un estudio para determinar la calidad de agua de la cuenca del río Sálima utilizando peces como bioindicadores. Paralelamente, en el río Atacames, donde desemboca el río Sálima, se están realizando estudios de calidad de agua utilizando peces y macroinvertebrados como bioindicadores.

Así pues, con el presente estudio se buscó determinar el estado del agua del río Sálima para aportar información a los estudios de calidad de agua de la cuenca del río Atacames y dar a conocer el grado de afectación de las aguas del río Sálima generado por las actividades antrópicas de la zona, utilizando macroinvertebrados acuáticos, los cuales han demostrado ser muy buenos bioindicadores.

Objetivos

Objetivo General

Determinar el estado de la calidad del agua en la cuenca del río Sálima, mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores.

Objetivos Específicos

- Identificar órdenes y familias de macroinvertebrados encontrados en el Río Sálima.
- Establecer la calidad de agua mediante el uso de los índices BMWP-Col (Biological Monitoring Working Party de Colombia), ASPT (Average Score per Taxon) y ETP (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecóptera).
- Relacionar los resultados de calidad de agua obtenido de los macroinvertebrados acuáticos con los parámetros físico-químicos del agua en el río Sálima.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

Bases teóricas – científicas

Calidad de agua en los ríos

Referirse al término “calidad de agua” resulta muy complejo, pues esta se rige a múltiples factores como son el régimen hidrológico, la composición de los suelos, biota acuática, vegetación riparia, época del año, entre otros. Además de que, debido a las actividades humanas los cuerpos hídricos sufren constantes modificaciones (Huertas, 2014).

En las aguas continentales, el término “calidad” no es un concepto fácil de definir dado que se interpreta como un concepto relativo que depende de la finalidad del recurso. Para ejemplificarlo, se puede decir que mientras las aguas fecales no son consideradas como “agua de buena calidad” para el consumo humano por los problemas sanitarios que su uso generaría, para el riego de plantas ornamentales o plantas forestales resulta ser un “agua de excelente calidad” (Alba, 1996). De esta manera surgen términos de calidad de acuerdo a la finalidad del recurso.

En este sentido, cuando un medio acuático posee características naturales que permite el desarrollo de comunidades de organismo propias del lugar se considera que este medio presenta una buena calidad biológica, pues este el término de *calidad biológica* surge del análisis de la estructura y composición de las diferentes comunidades de organismos (Alba, 1996)

Evaluación biológica de la calidad del agua

La evaluación biológica de las aguas radica en la capacidad natural de la biota de responder ante los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes, cambiando su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales de sus hábitats naturales (Segnini, 2003). De esta manera, la biota acuática presenta límites de tolerancia a las diferentes alteraciones, y frente a determinadas alteraciones, los

organismos “sensibles” que no son capaces de soportar las nuevas condiciones abandonan la zona alterada o mueren, dejando espacio libre para ser colonizado por los organismos “tolerantes” (Alba, 1996). De modo que, los cambios en la composición y estructura de las comunidades de biota acuática se pueden interpretar como signos de algún tipo de contaminación

Indicadores Biológicos

Los indicadores biológicos o bioindicadores de contaminación, son aquellos que permiten por medio de información obtenida del suelo, agua o atmosfera, evaluar la calidad de un ecosistema, y facilitan la determinación del nivel de deterioro ambiental dentro de un marco de calidad (Arenas, 1993, tomado de Gamboa, *et al.*, 2008).

Los bioindicadores son organismos puntuales que permiten evaluar y predecir los diferentes efectos en los ecosistemas causados por las modificaciones ambientales, antes de que sean irreversible (Hahn, Toro, Grajales, Duque, y Serna, 2009). Adicionalmente, mediante su uso es posible detectar eventos puntuales de toxicidad, los mismos que resultan difícil de detectar utilizando mediciones físico-químicas estándares (Springer, 2010).

Macroinvertebrados

Los macroinvertebrados son aquellos invertebrados acuáticos que superan un tamaño de 500 micras (μm) y que habitan el fondo de los ecosistemas dulceacuícolas, al menos en alguna etapa de su ciclo de vida (Ladrera, Rieradevall, y Prat, 2013). Entre estos se incluyen las esponjas, sanguijuelas, planarias, moluscos, crustáceos y la mayoría de los estados juveniles del orden de los insectos (Segnini, 2003).

Importancia Ecológica de los macroinvertebrados acuáticos.

En los ecosistemas acuáticos, los macroinvertebrados poseen especial importancia dado que construyen el componente de biomasa animal más importante a lo largo de los ríos

(Ladrera, *et al.*, 2013). Además, debido a su abundancia los macroinvertebrados cumplen un importante papel en la transferencia de energía y nutrientes (Huertas, 2014). Su función en la cadena trófica consiste en que se alimentan de algunas algas, bacterias, o materia orgánica, sirven de alimento para muchos organismos de la cadena trófica especialmente peces, y al morir se descomponen y dejan atrás nutrientes que aprovechan las plantas acuáticas y otros organismos de la cadena (Huertas, 2014).

Macroinvertebrados como bioindicadores

Los macroinvertebrados son organismos susceptibles a los cambios en la calidad de agua. Algunas especies de macroinvertebrados requieren buena calidad de agua para sobrevivir, mientras que otras son capaces de sobrevivir en aguas de baja calidad (Ladrera, *et al.*, 2013). Por tal razón, en la actualidad son ampliamente utilizados como bioindicadores de calidad de agua (Segnini, 2003).

Bonada, *et al.* (2006), expresa que las razones más destacadas por las cuales se considera a los macroinvertebrados como buenos bioindicadores, son:

- No ser específicos de una zona geográfica, ni de un ambiente único.
- Poseer una riqueza alta de taxones sensibles a los diferentes gradientes de perturbación
- Ser abundantes y fáciles de recolectar
- Naturaleza sedentaria que permite la evaluación espacial de efectos adversos en la comunidad a lo largo del tiempo.
- Taxonomía bien conocida a nivel de familia y género.

Sin embargo, las variaciones estacionales o dinámica de la población de macroinvertebrados pueden entorpecer la interpretación y comparación de resultados (Gamboa, *et al.*, 2008).

Evaluación biológica de calidad de agua, con el índice BMWP-Col

El índice BMWP (Biological Monitoring Working Party), se estableció en Inglaterra en 1970 como un método rápido y sencillo para la evaluación de la calidad biológica del

agua mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores (Ríos, Acosta, & Prat, 2014). En términos generales, este índice se desarrolló por razones económicas y del tiempo que se requiere invertir para obtener resultados representativos (Gil, 2014). Para su desarrollo, se identifican los macroinvertebrados al nivel taxonómico de familia y se usan los rangos de puntaje establecidos para el índice. Dichos puntajes se asignan de acuerdo a los niveles de tolerancia de cada familia de macroinvertebrados ante la contaminación, así pues, a las familias más sensibles (intolerantes) se les da valores de 10 y a las menos sensibles (tolerantes) se les otorga un valor de 1 (Roldán, 2016).

Evaluación biológica de calidad de agua, con el índice ASPT

El índice ASPT (Average Score per Taxon), permite determinar la calidad de agua de un ecosistema acuático en especial cuando existe alta diversidad de macroinvertebrados (Arango, Álvarez, Arango, Torres, y Monsalve, 2008). Los valores de este índice van de 1 a 10 y se calcula dividiendo el valor total obtenido del índice BMWP-Col por el número de taxones encontrados y calificados en las muestras; esto permitirá conocer el promedio de indicación de calidad de agua de las familias de macroinvertebrados encontrados en las diferentes zonas de estudio de los ecosistemas acuáticos evaluados (Álvarez, 2005). Un valor bajo en el índice ASPT, asociado a puntajes bajos de BMWP, expondrá que las zonas de estudio mantienen condiciones críticas donde existirán altos niveles de contaminación (Arango, *et al.*, 2008).

Método ETP (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecóptera)

El método ETP (Ephemeroptera, Trichoptera, Plecóptera) se basa en el índice BMWP-Col, en el que se utiliza exclusivamente tres grupos de macroinvertebrados sensibles a los contaminantes (Sánchez, 2015). Estos grupos de macroinvertebrados son Ephemeroptera, Trichoptera y Plecóptera, los mismos que son organismos que prosperan en aguas limpias y bien oxigenadas, considerados como buenos indicadores de calidad de agua (Bispo, Oliveira, Bini, & Sousa, 2006). Para calcularlo, se determina en cada estación de muestreo la presencia de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecóptera, y el total de abundancia de los individuos obtenidos en cada estación. La

sumatoria de individuos de dichos órdenes es dividido por la sumatoria de su abundancia, y este resultado se multiplica por 100 para obtener un porcentaje que permita clasificar el agua.

Antecedentes

Desde hace mucho tiempo, los ecosistemas dulceacuícolas han sido utilizados por el hombre para satisfacer sus necesidades básicas. Sin embargo, el uso desmedido de estos ecosistemas ha provocado el aumento de las presiones sobre sus recursos hídricos y la degradación de los mismos (Walteros y Paiba, 2010). En consecuencia, muchos investigadores establecieron el uso de análisis fisicoquímicos para evaluar el impacto de las perturbaciones antrópicas (Sánchez y García, 1999, citado por Walteros y Paiba, 2010). Sin embargo, dichos métodos no eran suficientes para conocer la realidad de las perturbaciones, por lo cual, se implementó el uso de bioindicadores de calidad de agua (Segnini, 2003).

Estos bioindicadores se utilizan principalmente en la vigilancia y seguimiento de contaminación (Prat, *et al.*, 2009), y se definen como una especie, población o comunidad, que requiere condiciones específicas del conjunto de variables fisicoquímicas, y se ve afectado de manera positiva o negativa tras la alteración de estas variables (Guerrero, Manjarrés, y Núñez, 2003). Por ejemplo, se tiene el uso de macroinvertebrados acuáticos, los cuales son todos los invertebrados que habitan en el fondo de los ecosistemas dulceacuícolas y son retenidos por redes con poros menor o igual a 500 μm (Ladrera, *et al.*, 2013)

En la actualidad, en los países latinoamericanos existen experiencias del uso de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de calidad de agua. Por ejemplo, en Chile donde los utilizan para determinar la calidad de agua de ríos como el río Damas (Osomo) (Figuroa, Valdovinos, Araya, y Parra, 2003), y el Estero Peu Peu (Leiva, 2004); en Colombia, que también los utiliza para estudios en diferentes ríos, en los cuales se utiliza el índice BMWP adaptado para los macroinvertebrados colombianos (Guerrero, *et al.*, 2003; Montoya, 2008; Rivera, 2011). En Ecuador, el uso de bioindicadores para estudios de calidad de agua ha tomado relevancia, y en la

actualidad, consta en la legislación ecuatorial para el control y seguimiento ambiental del Acuerdo Ministerial 028 (MAE, 2015).

En la provincia de Esmeraldas, se han realizado varios estudios respecto al uso de macroinvertebrados como indicadores biológicos de calidad de agua (Guijarro, 2015; Martínez – Sanz, *et al.*, 2014; Sánchez, 2015), estos estudios han dado relevancia a la composición de macroinvertebrados en las diferentes cuencas estudiadas, además han demostrado por medio del uso de los índices ETP y BMWP-Col que la calidad de agua de los ríos así como la estructura de la comunidad de macroinvertebrados, se ven alteradas a medida que aumentan los asentamientos humanos principalmente por el desarrollo de actividades domésticas como agropecuarias.

Marco Legal

La Constitución Ecuatoriana, establece en su Art. 14, que *“toda la población tiene el derecho a vivir en un ambiente sano [...], que garantice el bien vivir”*, además, en su Art. 12, se refiere al agua como *“un derecho humano fundamental e irrenunciable [...]”*. Siendo esto, artículos que sirven como pauta para el desarrollo del sustento legal para presente investigación.

En el Art. 264, numeral 4, de la Constitución Ecuatoriana, se menciona que cada GAD, debe *“prestar servicio de agua potable, alcantarillado, depuración de aguas residuales [...]”* situación que en la Parroquia de Sálima no se cumple, pues sus habitantes no cuentan con ninguno de estos servicios, de ahí que, el agua del río Sálima es utilizada para satisfacer las necesidades de los habitantes de dicho sector.

En ese sentido, la Constitución Ecuatoriana en su Art. 411, establece que *“toda actividad que pueda afectar la calidad y cantidad de agua y el equilibrio de los ecosistemas, será regulada”*. Sin embargo, como se mencionó, los habitantes de la parroquia de Sálima, para satisfacer sus necesidades, desarrollan sus actividades domésticas y agropecuarias haciendo uso del agua del río con el mismo nombre, ocasionando que, este recurso sea propenso a la contaminación por las actividades antrópicas desarrolladas ahí.

Por otro lado, con el presente estudio enfocado a determinar la calidad de agua del río Sálima, se da cumplimiento al Art. 4.e, de la ley de aguas, que se refiere al “*Acceso del agua como un derecho humano*”, y al Art. 57, que se refiere al “*Derecho humano de disponer de agua limpia, salubre, aceptable [...] para el consumo doméstico en cantidad, calidad y continuidad [...]*”, dado que, los resultados del mismo, permitirán crear conciencia sobre aquellos usuarios de agua respecto al estado de la calidad del agua del río Sálima y las actividades antrópicas que lo están perjudicando.

De igual manera, la ley de aguas, en su Art. 64, garantiza los derechos de la naturaleza, expresando que “*ninguna actividad productiva debe poner en riesgo las propiedades de soporte esencial del agua para todas las formas de vida*”, garantizando así que ni el agua ni sus fuentes sean contaminadas por las actividades antrópicas. Esto le da relevancia a la presente investigación, puesto que, en el área de estudio, se evidencia un alto nivel de actividades agropecuarias.

La ley de aguas, también menciona en su Art. 77, sobre las limitaciones y responsabilidades, que “*todos debemos respetar la cantidad y calidad de los caudales ecológicos*”. Mencionando también que “*los caudales ecológicos, no podrán ser usados para aprovechamiento productivo, exceptuando aquellos que no causen afectación a la calidad y cantidad del caudal*”. Sin embargo, en mi consideración, esta es una excepción peligrosa, dado que no muchos ríos cuentan con estudios previos sobre su calidad o cantidad inicial, y en las zonas rurales se evidencia la falta de control sobre el aprovechamiento de los mismos. Por tales razones, todo estudio de calidad de agua se encuentra justificado, ya sea para determinar un caudal ecológico o simplemente, para tener estudios previos.

Adicionalmente, en el Art. 211, sobre control y seguimiento ambiental, del Acuerdo Ministerial No. 028, se establece “*el control y seguimiento de los componentes bióticos, para verificar la calidad ambiental [...], e identificar posibles alteraciones [...]*”. Razón por la cual la presente investigación, con el uso de macroinvertebrados como bioindicadores ambientales, se encuentra conforme a la ley.

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

Área de Estudio

La presente investigación se llevó a cabo en la microcuenca del río Sálima, la cual pertenece a la parroquia de Sálima del cantón Atacames, y se ubica en la zona centro – sur de la provincia de Esmeraldas. Presenta un clima cálido húmedo tropical con temperaturas que oscilan entre los 25 y 26 °C, una precipitación anual de 2500 mm anuales y una humedad relativa que varía entre 84 y 87 % promedio (SEMPLADES, 2015). La parroquia cuenta con un río principal denominado río Sálima, el mismo que presenta un área de 179 Km² (CNRH, 2002), y es influenciado por el desarrollo de diferentes actividades productivas como son la ganadería y agricultura (SEMPLADES, 2015).

Para el presente estudio, como se ve en la Tabla 2 y Figura 1, se establecieron tres estaciones de muestreo que presentan características físicas homogéneas. Se estableció como criterio de selección la influencia de los centros poblados para la calidad de agua del río, tomando así, un punto en la zona alta (sector Chapil) la cual tiene poca influencia antrópica con la presencia de pocas viviendas, otro punto en la zona media (sector puente de Sálima) que recibe la influencia de solo un centro poblado con actividades de agricultura de subsistencia, y un tercer punto en la zona baja (sector puente las Mareas) influenciado por dos centros poblados y actividades de agricultura semi-industrial (palmicultura) y ganadería.

Tabla 1 *Coordenadas de las estaciones de muestreo.*

| COORDENADAS | | |
|-----------------------|---------|---------|
| Estaciones | X | Y |
| P1. Chapil | 0634244 | 0087666 |
| P2. Puente de Sálima | 0630108 | 0089303 |
| P3. Puente las Mareas | 0629770 | 0092905 |

de muestreo. Para su llenado, cada botella se lavó 3 veces con agua del río, y se la colocó en dirección opuesta al flujo a 5 centímetros de la superficie de forma oblicua (Jiménez, 2012). Las muestras se conservaron refrigeradas en un cooler con hielo para su mejor conservación al ser transportadas al laboratorio, donde se realizó el análisis de los nutrientes fosfatos, nitritos, turbidez y sólidos en suspensión.

Colección de macroinvertebrados

Para la colecta de macroinvertebrados, se aplicó el método rápido de muestreo para un solo hábitat propuesto por Barbour, Gerritsen, Snyder, y Stribling (1999), utilizando un red de captura tipo D con una malla plástica de boca de 30 x 20 centímetros y ojo de malla de 500 micras. Se realizaron seis arrastres de un minuto en cada estación de muestreo una vez al mes durante seis meses, donde se removió el sustrato con el pie a contracorriente, para evitar la pérdida de muestras de macroinvertebrados que puedan ser arrastrados por la corriente al remover el terreno.

Cada muestra, se limpió en campo extrayendo las hojarasca, piedras grandes u otros elementos que no fueran de interés. Para esto, se hizo una limpieza manual a medida que se realizaban los arrastres y luego se pasó la muestra por un tamiz con ojo de 0,5 centímetros. Una vez que se limpió la muestra, se la colocó en frascos de 1,5 litros previamente rotulados con la estación de muestreo, la fecha y el nombre del investigador. Se le añadió 1 litro de alcohol etílico al 70% y 10 mililitros de formol, para ser transportadas al laboratorio.

Análisis de laboratorio

Análisis de muestras de agua

En cada muestra de agua, se midieron los fosfatos por medio de un Hana HI 713, los nitritos con un “Hana HI 707”. Ambos en muestras de 10 ml. La turbidez y sólidos en suspensión se midieron por medio de un colorímetro HACH DR 900, en muestras de 20 ml.

Procesamiento de macroinvertebrados

Una vez en el laboratorio, se limpió cada muestra colocando todo el contenido en una bandeja de aluminio de 60 x 40 cm. La muestra se separó en pequeñas porciones usando un tamiz con un ojo de malla de 500 μm y una bandeja plástica de 25 x 15 cm para limpiarla de manera efectiva. A continuación, se separaron los macroinvertebrados del sustrato de cada muestra con la ayuda de pinzas, lupas y cajas petris con alcohol y se los colocaron en frascos de 100 mililitros con alcohol.

Finalmente, las muestras de macroinvertebrados se identificaron hasta el nivel taxonómico de familia utilizando las claves dicotómicas de Álvarez (2005) y Martínez - Sanz (2013).

Análisis de datos

Aplicación de índices

Índices de diversidad

Se midió la diversidad de la comunidad de macroinvertebrados a través del índice de diversidad de Shannon – Wiener, la abundancia relativa con el índice de Simpson y la riqueza específica con el índice de Margalef (Moreno, 2001)

Índices de similitud

Se utilizaron los índices de Jaccard (Moreno, 2001) y Bray – Curtis (Herrera, 2000), para determinar si existen semejanzas o diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de estudio.

Índices de calidad

Para determinar la calidad de agua del río Sálima se utilizaron los índices BMWP-Col (Zamora, 2007; Álvarez, 2005; Ríos, Acosta y Prat, 2014) (Anexo 2), ASPT-Col (Álvarez, 2005) (Anexo 3), y ETP (Carrera y Fierro, 2001) (Anexo 4).

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos se llevaron a cabo mediante el uso del programa *InfoStat/Estudiantil 2017*, para el Análisis de Varianza (ANOVA) de una sola vía y su respectivo Test Post-Hoc de Tukey, para la determinación de diferencias significativas entre las diferentes zonas de muestreo y los diferentes parámetros físico-químicos.

Además, mediante el uso del programa PAST se calcularon los índices de diversidad biológica Shannon, Simpson y Margalef; también un análisis de correspondencia canónica (ACC) para determinar el grado de correlación entre los parámetros físico-químicos, que fueron transformados a sus logaritmos, la frecuencia de las familias de macroinvertebrados y las diferentes zonas de estudio. Por último, se llevó a cabo un análisis de similaridad de una vía (ANOSIM) con distancia por Jaccard (presencia/ausencia) y Bray-Curtis (frecuencias) entre las zonas de estudio, utilizando la frecuencia de aparición de las familias de macroinvertebrados, para establecer si existen diferencias significativas entre estas ellas.

CAPÍTULO III: RESULTADOS

Parámetros físico-químicos

En la Tabla 2, se presentan los resultados de los parámetros *in situ* de cada punto de muestreo durante los meses de estudio. El Oxígeno Disuelto (OD mg/L) posee un valor máximo de 9,4 mg/l, y un valor mínimo de 4,9 mg/l. Mientras que el pH reveló valores que oscilan entre 7,7 a 8,1. Por otro lado, la Temperatura (°T) máxima fue de 27,7 °C y la mínima fue de 23,5 °C.

Por su parte, la Conductividad (CD) mostró un valor máximo de 1434 $\mu\text{s/cm}$ y un valor mínimo de 739 $\mu\text{s/cm}$. Por último, los Solidos Disueltos Totales (TDS) presentaron un valor máximo de 772 ppm, y un valor mínimo de 393 ppm.

Tabla 2 Parámetros físico-químicos tomados *in situ*.

| | jun-17 | | | jul-17 | | | ago-17 | | | sep-17 | | | oct-17 | | | nov-17 | | | Media | D.E. |
|-------------------------|--------|------|------|--------|------|------|--------|------|------|--------|------|------|--------|------|------|--------|------|------|---------|--------|
| | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | | |
| OD (mg/L) | 8,1 | 7,2 | 7,1 | 8,8 | 7,7 | 7,5 | 8,5 | 6,6 | 4,9 | 9,4 | 6,1 | 5 | 8,7 | 7,3 | 5,8 | 8,6 | 6,70 | 5,9 | 7,22 | 1,33 |
| pH | 8,02 | 7,77 | 7,91 | 8,11 | 8,01 | 8,03 | 8,08 | 8,01 | 7,78 | 8,04 | 8,01 | 7,85 | 8,03 | 8,04 | 7,85 | 8 | 7,98 | 7,83 | 7,96 | 0,10 |
| T° | 25,3 | 26 | 27,1 | 25,5 | 25,6 | 26,2 | 26,3 | 26,4 | 26,8 | 26,5 | 26,8 | 27,7 | 25,5 | 25,6 | 26,7 | 24,4 | 23,5 | 24,4 | 25,91 | 1,06 |
| CD ($\mu\text{s/cm}$) | 831 | 739 | 863 | 1084 | 1002 | 1138 | 1140 | 1070 | 1162 | 1162 | 1074 | 1250 | 1286 | 1172 | 1360 | 1324 | 1199 | 1434 | 1127,22 | 182,96 |
| TDS (ppm) | 447 | 393 | 469 | 586 | 541 | 615 | 620 | 580 | 667 | 632 | 579 | 674 | 691 | 633 | 730 | 715 | 648 | 772 | 610,67 | 99,67 |

Con respecto a los parámetros analizados en laboratorio, presentados en la Tabla 3. Se tiene que los Nitritos (Nitri) presentan un valor máximo de 0,017 mg/L y un valor mínimo de 0,002 mg/L. Por otro lado, los Fosfatos (Fosf) mostraron un valor máximo de 2,5 mg/L en los meses de agosto, octubre y noviembre, mientras que su valor mínimo se presentó en junio siendo este 1,37 mg/L.

Por otra parte, se obtuvo un valor máximo de Turbidez de 68 FAU, y un valor mínimo de 1 FAU. Por último, respecto a los Solidos Totales en Suspensión (TSS) se obtuvo un valor máximo de 62 mg/L y un valor mínimo de 2 mg/L.

Tabla 3 Parámetros físicos – químicos analizados en laboratorio

| | jun-17 | | | jul-17 | | | ago-17 | | | sep-17 | | | oct-17 | | | nov-17 | | | Media | D.E. |
|--------------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|---------|
| | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | | |
| Nitri (mg/L) | 0,006 | 0,002 | 0,007 | 0,010 | 0,008 | 0,004 | 0,008 | 0,017 | 0,004 | 0,004 | 0,008 | 0,004 | 0,006 | 0,008 | 0,009 | 0,017 | 0,006 | 0,009 | 0,01 | 4,05-03 |
| Fosf(mg/L) | 1,37 | 1,85 | 2,20 | 1,49 | 2,14 | 2,05 | 1,7 | 2,12 | 2,5 | 1,39 | 2,11 | 2,47 | 2,46 | 2,06 | 2,50 | 1,46 | 2,5 | 2,5 | 2,05 | 0,41 |
| Turb (FAU) | 15 | 31 | 50 | 11 | 7 | 37 | 68 | 58 | 30 | 7 | 17 | 21 | 3 | 1 | 16 | 11 | 15 | 10 | 22,67 | 19,34 |
| TSS (mg/L) | 12 | 26 | 47 | 9 | 8 | 30 | 62 | 38 | 29 | 28 | 17 | 14 | 5 | 2 | 7 | 40 | 17 | 14 | 22,50 | 16,31 |

Para el fosfato, el análisis de la Varianza (Anova) mostró diferencias significativas ($F=9.6(2)$; $p<0.05$) entre zonas; su Test Post-Hoc reveló que las zonas media y baja, son similares entre sí, pero que difieren de la zona alta del estudio, con valores más bajos, como se observa en la Figura 2.

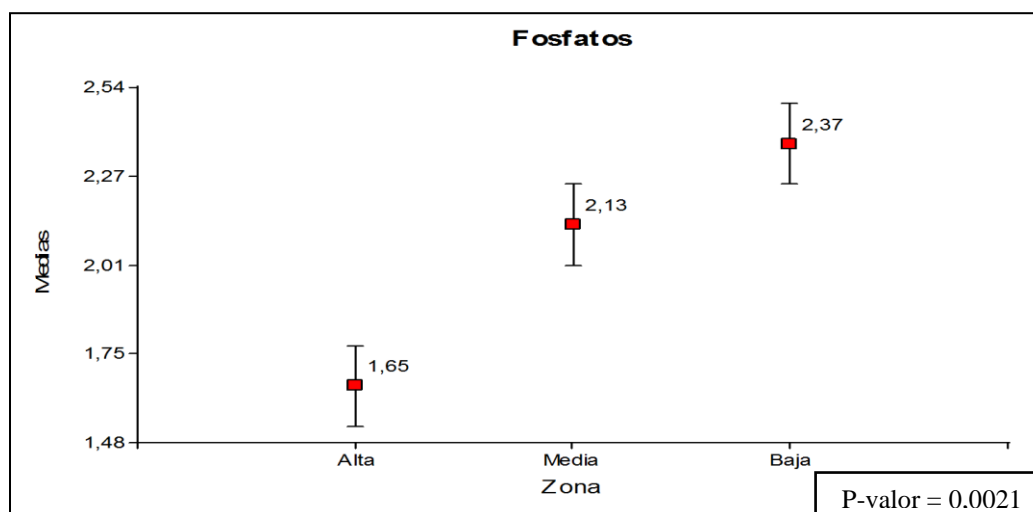


Figura 2. Diferencia en la concentración de fosfato entre zonas.

Para el Oxígeno disuelto, el análisis de la Varianza (Anova) mostró diferencias significativas ($F=19.75(2)$; $p<0.05$) entre zonas; su Test Post-Hoc reveló que la zona alta se muestra diferente a las zonas medias y bajas, con valores más altos, sin embargo, estas últimas se muestran similares. Véase en la Figura 3.

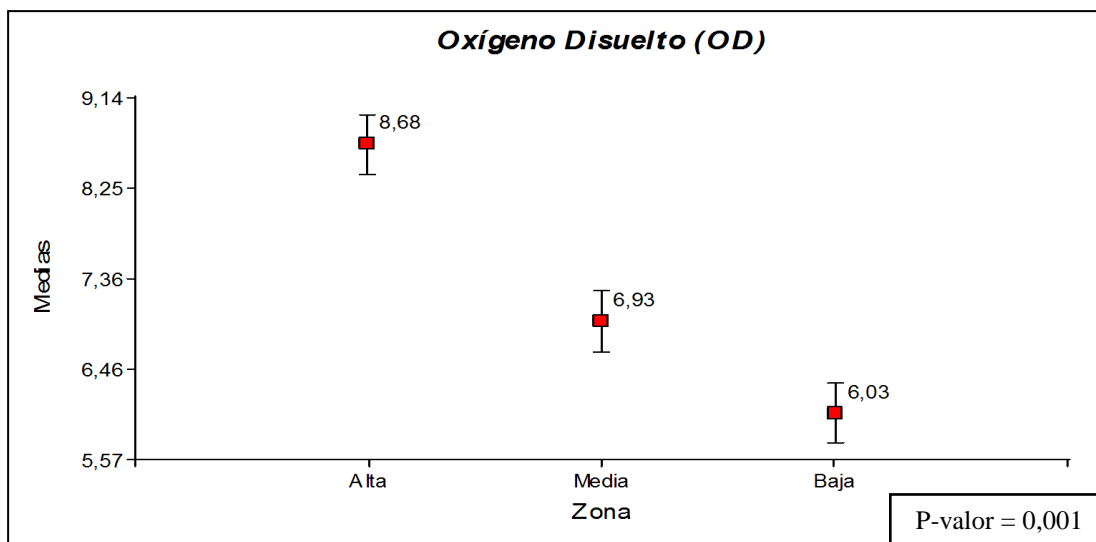


Figura 3. Diferencia en la concentración de Oxígeno disuelto entre zonas.

Para el pH, el análisis de la Varianza (Anova) también mostró diferencias significativas ($F=7.34(2)$; $p<0.05$) entre zonas; su Test Post-Hoc reveló que la zona alta es estadísticamente similar a la zona media, pero difiere de la zona Baja; de igual manera, la zona baja y media se muestran similares entre ellas., ver la Figura 4.

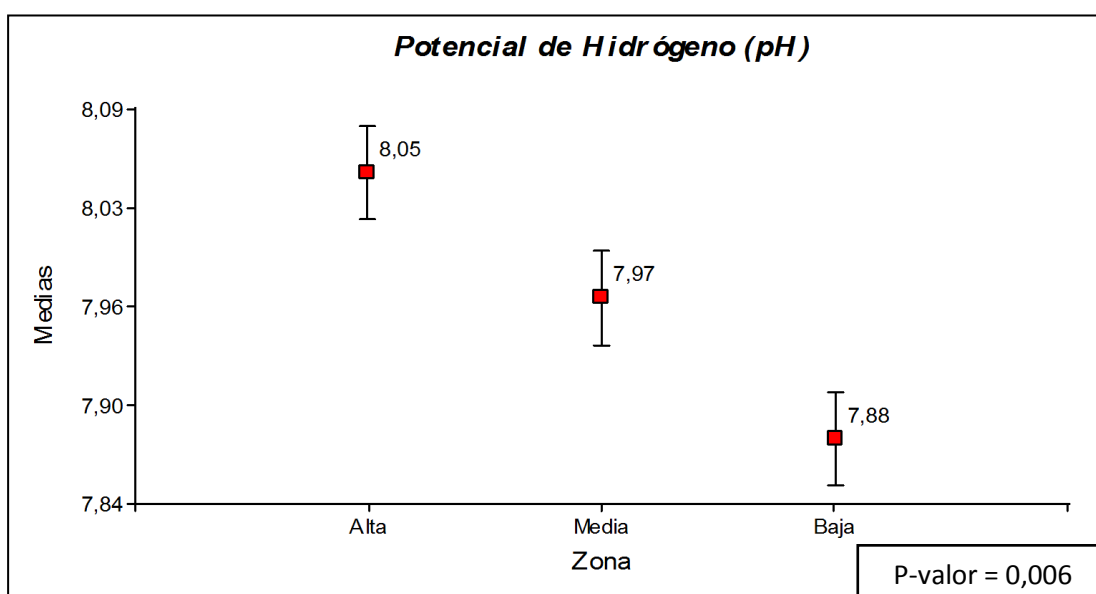


Figura 4. Diferencia en la concentración de pH entre zonas.

Macroinvertebrados

Se encontraron 12753 macroinvertebrados distribuidos en 12 órdenes y 38 familias, además de un grupo denominado “Otros” que corresponde a pupas de macroinvertebrados e insectos terrestres y el Phylum “Annelida”, con las clases Polychaeta y Oligochaeta, como se muestra en la Tabla 4.

Se evidencia que del orden Ephemeroptera, las familias Baetidae, Leptohiphidae y Leptophlebiidae aparecen en todas las estaciones a lo largo de los meses de muestreo excepto por la familia Leptophlebiidae que se ausenta en la zona baja (P3) en los meses de septiembre, octubre y noviembre. De igual manera, la familia Elmidae en estado larvario del orden Coleóptera y la familia Thiaridae del orden Gastrópoda, aparecen en todos los meses de muestreo.

Por otro lado, se observó que las familias Hebridae y Polycentropodidae, de los órdenes Heteróptera y Trichoptera respectivamente, aparecen tan solo tres veces a lo largo de los meses de muestreo, mientras que la familia Gerridae del orden Heteróptera, y las familias Hydrobiosidae y Leptoceridae del orden Trichoptera se presentan una vez.

Tabla 4. Composición de macroinvertebrados en cada estación y período de muestreo.

| Código | jun-17 | | | jul-17 | | | ago-17 | | | sep-17 | | | oct-17 | | | nov-17 | | | |
|----------------------|---------|-----|-----|--------|-----|-----|--------|-----|----|--------|-----|----|--------|-----|----|--------|-----|-----|-----|
| | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | P1 | P2 | P3 | |
| Annelida | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Oligochaeta | OLIG | 0 | 0 | 1 | 9 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | |
| Polychaeta | POCH | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 58 | 0 | 30 | 3 | 0 | 46 | 32 | 0 | 75 | |
| Coleoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Elmidae A. | ELM (A) | 1 | 2 | 3 | 12 | 0 | 1 | 20 | 10 | 2 | 28 | 1 | 1 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Elmidae L. | ELM (L) | 1 | 0 | 39 | 29 | 4 | 12 | 72 | 17 | 40 | 38 | 56 | 40 | 22 | 73 | 6 | 40 | 18 | 31 |
| Psephenidae | PSEP | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ptilodactylidae | PTIL | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 |
| Staphylinidae | STAP | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Decapoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Palaemonidae | PALA | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 12 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Diptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ceratopogonidae | CERA | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | |
| Chironomidae | CHNO | 4 | 28 | 0 | 33 | 19 | 23 | 7 | 7 | 15 | 44 | 5 | 30 | 8 | 6 | 48 | 24 | 13 | 37 |
| Empididae pupa | EMPI | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 |
| Psychodidae | PSYC | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Simuliidae | SIMU | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 29 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Stratiomyidae | STRA | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | |
| Tipulidae | TIPU | 5 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Ephemeroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Baetidae | BAET | 129 | 74 | 32 | 533 | 167 | 194 | 193 | 25 | 60 | 213 | 40 | 86 | 18 | 76 | 29 | 192 | 40 | 4 |
| Leptohyphidae | LEHY | 194 | 6 | 5 | 140 | 139 | 93 | 128 | 17 | 268 | 146 | 51 | 300 | 117 | 38 | 219 | 198 | 287 | 124 |
| Leptophlebiidae | LEPH | 32 | 14 | 58 | 135 | 39 | 87 | 153 | 22 | 22 | 38 | 16 | 0 | 4 | 13 | 0 | 5 | 1 | 0 |
| Gastropoda | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hydrobiidae | HYBI | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 2 | 0 | 5 | 2 | 21 | 38 | 0 | 6 |
| Planorbidae | PLAN | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | |
| Thiaridae | THIA | 121 | 216 | 257 | 369 | 71 | 104 | 330 | 52 | 103 | 251 | 49 | 63 | 181 | 61 | 110 | 227 | 64 | 93 |
| Heteroptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Gerridae | GERI | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 |
| Hebridae | HEBR | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | |
| Naucoridae | NAUC | 1 | 2 | 0 | 15 | 34 | 0 | 21 | 92 | 0 | 24 | 41 | 0 | 30 | 15 | 0 | 35 | 7 | 0 |
| Veliidae | VELI | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Lepidoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pyralidae | PYRA | 0 | 0 | 0 | 4 | 21 | 5 | 6 | 13 | 11 | 5 | 9 | 2 | 6 | 6 | 1 | 4 | 11 | 0 |
| Megaloptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Corydalidae | CORY | 0 | 0 | 0 | 30 | 2 | 2 | 10 | 2 | 2 | 25 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 |
| Odonata | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Calopterygidae | CALO | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 |
| Coenagrionidae | COEN | 22 | 0 | 4 | 2 | 12 | 11 | 15 | 8 | 71 | 26 | 11 | 45 | 7 | 12 | 31 | 18 | 25 | 24 |
| Gomphidae | GOMP | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 | 0 | 4 | 27 | 1 | 6 | 54 | 0 | 8 | 31 | 1 | 4 | 26 | 0 |
| Libellulidae | LIBE | 4 | 4 | 5 | 32 | 2 | 0 | 43 | 39 | 1 | 47 | 41 | 2 | 26 | 35 | 0 | 13 | 20 | 0 |
| Platystictidae | PLAS | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 4 | 3 | 0 | 5 | 10 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 | 0 | 0 |
| Trichoptera | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Glossosomatidae | GLOS | 0 | 0 | 2 | 0 | 10 | 28 | 0 | 26 | 21 | 0 | 50 | 8 | 1 | 36 | 5 | 0 | 0 | 1 |
| Hydrobiosidae | HYBI | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Hydropsychidae | HYPH | 1 | 0 | 59 | 108 | 9 | 226 | 26 | 3 | 374 | 91 | 1 | 218 | 8 | 0 | 87 | 13 | 0 | 8 |
| Hydroptilidae | HYPT | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | 2 | 5 | 1 | 3 | 0 | 4 | 3 | 1 | 1 | 9 | 0 | 5 |
| Leptoceridae | LEPT | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | |
| Philopotamidae | PHIL | 0 | 0 | 2 | 9 | 0 | 1 | 3 | 1 | 5 | 14 | 0 | 1 | 6 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 |
| Polycentropodidae | POCE | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 5 | 0 |
| Veneroida | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Corbiculidae | CORB | 0 | 54 | 10 | 0 | 18 | 23 | 0 | 31 | 6 | 0 | 31 | 9 | 0 | 10 | 6 | 0 | 4 | 3 |
| Otros | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 0 | 2 | 3 | 1 | 14 | 18 | 2 | 28 | 15 | 4 | 13 | 25 | 14 | 15 | 13 | 45 | 1 | 9 |

Índices de diversidad

En la Tabla 5, se observa que el índice de diversidad de Shannon presenta valores similares entre las zonas de estudio, con valores entre 2,24 y 2,55, siendo la zona media la que presenta el mayor rango. De igual manera para el índice de Simpson y Margalef la zona media presenta los mayores valores, siendo 0,8913 y 4,146 respectivamente.

Tabla 5 Valores generales de riqueza, abundancia y diversidad de las zonas de muestreo

| Zona | Shannon | Simpson | Margalef |
|------------|---------|---------|----------|
| Alta (P1) | 2,245 | 0,8356 | 3,947 |
| Media (P2) | 2,55 | 0,8913 | 4,146 |
| Baja (P3) | 2,247 | 0,8517 | 3,221 |

Índices de calidad de agua

En el índice BMWP-Col (Tabla 6), se observa que a lo largo del estudio las zonas muestreadas mantienen una calidad de agua entre “Aceptable” a “Muy Buena”, a excepción de la zona media que en el mes de junio presentó una calidad de agua “Dudosa” con un puntaje de 59.

Tabla 6 Valores del índice BMWP-Col por períodos

| Muestreo | Zona | BMWP- Co (Zamora, 2007) | | Color |
|----------|------------|-------------------------|---------------|-------|
| | | Valor | Clasificación | |
| jun-17 | Alta (P1) | 79 | Aceptable | |
| | Media (P2) | 59 | Dudosa | |
| | Baja (P3) | 103 | Buena | |
| jul-17 | Alta (P1) | 166 | Muy Buena | |
| | Media (P2) | 129 | Muy Buena | |
| | Baja (P3) | 129 | Muy Buena | |
| ago-17 | Alta (P1) | 172 | Muy Buena | |
| | Media (P2) | 156 | Muy Buena | |
| | Baja (P3) | 138 | Muy Buena | |

| | | | | |
|--------|------------|-----|-----------|--|
| sep-17 | Alta (P1) | 170 | Muy Buena | |
| | Media (P2) | 140 | Muy Buena | |
| | Baja (P3) | 119 | Buena | |
| oct-17 | Alta (P1) | 180 | Muy Buena | |
| | Media (P2) | 137 | Muy Buena | |
| | Baja (P3) | 103 | Buena | |
| nov-17 | Alta (P1) | 169 | Muy Buena | |
| | Media (P2) | 116 | Buena | |
| | Baja (P3) | 82 | Aceptable | |

En la Tabla 7, se observa que de manera general el río Sálima presenta en la zona alta y media una calidad de agua “Muy Buena”, y una calidad “Buena” en la zona baja. Estas calidades corresponden a aguas limpias.

Tabla 7 Valores del índice BMWP-Col generales

| Zona | BMWP- Co (Zamora, 2007) | | Color |
|------------|-------------------------|---------------|-------|
| | Valor | Clasificación | |
| Alta (P1) | 156,00 | Muy Buena | |
| Media (P2) | 122,83 | Muy Buena | |
| Baja (P3) | 112,33 | Buena | |

A partir de los valores de BMWP-Col se calculó el índice ASPT obteniendo que el agua del río Sálima mantiene un rango de calidad entre “Dudosa” y “Aceptable”, observándose que a excepción del mes de septiembre la zona baja presenta una calidad “Dudosa”. Como se observa en la tabla 8.

Tabla 8 Valores del índice ASPT por períodos

| Muestreo | Zona | ASPT (Álvarez, 2005) | | Color |
|----------|------------|----------------------|---------------|----------|
| | | Valor | Clasificación | |
| jun-17 | Alta (P1) | 6,6 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 5,4 | Dudosa | Amarillo |
| | Baja (P3) | 6,4 | Dudosa | Amarillo |
| jul-17 | Alta (P1) | 7,2 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 6,8 | Aceptable | Verde |
| | Baja (P3) | 6,5 | Dudosa | Amarillo |
| ago-17 | Alta (P1) | 7,5 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 7,1 | Aceptable | Verde |
| | Baja (P3) | 6,6 | Aceptable | Verde |
| sep-17 | Alta (P1) | 7,4 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 7,0 | Aceptable | Verde |
| | Baja (P3) | 6,3 | Dudosa | Amarillo |
| oct-17 | Alta (P1) | 6,9 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 7,2 | Aceptable | Verde |
| | Baja (P3) | 6,4 | Dudosa | Amarillo |
| nov-17 | Alta (P1) | 6,8 | Aceptable | Verde |
| | Media (P2) | 6,8 | Aceptable | Verde |
| | Baja (P3) | 5,9 | Dudosa | Amarillo |


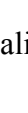




De esta manera, se observa en la tabla 9 que de manera general el agua del río Sálima presenta una calidad de agua “Aceptable” en la zona alta y media, mientras que la zona baja presenta una calidad “Dudosa”, refiriéndose respectivamente a aguas ligeramente contaminadas y aguas moderadamente contaminadas.

Tabla 9 Valores del índice ASPT generales

| Zona | ASPT (Álvarez, 2005) | | Color |
|------------|----------------------|---------------|----------|
| | Valor | Clasificación | |
| Alta (P1) | 7,1 | Aceptable | Verde |
| Media (P2) | 6,7 | Aceptable | Verde |
| Baja (P3) | 6,3 | Dudosa | Amarillo |




Otro índice calculado para medir la calidad de agua del río Sálima fue el índice ETP (Tabla 10), donde se encontró que la zona baja mantuvo una calidad de agua “Buena”, excepto en el mes de junio que presentó una calidad “Regular” y una calidad “Muy Buena” en el mes de julio.

Tabla 10 Valores del índice ETP, por períodos

| Muestreo | Zona | ETP (Carrera y Fierro, 2001) | | Color |
|----------|------------|------------------------------|---------------|---|
| | | Valor | Clasificación | |
| jun-17 | Alta (P1) | 69% | Buena |  |
| | Media (P2) | 23% | Mala |  |
| | Baja (P3) | 33% | Regular |  |
| jul-17 | Alta (P1) | 63% | Buena |  |
| | Media (P2) | 65% | Buena |  |
| | Baja (P3) | 75% | Muy Buena |  |
| ago-17 | Alta (P1) | 47% | Regular | |
| | Media (P2) | 25% | Regular | |
| | Baja (P3) | 70% | Buena | |
| sep-17 | Alta (P1) | 49% | Regular | |
| | Media (P2) | 34% | Regular | |
| | Baja (P3) | 72% | Buena | |
| oct-17 | Alta (P1) | 33% | Regular | |
| | Media (P2) | 40% | Regular | |
| | Baja (P3) | 55% | Buena | |
| nov-17 | Alta (P1) | 48% | Regular | |
| | Media (P2) | 63% | Buena | |
| | Baja (P3) | 34% | Regular | |

Por consiguiente, como se observa en la Tabla 11 el índice de ETP de manera general demuestra que la zona alta y baja del río Sálima posee una calidad de agua “Buena”, mientras que en la zona media posee una calidad “Regular”.

Tabla 11 Valores del índice ETP generales

| Zona | ETP (Carrera y Fierro, 2001) | | Color |
|------------|------------------------------|---------------|--|
| | Valor | Clasificación | |
| Alta (P1) | 51% | Buena |  |
| Media (P2) | 42% | Regular |  |
| Baja (P3) | 56% | Buena |  |

Análisis de correspondencias canónicas

El análisis de correspondencia canónica (ACC) refleja un 70,81% de la varianza acumulada entre la Axis1 y Axis2, al comparar las tres zonas de estudio en consideración a las familias macroinvertebrados presentes y cruzándolas con siete parámetros físico-químicos: Fosfatos (Fost), Turbidez (Turb), Total de sólidos en suspensión (TSS), Oxígeno disuelto (OD), Temperatura (T°), Conductividad (CD) y pH.

En la Figura 5 se observa que en el primer eje (Axis 1: 50,92%) los miembros de la familia Polychaeta tienen preferencia por la zona baja que tiende hacia el lado izquierdo y está influenciada por la mayor concentración de fosfatos y conductividad. Por otro lado, familias como Simulidae, Corydalidae y Staphylinidae se relacionan con las zonas alta y media, y se encuentran influenciadas por un pH más básico y mayor concentración de Oxígeno disuelto.

Adicionalmente, el segundo eje (Axis 2: 19,89%) existen familias como Hydropsychidae o Empididae que están bien representados en la zona baja e influenciados por una mayor temperatura y turbidez del agua; mientras que familias como Hydrobiosidae o Planorbidae, presentes en zonas media y alta, están influenciados por un pH más básico y mayor Oxígeno disuelto.

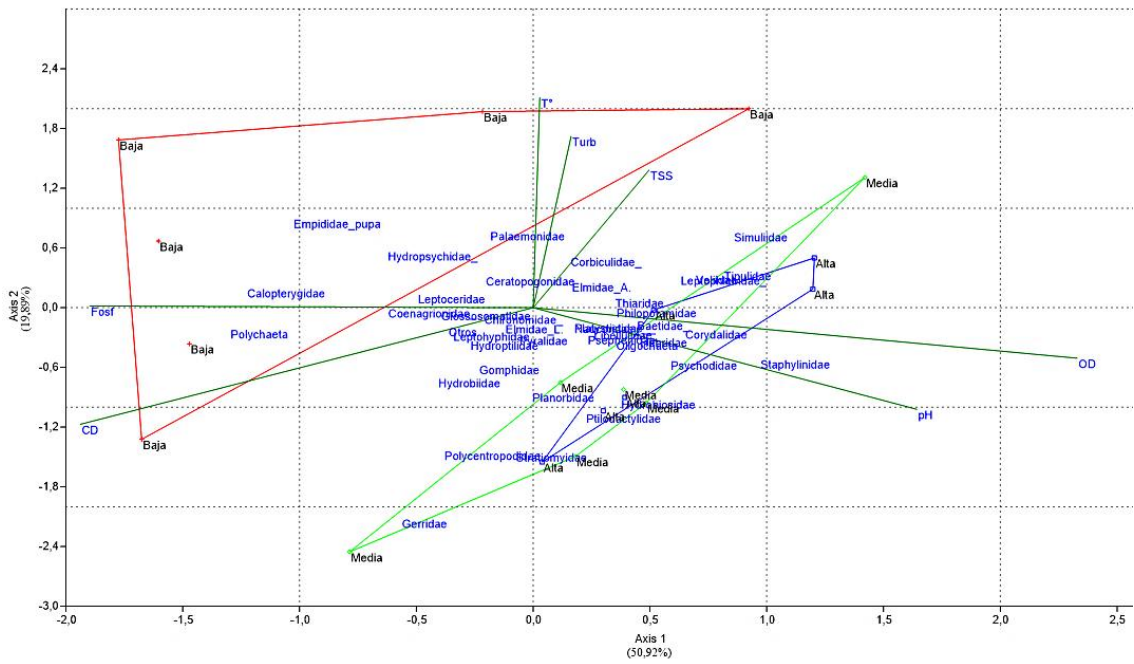


Figura 5. Análisis de correspondencia canónica (ACC), donde el área azul representa la zona alta, el área verde la zona media y el área roja la zona baja.

Análisis de similitud ANOSIM

Finalmente, tanto el análisis de similitud de una vía ANOSIM con distancia por Jaccard ($R = 0.5158$; $p < 0.01$) como por distancias de Bray – Curtis ($R = 0,4185$; $p < 0.01$), mostrando diferencias significativas entre las zonas de estudio en consideración a las frecuencias de las diferentes familias de macroinvertebrados.

CAPÍTULO IV: DISCUSIÓN

De acuerdo a este estudio, al realizar el análisis de varianza (ANOVA) y test post – hoc de Tukey, se evidencian diferencias significativas entre las zonas de estudio con respecto a los parámetros fosfatos, oxígeno disuelto y pH; sin embargo, estos valores se encuentran dentro de los límites permitidos por la tabla 3 del Libro VI, Anexo 1 del TULSMA (2003) y a la tabla 2 del acuerdo ministerial 097 – A (2015), los cuales contiene los criterios de calidad para la preservación de vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y estuarios.

La zona alta presenta menor concentración de fosfatos contrario a la zona media y baja, que presentan concentraciones mayores. Rivera (2011), expresa que la abundancia de fosforo en el agua es un claro indicador de eventos de contaminación provocado principalmente por la influencia antrópica, esto podría explicar por qué la zona media y baja presentan valores más altos de fosfatos, dado que estas zonas están cerca de centros poblados y son usados para diferentes actividades como agricultura y ganadería.

Por su parte, el oxígeno disuelto mostró un valor mayor en la zona alta, misma que se muestra estadísticamente diferente a la zona media y baja. A razón de esto, Machado y Roldán (1981) mencionan que las mayores concentraciones de oxígeno disuelto influyen positivamente en el desarrollo de los macroinvertebrados.

Por otro lado, el pH mostró que la zona media es estadísticamente similar a la zona alta y baja, sin embargo, estas últimas son diferentes entre sí. No obstante, sus valores se mantienen dentro de los límites de supervivencia de organismos y no son limitantes para la vida (Machado y Roldán, 1981).

En el análisis de correspondencia canónica (ACC), se observa una clara separación de las zonas de estudio al cruzarlas con los parámetros físico – químicos y los macroinvertebrados identificados. Esto no es de extrañar, pues autores como Vivas, *et al.* (2002) y Ramírez y Gutiérrez (2014), exponen que los parámetros físicos – químicos influyen en la composición y distribución de las familias de macroinvertebrados.

Así pues, la zona alta se caracterizó por presentar la mayor concentración de oxígeno disuelto, el cual para diferentes autores como Guerrero, *et al.* (2003) y Rivera (2011) es uno de los parámetros primordiales que facilitan el establecimiento y desarrollo de

organismos acuáticos aerobios, como es el caso de los miembros de la familia Simuliidae que solo se encontraron en la zona alta de este estudio y que de acuerdo a Roldan y Ramírez (2008) son individuos que se caracterizan por desarrollarse principalmente en aguas muy limpias y ricas en oxígeno disuelto.

Por otro lado, Rivera (2011) menciona que el aumento de las concentraciones de fosfatos generan graves inconvenientes en los ecosistemas dulceacuícolas pues facilitan el proceso de eutrofización que reduce la concentración de oxígeno disuelto y genera alteraciones en las poblaciones de macroinvertebrados, apareciendo así un mayor número de individuos que prefieren habitar en aguas con bajas concentraciones de oxígeno y materia orgánica en descomposición (Roldan y Ramírez, 2008), como es el caso de los individuos de la clase Polychaeta que, en el presente estudio prefirieron la zona baja, la cual está influenciada por la mayor concentración de fosfatos.

Roldan y Ramírez (2008), mencionan también que las concentraciones de conductividad aumentan a medida que se desciende en una cuenca hídrica, pues se presenta mayor efecto de erosión, arrastre de sedimentos y escorrentías, además del aumento drástico por las actividades agrícolas y la contaminación de origen doméstico e industrial. Dadas estas razones, no es de extrañar que la conductividad determine la zona baja, pues esta es la zona con mayor influencia antrópica.

Respecto a la fauna de macroinvertebrados, dentro del orden Ephemeroptera la frecuencia de la familia Leptophlebiidae disminuyó considerablemente, dejando de aparecer los últimos tres meses de muestreo en la zona alta. Barbour, *et al.* (1999), menciona que la composición y diversidad de macroinvertebrados presentan gran variabilidad principalmente por las características físicas, geomorfológicas y climáticas que presente una zona. Además, Moya, *et al.*, (2009), explica que con la escasez de lluvia la frecuencia de la familia Leptophlebiidae disminuirá debido a que es una familia con requerimientos altos de flujo de corriente, esto podría explicar por qué en los últimos meses de muestreo no se encontró individuos de esta familia, pues en la zona alta disminuyó el flujo de corriente por la presencia de troncos que obstruían el paso normal del agua.

En los estudios de Martínez – Sanz, *et al.* (2014) y Guijarro (2015), al igual que el presente estudio, se evidenció que las familias Baetidae, Leptohyphidae, Leptophlebiidae, Thiaridae e Hydropsychidae presentaban gran abundancia de

individuos. Ante esto, Robson, Hogan, y Forrester (2005), mencionan que existen especies capaces de resistir a los cambios del hábitat gracias a su habilidad de colonizadores. Además, Gualdoni y Oberto (2012), exponen que al mantenerse estables las condiciones hidrológicas de forma prolongada son mayores las oportunidades de los organismos de asociarse al hábitat y aumentar sus densidades, por lo tanto en la época de estiaje la presencia y abundancia de macroinvertebrados es más estable que en las épocas de lluvias. Ante estos argumentos, es necesario mencionar que los muestreos realizados en este estudio se realizaron en la época de verano, donde se presentan pocas lluvias.

Una vez calculado el índice BMWP-Col se obtuvo que todas las zonas de estudio presentaban calidades altas con aguas limpias y muy limpias, sin embargo, al calcular el índice ASPT-Col se evidenció que la zona alta y media presentaban aguas ligeramente contaminadas y la zona baja aguas moderadamente contaminadas, esta diferencia en los resultados se da principalmente porque si bien los valores del índice ASPT-Col depende de los resultados del índice BMWP-Col, se lo considera como un índice más riguroso ya que no solo se basa en la presencia/ausencia de las familias de macroinvertebrados, sino que evalúa también la cantidad de familias encontradas (Daza y Mora, 2016).

Domínguez, *et al.* (2005) y Bahar, *et al.* (2008), mencionan que las condiciones naturales y aquellas provocadas por el hombre como son actividades agrícolas, ganaderas, domesticas, de vertido, entre otras, pueden generar variaciones en la estructura de la comunidad de macroinvertebrados cuando se encuentran después de los centros poblados. Lo cual se justificaría porque, al calcular el índice ASPT-Col, la zona baja presentó una calidad de agua inferior a la zona alta y media, pues como expresa SEMPLADES (2015) en la comunidad de Sálima todas las aguas servidas y aguas resultantes de las actividades agropecuarias que realizan sus habitantes terminan en el río Sálima, provocando como se puede ver en este estudio, un mayor impacto en su calidad del agua.

Finalmente, se observó que al calcular el índice ETP la zona media presentaba una calidad de agua regular a comparación de la zona alta y baja que presentaban una calidad de agua buena, esto, como en el estudio de Guijarro (2015) no refleja con claridad la realidad del área de estudio, dado que el índice se basa en la presencia de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Plecóptera, lo cual podría

generar incertidumbre en los resultados pues, como menciona Martínez – Sanz, *et al.* (2014), algunos taxones de estos ordenes se encuentran ampliamente distribuidos y presentan diferentes tipos de adaptación según el hábitat en el que se desarrollen y por ende se debe tomar con cuidado el asignarles un valor promedio de tolerancia. Además, Vivas, *et al.* (2002) ante este tipo de eventualidades, expone que el índice ETP, como indicador de buena calidad de agua se encuentra sobrevalorado, y conlleva a dejar de lado otras familias como Odonata, Coleóptera y Heteróptera, que pueden ayudar a determinar la calidad de agua de un ecosistema dulceacuícola de mejor manera.

Por otra parte, Vivas, *et al.* (2002), Prat, *et al.* (2009) y Ramírez y Gutiérrez (2014), mencionan que los métodos de evaluación de calidad de agua de los ecosistemas dulceacuícolas con macroinvertebrados y sus modificaciones para la realidad de cada región o país, son aspectos ampliamente discutidos y que índices como el BMWP que ha sido modificado dentro de algunos países sudamericanos tan opuestos como Colombia (Roldán, 2003), Chile (Figueroa, *et al.*, 2007), Perú (Medina, *et al.*, 2008), y Bolivia (MMAyA, s.f.), presentan puntos débiles como: (1) emplear solo datos de presencia/ausencia; (2) no cubrir las características geomorfológicas y climáticas de cada región; (3) identificar los organismos solo hasta el nivel taxonómico de familia. Por tales razones, es recomendable la elaboración de índices que incrementen la resolución taxonómica, pasando de operar de nivel de familia a nivel de género o especie (Forero, *et al.*, 2014). Así pues, bajo estas perspectivas, aunque varios estudios dentro de la provincia muestran un rendimiento aceptable de los índices de calidad de agua al operar a nivel de familia (Martínez – Sanz, *et al.*, 2014; Guijarro, 2015; Sánchez, 2015), se sugiere realizar estudios más extensivos que llenen los vacíos de información sobre macroinvertebrados en la provincia y permitan crear un índice multimétrico adaptado a la realidad de la misma.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES

- Se colectó un total de 12753 individuos, pertenecientes a 38 familias distribuidas en 12 órdenes, siendo Thiaridae del orden Gastrópoda; Leptohyphidae y Baetidae del orden Ephemeroptera; e Hydropsychidae del orden Trichoptera las familias más abundantes.
- Las zonas de estudio, respecto al índice BMWP-Col, presentan calidades de agua alta, con clasificación buena en la zona baja y muy buena en las zonas alta y media.
- La zona baja presenta la menor calidad de agua con un valor de en el índice ASPT-Col, representado aguas moderadamente contaminadas. La zona media y alta, poseen aguas ligeramente contaminadas.
- La mayor carga de oxígeno disuelto y pH más básico de la zona alta del río Sálima, permite la presencia de individuos de la familia Simulidae (sensibilidad 9) y Psephenidae (sensibilidad 10).
- Finalmente, conforme a lo expuesto en el presente estudio, se podría crear un índice multimétrico de calidad de agua que refleje las condiciones naturales, altitudinales y ecosistémicas de la provincia, o al menos, se deben adaptar los índices de calidad como BMWP y ASPT, a la realidad de la misma.

CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES

- Continuar con los estudios de calidad de agua usando macroinvertebrados como bioindicadores para poder visualizar de mejor manera los efectos de los cambios ambientales sobre estos organismos y priorizar las zonas que requiera una intervención para mitigar los efectos contaminantes y lograr una restauración ecológica.
- Llevar a cabo proyectos de investigación enfocados a llenar los vacíos de información dentro de la provincia.
- Generar una clave dicotómica de macroinvertebrados que permita la identificación de los mismos a nivel taxonómico de género, y si es posible de especie.
- Desarrollar un índice multimétrico de calidad de agua que refleje las condiciones naturales, altitudinales y ecosistémicas de la provincia, así como el tipo fauna de macroinvertebrados presentes en la misma y su grado de sensibilidad a nivel de género o especie.

BIBLIOGRAFÍA

- Alba, J. (1996). Macroinvertebrados Acuáticos y Calidad de las Aguas de los Ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, II*, 203 - 213. Obtenido de <http://ocw.atiica.um.es/ciencias/ecologia/lectura-obligatoria-1/pubalbaj1996p203.pdf>
- Álvarez, L. (2005). Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad de agua (Maestría). Universidad de Antioquia.
- Arango, M., Álvarez, L., Arango, G., Torres, O., & Monsalve, A. (2008). Calidad del agua de la quebradas La Cristalina y La Rosaralda. San Luis, Antioquia. *EIA*(9), 121 - 141. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/eia/n9/n9a10.pdf>
- Bahar, M. M., Ohmori, H., & Yamamuro, M. (2008). Relationship between river water quality and land use in a small river basin running through the urbanizing area of Central Japan. *Limnology*, 9(1), 19 - 26.
- Barbour, M., Gerritsen, J., Snyder, B., & Stribling, J. (1999). Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic macroinvertebrates and fish. *U.S. Environmental Protection Agency*, 2, 127 - 147. Retrieved from <http://imasd.fcien.edu.uy/difusion/educamb/docs/pdfs/rbp.pdf>
- Bispo, P., Oliveira, L., Bini, L., & Sousa, K. (2006). Ephemeroptera, Plecóptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of inmmatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2), 611 - 622. Retrieved from http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1519-69842006000400005&script=sci_arttext
- Bonada, N., Prat, N., Resh, V., & Statzner, B. (2006). Developments in Aquatic Insect Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Entomol*, 51, 495 - 523. Retrieved from http://wgbis.ces.iisc.ernet.in/energy/water/paper/cistup_TR1/DEVELOPMENTS%20IN%20AQUATIC%20INSECT%20BIOMONITORING.pdf

- Carrera, C., & Fierro, K. (2001). *Manual de monitoreo: Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad de agua*. Quito, Ecuador: Ecociencia. Obtenido de <http://www.flacsoandes.edu.ec/libros/digital/56374.pdf>
- CNRH, Consejo Nacional de Recursos Hídricos. (2002). *División Hidrográfica del Ecuador*. Recuperado el 19 de junio del 2017, de http://intranet.comunidadandina.org/Documentos/Reuniones/DTrabajo/SG_REG_EMAB_IX_dt%203_Ax2.pdf
- Daza, F., & Mora, C. (2016). *Evaluación de la calidad de agua de la quebrada el Salitre, utilizando macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores para la gestión integral del recurso hídrico* (Ingeniería). Universidad Santo Tomás.
- Domínguez, L., Goethals, P., & De Pauw, N. (2005). Aspectos del ambiente físico - químico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua. *Revista Tecnológica ESPOL*(18), 127 - 134. Obtenido de <http://www.rte.espol.edu.ec/index.php/tecnologica/article/view/239/181>
- Figueroa, R., Palma, A., Ruíz, V., & Niell, X. (2007). Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*, 80, 225 - 242. Obtenido de <https://scielo.conicyt.cl/pdf/rchnat/v80n2/art08.pdf>
- Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de historia natural*, 76(2), 275 - 285. Obtenido de http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0716-078X2003000200012
- Forero, L., Longo, M., Ramírez, J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICE RN - MAE), Colombia. *Rev. Biol. Trop*, 62(2), 233 - 247. Obtenido de <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15790/15136>
- Gamboa, M., Reyes, R., & Arrivillaga, J. (2008). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. *Boletín de Malariología y Salud Ambiental*,

48(2), 109 - 120. Obtenido de
http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1690-46482008000200001

Gil, J. (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* (Masterado). Universidad de Manizales

Gualdoni, C., & Oberto, A. (2012). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. *Iheringia, Série Zoologia*, 10(2), 177 - 186. Obtenido de http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0073-47212012000200010&script=sci_abstract&tlng=es

Guijarro, M. (2015). *Caracterización de la calidad de agua del Río Teaone utilizando macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores* (Ingeniería). Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas. Recuperado de <https://repositorio.pucese.edu.ec/123456789/590>

Guerrero, F., Manjarrés, A., & Núñez, N. (2003). Los Macroinvertebrados Bentónicos de Pozo Azul (Cuenca del Río Gaira, Colombia) y su Relación con la Calidad de Agua. *Acta Biológica Colombiana*, 8(2), 43 - 55. Obtenido de <http://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/26670/26958>

Hahn, C., Toro, D., Grajales, A., Duque, G., & Serna, L. (2009). Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y fisicoquímicos, en la estación piscícola, Universidad de Caldas, Municipio de Palestina, Colombia. *Boletín Científico Centro de Museos, Museo de Historia Natural*, 13(2), 89 - 105. Obtenido de [http://boletincientifico.ucaldas.edu.co/downloads/Boletin13\(2\)_COMPLETO.pdf#page=89](http://boletincientifico.ucaldas.edu.co/downloads/Boletin13(2)_COMPLETO.pdf#page=89)

Herrera, A. (2000). *La clasificación numérica y su aplicación en la ecología*. Santo Domingo, Republica Dominicana: Sammenycar C. x A. Obtenido de <https://books.google.com.ec/books?id=1aH3-OzrIY0C&pg=PA37&lpg=PA37&dq=indice+Bray+%E2%80%93+Curtis&sour>

ce=bl&ots=b7ZtRQ_SxU&sig=LogqUGg9ghmcdUnrzXDwO8Cv0aU&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwjGqq7UioncAhVOPawKHbdcDe4Q6AEIVjAH#v=onepage&q=indice%20Bray%20%E2%80%93%

Huertas Cadena, D. (2014). *Análisis de la calidad de agua del río Cutuchi con base a variables físico-químicas y macroinvertebrados acuáticos* (Ingeniero). Universidad Tecnológica Equinoccial.

Jiménez, P. (2012). *Contaminantes del Río Atacames y sus Efectos sobre las Poblaciones de Peces. Propuesta de Mitigación*. (Masterado). Universidad Técnica Estatal de Quevedo.

Kaufman, L. (1992). Catastrophic change in species-rich freshwater ecosystems: The lessons of Lake Victoria. *Bioscience*, 42(11).

Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos: una herramienta didáctica. *e-Revista de Didáctica*, 11. Obtenido de http://www.ehu.es/ikastorratza/11_alea/macro.pdf

Leiva, M. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu. Comuna de Lautaro IX Región, Chile (Licenciatura). Universidad de Chile

Machado, T., & Roldán, G. (1981). Estudio de las características físico - químicas y biológicas del río Anori y sus principales afluentes. *Rev. Actual. Biol*, 10(35), 3 - 19.

MAE, Ministerio del Ambiente Ecuador. (2015). Acuerdo Ministerial 028. Registro oficial de la Administración del sr. Ec. Rafael Correa Delgado, Presidente Constitucional de la República. Edición Especial N° 270.

Martínez - Sanz, C. (2013). Guía para el reconocimiento de los principales grupos de macroinvertebrados fluviales de Esmeraldas (Ecuador). *PUCESE - IGA - CID*.

Martínez - Sanz, C., Puente, S., Rebolledo, E., & Jiménez, P. (2014). Macroinvertebrate Richness Importance in Coastal Tropical Streams of Esmeraldas (Ecuador) and Its Use and Implications in Environmental Management Procedures. *International Journal of Ecology*(2014), 11. doi:<http://dx.doi.org/10.1155/2014/253134>

- Medina, C., Hora, M., Asencio, I., Pereda, W., & Gabriel, R. (2008). El índice Biological Monitoring Working Party (BMWP), modificado y adaptado a tres microcuencas del Alto Chicama. La Libertad. Perú. 2008. *Sciéndo*, 13(2). Obtenido de <http://revistas.unitru.edu.pe/index.php/SCIENDO/article/view/280/284>
- Meza, A., Rubio, J., Dias, L., & Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34(2), 443 - 456. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v34n2/v34n2a13.pdf>
- MMAyA (Ministerio del Medio Ambiente y Agua. (s.f.). Guía para la evaluación de las condiciones biológicas de cuerpos de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos. Obtenido de <http://bibliotecadelagua.sirh.gob.bo/docs/pdf/20.pdf>
- Montoya, Y. (2008). Caracterización de la Biodiversidad Acuática y de la Calidad de las Aguas de la Quebrada los Andes, El Carmen de Viboral, Antioquia. *Revista Institucional Universidad Tecnológica de Choco*, 27(1), 86 - 91. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/28228265_Caracterizacion_de_la_biodiversidad_acuatica_y_de_la_calidad_de_las_aguas_de_la_quebrada_Los_Andes_El_Carmen_de_Viboral_Antioquia
- Moreno, C. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T - Manuales y Tesis SEA*, 1.
- Moya, N., Gibon, F. -M., Oberdorff, T., Rosales, C., & Domínguez, E. (2009). Comparación de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos intermitentes y permanentes del altiplano boliviano: implicaciones para el futuro cambio climático. *Ecología Aplicada*, 8(2), 105 - 114. Obtenido de <http://www.scielo.org.pe/pdf/ecol/v8n1-2/a12v8n1-2.pdf>
- Ortiz, M. (2015). Caracterización de Diatomeas como Herramienta para el Estudio de la Calidad de Agua del Río Teaone (Ingeniería). Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas
- Pérez, R., Pineda, R., & Medina, M. (2007). Integridad biótica de ambientes acuáticos. En: *Perspectivas de conservación de ecosistemas acuáticos en México*.

- SEMARNAT - INE - F&WS - UPC - UMSNH*, 71 - 111. Obtenido de <http://www.publicaciones.inecc.gob.mx/libros/533/integridad.pdf>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., & Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. *Fundación Miguel Lillo*. Obtenido de <http://www.ub.edu/fem/docs/caps/2009%20MacroIndLatinAmcompag0908.pdf>
- Ramírez, A., & Gutiérrez, P. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: avances recientes y direcciones futuras. *Rev. Biol. Trop.*, 62, 9 - 20. Obtenido de <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/view/15775/15117>
- Ríos, B., Acosta, R., & Prat, N. (2014). The Andean Biotic Index (ABI): revised tolerance to pollution values for macroinvertebrate families and index performance evaluation. *Biología Tropical*, 62(2), 249 - 273. Retrieved from http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442014000600017
- Rivera, J. (2011). *Relación entre la composición y biomasa de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y las variables físicas y químicas en el humedal Jaboque Bogotá Colombia* (Masterado). Universidad Nacional de Colombia. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/4206/1/01190382.2011.pdf>
- Robson, B. J., Hogan, M., & Forrester, T. (2005). Hierarchical patterns of invertebrate assemblage structure in stony upland streams change with time and flow permanence. *Freshwater Biology*, 50, 944 - 953. doi:10.1111/j.1365-2427.2005.01376.x
- Roldán, G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de calidad de agua. *Revista de la Academia de Colombia de Ciencias Exactas*, XXIII(88), 375 - 387. Obtenido de <https://es.scribd.com/document/66696971/Los-Macroinvertebrados-y-Su-Valor-Como-Indicadores-de-La-Calidad-Del-Agua>
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia : propuesta para el uso del método BMWP Col.* Medellín: Universidad de Antioquia.
- Roldán, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254 - 274. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v40n155/v40n155a07.pdf>

- Roldán, G., & Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (2da ed ed.). Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
- Sánchez, I. (2015). *Composición de la Comunidad de Macroinvertebrados a lo largo de una Gradiente Longitudinal, Cabecera - Tramo Medio, en el Río Atacames (Esmeraldas, Ecuador)* (Ingeniería). Pontificia Universidad Católica del Ecuador Sede Esmeraldas
- Segnini, S. (2003). El Uso de los Macroinvertebrados Bentónicos como Indicadores de la Condición Ecológica de los Cuerpos de Agua Corriente. *Ecotropicos*, 16(2), 45 - 63. Obtenido de https://www.researchgate.net/publication/284495760_El_uso_de_los_macroinvertebrados_bentonicos_como_indicadores_de_la_condicion_ecologica_de_los_cuerpos_de_agua_corriente
- SEMPLADES, Secretaría Nacional de Planificación y Desarrollo. (2015). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial de la Parroquia Sálima (PDOT Sálima)* (pp. 18 -32). Sálima – Esmeraldas: Pabel Muñoz.
- Springer, M. (2010). Biomonitoreo acuático. *Biología Tropical*, 58(4), 53 - 59. Obtenido de <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=44922967003>
- Vivas, S., Casas, J., Pardo, I., Robles, S., Bonada, N., Mellado, A., . . . Moyá, G. (2002). Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica*, 21(3 - 4), 149 - 173. Obtenido de <http://www.limnetica.com/documentos/limnetica/limnetica-21-2-p-149.pdf>
- Walteros, J., y Paiba, J. (2010). Estudio Preliminar de la Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos en la Reserva Forestal Torre Cuatro. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 14(1), 137 - 149. Obtenido de <http://www.scielo.org.co/pdf/bccm/v14n1/v14n1a09.pdf>
- Zamora, G. (2007). El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia. Obtenido de <https://es.scribd.com/document/335729254/EL-INDICE-BMWP-Colombia-pdf>

ANEXOS

Anexo 1: Zonas de muestreo



Zona alta: Sector Chapil



Zona Media: Sector de Sálima



Zona Baja: Sector Las Mareas

Anexo 2: Índice BMWP-Col

Para calcular el índice BMWP-Col, se identifican los macroinvertebrados colectados hasta el nivel de familia y se les da una puntuación de acuerdo a la Tabla 12. Una vez definido el rango a través de las puntuaciones, se definió la calidad del agua, en razón de la Tabla 13.

Tabla 12. Puntuación asignada a las familias de macroinvertebrados acuáticos en el índice BMWP-Col

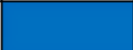





| Ordenes | Familias | Puntajes |
|-----------------|---|-----------------|
| Plecoptera | Perlidae | 10 |
| Ephemeroptera | Oligoneuridae, Euthyplociidae, Polymtarcyidae | |
| Trichoptera | Odontoceridae, Glossosomatidae, Rhyacophilidae, Calamoceratidae, Hydroptilidae, Anomalopsycheidae, Atriplectididae. | |
| Coleoptera | Psephenidae, Philodactylidae, Lampyridae. | |
| Odonata | Polythoridae. | |
| Diptera | Blepharoceridae. | |
| Unionoida | Unionidae. (Cl: Bivalvia o Pelecypoda) | |
| Acari | Lymnessiidae. (Cl: Arachnoidae o Hidracarina). | |
| Hidroida | Hidridae. (Cl: Hydrozoa) | |
| Ephemeroptera | Leptophlebiidae, Efemeridae. | 9 |
| Tricoptera | Hydrobiosidae, Philopotamidae, Xiphocentronidae. | |
| Coleoptera | Gyrinidae, Scirtidae. | |
| Odonata | Gomphidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae, Platystictidae* | |
| Diptera | Simuliidae. | |
| Gordioidae | Gordiidae, Chordodidae. (Cl: Nematomorpha) | |
| Lepidoptera | Pyralidae | |
| Mesogastropoda | Ampullariidae. (Cl: Gastrópoda). | |
| Hirudiniiformes | Hirudinae (Cl: Hirudinea) | |

| | | |
|------------------|---|---|
| Ephemeroptera | Baetidae, Caenidae | 8 |
| Trichoptera | Hidropsychidae, Leptoceridae, Helicopsychidae | |
| Coleoptera | Dytiscidae, Dryopidae. | |
| Odonata | Lestidae, Calopterygidae. | |
| Hemiptera | Pleidae, Saldidae, Guerridae, Veliidae, Hebridae | |
| Diptera | Dixidae. | |
| Decápoda | Palaemonidae, Pseudothelphusidae. (Cl Crustácea) | |
| Basommatophora | Chilinnidae. (Cl: Gastrópoda) | |
| Ephemeroptera | Tricorythidae, Leptohiphidae. | 7 |
| Trichoptera | Polycentropodidae. | |
| Coleoptera | Elmidae, Staphylinidae | |
| Odonata | Aeshnidae. | |
| Hemiptera | Naucoridae, Notonectidae, Mesolveiidae, Corixidae. | |
| Diptera | Psychodidae | |
| Basommatophora | Ancylidae, Planorbidae. (Cl: Gastrópoda) | |
| Mesogastropoda | Melaniidae, Hydrobiidae, (Cl: Gastrópoda) | |
| Archeogastropoda | Neritidae (Cl: Gastrópoda) | |
| Coleoptera | Limnichidae, Lutrochidae. | 6 |
| Odonata | Libellulidae. | |
| Hemiptera | Belostomatidae, Hydrometridae, Gelastocoridae, Nepidae. | |
| Diptera | Dolichopodidae. | |
| Megalóptera | Corydalidae, Sialidae | |
| Decapoda | Atyidae (Cl Crustácea) | |
| Anphipoda | Hyaellidae (Cl Crustácea) | |
| Tricladida | Planariidae, Dugesiidae. | |
| Coleóptera | Chrysomelidae, Haliplidae, Curculiónidae. | 5 |
| Diptera | Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae. | |
| Basommatophora | Thiaridae. (Cl: Gastrópoda) | |
| Coleoptera | Hidrophilidae, Noteridae, Hydraenidae, Noteridae. | 4 |
| Diptera | Tipulidae, Ceratopogonidae | |
| Basommatophora | Limnaeidae, Sphaeridae (Cl: Gastrópoda). | |

| | | |
|--------------------|--|---|
| Diptera | Culicidae, Muscidae, Sciomizidae. | 3 |
| Basommatophora | Physidae. (Cl: Gastrópoda). | |
| Glossiphoniiformes | Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Cylicobdellidae | |
| Diptera | Chironomidae, Ephydriidae, Syrphidae | 2 |
| Heploptaxida | Todas las familias (Excepto tubifex) | |
| Haploptaxida | Tubificidae (Tubifex) | 1 |
| Phy: Annelida | Cl: Oligochaeta** | |

Nota: Tabla adaptada de Zamora, 2007; * Álvarez, 2005; ** Ríos, Acosta & Prat, 2014

Tabla 13. Rango de valores del índice BMWP-Col para determinar la calidad de agua.

| Clase | Calidad | Valor del BMWP-Co | Significado | Color |
|-------|-------------|-------------------|---------------------------------|---|
| I | Muy Buena | ≥ 121 | Aguas muy limpias |  |
| II | Buena | 101 – 120 | Aguas limpias |  |
| III | Aceptable | 61 – 100 | Aguas medianamente contaminadas |  |
| IV | Dudosa | 36 – 60 | Aguas contaminadas |  |
| V | Crítica | 16 – 35 | Aguas muy contaminadas |  |
| VI | Muy crítica | ≤ 15 | Aguas fuertemente contaminadas |  |

Nota: Recuperada de Zamora, 2007

Anexo 3: Índice ASPT-Col

Para calcular el índice ASPT – Co, se toma el valor obtenido en el BMWP-Col de cada punto de muestreo, y se los divide por el número de taxones calificados de cada punto. Una vez hecho esto, se define la calidad de agua, a razón de la Tabla 14.

Tabla 14. Rango de valores del índice ASPT para determinar la calidad de agua





| Clase | Calidad | Valor del ASPT | Significado | Color |
|-------|-------------|----------------|--|---|
| I | Buena | > 9 -10 | Aguas muy limpias |  |
| | | > 8 -9 | Aguas no contaminadas |  |
| II | Aceptable | > 6.5 - 8 | Ligeramente contaminada se evidencian efectos de contaminación |  |
| III | Dudosa | > 4.5 - 6.5 | Aguas moderadamente contaminadas |  |
| IV | Crítica | > 3 -4.5 | Aguas muy contaminadas |  |
| V | Muy crítica | 1 -3 | Aguas fuertemente contaminadas, situación crítica |  |

Nota: Recuperada de Álvarez, 2005

Anexo 4: Índice ETP

Para calcular el índice ETP, se determina en cada estación de muestreo el número de individuos de los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera, Plecóptera, y se los divide por el número total de individuos colectados. Ese valor se multiplica por 100 y se obtiene el porcentaje que permite determinar la calidad de agua del río Salima de acuerdo a la Tabla 15.

Tabla 15. Rango de valores del índice ETP para determinar la calidad de agua

| Calidad de Agua | | |
|-----------------|-------------|--|
| Valor del ETP | Significado | Color |
| 75 - 100 % | Muy buena |  |
| 50 - 74 % | Buena |  |
| 25 - 49% | Regular |  |
| 0 - 24% | Mala |  |

Nota: Recuperada de Carrera & Fierro, 2001