

María Lorena Cadme Arévalo
Guadalupe Elizabeth Tamayo Lema

Relación entre la calidad del agua del Río Daule
y la población de macroinvertebrados
en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y
Trichoptera, como Bioindicadores



María Lorena Cadme Arévalo

Docente Agregado de la Facultad de Ciencias Ambientales. UTEQ.
Ms.C. en Agroecología y Agricultura Sostenible. Especialidad en técnicas agroecológicas, Educación Ambiental y Aprovechamiento de Residuos Agrícolas en la Conservación de Recursos Hídricos. Cursando estudios de doctorado en Ciencias de La Tierra (Universidad de Granada, España).

Tamayo Lema Guadalupe Elizabeth

Ingeniera Ambiental Universidad Agraria del Ecuador; Magister en Gestión Ambiental Universidad Técnica Estatal de Quevedo.
Especialidad en el Estudio de Macroinvertebrados como Bioindicadores de la Calidad del Agua, Especialista Ambiental y Gestión Social. Auditor Interno del Sistema de Gestión Integrado (QHSE). Legislación Ambiental y Auditorías Ambientales.

María Lorena Cadme Arévalo
Guadalupe Elizabeth Tamayo Lema

Relación entre la calidad del agua del Río Daule
y la población de macroinvertebrados
en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y
Trichoptera, como Bioindicadores



Relación entre la calidad del agua del Río Daule
y la población de macroinvertebrados
en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y
Trichoptera, como Bioindicadores

María Lorena Cadme Arévalo
Guadalupe Elizabeth Tamayo Lema
Docente Universidad Técnica Estatal de Quevedo

Relación entre la calidad del agua del Río Daule
y la población de macroinvertebrados
en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y
Trichoptera, como Bioindicadores

Editado por Colloquium
ISBN: 978-9942-814-30-2
Primera edición 2019

© Universidad Técnica Estatal de Quevedo
© Colloquium

La obra fue revisada por pares académicos antes de su proceso editorial, en caso de requerir certificación debe solicitarla a:
sbores@colloquium-editorial.com

Quedan rigurosamente prohibidas, bajo las sanciones en las leyes, la producción o almacenamiento total o parcial de la presente publicación, incluyendo el diseño de la portada, así como la transmisión de la misma por cualquiera de sus medios, tanto si es electrónico, como químico, mecánico, óptico, de grabación o bien de fotocopia, sin la autorización de los titulares del copyright.

Ecuador 2019

PROLOGO

La presente investigación de autoría de la Ingeniera Guadalupe Elizabeth Tamayo Lema, trata sobre la relación entre la calidad del agua del río Daule y la población de macroinvertebrados en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera, como bioindicadores.

Si se considera, que los ríos o afluentes reciben descargas de aguas residuales o agrícolas, con altos contenidos de nutrientes que provocan una fertilización excesiva de las aguas, así como, que históricamente las poblaciones se han asentado en sus riveras y alimentan los cauces con desechos orgánicos e inorgánicos, es concebible entender, que son las principales fuentes que provocan el envejecimiento prematuro del cuerpo receptor, la pérdida de oxígeno disuelto, la proliferación de malezas acuáticas. Por ende, es pertinente considerar que las aguas de los ríos del Ecuador tienen ciertos niveles de contaminación con la consecuente afectación a la sustentabilidad de los recursos naturales, pérdida de macroinvertebrados y daños a la salud de los seres vivos.

Lo antes mencionado ha conllevado a una problemática medioambiental y el desequilibrio del sistema dulceacuícola, obligando a los investigadores a buscar alternativas que determinen la calidad de sus aguas. El uso de macroinvertebrados acuáticos, ha cobrado mucha importancia, debido a que estos organismos mantienen requerimientos nutricionales y de hábitats específicos, en donde, muchos de ellos han demostrado cierta tolerancia a altos niveles de contaminación de los recursos hídricos en los que habitan.

Se ha realizado entonces a través de este estudio un significativo aporte científico mediante la determinación de la Relación entre la calidad del agua del río Daule y la población de macroinvertebrados en los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera, como bioindicadores.

Los resultados de la investigación demuestran datos relevantes para promover la necesidad de establecer estrategias correctivas para disminuir la magnitud del impacto causado a la cuenca del río Daule, ya que, si no se toman los correctivos necesarios el problema podría adquirir una magnitud que se pierde de vista debido a que la población y los ecosistemas, independientemente del lugar donde se encuentren, estarían expuestos de forma crónica a bajas dosis de un conjunto de sustancias sumamente tóxicas, que además podrían actuar de forma sinérgica ocasionando daños al hombre y a la fauna.

Se espera que los tomadores de decisiones (locales, regionales y nacionales) y actores locales involucrados en el aprovechamiento del recurso hídrico, utilicen la información proporcionada para dar cumplimiento a la ley orgánica en relación a los usos y aprovechamiento del agua, así como, al establecimiento de estrategias que regulen su uso y la descarga de contaminantes a fin de favorecer el equilibrio ecológico, y mantener la dinámica poblacional de los microorganismos en el agua.

Ing. Héctor Loor Zamora

Jefe de Gestión Social y Ambiental de Central Hidroeléctrica

Marcel Laniado de Wind

ÍNDICE

| | |
|--|----|
| PROLOGO | 7 |
| ÍNDICE | 9 |
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| CAPÍTULO 1 | 5 |
| problemática y situación de la investigación, un análisis desde la teoría..... | 5 |
| Orden Plecóptera | 16 |
| CAPÍTULO 2 ANALISIS METODOLÓGICO DE LA SITUACIÓN PROBLÉMICA..... | 22 |
| Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de la cuenca baja del río Daule comparados con la legislación vigente. | 38 |
| Presencia de macroinvertebrados en estaciones de muestreo del río Daule. | 45 |
| Riqueza | 47 |
| Abundancia | 48 |
| Diversidad (H) | 50 |
| Dominancia | 51 |
| Curva de acumulación de especies | 52 |
| Índice EPT (Ephemeroptera, Trichoptera y plecóptera) | 53 |
| Índice de calidad de agua BMWP | 54 |
| Riqueza | 62 |
| Abundancia | 63 |
| Diversidad (H) | 65 |
| Dominancia | 66 |
| Curva de acumulación de especies | 67 |
| Índice EPT (Ephemeroptera, Trichoptera y plecóptera) | 68 |
| Índice de calidad de agua BMWP | 69 |
| BIBLIOGRAFÍA | 77 |

INTRODUCCIÓN

La contaminación es uno de los problemas ambientales más importantes que afectan a nuestro entorno. En la mayoría de los casos analizados, las concentraciones de productos contaminantes encontrados en los recursos hídricos sobrepasan los límites establecidos por las normativas nacionales e internacionales definidas por instituciones como US-EPA (United States Environmental Protection Agency o Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos), UE (Unión Europea) y OMS (Organización Mundial de la Salud) (Benitez-Díaz & Miranda-Contreras, 2013).

A través de los cursos de agua, los contaminantes tóxicos son transportados de un lugar a otro, contaminando otros ecosistemas y fuentes de agua lo cual podría estar ocasionando problemas de salud pública (Benitez-Díaz & Miranda-Contreras, 2013). En publicaciones más recientes, se señala que en el 2002 la cifra llegó a 4.4 millones de casos incluyendo las intoxicaciones fatales y las que producen incapacidad por lo menos por un año, pero no se señala el número total de casos (WHO, 2017).

La naturaleza de las aguas en Ecuador viene determinada por el grado de contaminación del agua superficial proveniente de fuentes domésticas, especialmente de sectores altamente poblados que generan niveles altos de Demanda Biológica de

Oxígeno (DBO), nitrógeno y fósforo. La mayoría de la contaminación proviene de cloacas, químicos agrícolas y la producción de petróleo en la región del Amazonas. La deforestación y las inadecuadas prácticas del uso del terreno también han acelerado la erosión de la tierra, desencadenando un incremento de cargas de sedimentos en ríos y arroyos del país (Paredes, Iannacone, & Alvarino, 2004).

(Sánchez, 2005), señala que los ecosistemas albergan comunidades integradas por una gran diversidad de especies de flora y fauna acuáticas que responden a las perturbaciones ambientales y permiten determinar el impacto de los distintos tipos de contaminación, sin embargo, los análisis de contaminación de los cuerpos de agua se han enfocado principalmente en estudios físico-químicos, obviando la importancia de los macroinvertebrados acuáticos en la determinación de la calidad ambiental.

En la actualidad el incremento de productos contaminantes en los recursos hídricos los convierte en la principal causa del deterioro de la calidad del agua y la consecuente presencia de macroinvertebrados en espacios acuícolas.

Los macroinvertebrados acuáticos son aquellos organismos invertebrados habitantes, en algún momento de su ciclo vital, de hábitats acuáticos y que son retenidos por mallas de luz entre 200

y 500 μm . Comprenden una gran cantidad de especies de distintos Phyla, los cuales se encuentran asociadas a superficies del fondo del río o a otras estables, en lugar de ser especies que nadan libremente la mayor parte del tiempo, lo que permite considerarlos como macroinvertebrados bentónicos (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2009). Entre los principales macro invertebrados más utilizados para estudios de calidad de agua están: el orden Plecóptera, Trichoptera y Ephemeroptera. (Sánchez, 2005).

El control a través de indicadores biológicos (macroinvertebrados), es un principio indispensable en la vigilancia y evaluación de los sistemas de abastecimiento de agua. Es por este motivo que se establecen distintos criterios para determinar si el agua es apta para su uso y normar su calidad; así estas guías y estándares establecen requisitos que deben cumplir las aguas para ser consideradas óptimas para el consumo humano.

En el presente estudio se ha identificado que los habitantes que se encuentran en el entorno geográfico de la cuenca baja del río Daule dirigen una diversidad de desechos inorgánicos a este afluente, generando con ello un impacto a la población de los microorganismos y el deterioro de la calidad de sus aguas, por lo tanto, es importante realizar estudios que conlleven a generar

estrategias ambientales que disminuyan el impacto antrópico y el equilibrio de este ecosistema.

ISBN: 978-9942-814-30-2



9 789942 814302

La presente investigación se desarrolló en la cuenca baja del área de influencia del río Daule, ubicada en la provincia del Guayas, cantón Daule (Figura 1). Esta zona mantiene una temperatura de 25.3° C, una altura de 65 msnm y una precipitación de 905 mm.

En la tabla 1 y figura 2 se señala la ubicación de las estaciones consideradas como puntos de muestreo de la calidad de agua en la cuenca baja del Río Daule.

Tabla 1. Estaciones de los puntos de monitoreo en la cuenca baja del río Daule.

| ESTACIÓN | DESCRIPCIÓN | COORDENADAS | |
|----------|------------------|-------------|---------|
| | | N | E |
| E1 | Alhajuela | 9 895 065 | 636 689 |
| E2 | Estero Zapata. | 9 888 056 | 633 133 |
| E3 | Cantón Pichincha | 9 884 027 | 630 147 |

La cuenca baja del río Daule, localizada en los sectores: Pichincha, Estero Zapata y Alhajuela mantiene una condicionada morfología y constituye un sector de gran importancia en la alimentación del sistema hidrográfico del Ecuador que drena la costa del Pacífico y una fuente de captación de agua para procesos de potabilización y suministro de agua potable a la ciudad de Guayaquil.

Los centros urbanos, la población circundante, la actividad agropecuaria y algunas industrias localizadas en las riberas del

corredor hídrico del río Daule liberan en su cauce residuos líquidos y sólidos, y diversos contaminantes que alteran el equilibrio ecosistémico de los bioindicadores acuáticos y la diversidad de especies que coexisten en este recurso hídrico.

Al momento, existe una limitada planificación, regulación y planteamiento de estrategias territoriales que disminuyan la actividad antrópica, la consecuente problemática ambiental que le afecta y el desarrollo de enfermedades intestinales e infecciosas que afectan a la población.

Ciertas prácticas de aprovechamiento de la naturaleza y sus riquezas, conllevan efectos que alteran la estabilidad de los ecosistemas, afectan la sustentabilidad de los recursos naturales y actúan sobre la salud de los seres vivos en forma negativa (Rojas, 2011).

El medio acuático está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directa o indirectamente, por el hombre (Ministerio del Medio Ambiente, 2000) o por eventos de la naturaleza (Hutchinson, 1957). Cuando un río o un lago reciben descargas de aguas residuales o agrícolas, con altos contenidos de nutrientes, puede producirse una fertilización excesiva de las aguas. Ello provoca el envejecimiento prematuro del cuerpo receptor, la pérdida de oxígeno disuelto, proliferación de malezas

acuáticas (Wetzel, 1981) y la consecuente pérdida de macroinvertebrados.

Además, a través de los cursos de aguas superficiales los contaminantes son transportados, lejos de los lugares donde fueron aplicados, trasladando la contaminación a ríos, lagos, lagunas, humedales, acuíferos, agua de mar y reservorios de agua potable (Benitez-Díaz & Miranda-Contreras, 2013) localizados río abajo del punto de inicio de la contaminación. En este sentido, los agentes patógenos transmitidos por el agua constituyen un problema mundial que demanda un urgente control. Las bacterias, virus y parásitos causan enfermedades que varían en severidad. La determinación de bioindicadores en el agua proporcionan herramientas de control, indispensables para la toma de decisiones (Pullés, 2014).

Es así que en los últimos tiempos, la preocupación mundial por el ambiente se ha manifestado mediante la realización de diversas iniciativas mundiales orientadas a solucionar la crisis ambiental y especialmente del agua (Rojas, Perez, Malheiros, Madera Parra, & Prota, 2013). Con este objetivo se han realizado una diversidad de investigaciones sobre la calidad de agua de los ríos del Ecuador, sin embargo, al momento se ha reportado limitadas investigaciones relacionadas al río Daule, tales como: Estudio de las aguas y sedimentos del río Daule en la provincia del Guayas, desde el punto

de vista físico, químico, orgánico, bacteriológico y toxicológico, (Huayamave, 2013) Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method (Ribeiro, Pindo, & Domínguez-Granda, 2017), Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir (Nguyen, y otros, 2015), entre otras.

En el presente estudio se determina la variación temporal de la calidad del agua del río Daule durante los años 2017 y se analiza su relación con la presencia de macroinvertebrados en los puntos estudiados, fundamentando el análisis con los rangos establecidos en los límites máximos permitidos para consumo humano y doméstico, preservación de la vida acuática y silvestre, y aguas para riego agrícola, establecidos por el TULSMA (Texto Unificado de la Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente), Criterios de calidad -LMP.

Es necesario considerar que los resultados del presente trabajo investigativo proporcionara información relevante para promover la necesidad de establecer estrategias correctivas para disminuir la magnitud del impacto causado a la cuenca del río Daule, ya que, si no se toman los correctivos necesarios el problema podría adquirir una magnitud que se pierde de vista debido a que la población y los ecosistemas, independientemente del lugar donde

se encuentren, estarían expuestos de forma crónica a bajas dosis de un conjunto de sustancias sumamente tóxicas, que además podrían actuar de forma sinérgica ocasionando daños al hombre y a la fauna. Adicionalmente, debido a las características del tipo de exposición que se genera y a la carencia de información, sería muy difícil para las instituciones de salud pública asociar alguna patología con la exposición de desechos inorgánicos, sobre todo en lugares alejados de las zonas de producción agrícola.

Para poder entender esta situación debemos realizar la conceptualización de:

Agua

El agua es un recurso natural que debe ser tratado de una manera adecuada ya que el agua es de uso vital para los seres vivos (Imbaquingo, 2016).

Desechos peligrosos

Desecho con un potencial dañino para el ambiente, debido a su corrosividad, reactividad, toxicidad, inflamabilidad y otro riesgo biológico infeccioso (Ministerio del Ambiente, 2004).

Agentes patógenos.

Bacterias, virus, protozoarios, parásitos que entran al agua proveniente de desechos orgánicos (Amaya, 2011). Los mismos que pueden ser descompuestos por bacterias que usan oxígeno

para biodegradarlos. Si hay poblaciones grandes de estas bacterias, pueden agotar el oxígeno del agua, matando así las formas de vida acuáticas.

Sustancias químicas inorgánicas.

Ácidos, compuestos de metales tóxicos (Mercurio, Plomo), envenenan el agua. Los nutrientes vegetales pueden ocasionar el crecimiento excesivo de plantas acuáticas que después mueren y se descomponen, agotando el oxígeno del agua y de este modo causan la muerte de las especies marinas (García, 2001).

Sustancias químicas orgánicas.

Petróleo, plásticos, plaguicidas, detergentes que amenazan la vida. Sedimentos o materia suspendida. Partículas insolubles de suelo que enturbian el agua, y que son la mayor fuente de contaminación. Las sustancias radiactivas pueden causar defectos congénitos y cáncer (García, 2001).

Bioindicadores de la calidad del agua

Son organismos, acuáticos en este caso, que por su presencia en mayor o menor abundancia nos orienta alguna condición del ecosistema acuático, como el grado de polución; es decir, que por el hecho de vivir en cuerpos de agua durante varios días o meses, las alteraciones que provocan cambios en los parámetros fisicoquímicos, recaen en el desarrollo de comunidades ecológicas

presentes en micro hábitats de lagos y ríos (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013). Existen diferentes tipos de indicadores biológicos de ecosistemas fluviales considerando a microorganismos, macrófitos o peces, pero los más utilizados son los macro invertebrados acuáticos (Ladrera, 2012).

Contaminación ambiental

Presencia de sustancias nocivas, perjudiciales o molestas en un recurso natural como el aire, el agua y los suelos, sin que el medio los pueda absorber o regenerar por sí mismo, y colocadas allí por la acción del hombre, o por los procesos naturales temporales, en tal calidad y cantidad que pueden interferir la salud y el bienestar de los hombres, los animales y a las plantas (Imbaquingo, 2016).

Contaminación del agua

El agua está contaminada cuando su composición se haya alterada de modo que no reúna las condiciones necesarias para el uso al que se la hubiera destinado, en su estado natural (Organización Mundial de la Salud, 2000). La presencia de productos químicos (pesticidas y fertilizantes) es uno de los factores que ocasiona degradación ambiental (Imbaquingo, 2016).

Degradación ambiental

Actualmente la degradación ambiental es un factor muy importante debido que afecta a la salud del ser humano y al deterioro de la naturaleza, producido por diversas actividades, entre ellas las acciones producidas por empresas florícolas ya que producen efectos negativos sobre la salud de las personas que laboran en esta área y en sus alrededores por uso de grandes cantidades de fertilizantes, pesticidas entre otros químicos (Imbaquingo, 2016).

Macroinvertebrados acuáticos

Se denominan macroinvertebrados acuáticos aquellos invertebrados con un tamaño superior a 500 μm , entre los que se incluyen animales como esponjas, planarias, sanguijuelas, oligoquetos, moluscos o crustáceos, entre los que se encuentran los cangrejos. Sin embargo, el grupo de invertebrados acuáticos más ampliamente distribuido en las aguas dulces es el de los insectos. En la mayoría de éstos, los estados inmaduros (huevos y larvas) son acuáticos, mientras que los adultos suelen ser terrestres. Entre los insectos con alguna fase de su vida acuática destacan, por su abundancia y distribución, los siguientes órdenes: hemípteros, coleópteros, dípteros, odonatos, efemerópteros, plecópteros y tricópteros (Ladrera, 2012).

Los tres últimos órdenes ya mencionados, son utilizados regularmente en investigaciones de determinación de calidad de

aguas como bioindicadores (Sánchez, 2005), (Ladrera, Rieradevall, & Prat, 2013), (Forero & Reinoso, 2013) donde la riqueza de familias decrece de manera proporcional conforme disminuye la calidad del agua, aunque de igual manera, existen factores climáticos, geográficos y simbióticos, independientes de la contaminación antrópica, que influyen en la distribución y crecimiento de las especies (Giacometti & Bersosa, 2006).

(Ladrera, 2012) plantea las siguientes propiedades por las que justifica considerar a macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua:

poseen propiedades sedentarias, debido a su escasa capacidad de movimiento elevada diversidad son relativamente fáciles de muestrear los diferentes taxones presentan requerimientos ecológicos diferentes los protocolos de muestreo y elaboración de índices están bien estandarizados

Orden Ephemeroptera

El orden de los efímeros es un grupo de insectos acuáticos con alto nivel de fragilidad y relativamente primitivos, presentan una particularidad única entre la clase, la de poseer un estadio terrestre volador (el “sub-imago”) previo al del adulto sexualmente maduro (Flowers & De la Rosa, 2010). Poseen adaptaciones morfológicas y de comportamiento para desarrollar su ciclo de vida en aguas torrentosas, limpias y con buena oxigenación, razón por la cual se

les considera buenos indicadores de la calidad del agua. (Rojas, Baena, Serrato, Caicedo, & Zúñiga, 2000).

Los ephemeroptera son los únicos insectos que tienen dos fases aladas en su ciclo de vida. La primera fase es llamada sub-imago; la fase alada siguiente es el imago que ha alcanzado la madurez sexual. Los sub-imagos pueden reconocerse por una cubierta finísima de pelos y por las superficies lechosas y peludas de las alas. Los imagos tienen alas transparentes y sin pelos (Rojas, 2011).

A continuación, se presentan diferentes hábitats planteados por (Rojas, Baena, Serrato, Caicedo, & Zúñiga, 2000) para las diferentes familias de efímeros (Tabla 2):

Tabla 2. Hábitats de familias del orden Ephemeroptera

| FAMILIA | HABITATS |
|-------------------|---|
| EUTYPLOCIDAE | Aguas frías, cálidas y sombreadas, fondo arenoso y pedregoso, indicadores de aguas limpias. |
| POLYMITARCYIDA | Entre el barro, sedimentos, aguas corrientosas o rivera de ríos. |
| LEPTOHYPHIDAE | En hojarasca, troncos, piedras. Aguas tranquilas, frías, cálidas. Pobres nadadores, se alimentan de algas. Indicadores de aguas ligeramente contaminadas. |
| LEPTHOPHILEBIIDAE | De aguas lentas y rápidas. Buenos nadadores. Se alimentan de material vegetal. Indicadores de aguas limpias a ligeramente contaminadas. |

| | |
|----------|---|
| BAETIDAE | Aguas rápidas, bajo troncos, piedras, hojarasca. Indicadores de aguas limpias o ligeramente contaminadas. |
|----------|---|

En cuanto a sus características morfológicas, (Stroud, 2010) presenta lo siguiente:

Branquias plumosas o en forma de placas en los lados del abdomen. Dos o tres colas largas y delgadas (filamentos terminales). Seis patas segmentadas en la sección media del cuerpo (tórax). Cada pata termina en una garra.

El cuerpo puede ser delgado hasta 3 cm de largo.

ORDEN PLECÓPTERA

Pertenecen a un grupo relativamente pequeño de insectos, conocido generalmente como moscas de la piedra. Las ninfas se reconocen fácilmente por tener dos cercos terminales, branquias torácicas y un par de uñas en cada pata, características morfológicas que las diferencian del orden ephemeroptera, porque regularmente tienden a ser confundidas con el mismo (Gutiérrez, 2010).

Su metamorfosis es incompleta (hemimetábolos), es decir, su ciclo de vida está compuesto de tres etapas: huevo, ninfa y adulto. El desarrollo de la ninfa es variable pero generalmente dura entre 6 y 8 meses en sistemas templados. No obstante, es necesario mencionar que existen ciertos géneros cuyos ciclos de vida tienen

una duración mayor a un año. Una de las características de los insectos de este orden, es su baja tolerancia a la temperatura ya que se les encuentra en ríos con temperatura baja y bien oxigenada. Pueden encontrarse en ríos y lagos, aunque son más frecuentes en los cursos de agua loticos (Fernández & Rojas, 2004).

En cuanto a sus características morfológicas, (Stroud, 2010) presenta lo siguiente:

Dos antenas largas

Dos colas delgadas (filamentos terminales)

Branquias frecuentemente ubicadas sobre o debajo de cada pata

Seis patas segmentadas en la sección media del cuerpo (tórax)

Cada pata termina en dos ganchos

Orden Trichoptera

Los tricópteros son organismos con un ciclo de vida donde las formas inmaduras son acuáticas y los adultos son voladores; son holometábolos, ya que desarrollan estados de huevo, larva, pupa y adulto (Posada & Roldan, 2003). Sin embargo, sus piezas bucales no forman una proboscis, aunque poseen palpos bien desarrollados. Sus alas están cubiertas de pelos en lugar de escamas (aunque hay excepciones), característica que le da el nombre al orden (trichos: pelos; ptera: alas). Muchas especies de

tricópteros poseen antenas sumamente largas y en reposo las alas se mantienen a menudo dobladas en forma de techo encima del cuerpo. El tamaño de los adultos varía entre 2 a 30 mm, y la mayoría son de colores oscuros (café-negros), aunque las especies de algunos géneros poseen colores claros como blanco, amarillo o verde (Springer, 2010).

Relación organismos acuáticos – tolerancia a la contaminación

(Schumaker, 2015) clasifica por categorías a los macroinvertebrados tolerantes a distintos grados de contaminación, donde el grupo uno requiere alta demanda de oxígeno (> 5 ppm), pH neutro y aguas frías, el último grupo puede tolerar bajos niveles de oxígeno, bajo/alto pH y aguas cálidas (Tabla 3).

A continuación, se presentan las diferentes Categorías de macroinvertebrados acuáticos (Tabla 3):

Tabla 3. Categoría de macroinvertebrados acuáticos

| Grupo 1 - Sensible a la contaminación | Grupo 2- Tolera cierto grado de contaminación. | Grupo 3 - Tolera la contaminación |
|---|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> •Ephemeroptera •Plecoptera •Trichoptera | <ul style="list-style-type: none"> •Odonata •Anfípodo •Megaloptera •Coleoptera | <ul style="list-style-type: none"> •Hemiptera •Oligochaeta |

Fuente: Cevallos Paredes, (2017)

Tabla 4. Resumen de criterios de calidad admisibles para consumo humano y doméstico, preservación de la vida acuática y silvestre, y aguas para riego agrícola.

| Parámetros | Expresados Como | Unidad | | Consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional) | Preservación vida acuática y silvestre | Aguas para riego agrícola |
|--------------------------------|----------------------|--------------------|--|---|--|---------------------------|
| Potencial de Hidrógeno | pH | Unidades de pH | | 6,0 – 9,0 | 6,5 – 9,0 | 6,0 – 9,0 |
| Temperatura | °C | | | - | - | - |
| Demanda Biológica de Oxígeno 5 | D.B.O ₅ . | mg.L | | <2 | 20,0 | - |
| Demanda Química de Oxígeno | D.Q.O | mg.L | | <4 | 40,0 | - |
| Oxígeno disuelto | O.D. | % de saturación | | - | >80,0 | - |
| Oxígeno disuelto* | O.D. | mg.L | | - | - | 3 |
| Sólidos Suspendidos | SS | mg.L ⁻¹ | | - | Max. Incremento 10% de la | - |

| | | | | | condición natural | |
|--------------------|-----------------|--------------------|--|------|-------------------|------|
| Sulfatos | | mg.L ⁻¹ | | 500 | - | 250 |
| Nitratos | NO ₃ | mg/l | | 50,0 | 13 | - |
| Coliformes fecales | NMP | NMP/100ml | | 1000 | - | 1000 |

TULSMA 097-A Noviembre 20

ISBN: 978-9942-814-30-2



9 789942 814302

La investigación exploratoria se fundamenta en la exploración del sitio de estudio y la información bibliográfica existente sobre el impacto de los productos químicos en las poblaciones de macroinvertebrados presentes en aguas dulces, lo cual permitirá determinar la problemática, justificación, marco conceptual y teórico, así como, la validación de los resultados, conclusiones y recomendaciones de la investigación.

La investigación descriptiva permitirá conocer y describir la situación actual del recurso hídrico y, el proceso metodológico a aplicar en la investigación que permita coleccionar la información de manera rápida y eficiente para el logro de los objetivos planteados.

En el presente trabajo investigativo se ha considerado la aplicación de los siguientes métodos:

Se realizará la observación en el sitio objeto de estudio para obtener información pertinente que viabilice el cumplimiento de los procesos metodológicos y los objetivos planteados en la investigación.

Se utilizará técnicas adecuadas que permitan realizar la exploración del sitio de estudio para determinar la situación actual del problema y definir las estrategias metodológicas que conlleven a la exposición de los resultados, conclusiones y proponer recomendaciones coherentes y estratégicas para disminuir el impacto antrópico al recurso hídrico.

Se realizó un análisis técnico y crítico de cada una de las variables estudiadas para determinar la relación causa-efecto y aportar con conocimiento que viabilicen la toma de decisiones para disminuir la problemática existente en la población de macroinvertebrados de la cuenca del río Daule.

Se analizó las variables estudiadas desde una perspectiva particular que viabilice el análisis de los fenómenos presentes en la cuenca baja del río Daule para establecer conclusiones generales. Para el desarrollo del trabajo investigativo se establecieron las metodologías existentes, el estudio de los macroinvertebrados acuáticos es una técnica viable y de bajo costo económico. Además, las razones fundamentales de esta preferencia por parte de los investigadores radican en: su tamaño relativamente grande (visibles a simple vista), presentan ciclos de desarrollo lo suficientemente largos que les hace permanecer en los cursos de agua durante el tiempo suficiente para detectar cualquier alteración (Alba Tercedor, 1996).

Para el análisis de los macroinvertebrados acuáticos, existen diferentes índices biológicos que vienen determinados por el valor numérico expresado entre el efecto de polución y la presencia de comunidades biológicas (Reinoso, 2016), los más representativos son: Index Biological Monitoring Working Party (IBMWP), índice biótico de Trent (TBI), índice Chandler, IBGN (índice Biológico

General Normalizado) y el índice de ETP (nombre que deriva de los grupos taxonómicos que utiliza para su determinación: Ephemeropteras, Tricopteras y Plecópteras) (Carrera & Fierro, 2001), entre otros. Para el desarrollo del presente trabajo se consideró lo planteado por (Carrera & Fierro, 2001) quien menciona “no es aconsejable hacerlo en ríos que tienen fondos arenosos o arcillosos y que no tienen hojarasca en las orillas” puesto que las presencias de estos organismos no serán representativas en contraste con la recolección de los mismos en micro hábitats con presencia de piedras y hojarascas que se encuentren en el fondo, en la superficie y en la orilla de los ríos.

Para ejecutar la toma de muestra de macroinvertebrados acuáticos se revisó las siguientes consideraciones:

Condiciones del río y las facilidades del medio (Forero, Long, Ramos, & Chalar, 2014); así como la definición de la extensión que puede ir desde 10, 20 y 30 metros, que permitan garantizar los puntos de muestreo (Forero & Reinoso, 2013) y por ende la toma de estos ejemplares. Para la microcuenca del río Daule se considerará realizar la colecta en las zonas torrentosas que se presentaron, pueden existir desde una a tres a lo ancho del río, siempre y cuando la profundidad del cuerpo de agua garantice seguridad y representatividad del muestreo.

No se lo puede realizar después de lluvias intensas por la posible pérdida de organismos locales que pudiesen verse arrastrados por la corriente (Roldán, 2003), así como tomar las mismas en la confluencia inmediata de dos ríos, sino un metro más abajo de la eventual zona de mezcla (Carrera & Fierro, 2001).

El atrapamiento se efectúa mediante el mecanismo de la red surber cuya característica está determinada con una red sujeta a un marco metálico de longitud 1.20 m y espesor 0.5 mm, permitiendo la remoción del fondo del río y facilitando la captura de macroinvertebrados acuáticos, para evitar que el material recogido del fondo se derrame, se debe arrastrar la red inclinada ligeramente, tratando siempre de ingresar al río corriente abajo del sitio elegido; así, al acercarse no alterará ni removerá los materiales del fondo; sostener la red en la parte central de la corriente, o donde el agua sea más torrentosa, permitirá que se ubique la boca de la malla frente a la corriente para que se asiente la base en el fondo del río y con la ayuda de agua remover todo el sedimento sobrante en la red hasta dejarla totalmente limpia (Carrera & Fierro, 2001).

Una vez recolectados los individuos macroscópicos se procede a sacarlos de la red y colocarlos en recipientes de vidrio completamente señalizados (mediante etiqueta describiendo sitio, nombre del río, fecha y personas que realizaron la colecta).

Luego mediante observación directa por medio de un estereoscopio se realizará el conteo de individuos, serán reconocidos y clasificados de acuerdo a su taxonomía en base a claves dicotómicas (Flowers & De la Rosa, 2010). Además, se revisará información bibliográfica en publicaciones científicas que provea especificaciones técnicas de los macroinvertebrados y la revisión de expertos.

En función de los atributos morfológicos de los individuos localizados, se determinará la sensibilidad del agua mediante la aplicación del índice biológico de ETP, así como, el índice de Diversidad de Shannon-Weaver (1949) y de Simpson (1949), para lo cual se aplicará la metodología de (Carrera & Fierro, 2001), aplicada por (Roldán, 2003), (Arce & Leiva, 2009) (Villarroel, Calderón, Flachier, & Rivadeneira, 2011), (Forero & Reinoso, 2013) y (Forero, Long, Ramos, & Chalar, 2014).

Para calcular el índice de ETP (nombre que deriva de los grupos taxonómicos que utiliza para su determinación: Ephemeropteras, Tricopteras y Plecópteras) (Carrera & Fierro, 2001). Se realizará las siguientes actividades:

Se identifican los macroinvertebrados presentes en cada área a nivel taxonómico máximo de familia. Se anota en la columna de ABUNDANCIA el número de individuos encontrados frente al taxón que corresponda. Si algún grupo no corresponde a ninguno de los

que constan en la lista, se anota el número de individuos frente a la fila de “Otros Grupos”.

Se suman todos los números de la columna de ABUNDANCIA y se anota el resultado en la celda de TOTAL.

Se copian los mismos números que están en las filas de color gris de la columna ABUNDANCIA en la columna ETP PRESENTES. Las filas que tienen el color gris en la hoja de datos representan los grupos Ephemeroptera, Plecóptera y Tricoptera.

Se suman los números de la columna ETP PRESENTES y se anota el resultado en la celda de TOTAL correspondiente.

Se divide el número obtenido en el TOTAL de ETP PRESENTES para el TOTAL de ABUNDANCIA. Este es el valor de la relación de Ephemeropteras, Plecópteras y Tricopteras presentes en la muestra.

Se multiplica el valor por 100 para sacar el porcentaje.

Este índice relaciona el número de especies con la proporción de individuos pertenecientes a cada especie presente en la muestra.

Usa tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies presentes), equidad (uniformidad en la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes) (Arce & Leiva, 2009). Se aplica la siguiente fórmula:

$$H^1 = - \sum_{i=1}^S (ni / n) \ln (ni / n) \quad (1)$$

Donde:

H1 = Índice de diversidad

ni = número de individuos por especie

n = número total de individuos

ln = logaritmo natural

Al igual que el índice anterior, tiene la limitante del uso de los organismos a nivel de especie, sin embargo, si se puede diferenciar las especies (por ej: sp.1, sp.2, sp.3 ...) se puede usar para obtener resultados de manera aproximada (Arce & Leiva, 2009). Para ello, se aplica la siguiente formula:

$$I^1 = - \frac{ni (ni-1)}{N (N-1)} \quad (2)$$

Dado que la calidad de diferentes cuerpos de agua actualmente es valorada a partir de indicadores, que se presentan como una opción viable para el entendimiento de variables físicas, químicas y biológicas, empleadas y evaluadas individualmente o en forma grupal en un programa de monitoreo. En la presente investigación se realizó un análisis comparativo de los resultados del análisis de la calidad del agua (físicos, químicos y microbiológicos) realizada en los sectores: Alhajuela, Estero Zapata y cantón Pichincha, durante los meses de marzo a septiembre del año 2017. Esta información fue proporcionada por el Departamento de Gestión

Social y Ambiental de la Hidroeléctrica Marcel Laniado de Wind (CELEC-EP Hidronación).

Esta información permitirá determinar la variación temporal de los rangos permisibles durante el periodo marzo 2017 a septiembre 2017 y determinar la relación de la calidad de agua con la presencia de macroinvertebrados en los puntos estudiados, tomando como referencia los rangos establecidos en los límites de descarga a consumo humano y doméstico, preservación de la vida acuática y silvestre, y aguas para riego agrícola del Libro VI.

Se obtuvo la información requerida mediante libros, revistas profesionales y páginas de internet, además de toda aquella fuente de información que se relacionaba con el tema de investigación.

Las fuentes primarias corresponden a la información (análisis de la calidad de agua) proporcionada por el Departamento de Gestión Social y Ambiental de la Hidroeléctrica Marcel Laniado de Wind (CELEC-EP Hidronación) y la información de la abundancia de los especímenes de macroinvertebrados colectados en las zonas estudiadas. Las fuentes secundarias se obtienen de textos, libros, páginas de internet y la normativa correspondiente a los límites máximos permisibles de criterios de calidad.

Como procedimiento investigativo y con base en el alcance de los objetivos específicos, se consideró la siguiente secuencia: Se identificó las fuentes de contaminación y la presencia de

poblaciones de macroinvertebrados en los puntos seleccionados de la cuenca baja del río Daule. Los resultados obtenidos se procesaron en el programa estadístico versión libre que permitió graficar y exponerlos con claridad para facilitar la interpretación de los mismos por parte de los usuarios de la información.

Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de la cuenca baja del río Daule comparados con la legislación vigente.

Los ríos presentan diversos grados de conectividad: a) conexión longitudinal, que contribuye a que el agua, los sedimentos y los solutos sean transportados río abajo desde las partes altas; en este eje algunos organismos pueden transportarse a lo largo del río; b) conexión lateral entre el río y su planicie de inundación, que también permite el transporte de agua, sedimentos, solutos y organismos hacia las planicies de inundación; c) conexión lateral con tierras altas, que se manifiesta durante las tormentas o por procesos de erosión que incorporan materiales (materia orgánica, sedimentos y solutos) de la cuenca de captación al curso del río; d) conexión vertical, que vincula los flujos superficiales con los sedimentos; e) conexión vertical profunda, que conecta el curso del río con la zona de agua subterránea y da lugar al intercambio en ambos sentidos, y f) la conexión del río con la atmósfera. Debido a estos niveles de conectividad y los consecuentes flujos de materia y energía, se reconoce que los ríos son sistemas integradores, ya

que su forma y dinámica son el resultado de los procesos físicos, químicos y biológicos (contemporáneos e históricos) de su cuenca de captación (Wohl, 2004).

Los resultados obtenidos fueron comparados con la Normativa Ambiental vigente. Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio de Ambiente (TULSMA), referidos en la Tabla 4-1.

De acuerdo a los criterios de calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas y en aguas marinas y de estuario, consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional) y aguas para riego agrícola se establece que las estaciones de muestreo ubicada en los sectores: Alhajuela, Estero Zapata y Parroquia Pichincha, no cumplen con el límite máximo permisible para los siguientes parámetros:

Tabla 5. Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de la cuenca baja del río Daule comparados con la legislación vigente.

| Parámetros | Expresados Como | Unidad | E1- Alhajuela | | | E2- Estero Zapata. | | | E3- Parroquia Pichincha | | | CRITERIOS DE CALIDAD- LMP, ANEXO 1 LIBRO VI TULSMA ACUERDO 097-A | | | | | |
|--------------------------------|-----------------|-----------------|---------------|--------|--------|--------------------|--------|--------|-------------------------|--------|--------|--|--------|--|--------|---------------------------|--------|
| | | | mar-17 | jun-17 | sep-17 | mar-17 | jun-17 | sep-17 | mar-17 | jun-17 | sep-17 | Consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional) | CUMPLE | Preservación de la vida acuática y silvestre | CUMPLE | Aguas para riego agrícola | CUMPLE |
| Potencial de Hidrógeno | pH | unidades de pH | 7,55 | 6,96 | 7,07 | 7,86 | 7,74 | 7,7 | 7,02 | 6,96 | 6,76 | 6,0 – 9,0 | SI | 6,5 – 9,0 | SI | 6,0 – 9,0 | SI |
| Temperatura | °C | | 25,4 | 27,3 | 25,5 | 25,9 | 25,7 | 25,4 | 26,2 | 27,2 | 25,5 | -- | -- | -- | -- | -- | -- |
| Demanda Biológica de Oxígeno 5 | D.B.O5. | mg/l | 4,74 | 1,7 | 0,93 | 4,41 | 1,12 | 0,93 | 3,51 | 1,43 | 0,93 | <2 | SI | 20 | SI | - | SI |
| Demanda Química de Oxígeno | D.Q.O | mg/l | 31 | 6,55 | 2,19 | 23 | 6,98 | 2,8 | 20 | 8,98 | 2,8 | <4 | NO | 40 | SI | -- | SI |
| Oxígeno disuelto | O.D. | % de saturación | 41 | 50 | 22 | 52 | 72,1 | 36 | 53 | 54,3 | 16 | -- | -- | > 80 | NO | -- | SI |
| Oxígeno disuelto* | O.D. | mg/l | 3,94 | 3,93 | 2,31 | 4,20 | 4,96 | 4,56 | 4,95 | 4,14 | 1,39 | -- | -- | -- | -- | 3 | SI |
| Sólidos Suspendidos | SST | mg/l | 8 | 2 | 2 | < 2 | 2 | 2 | 12 | 7 | 2 | -- | -- | Máx. incremento 10% de la condición natural | SI | -- | SI |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-----------------|---------------|-------|------|------|-------|-----|------|-------|------|------|------|----|----|----|------|----|
| Sulfatos | SO4 | mg/l | 17,00 | 6 | 1 | 5,00 | 2 | 0,99 | 16,00 | 6 | 0,99 | 500 | SI | -- | SI | 250 | SI |
| Nitratos | NO ₃ | mg/l | 0,89 | 10,4 | 3,54 | 11,07 | 6,5 | 3,1 | 10,19 | 11,6 | 2,6 | 50 | SI | 13 | SI | -- | SI |
| Coliformes fecales | NMP | NMP/100m l | 183 | 1 | 12 | 185 | 24 | 33 | 66 | 276 | 2420 | 1000 | SI | -- | -- | 1000 | SI |

Fuente: Hidronación

Demanda Biológica de Oxígeno 5 (D.B.O5): reporta valores de 3.52 a 4,74 mg/l en el mes de marzo del 2017, notándose que en los meses siguientes, los niveles bajaron hasta límites inferiores a los planteados por la normativa ambiental ecuatoriana como máximos permisibles para consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional). Observándose, además, que se encuentra apta para la preservación de la vida acuática y silvestre y, aguas para riego agrícola.

La actividad biológica es provocada por los microorganismos en condiciones aeróbicas, dando como consecuencia que la materia orgánica pierda sus propiedades contaminantes. Aquí existe el intercambio del oxígeno del aire con el agua, es decir que, a mayor cantidad de materia orgánica contenida en una muestra de agua, más cantidad de oxígeno necesitan los microorganismos para oxidarla o degradarla (Lecca Raffo & Ruiz Lizama, 2014).

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Se presentan valor de 6,55 a 31 mg/l durante los meses de marzo y junio en las tres estaciones estudiadas, correspondiendo según la norma a <4 para consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional), sin afectar la preservación de la vida acuática y silvestre, la cual mantiene un parámetro de 40 como límite máximo permisible.

Los valores obtenidos en DQO pueden deberse al hecho de que las aguas superficiales son, altamente susceptibles a la contaminación. En el caso de los contaminantes o residuos que demandan oxígeno, afectan a las corrientes de agua como a las aguas estancadas. La materia orgánica requiere oxígeno para ser degradada en un curso de agua. El alto contenido orgánico favorece el crecimiento de bacterias y hongos. El oxígeno utilizado para la oxidación de la materia orgánica, consume el oxígeno utilizado para el desarrollo de la fauna y flora acuática. Entre los efectos al ecosistema, se encuentra el cambio en la calidad del agua, y la posible elevación del pH, provocando la desaparición de peces y plantas (Lecca Raffo & Ruiz Lizama, 2014).

Oxígeno Disuelto (OD): Presenta porcentajes de saturación que oscilan entre 16 a 72,1, los cuales son rangos inferiores al límite máximo permisible para la preservación de la vida acuática y silvestre, ya que según la norma ambiental vigente debe mantener valores superiores a 80; sin embargo, puede ser utilizada para aguas de riego.

El oxígeno disuelto es una variable de vital importancia en el diagnóstico y control de la contaminación de los cuerpos de agua, debido a su alta sensibilidad en su concentración a la presencia de contaminantes de tipo orgánico o inorgánico, bien sea que estos

se encuentren en forma disuelta o suspendida (Benjumea Hoyos & Alvarez Montes, 2017).

Los bajos niveles de OD son principalmente causados por la presencia de materia orgánica o de material inorgánico parcialmente oxidado. En ambos casos, se presenta una demanda de oxígeno, ya sea para la respiración de los organismos capaces de digerir la materia orgánica o por la oxidación de los compuestos inorgánicos. Tal demanda puede agotar o disminuir apreciablemente el OD (Posada, Mojica, Pino, Pineda, & Andrés, 2013).

Coliformes fecales (NMP): el estudio realizado reporta que en el mes de septiembre del 2017, la estación E3 localizada en la Parroquia Pichincha presenta valor superior a los establecidos como límite máximo permisible (1000 NMP/100ml), por lo que se sugiere que de manera general, esta agua si cumple con los parámetros establecidos en la normativa ambiental. Esto puede deberse a que el río Daule es alimentado de otros afluentes que recogen aguas residuales de otros poblados asentados en sus riveras.

El aporte del caudal de los afluentes es significativo a partir de la zona urbana, ya que la carga contaminante que aportan los tributarios aumenta la degradación de la calidad del agua del río

(Abril Saltos, Rodríguez Badillo, Sucoshañay Villalva, Visuma, & Mariela, 2017).

PARÁMETROS FÍSICOS, QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DEL AGUA DE LA CUENCA BAJA DEL RÍO DAULE COMPARADOS CON LA LEGISLACIÓN VIGENTE.

Los ríos presentan diversos grados de conectividad: a) conexión longitudinal, que contribuye a que el agua, los sedimentos y los solutos sean transportados río abajo desde las partes altas; en este eje algunos organismos pueden transportarse a lo largo del río; b) conexión lateral entre el río y su planicie de inundación, que también permite el transporte de agua, sedimentos, solutos y organismos hacia las planicies de inundación; c) conexión lateral con tierras altas, que se manifiesta durante las tormentas o por procesos de erosión que incorporan materiales (materia orgánica, sedimentos y solutos) de la cuenca de captación al curso del río; d) conexión vertical, que vincula los flujos superficiales con los sedimentos; e) conexión vertical profunda, que conecta el curso del río con la zona de agua subterránea y da lugar al intercambio en ambos sentidos, y f) la conexión del río con la atmósfera. Debido a estos niveles de conectividad y los consecuentes flujos de materia y energía, se reconoce que los ríos son sistemas integradores, ya que su forma y dinámica son el resultado de los procesos físicos, químicos y biológicos (contemporáneos e históricos) de su cuenca de captación (Wohl, 2004).

Los resultados obtenidos fueron comparados con la Normativa Ambiental vigente. De acuerdo a los criterios de calidad admisibles para la preservación de la flora y fauna en aguas dulces, frías o cálidas, y en aguas marinas y de estuario, consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional) y aguas para riego agrícola se establece que las estaciones de muestreo ubicada en los sectores: Alhajuela, Estero Zapata y Parroquia Pichincha, no cumplen con el límite máximo permisible para los siguientes parámetros:

Tabla 5. Parámetros físicos, químicos y biológicos del agua de la cuenca baja del río Daule comparados con la legislación vigente.

| Parámetros | Expresados Como | Unidad | E1- Alhajuela | | | E2- Estero Zapata. | | | E3- Parroquia Pichincha | | | CRITERIOS DE CALIDAD- LMP, ANEXO 1 LIBRO VI TULSMA ACUERDO 097-A | | | | | |
|--------------------------------|-----------------|-----------------|---------------|--------|--------|--------------------|--------|--------|-------------------------|--------|--------|--|--------|--|--------|---------------------------|--------|
| | | | mar-17 | jun-17 | sep-17 | mar-17 | jun-17 | sep-17 | mar-17 | jun-17 | sep-17 | Consumo humano y doméstico (Tratamiento o convencional) | CUMPLE | Preservación de la vida acuática y silvestre | CUMPLE | Aguas para riego agrícola | CUMPLE |
| Potencial de Hidrógeno | pH | unidades de pH | 7,55 | 6,96 | 7,07 | 7,86 | 7,74 | 7,7 | 7,02 | 6,96 | 6,76 | 6,0 – 9,0 | SI | 6,5 – 9,0 | SI | 6,0 – 9,0 | SI |
| Temperatura | °C | | 25,4 | 27,3 | 25,5 | 25,9 | 25,7 | 25,4 | 26,2 | 27,2 | 25,5 | -- | -- | -- | -- | -- | -- |
| Demanda Biológica de Oxígeno 5 | D.B.O5. | mg/l | 4,74 | 1,7 | 0,93 | 4,41 | 1,12 | 0,93 | 3,51 | 1,43 | 0,93 | <2 | SI | 20 | SI | - | SI |
| Demanda Química de Oxígeno | D.Q.O | mg/l | 31 | 6,55 | 2,19 | 23 | 6,98 | 2,8 | 20 | 8,98 | 2,8 | <4 | NO | 40 | SI | -- | SI |
| Oxígeno disuelto | O.D. | % de saturación | 41 | 50 | 22 | 52 | 72,1 | 36 | 53 | 54,3 | 16 | -- | -- | > 80 | NO | -- | SI |
| Oxígeno disuelto* | O.D. | mg/l | 3,94 | 3,93 | 2,31 | 4,20 | 4,96 | 4,56 | 4,95 | 4,14 | 1,39 | -- | -- | -- | -- | 3 | SI |
| Sólidos Suspendidos | SST | mg/l | 8 | 2 | 2 | < 2 | 2 | 2 | 12 | 7 | 2 | -- | | Máx. incremento 10% de la | SI | -- | |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|-----------------|-----------|-------|------|------|-------|-----|------|-------|------|------|------|----|-------------------|----|------|----|
| | | | | | | | | | | | | | -- | condición natural | | | SI |
| Sulfatos | SO4 | mg/l | 17,00 | 6 | 1 | 5,00 | 2 | 0,99 | 16,00 | 6 | 0,99 | 500 | SI | -- | SI | 250 | SI |
| Nitratos | NO ₃ | mg/l | 0,89 | 10,4 | 3,54 | 11,07 | 6,5 | 3,1 | 10,19 | 11,6 | 2,6 | 50 | SI | 13 | SI | -- | SI |
| Coliformes fecales | NMP | NMP/100ml | 183 | 1 | 12 | 185 | 24 | 33 | 66 | 276 | 2420 | 1000 | SI | -- | -- | 1000 | SI |

Fuente: Hidronación

Demanda Biológica de Oxígeno 5 (D.B.O5): reporta valores de 3.52 a 4,74 mg/l en el mes de marzo del 2017, notándose que en los meses siguientes, los niveles bajaron hasta límites inferiores a los planteados por la normativa ambiental ecuatoriana como máximos permisibles para consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional). Observándose, además, que se encuentra apta para la preservación de la vida acuática y silvestre y, aguas para riego agrícola.

La actividad biológica es provocada por los microorganismos en condiciones aeróbicas, dando como consecuencia que la materia orgánica pierda sus propiedades contaminantes. Aquí existe el intercambio del oxígeno del aire con el agua, es decir que, a mayor cantidad de materia orgánica contenida en una muestra de agua, más cantidad de oxígeno necesitan los microorganismos para oxidarla o degradarla (Lecca Raffo & Ruiz Lizama, 2014).

Demanda Química de Oxígeno (DQO): Se presentan valor de 6,55 a 31 mg/l durante los meses de marzo y junio en las tres estaciones estudiadas, correspondiendo según la norma a <4 para consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional), sin afectar la preservación de la vida acuática y silvestre, la cual mantiene un parámetro de 40 como límite máximo permisible.

Los valores obtenidos en DQO pueden deberse al hecho de que las aguas superficiales son, altamente susceptibles a la contaminación. En el caso de los contaminantes o residuos que demandan oxígeno, afectan a las corrientes de agua como a las aguas estancadas. La materia orgánica requiere oxígeno para ser degradada en un curso de agua. El alto contenido orgánico favorece el crecimiento de bacterias y hongos. El oxígeno utilizado para la oxidación de la materia orgánica, consume el oxígeno utilizado para el desarrollo de la fauna y flora acuática. Entre los efectos al ecosistema, se encuentra el cambio en la calidad del agua, y la posible elevación del pH, provocando la desaparición de peces y plantas (Lecca Raffo & Ruiz Lizama, 2014).

Oxígeno Disuelto (OD): Presenta porcentajes de saturación que oscilan entre 16 a 72,1, los cuales son rangos inferiores al límite máximo permisible para la preservación de la vida acuática y silvestre, ya que según la norma ambiental vigente debe mantener valores superiores a 80; sin embargo, puede ser utilizada para aguas de riego.

El oxígeno disuelto es una variable de vital importancia en el diagnóstico y control de la contaminación de los cuerpos de agua, debido a su alta sensibilidad en su concentración a la presencia de contaminantes de tipo orgánico o inorgánico, bien sea que estos

se encuentren en forma disuelta o suspendida (Benjumea Hoyos & Alvarez Montes, 2017).

Los bajos niveles de OD son principalmente causados por la presencia de materia orgánica o de material inorgánico parcialmente oxidado. En ambos casos, se presenta una demanda de oxígeno, ya sea para la respiración de los organismos capaces de digerir la materia orgánica o por la oxidación de los compuestos inorgánicos. Tal demanda puede agotar o disminuir apreciablemente el OD (Posada, Mojica, Pino, Pineda, & Andrés, 2013).

Coliformes fecales (NMP): el estudio realizado reporta que en el mes de septiembre del 2017, la estación E3 localizada en la Parroquia Pichincha presenta valor superior a los establecidos como límite máximo permisible (1000 NMP/100ml), por lo que se sugiere que de manera general, esta agua si cumple con los parámetros establecidos en la normativa ambiental. Esto puede deberse a que el río Daule es alimentado de otros afluentes que recogen aguas residuales de otros poblados asentados en sus riveras.

El aporte del caudal de los afluentes es significativo a partir de la zona urbana, ya que la carga contaminante que aportan los tributarios aumenta la degradación de la calidad del agua del río

(Abril Saltos, Rodríguez Badillo, Sucoshañay Villalva, Visuma, & Mariela, 2017).

PRESENCIA DE MACROINVERTEBRADOS EN ESTACIONES DE MUESTREO DEL RÍO DAULE.

De acuerdo a los resultados de los muestreos realizados en las tres estaciones del río Daule se identificaron un total de 1020 macroinvertebrados acuáticos, distribuidos en 11 órdenes, 16 familias y 18 especies (tabla 8).

Tabla 6. Macroinvertebrados colectados en las estaciones muestreadas del río Daule.

| ORDEN | FAMILIA | SUBFAMILIA | ESPECIE | E-01 | E-02 | E-03 | Total |
|---------------|-----------------|-------------|------------------|------|------|------|-------|
| Ephemeroptera | Leptohyphidae | | Leptohyphes sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Trichoptera | Hydropsychidae | | Smicridea sp. | 1 | 2 | 0 | 3 |
| | Calamoceratidae | | Phylloicus sp. | 4 | 0 | 0 | 4 |
| | | | Atanatolica sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Coleóptera | Psphenidae | | Psephenops sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Hydrophilidae | | Tropisternus sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | Elmidae | | Morpho 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Díptera | Chironomidae | Hexapoda | Chironomus sp. | 7 | 68 | 897 | 972 |
| | | Tanypodinae | Morpho 1 | 3 | 10 | 0 | 13 |

| | | | | | | | |
|--------------------|-----------------|--|------------------|----|----|-----|------|
| Hemiptera | Vellidae | | Trepobates sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Belostomatidae | | Lethocerus sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | Naucoridae | | Limnocoris sp. | 3 | 0 | 0 | 3 |
| Odonata | Coenagrionidae | | Acanthagrion sp. | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Lepidóptera | Crambidae | | Petrophila sp. | 0 | 5 | 0 | 5 |
| Mesogastropoda | Turritellidae | | Turritella sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Basommatophora | Physidae | | Physa sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Glossiphoniiformes | Glossiphoniidae | | Helobdella sp. | 5 | 0 | 2 | 7 |
| Anellida | Oligochaeta | | Tubifex sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| TOTAL: 11 | 16 | | 18 | 29 | 92 | 899 | 1020 |

La presencia de dípteros en este trabajo investigado, coincide con los reportes presentados en el análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú (Custodio Villanueva & Chanamé Zapata, 2016), en el cual se refiere que la riqueza, abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos, según sector y época de muestreo, presentaron diferencias significativas y, que los mayores porcentajes de contribución a las comunidades de estos organismos lo presentaron los órdenes Diptera (46,05%)

y Ephemeroptera (37,87%), contribuyendo con el 83,92% del total de los taxa.

RIQUEZA

Los resultados reportan un total de 18 especies en las tres estaciones de estudio (Tabla 8), donde el valor más alto de riqueza se registró en E-01 (Alhajueta) con 12 especies, seguida de la estación E-02 (Estero Zapata) con 10 especies y, la estación E-03 (Pichincha) con 2 especies de macroinvertebrados acuáticos. De acuerdo al índice de Bode (1988) se considera que la estación E-01 se encuentra moderadamente impactada y las estaciones E-02 y E-03 están severamente impactadas (Figura 3).

Los ecosistemas dulce acuícolas, en particular los ríos, se encuentran entre los hábitats más amenazados del mundo (Herimg, Kramm, Schumutz, Szoszkiewicz, & Verdonschot, 2006). Una de las razones de su alta vulnerabilidad es que han sido considerados como ecosistemas que presentan un alto grado de conectividad con su entorno, conectividad que contribuye a delinear las características bióticas y abióticas de su curso (Robinson, Schuwirth, Baumgartner, & Stamm, 2014).

Los ambientes no alterados se caracterizan por tener una alta diversidad o riqueza, una distribución uniforme de individuos entre especies y una moderada alta cantidad de individuos (Arce Moncada & Leiva Calderon, 2009).

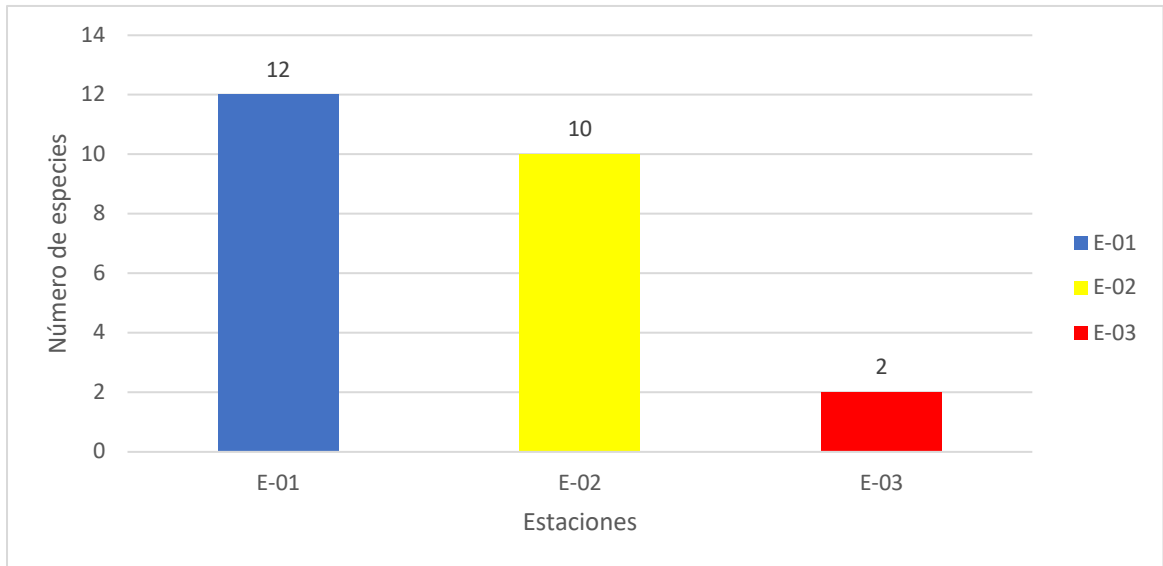


Figura 3. Riqueza de macroinvertebrados

ABUNDANCIA

En lo referente a abundancia se obtuvo que la estación con mayor abundancia es E-03 con el 88%, seguido de E-02 con el 9% y por último E-01 con el 3% (Figura 4). En cada estación se puede observar que el orden más abundante es el díptera (Tabla 8) teniendo en la estación E-01 de los 29 individuos 7 son dípteros, en E-02 de los 92 individuos 68 son del mismo orden y finalmente en E-03 de los 899 individuos 897 pertenecen a dípteros.

Estos resultados coinciden con los reportados por (Hahn-vonHessberg, Toro, Grajales-Quintero, & Duque Quintero, 2009) en cuyo estudio se encontraron 55 familias, de las cuales sobresalen: Chironomidae con un 32,5% (presente en la estación E-03), seguida de Thiaridae con un 26,7% y Palaemonidae con una

presencia del 6,7% de la población total; las demás se encuentran por debajo del 5% de representatividad. Según el BMWP/Col.

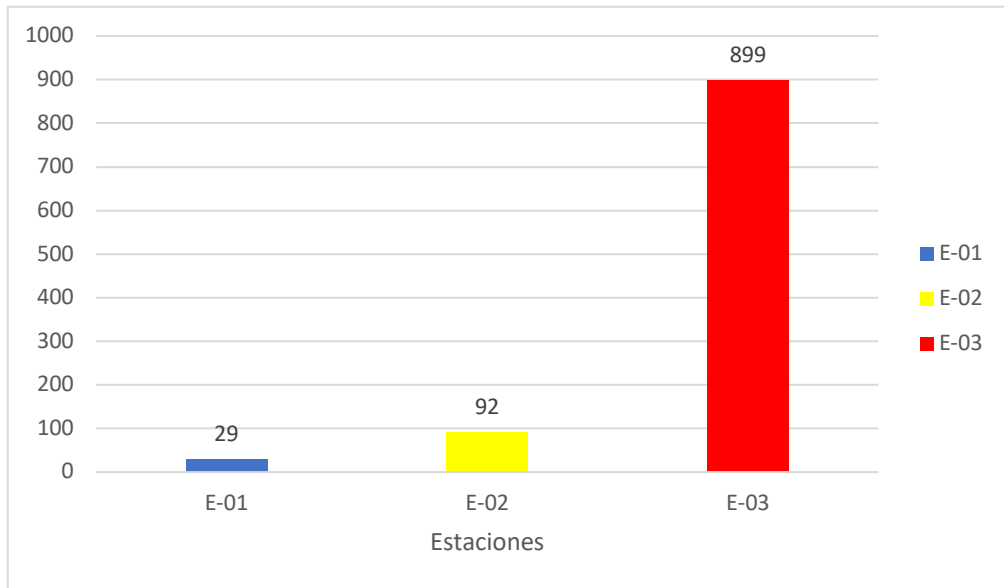


Figura 4. Abundancia de macroinvertebrados

Estos resultados coinciden con (Walteros-Rodríguez & Paiba-Alzate, (2010), quien reportó 44 familias distribuidas en 14 órdenes de macroinvertebrados acuáticos, de los cuales, el 86% pertenecen a la clase Insecta (Tabla 2). Los órdenes más comunes fueron Diptera y Trichoptera con el 29,5 y 18,2%, respectivamente.

En el trabajo investigativo realizado en el río Puyo por (Rodríguez Badillo, Ríos Guayasamín, Espinoza Chico, & Cedeño Loja, (2016), se identificaron 14 órdenes, 40 familias y 2 808 individuos en los cuatro sitios estudiados; la mayor cantidad de individuos pertenece a las familias Leptohyphidae (23.3%) e Hydropsychidae (18.7%) , los cuales no coinciden con los resultados obtenidos en esta investigación, en la cual se informa que la especie Chironomus sp.

de la familia Chironomidae correspondiente al género Díptera fue la más predominante en la estación 3 del (Río Daule), con escasa presencia en las otras dos estaciones estudiadas.

DIVERSIDAD (H)

Con relación a la diversidad (H) del ecosistema acuático muestreado en el río Daule, se registró un valor de 0,30 que de acuerdo el índice de Shannon indica que presenta un índice de diversidad bajo que corresponde a un ambiente alterado. De acuerdo a Guinard, 2013, los sitios con diversidad media (como en el río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá) se encuentran influenciados por factores antrópicos, así como también por factores físicos, el incremento en el caudal del río favorece la deriva de macroinvertebrados y la turbiedad influye en la disminución del número de individuos, y por lo tanto presentan un ambiente alterado (Johana Del C. Guinard, 2013) más aun en sitios con diversidad baja como el río Daule.

En cada estación de muestreo los valores de diversidad fueron: en E-01 un valor de 2,20 y E-02 de 1,04 lo cual establece que ambos ecosistemas acuáticos presentan ambientes moderadamente alterados; por otro lado E-03, el valor fue el más bajo con 0,02 lo cual determina que es un ambiente alterado (Figura 5).

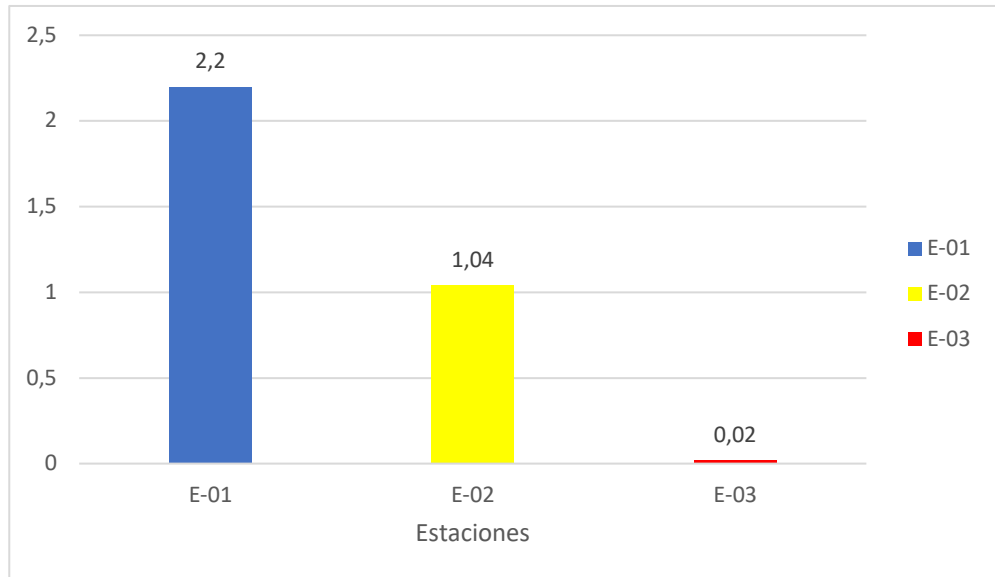


Figura 5. Diversidad de macroinvertebrados

DOMINANCIA

Se puede observar que en la estación de muestreo E01 el valor obtenido es de 14% que según el índice de análisis de Simpson presenta una baja dominancia de las especies; lo cual es evidente ya que se puede observar que los individuos se encuentran bien distribuidos en todas las familias; por otro lado en la estación E-02, el 56% de las especies son dominantes ya que de 92 individuos en total 78 individuos se encuentran en un solo orden (Diptera); mientras que en la estación E-03, se registró la mayor dominancia de chironomus del orden (Diptera) y helobdella (Glossiphoniformes), la dominancia es alta del 100% (tabla 9) debido a que de 899 individuos 897 pertenecen a un solo orden (Diptera).

Tabla 7. Índice de Simpson de las estaciones de muestreo

| Estaciones | Alhajuela | Estero Zapata | Cantón Pichincha | |
|--------------|-----------|---------------|------------------|-------|
| | E-01 | E-02 | E-03 | Total |
| Dominancia D | 0,86 | 0,44 | 0,00 | 0,09 |
| Simpson D-1 | 14 | 56 | 100 | 0,91 |

CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES

En relación a la curva de acumulación de especies los resultados obtenidos indican que las especies tuvieron un bajo número de incremento de individuos en las unidades de muestreo, lo cual nos demuestra que la curva acumulada de especies no es asintótica, por lo tanto se debe aumentar el esfuerzo para obtener un mayor incremento de especies (Figura 3).

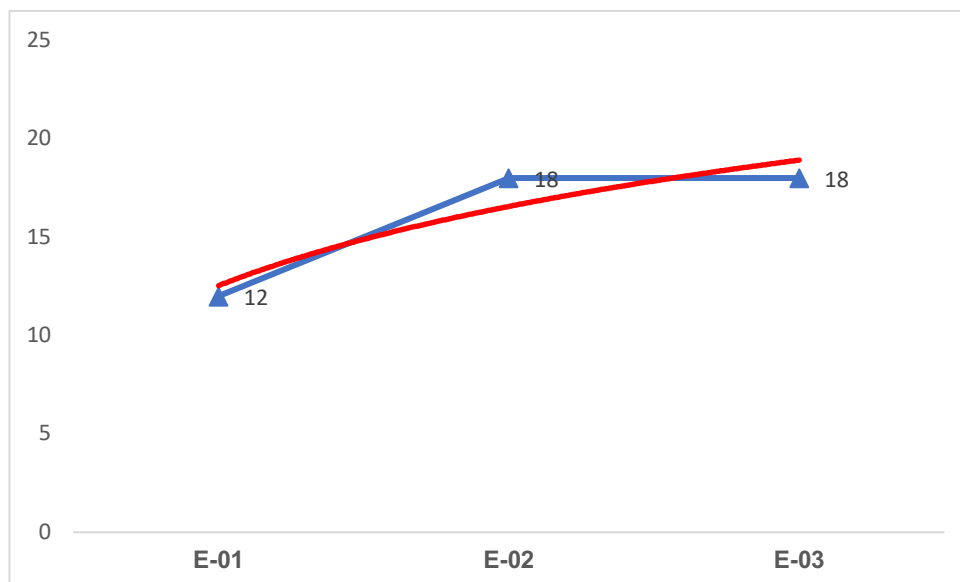


Figura 6. Curva acumulada de especies

ÍNDICE EPT (EPHEMERÓPTERA, TRICHÓPTERA Y PLECÓPTERA)

Una vez obtenido los resultados y aplicado el índice biótico EPT se determinó que en la estación E-01 (valor=5) y en la estación E-02 (valor=4) se encuentran dentro de la categoría considerada como moderadamente impactado (MI) y en la estación E-03 no se registró a ningún organismo de estos tres órdenes taxonómicos de insectos acuáticos por lo tanto se encuentra dentro del rango de los considerados como severamente impactados (SI).

Tabla 8. Total de (EPT) por estación y su clasificación

| Estación | Valor EPT | Interpretación (Bode 1988) |
|----------|-----------|----------------------------|
| E-01 | 5 | MI |
| E-02 | 4 | MI |
| E-03 | 0 | SI |

Calidad del agua de la cuenca baja del río Daule con la presencia de macroinvertebrados.

ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA BMWP

El índice biológico BMWP aplicado para el análisis de la calidad del agua en las estaciones muestreadas del río Daule refleja los siguientes resultados:

En la estación E-01 se obtuvo un valor de 59 lo que de acuerdo al índice BMWP la clasifica dentro del rango (36-60), de clase IV, de calidad dudosa, característico de aguas contaminadas y cuyo color asignado es el amarillo, la estación E-02 presentó un valor de 53 lo cual indica que está dentro del rango anterior por lo tanto tiene los mismo niveles de calidad de agua y el valor de la estación E-03 fue de 2 lo que la ubica dentro del rango (< 15) de clase VI, con una calidad muy crítica, característico de aguas fuertemente contaminadas y cuyo valor asignado es el rojo.

Tabla 9. Calidad biológica del agua del río Daule según índice BMWP

| Estación | E-01 | E-02 | E-03 |
|-----------------|--------------------|--------------------|--------------------------------|
| Valor obtenido | 59 | 53 | 2 |
| Clase | IV | IV | VI |
| Calidad | Dudosa | Dudosa | Muy crítica |
| Características | Aguas contaminadas | Aguas contaminadas | Aguas fuertemente contaminadas |
| Color | | | |

Los ríos son considerados sistemas integradores que reflejan los procesos físicoquímicos y biológicos que se llevan a cabo en su cuenca de captación y presentan un flujo constante de materia y energía. Esto se debe a su conectividad y a las interacciones con su cuenca de captación y la atmósfera (Ruiz-Picos & Sedeño-Díaz, 2016). Esta complejidad, es favorecida por diversas interacciones y transiciones entre clima, geomorfología, precipitación, flujo de agua y sus sistemas ribereños (Gómez, Fernández, & Kehr, 2012), (Guevara, 2014). Sin embargo, la calidad de estos ecosistemas se ve afectada por diversas presiones antropogénicas tanto en su

estructura como en los servicios que proporcionan (Durance & Ormerod, 2007), (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009).

La contaminación de las cuencas hídricas produce pérdida de biodiversidad teniendo implicaciones, como disminución de la resiliencia, simplificación del sistema y pérdida de integridad ecológica (Gualdoni & Obeerto, 2012).

Las actividades humanas como la agricultura, la expansión residencial, el desarrollo de embalses, así como las alteraciones hidrológicas de los cuerpos de agua pueden cambiar las condiciones ambientales del agua y afectar así la presencia de macroinvertebrados acuáticos (Damanik-Ambarita, y otros, and Management of Inland Waters, 57)

Los invertebrados acuáticos son un grupo de organismos que han sido empleados para la evaluación de la calidad del agua desde los años sesenta (Binghui Zheng & Liu, 2010), debido a que poseen una amplia gama de respuestas al estrés ambiental en diferentes niveles de organización, y cuyos efectos se manifiestan desde cambios en el metabolismo de los organismos hasta alteraciones en la estructura y los atributos propios de la comunidad (Alonso Fernández & Camargo Benjumeda, 2005), (Springer M. , 2010).

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos están experimentando tanto en su biodiversidad como en la calidad de sus aguas, está conduciendo a su degradación tanto a escala

global como de cuencas (Córdova, Gaete, Aránguiz, & Figueroa, 2009) (Rizo-Patrón, Kumar, McCoy, Springer, & Trama, 2013), incidiendo en el desarrollo de índices bióticos para valorar el efecto de las intervenciones humanas sobre estos ecosistemas (González, Caicedo, & Aguirre, 2013)

El uso de macroinvertebrados bentónicos (Guerrero, Manjarrez, & Núñez, 2003), debido a que responden rápidamente a los cambios ambientales y exhiben respuestas evidentes (Wolfram, y otros, 2012), por lo que se han convertido en uno de los principales componentes de la legislación relacionada con el agua en todo el mundo para valorar el estado ecológico de los cuerpos de agua (Moya, y otros, 2011), (Pond, Bailey, & Lowman, 2013), ya que proporcionan una respuesta cuantificable frente a diversas perturbaciones del medio (Custodio Villanueva & Chanamé Zapata, 2016).

Los resultados físicos-químicos de la calidad de agua del río Daule localizado en los sectores: Alhajuela, Zapata y Parroquia Pichincha refieren que el parámetro Oxígeno Disuelto (OD) presenta niveles superiores al límite máximo permisible establecido por la normativa nacional para las especies acuícolas, así como, el análisis de la biota de macroinvertebrados reporta la elevada presencia de la orden díptera, perteneciente a la familia Chironomidae.

Es pertinente enunciar que el cauce de estas aguas es alimentado con material orgánico generado por la crecida de los ríos en la época invernal, la cual arrastran sustrato (materia orgánica viva y muerta), productos químicos utilizados en la actividad agrícola y desechos orgánicos e inorgánicos de la población que habita en las riberas del río.

En este sentido, se debe considerar que:

Según (Roldán-Pérez, 2016), una comunidad natural se caracteriza por presentar una alta diversidad de taxones y un número reducido de individuos por taxón.

La orden díptera es uno de los más ampliamente distribuidos y con mayor diversidad, en el que muchas especies presentan larvas acuáticas como los mosquitos y tábanos, entre otros. Algunas especies están adaptadas a vivir en zonas con elevadas corrientes y concentraciones de oxígeno, mientras que otras son especies oportunistas (Ladrera, 2012).

La elevada abundancia que alcanza el orden Díptera, especialmente la familia Chironomidae, considerada como el taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, como la urbanización y sustitución de la vegetación nativa por pastos y cultivos, demuestra la alteración del ecosistema y el empobrecimiento de las comunidades biológicas (Maroneze, Tupinambás, França, & Callisto, 2011), por lo tanto, esta familia, es

considerada como un taxa sensible a las crecidas y tolerantes al deterioro de la calidad de agua.

Según Arango, Alvarez, Arango, Torres, & Monsalve, (2008), el aumento de los valores, indican contaminación del agua por materia orgánica lo que puede deberse a la cantidad de oxígeno disuelto presente en estas aguas, la cual depende de las características del cauce, la turbulencia del agua y los procesos químicos y biológicos. Este gas, conjuntamente con la temperatura, determinan la riqueza y los patrones de distribución de las familias de macroinvertebrados bentónicos (Guerrero, Manjarrez, & Núñez, 2003), lo cual coincide con Hahn-vonHessberg, Toro, Grajales-Quintero, & Duque Quintero, (2009), quien refiere que la mayor abundancia de la familia Chironomidae está asociada a bajos niveles de oxígeno.

Ante las consideraciones antes mencionadas, se puede informar que el agua del río Daule, en el recorrido de su cauce que va desde los sectores: Alhajuela, Estero Zapata y cantón, está sufriendo una creciente fase de deterioro y, alteración de la calidad de su agua con la consecuente pérdida del equilibrio ecológico (pérdida de biota acuática).

De acuerdo a los resultados de los muestreos realizados en las tres estaciones del río Daule se identificaron un total de 1020 macroinvertebrados acuáticos, distribuidos en 11 órdenes, 16 familias y 18 especies (tabla 8).

Tabla 6. Macroinvertebrados colectados en las estaciones muestreadas del río Daule.

| ORDEN | FAMILIA | SUBFAMILIA | ESPECIE | E-01 | E-02 | E-03 | Total |
|---------------|-----------------|-------------|------------------|------|------|------|-------|
| Ephemeroptera | Leptohiphidae | | Leptohiphes sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Trichoptera | Hydropsychidae | | Smicridea sp. | 1 | 2 | 0 | 3 |
| | Calamoceratidae | | Phylloicus sp. | 4 | 0 | 0 | 4 |
| | | | Atanotolica sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Coleóptera | Psephenidae | | Psephenops sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Hydrophilidae | | Tropisternus sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | Elmidae | | Morpho 1 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Díptera | Chironomidae | Hexapoda | Chironomus sp. | 7 | 68 | 897 | 972 |
| | | Tanypodinae | Morpho 1 | 3 | 10 | 0 | 13 |
| Hemiptera | Vellidae | | Trepobates sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | Belostomatidae | | Lethocerus sp. | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | Naucoridae | | Limnocoris sp. | 3 | 0 | 0 | 3 |

| | | | | | | | |
|--------------------|-----------------|--|------------------|----|----|-----|------|
| Odonata | Coenagrionidae | | Acanthagrion sp. | 0 | 2 | 0 | 2 |
| Lepidóptera | Crambidae | | Petrophila sp. | 0 | 5 | 0 | 5 |
| Mesogastropoda | Turritellidae | | Turritella sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Basommatophora | Physidae | | Physa sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Glossiphoniiformes | Glossiphoniidae | | Helobdella sp. | 5 | 0 | 2 | 7 |
| Anellida | Oligochaeta | | Tubifex sp. | 1 | 0 | 0 | 1 |
| TOTAL: 11 | 16 | | 18 | 29 | 92 | 899 | 1020 |

La presencia de dípteros en este trabajo investigado, coincide con los reportes presentados en el análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del río Cunas mediante indicadores ambientales, Junín-Perú (Custodio Villanueva & Chanamé Zapata, 2016), en el cual se refiere que la riqueza, abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos, según sector y época de muestreo, presentaron diferencias significativas y, que los mayores porcentajes de contribución a las comunidades de estos organismos lo presentaron los órdenes Diptera (46,05%) y Ephemeroptera (37,87%), contribuyendo con el 83,92% del total de los taxa.

RIQUEZA

Los resultados reportan un total de 18 especies en las tres estaciones de estudio (Tabla 8), donde el valor más alto de riqueza se registró en E-01 (Alhajueta) con 12 especies, seguida de la estación E-02 (Estero Zapata) con 10 especies y, la estación E-03 (Pichincha) con 2 especies de macroinvertebrados acuáticos. De acuerdo al índice de Bode (1988) se considera que la estación E-01 se encuentra moderadamente impactada y las estaciones E-02 y E-03 están severamente impactadas (Figura 3).

Los ecosistemas dulce acuícolas, en particular los ríos, se encuentran entre los hábitats más amenazados del mundo (Herimng, Kramm, Schumutz, Szoszkiewicz, & Verdonschot, 2006). Una de las razones de su alta vulnerabilidad es que han sido considerados como ecosistemas que presentan un alto grado de conectividad con su entorno, conectividad que contribuye a delinear las características bióticas y abióticas de su curso (Robinson, Schuwirth, Baumgartner, & Stamm, 2014).

Los ambientes no alterados se caracterizan por tener una alta diversidad o riqueza, una distribución uniforme de individuos entre especies y una moderada alta cantidad de individuos (Arce Moncada & Leiva Calderon, 2009).

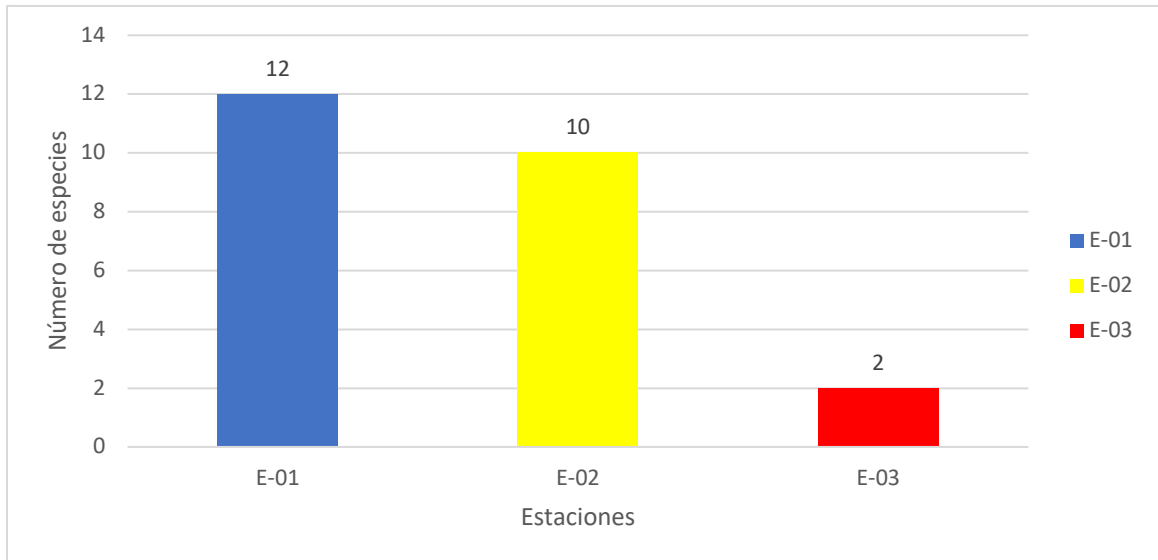


Figura 3. Riqueza de macroinvertebrados

ABUNDANCIA

En lo referente a abundancia se obtuvo que la estación con mayor abundancia es E-03 con el 88%, seguido de E-02 con el 9% y por último E-01 con el 3% (Figura 4). En cada estación se puede observar que el orden más abundante es el díptera (Tabla 8) teniendo en la estación E-01 de los 29 individuos 7 son dípteros, en E-02 de los 92 individuos 68 son del mismo orden y finalmente en E-03 de los 899 individuos 897 pertenecen a dípteros.

Estos resultados coinciden con los reportados por (Hahn-vonHessberg, Toro, Grajales-Quintero, & Duque Quintero, 2009) en cuyo estudio se encontraron 55 familias, de las cuales sobresalen: Chironomidae con un 32,5% (presente en la estación E-03), seguida de Thiaridae con un 26,7% y Palaemonidae con una

presencia del 6,7% de la población total; las demás se encuentran por debajo del 5% de representatividad. Según el BMWP/Col.

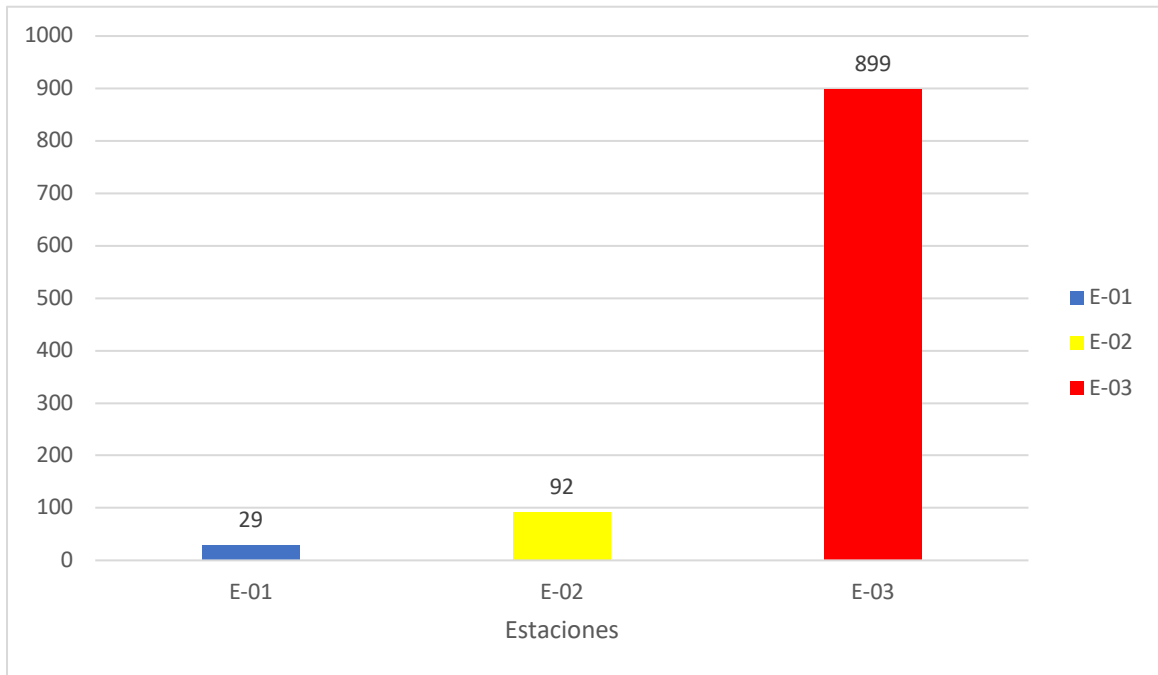


Figura 4. Abundancia de macroinvertebrados

Estos resultados coinciden con (Walteros-Rodríguez & Paiba-Alzate, (2010), quien reportó 44 familias distribuidas en 14 órdenes de macroinvertebrados acuáticos, de los cuales, el 86% pertenecen a la clase Insecta (Tabla 2). Los órdenes más comunes fueron Diptera y Trichoptera con el 29,5 y 18,2%, respectivamente.

En el trabajo investigativo realizado en el río Puyo por (Rodríguez Badillo, Ríos Guayasamín, Espinoza Chico, & Cedeño Loja, (2016), se identificaron 14 órdenes, 40 familias y 2 808 individuos en los cuatro sitios estudiados; la mayor cantidad de individuos pertenece a las familias Leptohyphidae (23.3%) e Hydropsychidae (18.7%) , los cuales no coinciden con los resultados obtenidos en esta

investigación, en la cual se informa que la especie *Chironomus* sp. de la familia Chironomidae correspondiente al género Díptera fue la más predominante en la estación 3 del (Río Daule), con escasa presencia en las otras dos estaciones estudiadas.

DIVERSIDAD (H)

Con relación a la diversidad (H) del ecosistema acuático muestreado en el río Daule, se registró un valor de 0,30 que de acuerdo el índice de Shannon indica que presenta un índice de diversidad bajo que corresponde a un ambiente alterado. De acuerdo a Guinard, 2013, los sitios con diversidad media (como en el río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá) se encuentran influenciados por factores antrópicos, así como también por factores físicos, el incremento en el caudal del río favorece la deriva de macroinvertebrados y la turbiedad influye en la disminución del número de individuos, y por lo tanto presentan un ambiente alterado (Johana Del C. Guinard, 2013) más aun en sitios con diversidad baja como el río Daule.

En cada estación de muestreo los valores de diversidad fueron: en E-01 un valor de 2,20 y E-02 de 1,04 lo cual establece que ambos ecosistemas acuáticos presentan ambientes moderadamente alterados; por otro lado E-03, el valor fue el más bajo con 0,02 lo cual determina que es un ambiente alterado (Figura 5).

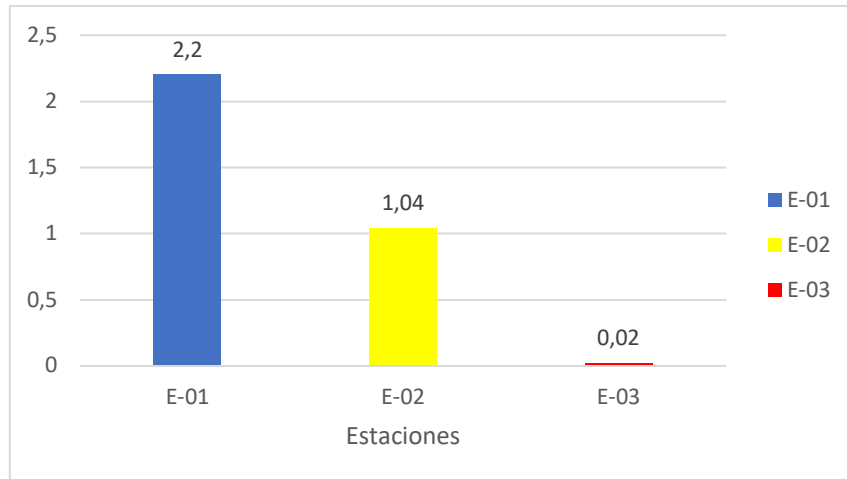


Figura 5. Diversidad de macroinvertebrados

DOMINANCIA

Se puede observar que en la estación de muestreo E01 el valor obtenido es de 14% que según el índice de análisis de Simpson presenta una baja dominancia de las especies; lo cual es evidente ya que se puede observar que los individuos se encuentran bien distribuidos en todas las familias; por otro lado en la estación E-02, el 56% de las especies son dominantes ya que de 92 individuos en total 78 individuos se encuentran en un solo orden (Diptera); mientras que en la estación E-03, se registró la mayor dominancia de chironomus del orden (Diptera) y helobdella (Glossiphoniformes), la dominancia es alta del 100% (tabla 9) debido a que de 899 individuos 897 pertenecen a un solo orden (Diptera).

Tabla 7. Índice de Simpson de las estaciones de muestreo

| Estaciones | Alhajuela E-01 | Estero Zapata E-02 | Cantón Pichincha E-03 | Total |
|--------------|-------------------|-----------------------|--------------------------|-------|
| Dominancia D | 0,86 | 0,44 | 0,00 | 0,09 |
| Simpson D-1 | 14 | 56 | 100 | 0,91 |

CURVA DE ACUMULACIÓN DE ESPECIES

En relación a la curva de acumulación de especies los resultados obtenidos indican que las especies tuvieron un bajo número de incremento de individuos en las unidades de muestreo, lo cual nos demuestra que la curva acumulada de especies no es asintótica, por lo tanto se debe aumentar el esfuerzo para obtener un mayor incremento de especies (Figura 3).

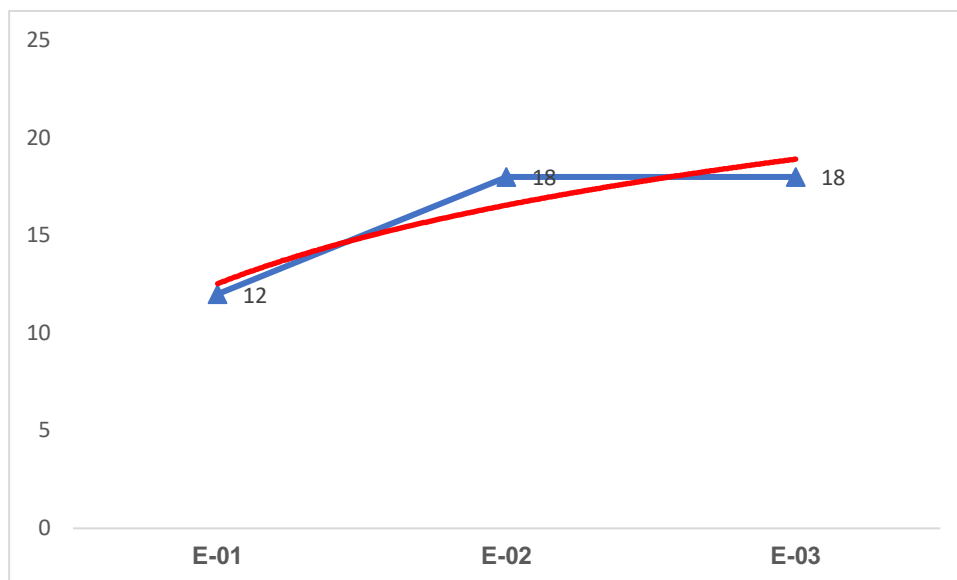


Figura 6. Curva acumulada de especies

ÍNDICE EPT (EPHEMERÓPTERA, TRICHÓPTERA Y PLECÓPTERA)

Una vez obtenido los resultados y aplicado el índice biótico EPT se determinó que en la estación E-01 (valor=5) y en la estación E-02 (valor=4) se encuentran dentro de la categoría considerada como moderadamente impactado (MI) y en la estación E-03 no se registró a ningún organismo de estos tres órdenes taxonómicos de insectos acuáticos por lo tanto se encuentra dentro del rango de los considerados como severamente impactados (SI).

Tabla 8. Total de (EPT) por estación y su clasificación

| Estación | Valor EPT | Interpretación (Bode 1988) |
|----------|-----------|----------------------------|
| E-01 | 5 | MI |
| E-02 | 4 | MI |

| | | |
|------|---|----|
| E-03 | 0 | SI |
|------|---|----|

Calidad del agua de la cuenca baja del río Daule con la presencia de macroinvertebrados.

ÍNDICE DE CALIDAD DE AGUA BMWP

El índice biológico BMWP aplicado para el análisis de la calidad del agua en las estaciones muestreadas del río Daule refleja los siguientes resultados:

En la estación E-01 se obtuvo un valor de 59 lo que de acuerdo al índice BMWP la clasifica dentro del rango (36-60), de clase IV, de calidad dudosa, característico de aguas contaminadas y cuyo color asignado es el amarillo, la estación E-02 presentó un valor de 53 lo cual indica que está dentro del rango anterior por lo tanto tiene los mismo niveles de calidad de agua y el valor de la estación E-03 fue de 2 lo que la ubica dentro del rango (< 15) de clase VI, con una calidad muy crítica, característico de aguas fuertemente contaminadas y cuyo valor asignado es el rojo.

Tabla 9. Calidad biológica del agua del río Daule según índice BMWP

| Estación | E-01 | E-02 | E-03 |
|-----------------|--------------------|--------------------|--------------------------------|
| Valor obtenido | 59 | 53 | 2 |
| Clase | IV | IV | VI |
| Calidad | Dudosa | Dudosa | Muy crítica |
| Características | Aguas contaminadas | Aguas contaminadas | Aguas fuertemente contaminadas |
| Color | | | |

Los ríos son considerados sistemas integradores que reflejan los procesos físicoquímicos y biológicos que se llevan a cabo en su cuenca de captación y presentan un flujo constante de materia y energía. Esto se debe a su conectividad y a las interacciones con su cuenca de captación y la atmósfera (Ruiz-Picos & Sedeño-Díaz, 2016). Esta complejidad, es favorecida por diversas interacciones y transiciones entre clima, geomorfología, precipitación, flujo de agua y sus sistemas ribereños (Gómez, Fernández, & Kehr, 2012), (Guevara, 2014). Sin embargo, la calidad de estos ecosistemas se ve afectada por diversas presiones antropogénicas tanto en su estructura como en los servicios que proporcionan (Durance & Ormerod, 2007), (Acosta, Ríos, Rieradevall, & Prat, 2009).

La contaminación de las cuencas hídricas produce pérdida de biodiversidad teniendo implicaciones, como disminución de la

resiliencia, simplificación del sistema y pérdida de integridad ecológica (Gualdoni & Obeerto, 2012).

Las actividades humanas como la agricultura, la expansión residencial, el desarrollo de embalses, así como las alteraciones hidrológicas de los cuerpos de agua pueden cambiar las condiciones ambientales del agua y afectar así la presencia de macroinvertebrados acuáticos (Damanik-Ambarita, y otros, and Management of Inland Waters, 57)

Los invertebrados acuáticos son un grupo de organismos que han sido empleados para la evaluación de la calidad del agua desde los años sesenta (Binghui Zheng & Liu, 2010), debido a que poseen una amplia gama de respuestas al estrés ambiental en diferentes niveles de organización, y cuyos efectos se manifiestan desde cambios en el metabolismo de los organismos hasta alteraciones en la estructura y los atributos propios de la comunidad (Alonso Fernández & Camargo Benjumedá, 2005), (Springer M. , 2010).

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos están experimentando tanto en su biodiversidad como en la calidad de sus aguas, está conduciendo a su degradación tanto a escala global como de cuencas (Córdova, Gaete, Aránguiz, & Figueroa, 2009) (Rizo-Patrón, Kumar, McCoy, Springer, & Trama, 2013), incidiendo en el desarrollo de índices bióticos para valorar el efecto

de las intervenciones humanas sobre estos ecosistemas (González, Caicedo, & Aguirre, 2013)

El uso de macroinvertebrados bentónicos (Guerrero, Manjarrez, & Núñez, 2003), debido a que responden rápidamente a los cambios ambientales y exhiben respuestas evidentes (Wolfram, y otros, 2012), por lo que se han convertido en uno de los principales componentes de la legislación relacionada con el agua en todo el mundo para valorar el estado ecológico de los cuerpos de agua (Moya, y otros, 2011), (Pond, Bailey, & Lowman, 2013), ya que proporcionan una respuesta cuantificable frente a diversas perturbaciones del medio (Custodio Villanueva & Chanamé Zapata, 2016).

Los resultados físicos-químicos de la calidad de agua del río Daule localizado en los sectores: Alhajuela, Zapata y Parroquia Pichincha refieren que el parámetro Oxígeno Disuelto (OD) presenta niveles superiores al límite máximo permisible establecido por la normativa nacional para las especies acuícolas, así como, el análisis de la biota de macroinvertebrados reporta la elevada presencia de la orden díptera, perteneciente a la familia Chironomidae.

Es pertinente enunciar que el cauce de estas aguas es alimentado con material orgánico generado por la crecida de los ríos en la época invernal, la cual arrastran sustrato (materia orgánica viva y muerta), productos químicos utilizados en la actividad agrícola y

desechos orgánicos e inorgánicos de la población que habita en las riberas del río.

En este sentido, se debe considerar que:

Según (Roldán-Pérez, 2016), una comunidad natural se caracteriza por presentar una alta diversidad de taxones y un número reducido de individuos por taxón.

La orden díptera es uno de los más ampliamente distribuidos y con mayor diversidad, en el que muchas especies presentan larvas acuáticas como los mosquitos y tábanos, entre otros. Algunas especies están adaptadas a vivir en zonas con elevadas corrientes y concentraciones de oxígeno, mientras que otras son especies oportunistas (Ladrera, 2012).

La elevada abundancia que alcanza el orden Díptera, especialmente la familia Chironomidae, considerada como el taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, como la urbanización y sustitución de la vegetación nativa por pastos y cultivos, demuestra la alteración del ecosistema y el empobrecimiento de las comunidades biológicas (Maroneze, Tupinambás, França, & Callisto, 2011), por lo tanto, esta familia, es considerada como un taxa sensible a las crecidas y tolerantes al deterioro de la calidad de agua.

Según Arango, Alvarez, Arango, Torres, & Monsalve, (2008), el aumento de los valores, indican contaminación del agua por

materia orgánica lo que puede deberse a la cantidad de oxígeno disuelto presente en estas aguas, la cual depende de las características del cauce, la turbulencia del agua y los procesos químicos y biológicos. Este gas, conjuntamente con la temperatura, determinan la riqueza y los patrones de distribución de las familias de macroinvertebrados bentónicos (Guerrero, Manjarrez, & Núñez, 2003), lo cual coincide con Hahn-vonHessberg, Toro, Grajales-Quintero, & Duque Quintero, (2009), quien refiere que la mayor abundancia de la familia Chironomidae está asociada a bajos niveles de oxígeno.

Ante las consideraciones antes mencionadas, se puede informar que el agua del río Daule, en el recorrido de su cauce que va desde los sectores: Alhajuela, Estero Zapata y cantón, está sufriendo una creciente fase de deterioro y, alteración de la calidad de su agua con la consecuente pérdida del equilibrio ecológico (pérdida de biota acuática).

Con estos resultados se concluye que El DBO5 presenta valores de 3.52 a 4,74 mg/l en el mes de marzo del 2017 en las tres estaciones, con niveles inferiores al límite máximo permisible para consumo humano y doméstico (Tratamiento convencional) en los meses siguientes. Los porcentajes de OD mantuvieron porcentajes de saturación que oscilan entre 16 a 72,1; correspondiendo a

rangos inferiores al límite máximo permisible para la preservación de la vida acuática y silvestre.

Se registraron 1020 individuos que corresponden a 18 especies, 16 familias y 11 órdenes. Predominando la orden díptera como la más abundante, con 985 individuos de la familia Chironomidae. De acuerdo al Índice de Shannon, el ecosistema acuático del río Daule registro un valor de 0,30 el cual indica un índice de diversidad bajo correspondiendo a un ambiente alterado.

Los índices de calidad del agua, muestran una calidad de Severamente impactado con el índice EPT y Fuertemente impactado con el índice BMWP (E-03, cantón Pichincha). La elevada presencia de la familia Chironomidae, perteneciente al orden Díptera, considerada como el taxón resistente y resiliente frente a las presiones antrópicas, demuestra la alteración del ecosistema acuático y el empobrecimiento de las comunidades biológicas del río Daule.

De acuerdo al índice BMWP la estación E3 correspondiente el cantón Pichincha mantiene una calidad de agua muy crítica ya que está fuertemente contaminada

Se recomienda realizar el muestreo en otra época del año y monitoreos permanentes, a fin de comparar y entender la dinámica de las comunidades de insectos acuáticos.

Mantener reuniones de trabajo con personal técnico de las instituciones estatales (SENAGUA, EPA, INTERAGUA), como entidades competentes, a fin de socializar los resultados obtenidos y, promover políticas y estrategias que conlleven a la recuperación del equilibrio ecológico del río Daule.

Que el Gobierno Autónomo Descentralizado(GAD's) del cantón Pichincha diseñe y ejecute estrategias para la construcción de sistemas de alcantarillado y tratamiento de aguas servidas, así como, establecer ordenanzas municipales que limiten la descarga de materia orgánica originada en las poblaciones asentadas en las riberas del río.

BIBLIOGRAFÍA

Abril Saltos, R. V., Rodríguez Badillo, L. M., Sucoshañay Villalva, D. J., Visuma, B., & Mariela, E. (2017). Caracterización preliminar de calidad de aguas en subcuenca media del río Puyo. Ingeniería hidráulica y ambiental.

Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M., & Prat, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28, 33-64.

Agua Ecuador. (24 de septiembre de 2017). La contaminación del agua en Ecuador. Obtenido de <http://agua-ecuador.blogspot.com/2012/04/la-contaminacion-del-agua-en-ecuador.html>

Alba Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía, 203 - 213.

Alfán, A. (2012). Plagas domésticas, historia, patología, plaguicida, control (Primera edición ed.). República Dominicana: Publicaciones Agrícolas Oasis.

Alonso Fernández, A., & Camargo Benjumeda, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de

macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14 (3), 87-99.

Amaya, D. N. (15 de Septiembre de 2011). Propuesta para la creación del Departamento de Medio Ambiente en el Gobierno Municipal del cantón Pujilí. Pujilí, Cotopaxi, Ecuador: Universidad Técnica de Cotopaxi.

Arango, M. C., Alvarez, L. F., Arango, G. A., Torres, O. E., & Monsalve, A. d. (2008). Calidad del agua de las quebradas La CRistalina y La Risaralda, San Luís, Antioquia. Escuela de Ingeniería Antioquia EIA.

Arce Moncada, M., & Leiva Calderon, M. (2009). determinación de la calidad de agua de los ríos de la ciudad de Loja y diseño de líneas generales de acción para su recuperación y manejo. Loja, Loja, Ecuador: Universidad Técnica Estatal de Loja.

Arce, B. (2015). La responsabilidad social empresarial en el proceso del cultivo de banano y su incidencia en el nivel de vida de la población del sector El Desquite del cantón Quevedo, período 2009-2014 . Quevedo, Ecuador: Universidad Técnica Estatal de Quevedo. Tesis de grado. Economía.

Arce, M. F., & Leiva, M. A. (2009). Determinación de la calidad de agua en los ríos de la ciudad de Loja y diseño de líneas

generales de acción para su recuperación y manejo. Loja, Loja, Ecuador: Universidad Técnica Particular de Loja.

Armijos, F. (2008). Principales tecnologías generadas para el manejo del cultivo de banano, plátanos y otras musáceas. (Primera edición ed.). Ecuador: INIAP.

Bataller, R. (2004). Toxicología clínica (primera ed.). Universidad de Valencia, España.

Benitez-Díaz, P., & Miranda-Contreras, L. (2013). Contaminación de aguas superficiales por residuos de plaguicidas en Venezuela y otros países. *Revista Internacional Contaminación Ambiental*, No. 29, 7-23.

Benjumea Hoyos, C. A., & Alvarez Montes, G. (2017). Demanda de oxígeno por sedimentos en diferentes tramos del río Negro Rionegro, Antioquia, Colombia. *Producción + Limpia*, 131-146.

Binghui Zheng, L. L., & Liu, L. (2010). Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia* 589, 91-106.

Botello, A. (2005). Contaminación impacto ambiental (segunda ed.). México: Edición ASTM.

Calva, J. (2012). Sustentabilidad y Desarrollo ambiental. México: ADE, SEMANARP, PNUD.

Carrera, C., & Fierro, K. (2001). Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. Obtenido de Ecociencia: <http://www.ecociencia.org/archivos/ManualLosmacroinvertebradosacuaticos-100806.pdf>

Constitución Política de la República del Ecuador. (Octubre de 2008). Constitución Política de la República del Ecuador. Quito, Pichincha, Ecuador: Registro Oficial No. 449.

Córdova, S., Gaete, H., Aránguiz, F., & Figueroa, R. (2009). Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Latin American Journal of Aquatic Research* 73, 199-209.

Custodio Villanueva, M., & Chanamé Zapata, F. C. (2016). Análisis de la biodiversidad de macroinvertebrados bentónicos del. *Scientia Agropecuaria* 7 (1), 33-44.

Damanik-Ambarita, M. N., Lock, K., Boets, P., Everaert, G., Nguyen, T., Forio, M., & Goethals, P. (and Management of Inland Waters, 57). Ecological water quality analysis of the Guayas river basin (Ecuador) based on macroinvertebrates indices. *Limnologica - Ecology* , 27-59.

Del Puerto, A. M., Suárez, S., & Palacio, D. E. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Edpidemiología*, Vol. 52, No. 3, 15.

Dueñas, L. (2005). *Intoxicaciones agudas en medicina de urgencia y cuidados críticos* (Primera edición ed.). España: Masson.

Durance, I., & Ormerod, J. (2007). Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* 13, 942-957.

FAO-OMS . (10 de Junio de 2003). Caracterización de peligros de patógenos en los. Obtenido de <http://www.who.int/foodsafety/publications/micro/en/spanish.pdf>

Fernández, V., & Rojas, A. (2004). Prototipo de Sistema Basado en Agentes Inteligentes para la Identificación de Macroinvertebrados Acuáticos. Obtenido de Universidad Central de Venezuela: <http://lia.ciens.ucv.ve/plecoptera/guiaplecoptera.php>

Fernández., L. S., Kulich., E. I., & Gutiérrez, C. M. (2017). *Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador*. Scielo.

Flowers, R. W., & De la Rosa, C. (2010). Capítulo 4. Ephemeroptera. Revista de Biología Tropical/International Journal of Tropical Biology and Conservation, 63-93.

Forero, A., & Reinoso, G. (2013). Evaluación de la calidad del agua del río OPIA (TOLIMA-COLOMBIA) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. CALDASIA, 20.

Forero, L., Long, M., Ramos, J., & Chalar, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del Río Negro. Revista de Biología Tropical, 62.

Gallegos, O. J. (2011). Contaminación del río Babahoyo como consecuencia de la no aplicación de una ley de aguas efectiva que sancione a quien provoque daño ambiental. Babahoyo, Los Ríos, Ecuador: Universidad Técnica de Babahoyo.

García, A. C. (2001). Proyecto educativo sobre consumo de agua segura dirigido a las familias de la comunidad Los Tillares parroquia Sucre, cantón 24 de Mayo, provincia Manabí. Riobamba, Chimborazo, Ecuador: Escuela Superior Politécnica del Chimborazo .

García, J. (2013). Análisis de la calidad del agua de los afluentes de la cuenca alta del Río Lempa y residuos de plaguicidas en la producción hortícola. Región Trifinio 2010-2012. .

Giacometti, J., & Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. Boletín Técnico 6, No. 2, 17-32.

Gómez, L. M., Fernández, L. A., & Kehr, A. I. (2012). Coleópteros acuáticos de lagunas situadas en el noroeste de la provincia de Corrientes, Argentina. Sociedad Entomológica de Argentina 71, 73-85.

González, M. V., Caicedo, Q. O., & Aguirre, R. N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP en la quebrada La Ayurá, Antioquia, Colombia. Gestión y Ambiente 6, 97-107.

González, M., & Navarrete, M. (2014). Determinación de las principales fuentes de contaminación del río Portoviejo, en el sector entre Andrés de Vera y Picoazá, del cantón Portoviejo. Portoviejo, Manabí, Ecuador: Universidad Técnica de Manabí.

Gualdoni, C. M., & Obeerto, A. M. (2012). Estructura de la comunidad de macroinvertebrados del arroyo Achiras (Córdoba, Argentina): análisis previo a la construcción de una presa. Iheringia. Serie Zoológica. JOUR, 10.

Guerrero, B. F., Manjarrez, H. A., & Núñez, P. N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río

Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua . Acta Biológica Colombiana 8, 43-54.

Guevara, G. (2014). Evaluación ambiental estratégica para cuencas prioritarias de los andes colombianos: dilemas, desafíos y necesidades. Acta Biológica Colombiana 19, 11-24.

Gutiérrez, P. E. (2010). Capítulo 6 - Plecoptera. Revista Biológica Tropical.

Hahn-vonHessberg, C. M., Toro, D. R., Grajales-Quintero, A., & Duque Quintero, G. M.-U. (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 de Museos. Museo de Historia Natural, 89-105.

Herimig, D. J., Kramm, S., Schumutz, ,. S., Szoszkiewicz, K., & Verdonschot, P. (2006). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. Freshwater Biology, 1757-1785.

Hermosa, J. (2014). Análisis del derecho al agua y su reconocimiento en la Constitución de la República del Ecuador del 2008. Quito, Pichincha, Ecuador: Universidad Central del Ecuador.

Huayamave, J. (13 de septiembre de 2013). Estudio de las aguas y sedimentos del río Daule en la provincia del Guayas, desde el punto de vista físico, químico, orgánico, bacteriológico y toxicológico. Las Palmas, Gran Canaria, España: Universidad de Las Palmas de Gran Canaria.

Hutchinson, G. (1957). A Treatise On Limnology. New York: John Wiley / Son.

Imbaquingo, J. C. (2016). Contaminación ambiental en la empresa florícola Rosaprima CIA LTDA, ubicada en el cantón Cayambe y los efectos jurídicos ambientales que ha ocasionado en la salud de las personas en el año 2015. Quito, Pichincha, Ecuador: Universidad Central del Ecuador.

Intergovernmental Panel for Climate Change IPCC Fourth Assessment Report, C. C. (2007). Switzerland 2007. Obtenido de www.ipcc.ch

Jacques, D. (2015). Agricultura mundial 2015-2023 (Prima ed.). (FAO, Ed.) Italia, Roma: Primera edición.

Jiménez, D. (2013). Estimación de la concentración de nutrientes en aguas superficiales del río Daule y validación del método de cuantificación de aniones en agua por cromatografía iónica. Guayaquil, Guayas, Ecuador: Escuela Superior Politécnica del Litoral.

Johana Del C. Guinard, T. R. (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos. redalyc.

Kumarganj, F. (2015). Recent advances in the diagnosis and management of plant diseases (primera edición ed.). India: L.P. Awasthi.

Ladrera. (agosto de 2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. Páginas de Información Ambiental, 39.

Ladrera, R. (17 de octubre del 2017 de Agosto de 2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los ríos. Obtenido de file:///C:/Users/Lorena/Downloads/Dialnet-LosMacroinvertebradosAcuaticosComoIndicadoresDelEs-4015812%20(1).pdf

Ladrera, R., Rieradevall, M., & Prat, N. (diciembre de 2013). Macroinvertebrados acuáticos como indicadores biológicos. Ikastorratza E-Revista De didáctica, 11. Obtenido de Ikastorratza.

Lecca Raffo, E., & Ruiz Lizama, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Industrial Data, 71-80.

Linck, A., & Weemaels, N. (2010). Hacia una agenda Sudamericana del agua. Fundación Friedrich Ebert, FES-ILDIS.

Macías. (2016). El constitucionalismo ambiental en la nueva Constitución de Ecuador. Un reto a la tradición constitucional.

Obtenido de

http://www.usfq.edu.ec/publicaciones/iurisDictio/archivo_de_contenidos/Documents/iurisDictio_14/iurisdictio_014_008.pdf

Maria Arce Moncada, M. L. (2009). determinacion de la calidad de agua de los rios de la ciudad de loja y diseno de lineas generales de accion para su recuperacion y manejo. Universidad Tecnica Estatal de Loja.

Maroneze, D. M., Tupinambás, T. H., França, J. S., & Callisto, M. (2011). Efectos de la reducción de flujo y aliviaderos en la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en un tramo de río brasileño. *Brazilian Journal of Biology* 71, 639-651.

Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. (2009). Guía de campo. Macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. Gobierno de España-Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino- Condeferación hidrográfica del Ebro, 128.

Ministerio del Ambiente. (2004). TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente): Norma de

calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua.
Quito, Pichincha, Ecuador: Ministerio del Ambiente.

Ministerio del Medio Ambiente. (2000). Guía para la Elaboración de Estudios del Medio Físico. Contenido y Metodologías. Ministerio del Medio Ambiente. Madrid, España: Centro de publicaciones del Medio Ambiente.

Miranda, C. (2013). Bases químicas del medio ambiente (primera ed.). España.

Moreira, L. (2001). Anestesia y reanimación (segunda ed.). España: Ediciones Arán S.A.

Moya, N., Hughes, R., Dominguez, E., Gibon, F., Goitia, E., & Oberdorff, T. (2011). Macroinvertebrate-based multimetric predictive models for evaluating the human impact on biotic condition of Bolivian streams. *Ecological Indicators - Journal*, 840-847.

Nguyen, T. H., Boets, P., Lock, K., Damanik, M., Eurie, M., Everaert, G., & Goethals, P. (2015). Habitat suitability of the invasive water hyacinth and its relation to water quality and macroinvertebrate diversity in a tropical reservoir. *Limnológica*, 67-74.

Norma Técnica Ecuatoriana. (2010). Calidad de agua.

Organización Mundial de la Salud. (2000).

Paredes, C., Iannacone, J., & Alvarino, L. (2004). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos de la calidad de agua en dos ríos de Cajamarca y Amazonas, Perú. . Revista Peruana de Entomología, 107-118.

Pelczar, M. J. (1998). Microbiología (4ta ed.). Mc Grawhill.

Pond, G., Bailey, J., & Lowman, B. W. (2013). Calibration and validation of a regionally and seasonally stratified macroinvertebrate index for West Virginia wadeable streams. Environmental Monitoring and Assessment 185, 1515-1540.

Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Pineda, M., & Andrés. (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. Aplicación al caso del río Medellín, en el valle de Aburrá en Colombia. Dyna, 192-200.

Posada, G., & Roldan, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas de trichoptera en el noroccidente de Colombia. Caldasia, 162-192.

Prieto, V. (2011). Los plaguicidas. Su comportamiento en el ambiente. La Habana, Cuba: INHEM.

Pullés, M. R. (2014). Microorganismos indicadores de la calidad de agua en Cuba. CENIC, Ciencias Biológicas, vol- 45, No. 1, 25-36.

Ramírez, N. (2016). Determinación de cadmio en los ríos Guayas, Daule y Babahoyo mediante el estudio de concentraciones en agua, sedimento y en el caracol Manzana, *Pomacea canaliculata* (Lamarck, 1822) (Caenogastropoda: Ampullariidae). Guayaquil, Guayas, Ecuador: Universidad de Guayaquil.

Reinoso, L. (2016). Evaluación de la calidad de agua de la microcuenca del río blanco de la provincia de Chimborazo mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores. Riobamba.

Ribeiro, L., Pindo, J., & Domínguez-Granda, L. (2017). Assessment of groundwater vulnerability in the Daule aquifer, Ecuador, using the susceptibility index method. *Science of the Total Environment*, vol. 574, 1674-1683.

Ríos, T., González, G., & Bernal, J. (2015). Diversidad de insectos acuáticos y calidad del agua de los ríos David y Mula, provincia de Chiriquí, Panamá. *ProQuest*, 113.

Rivera, G. (2007). Conceptos introductorios a la fitopatología (primera ed.). Costa Rica: EUNED.

Rizo-Patrón, F., Kumar, A., McCoy, C., Springer, M., & Trama, F. (2013). Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. *Ecological Indicators* 29, 68-78.

Robinson, C. T., Schuwirth, N., Baugmgartner, S., & Stamm, C. (2014). Spatial relationships between land-use, habitat, water quality and lotic macroinvertebrates in two Swiss catchments. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 656-688.

Rodríguez Badillo, L., Ríos Guayasamín, P., Espinoza Chico, M., & Cedeño Loja, P. J. (2016). Características de la calidad de agua mediante macroinvertebrados bentónicos en el río Puyo, en la Amazonía Ecuatoriana. *Hidrobiológica*.

Rojas. (4 de julio de 2011). Estudios de la contaminación de los recursos hídricos en la cuenca del Río San Pedro, previos a la construcción de una hidroeléctrica (P.H. Las Cruces) en Nayarit, México. s. Zapopan, Jalisco, México: Universidad de Guadalajara.

Rojas, A. M., Baena, M. L., Serrato, C., Caicedo, G., & Zúñiga, M. (2000). CLAVE PARA LAS FAMILIAS Y GENEROS DE NINFAS DE EPHEMEROPTERA DEL DEPARTAMENTO DEL VALLE DEL CAUCA, COLOMBIA. Cali.

Rojas, J., Perez, M. A., Malheiros, T. F., Madera Parra, C. A., & Prota, M. G. (2013). Análisis comparativo de modelos e nstrumentos de gestión integrada del recurso hídrico en Suramérica: los casos de Brasil y Colombia. *Ambiente & Agua*, vol. 8, No. 1, 25 pp.

Sánchez, M. J. (2005). El índice biológico BMWP (Biological Monitoring Party score), modificado y adaptado al cauce principal del río pamplonita norte de Santander. Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas, 54-67.

Schumaker, J. (2015). Macroinvertebrates as Bioindicators of Stream Health. Michigan: Wester U.P. Center for Science, Mathematics & Enviromental Educ.

Seymourm G. (1983). Pesticida formulation and aplication (primera ed.). Philadelphia: Editorial ASTM.

Sodepaz, G. (1998). The Ecologist (edición 28 ed.). Costa Rica: Icaria.

Springer, M. (2010). Trichoptera. Revista de Biología Tropical, 151-158.

Springer, M. (2010)a. Biomonitorio acuático. Revista de Biología Tropical 58 (4), 53-59.

Stroud, B. (2010). The year 2009 worldwide statistic of embryo transfer in domestic farm animals. Embryo Transfer Newsletter, 11- 21.

Tien Thi Hanth et al. (2016). idoneidad del hábitat del Jacinto de agua invasivo y su relación con la calidad del agua y la diversidad de macroinvertebrados en un embalse tropical. Science Direct.

Troncoso, J. (2001). Algunas teorías e instrumentos para el análisis de la competitividad (Primera ed.). Venezuela.

Villarroel, M., Calderón, M. J., Flachier, A., & Rivadeneira, J. -f. (2011). Diagnóstico sobre calidad y cantidad de agua en la cuenca del río Dashino, cantón Gonzalo Pizarro. Quito, Pichincha, Ecuador: Fundación Ecuatoriana de Estudios Ecológicos y EcoCiencia.

Walteros-Rodríguez, J. M., & Paiba-Alzate, J. E. (2010). Estudio preliminar de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la reserva forestal Torre Cuatro. Bol. Cient. Mus. Hist. Nat. Univ. Caldas, 137-149.

Wetzel, R. (1981). Limnología. Barcelona: Omega.

WHO. (10 de JUNIO de 2017). Obtenido de http://www.who.int/ipcs/assessment/public_health/pesticides/en/index.html

Wohl, E. (2004). Rivers in the landscape. Science and Management. John Wiley & Sons, 336.

Wolfram, G., Höss, S., Orendt, C., Schmitt, C., Adámek, Z., Bandow, N., . . . de Deckere, E. (2012). Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. Science of the Total Environment 438, 498-509.

ISBN: 978-9942-814-30-2



9 789942 814302