



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

ALTERACIÓN FÍSICA Y FISIOLÓGICA EN UN MACROINVERTEBRADO  
ACUÁTICO (GÉNERO SMICRIDEA) COMO EFECTO DE CAMBIOS EN LA  
SALINIDAD

AUTORA

Daniela Alejandra Guerra Jara

AÑO

2017



FACULTAD DE INGENIERÍA Y CIENCIAS AGROPECUARIAS

ALTERACIÓN FÍSICA Y FISIOLÓGICA EN UN MACROINVERTEBRADO  
ACUÁTICO (GÉNERO *SMICRIDEA*) COMO EFECTO DE CAMBIOS EN LA  
SALINIDAD.

Trabajo de titulación presentado en conformidad con los requisitos establecidos  
para optar por el título de Ingeniería Ambiental en Prevención y Remediación

**Profesor guía**

PhD. Christian Patricio Villamarín Flores

**Autora**

Daniela Alejandra Guerra Jara

**Año**

2017

## **DECLARACIÓN DEL PROFESOR GUÍA**

"Declaro haber dirigido este trabajo a través de reuniones periódicas con la estudiante, orientando sus conocimientos y competencias para un eficiente desarrollo del tema escogido y dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que Regulan los Trabajos de Titulación"

---

Christian Patricio Villamarín Flores  
PhD. Ecología Fundamental y Aplicada  
C.I: 1002339404

## **DECLARACIÓN DEL PROFESOR CORRECTOR**

"Declaro haber revisado este trabajo, dando cumplimiento a todas las disposiciones vigentes que regulan los Trabajos de Titulación"

---

Indira Fernandina Black Solís  
Magister en Conservación y Gestión del Medio Natural  
C.I: 1711273563

## **DECLARACIÓN DE AUTORIA DEL ESTUDIANTE**

"Declaro que este trabajo es original, de mi autoría, que se han citado las fuentes correspondientes y que en su ejecución se respetaron las disposiciones legales que protegen los derechos de autor vigentes".

---

Daniela Alejandra Guerra Jara

C.I: 1719462663

## **AGRADECIMIENTO**

A Dios por darme la vida, a mis padres y hermano por ser la fuerza que me motiva todos los días y por su constante apoyo en este corto caminar.

A mi profesor PhD. Christian Villamarín por su soporte, enseñanzas y entero apoyo en el desarrollo de este trabajo de titulación.

## **DEDICATORIA**

A mi familia, especialmente a mis padres por su infinito amor y a todas las personas que me han apoyado y ayudado a conseguir este logro.

## RESUMEN

El presente estudio fue realizado para determinar el estrés que sufren las comunidades bentónicas debido a las descargas de sustancias contaminantes que generan las actividades antrópicas durante los meses de septiembre a noviembre del 2016. Para el desarrollo de la investigación se trabajó en la construcción de sistemas cerrados (microcosmos) los cuales albergaron a los macroinvertebrados acuáticos durante el tiempo de experimentación y a su vez, se trabajó en la adaptación de las condiciones ambientales óptimas para que no influyan en el estudio. Luego del proceso de recolección de los organismos acuáticos, se llevó a cabo la aplicación del diseño experimental con las soluciones de Cloruro de Sodio y Carbonato de Calcio a concentraciones de 10mg/L y 500mg/L durante un periodo de tiempo de 48 horas. Una vez se obtuvieron los datos y se analizaron, se pudo determinar que las soluciones de Cloruro de Sodio y Carbonato de Calcio influyen de manera negativa en el desarrollo de los individuos de estudio, afectando de manera considerable en la disminución de su peso corporal. A su vez, pérdida de ramificaciones secundarias, disminución de tamaño, deformación y atrofia del fragmento branquial principalmente en los tratamientos que contenían soluciones de Carbonato de Calcio. Dentro de las variables fisiológicas (contracciones abdominales y movilidad) se presentaron resultados sin importar el tratamiento al que estaba sometido el organismo. La tasa de mortalidad reportó su pico más alto en los tratamientos (10mg/L y 500mg/L) de Carbonato de Calcio, debido a que este compuesto aportó niveles elevados de estrés (diestrés) volviéndose perjudicial para la salud de los organismos, dificultando el correcto funcionamiento de sus procesos metabólicos al requerir mayores esfuerzos energéticos. Por otro lado, los tratamientos que contenían concentraciones de Cloruro de Sodio mostraron la presencia de casas o refugios construidos por los macroinvertebrados acuáticos, en donde el estrés generado reportó patrones de comportamiento para aislarse del medio y tratar de adaptarse. En conclusión las concentraciones de contaminantes aportadas por las actividades antrópicas generan niveles de estrés en los organismos acuáticos, los cuales son reflejados de maneras distintas en su ámbito físico, conductual y fisiológico a nivel de individuo y comunidad.



## **ABSTRACT**

This study was conducted to determine the stress of benthic communities due to discharges of pollutants that generate anthropic activities during the months of September to November of 2016. For the development of the research we worked on the construction of closed systems (Microcosms) which harbored the aquatic macroinvertebrates during the time of experimentation and in turn, worked on the adaptation of the optimal environmental conditions so that they do not influence the study. After the collection of aquatic organisms, the experimental design was carried out with solutions of Sodium Chloride and Calcium Carbonate at concentrations of 10mg/L and 500mg/L for a period of 48 hours. Once the data were obtained and analyzed, it was possible to determine that the solutions of Sodium Chloride and Calcium Carbonate negatively influence the development of the study individuals, considerably affecting the reduction of their body weight. In turn, loss, decrease in size, deformation and atrophy of the gill fragment mainly in treatments containing solutions of Calcium Carbonate. Within the physiological variables (abdominal contractions and mobility) results were presented at individual level differently among the 5 replicates (individuals) that were subjected to measurement. The mortality rate reported its highest peak in the treatments corresponding to Calcium Carbonate, because this compound contributed high levels of stress (dentistry) becoming detrimental to the health of organisms, hindering the proper functioning of their metabolic processes by requiring greater energy efforts. On the other hand, treatments containing concentrations of Sodium Chloride showed the presence of houses or shelters built by the aquatic macroinvertebrates, where the generated stress reported patterns of behavior to isolate the environment and try to adapt. In conclusion, concentrations of pollutants contributed by anthropic activities generate stress levels in aquatic organisms, which are reflected in different ways in their physical, behavioral and physiological environment at the individual and community levels.

# ÍNDICE

1	Introducción.....	1
1.1	Antecedentes.....	1
1.2	Justificación .....	3
1.3	Alcance .....	6
1.4	Hipótesis.....	6
1.5	Objetivos.....	7
1.5.1	Objetivo general.....	7
1.5.2	Objetivos específicos.....	7
2	Marco Teórico .....	7
2.1	Calidad del Agua .....	7
2.2	Fisicoquímica de los ecosistemas acuáticos: Cambios en la concentración de sales.....	9
2.3	Macroinvertebrados como bioindicadores.....	12
2.3.1	Orden Trichoptera.....	14
2.3.1.1	Familia Hydropsychidae .....	15
2.4	Influencia de la salinidad sobre los Macroinvertebrados acuáticos .....	17
2.5	Experiencia en experimentación.....	20
3	Metodología .....	23
3.1	Diseño de sistemas cerrados (microcosmos).....	24
3.2	Descripción del área de recolección de macroinvertebrados acuáticos .....	25
3.2.1	Zona de recolección: Río Alambí.....	25
3.3	Criterios de selección de puntos de recolección.....	27
3.4	Recolección de organismos y muestras de agua .....	28
3.5	Diseño experimental .....	29
3.5.1	Variables de estudio .....	30
3.5.1.1	Método de medición de variables.....	31

4	Análisis de datos.....	36
4.1	Análisis de variables .....	36
5	Resultados.....	37
5.1	Análisis descriptivo.....	37
5.1.1	Aspectos Físicos.....	37
5.1.1.1	Peso del Individuo .....	37
5.1.1.2	Tamaño Fragmento Branquial.....	39
5.1.2	Aspectos Fisiológicos .....	42
5.1.2.1	Contracciones Abdominales.....	42
5.1.2.2	Movilidad .....	43
5.1.3	Tasa de Supervivencia .....	45
5.1.4.	Construcción de casas .....	47
6	Discusión.....	49
7	Conclusiones y Recomendaciones.....	54
7.1	Conclusiones.....	56
7.2	Recomendaciones.....	56
	REFERENCIAS .....	58
	ANEXOS .....	65

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Macroinvertebrado acuático y Red construida por género Smicridea respectivamente. ....	16
Figura 2. Mesocosmos Sostaqua. Tomado de: (Cañedo-Argüelles, 2016) (izquierda), Microcosmos contruidos (derecha).....	23
Figura 3. Construcción de Microcosmos. ....	24
Figura 4. Cerca formada por hilo.....	24
Figura 5. Microcosmos finales.....	25
Figura 6. Puntos de Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos (Primer punto y segundo punto respectivamente). ....	28
Figura 7. Utilización de Red D para Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos.....	29
Figura 8. Medición del tamaño del fragmento branquial.....	33
Figura 9. Diagrama de caja del peso inicial y final de los macroinvertebrados acuáticos, correspondiente a cada uno de los tratamientos del experimento.....	38
Figura 10. Diagrama de caja del tamaño del fragmento branquial inicial y final de los macroinvertebrados acuáticos, correspondiente a cada uno de los tratamientos del experimento.....	41
Figura 11. Diagrama en el cual se muestra el pico máximo de las contracciones abdominales por tratamiento. ....	43
Figura 12. Diagrama en el cual se muestra el pico máximo de la movilidad por tratamiento. ....	44
Figura 13. Diagrama de supervivencia de los macroinvertebrados acuáticos (100 individuos).....	46
Figura 14. Diagrama en el cual se muestra el número de casas construidas con y sin macroinvertebrado acuático en su interior. ....	48

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Sitios de Recolección de Macroinvertebrados acuáticos.....	27
Tabla 2. Concentraciones de iones salinos aplicados.....	30
Tabla 3. Variables de estudio.....	31
Tabla 4. De los resultados del ANOVA del Peso Inicial y Final de los macroinvertebrados acuáticos, pertenecientes a todos los tratamientos del experimento. ....	39
Tabla 5. De los resultados ANOVA del Tamaño del fragmento branquial Inicial y Final de los macroinvertebrados acuáticos, pertenecientes a todos los tratamientos del experimento. ....	42
Tabla 6. Porcentaje de mortalidad según cada tipo de tratamiento de los individuos (género Smicridea). ....	45

## **1 Introducción**

### **1.1 Antecedentes**

Los ríos son ecosistemas de aguas corrientes sometidos a la influencia del clima y a las características que presenta la cuenca (Roldán, 1999). Incluso es donde se transportan diversos tipos de materiales que permiten el desarrollo de un considerable número de organismos, a lo largo de su ciclo de vida o en parte de él (Chapman, 1996). Debido a que los cuerpos de agua dulce están interconectados desde la atmósfera hasta el mar, a través del ciclo hidrológico (Sánchez, Herzig, Peters, Marquéz, y Zambrano, 2007).

En la actualidad se ha podido notar que existe un elevado interés en la preservación de los ecosistemas fluviales, por lo que son la fuente de suministro para los centros poblados urbanos y rurales. Sin embargo la situación económica y la realidad social de las comunidades no ha logrado encontrar un equilibrio entre la conservación del medio ambiente y el desarrollo económico del territorio, ocasionando una presión y deterioro sobre los recursos naturales (Acosta, Ríos, Rieradevall y Prat, 2008). Es por ello, que la situación de los ríos se ha tornado compleja debido a que muchas funciones ecosistémicas se han visto afectadas por la actividad antrópica (Sala et al., 2016). Dentro de las principales actividades que afectan a los ecosistemas acuáticos se encuentra la agricultura, ganadería y actividades industriales, que aportan cantidades considerables de materia orgánica y sustancias químicas que deterioran la calidad del agua (Acosta et al., 2008).

El mal manejo de los recursos hídricos se ha convertido en una problemática ambiental a nivel mundial, debido a la creciente degradación de los ríos por la contaminación de las aguas y explotación de los mismos; a causa del exponencial aumento de los centros poblados (relacionado a la generación de aguas residuales) y el suministro de agua y servicios que requieren como

beneficios directos (Acosta et al., 2008). De igual manera, la expansión de la frontera agrícola ha desencadenado situaciones de aportación de sustancias orgánicas e inorgánicas a los suelos andinos conduciendo sus fluidos hacia aguas subterráneas y posteriormente culminando en los ríos; siendo las sustancias principalmente aportadas fertilizantes y plaguicidas (Elbrecht et al., 2016).

Sin embargo, la conciencia medio ambiental y la legislación nacional vigente presentan aún un grado de flexibilidad en relación a las descargas de agua en los cuerpos hídricos y a su vez, por la escasa presencia de herramientas para la evaluación y monitoreo de la calidad del agua (Acosta et al., 2008). Un ejemplo de ello, son las concentraciones de iones salinos que se encuentran disueltos en los ríos, debido a las actividades antrópicas y también, porque provienen de fuentes naturales como es el envejecimiento de la cuenca que es función de la geología y precipitación de ella. Asimismo debido a pequeñas cantidades de sales disueltas en el agua de lluvia como consecuencia de la evaporación del agua del mar y dispersión de moléculas de agua salina por el viento en zonas cercanas a las costas (Cañedo-Argüelles et al., 2016). Es importante mencionar, que la salinidad es un factor que limita la distribución de la biota; debido a que los organismos acuáticos se agrupan de acuerdo a sus preferencias de concentraciones de salinidad (agua dulce, agua salobre y agua marina) (Cañedo-Argüelles et al., 2013).

En los últimos años, las actividades antrópicas han sido las causantes de que considerables volúmenes de agua con concentraciones elevadas de iones salinos lleguen a los ríos sin ningún tipo de tratamiento, el cual al formar parte de las corrientes de agua afecta de manera negativa el bienestar y desarrollo de los macroinvertebrados acuáticos (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012), al ser la salinidad uno de los mayores factores que aporta estrés a la fauna y flora acuática (Martinez, López,

Basurto, y Pérez, 2011). Es importante resaltar, que América Latina cuenta con una gran variedad de ambientes y ecosistemas que resulta en una gran diversidad de organismos acuáticos. Los macroinvertebrados, sin duda son uno de los grupos taxonómicos más diversos en ecosistemas compuestos por agua dulce (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014) convirtiéndose en un reflejo real de las condiciones ambientales de su entorno. Y a su vez, hoy en día son considerados como una herramienta ideal para la caracterización biológica e integral de la calidad de agua, para un adecuado control y conservación de ecosistemas (Roldán, 1996). Sin embargo, el continente presenta escasa información sobre los grupos taxonómicos existentes a nivel regional, la complejidad geomorfológica y climática, la alta diversidad ecosistémica y la intervención de sucesos geológicos e históricos en los ecosistemas acuáticos como los inminentes aspectos a estudiar y que en gran medida han limitado el desarrollo del conocimiento general de los ecosistemas fluviales altoandinos (Villamarín, 2012).

En fin, cada uso del agua, incluyendo la extracción de agua y la descarga de desechos, conduce a lo específico, y por lo general bastante predecible, los impactos sobre la calidad del medio acuático (Chapman, 1996). Con el paso del tiempo, la degradación ambiental resultante producto de la explotación de los ecosistemas sin duda va a ser superior a los beneficios directos que hoy en día nos proporciona.

## **1.2 Justificación**

Las actividades antrópicas a lo largo del tiempo se han encargado de aportar sustancias contaminantes a los cuerpos de agua dulce, rebasando la capacidad de dilución y circulación de los ríos (Toro et al., 2002). Por tal razón, hoy en día se ha generado un elevado impacto en los ecosistemas acuáticos, relacionado principalmente a la pérdida de biodiversidad y excesiva



acumulación de contaminación, al ser los ríos elementos fundamentales en la integración del paisaje ya que suministran muchos bienes y servicios ambientales de alto valor para la biota y la humanidad, y constituyen factores claves para el desarrollo de la sociedad y la supervivencia de las especies (Vásquez-Ramos, Guevara-Cardona, y Reinoso-Flórez, 2014).

Las zonas urbanas y rurales cercanas a masas de agua en su afán de satisfacer sus necesidades de consumo y producción económica han desencadenado un sin número de situaciones desfavorables para los ríos, como son la descarga de aguas residuales sin ningún tipo de tratamiento, captación de agua reduciendo el cauce de los ríos, incorporación de compuestos orgánicos e inorgánicos como resultado de la agricultura, entre otras situaciones que ocasionan un desequilibrio en el curso natural de los sistemas lóticos (Ramírez y Gutiérrez-Fonseca, 2014).

A nivel mundial con el paso del tiempo, se ha originado un elevado interés en conocer las razones por las cuales en algunos ecosistemas acuáticos la diversidad y abundancia de organismos se ha visto reducida considerablemente. Por tal razón, varios países han aplicado diferentes metodologías y procedimientos para evaluar la calidad de agua, y lograr identificar los compuestos químicos específicos que más influyen en los ecosistemas lóticos debido a las actividades antrópicas. Dichos estudios se han llevado a cabo con la utilización de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua, sin embargo, existen escasas investigaciones acerca del estrés que generan los diferentes factores ambientales o sustancias químicas a nivel de individuo o comunidad bentónica.

Sin embargo a nivel de nuestro país, existen escasos estudios relacionados a un factor o contaminante en específico, y cómo influye este sobre el desarrollo de la fauna y flora acuática; por tal razón, no se posee pleno conocimiento acerca de las consecuencias relacionadas a la pérdida de biodiversidad en los ríos y lagos, y las acciones que se deberían tomar para prevenir que dicha situación siga generando efectos negativos sobre los ecosistemas (Acosta et al., 2008). Los cuales se pueden llevar a cabo ajustándose a las condiciones que presentan investigaciones realizadas en otros países que afirman que los organismos acuáticos se sitúan en un estado de estrés al ser su medio alterado, afectando a sus procesos metabólicos, daño en los tejidos e incluso la muerte (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012) y tomando en cuenta los compuestos químicos o factores ambientales que han sido considerados como potenciales agentes estresantes en fauna y flora acuática (Martinez et al., 2011).

Por otra parte, la flexibilidad por parte de la legislación nacional en cuanto al manejo adecuado del recurso hídrico y a la escasez de herramientas de evaluación de la calidad del agua (Acosta et al., 2008), ha ocasionado que las industrias y zonas residenciales de nuestro país no cumplan con los límites máximos permisibles de descargas en cuerpos de agua dulce, afectando y alterando las condiciones normales de los ecosistemas acuáticos. Es el caso de los ríos de la parroquia Nono, en donde hace algunos años atrás se depositaba la totalidad de aguas servidas sin ningún tipo de tratamiento y a su vez, las descargas de agua producto de las actividades de piscicultura y agricultura que se realizan en la zona. Hoy en día el 85% de dichas aguas recibe tratamiento, sin embargo el porcentaje restante aún sigue siendo descargado directamente (Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Nono, 2012).

Es por ello que este estudio se centra en la utilización de macroinvertebrados acuáticos, para evaluar las alteraciones a nivel físico y fisiológico que presentan, al ser sometidos a diferentes dosis de salinidad. Y poder determinar qué ión salino genera mayor perturbación en el desempeño fisiológico de la especie en estudio, y generar información relevante sobre el impacto y cambios físicos que sufre la comunidad bentónica al ser su ecosistema alterado.

### **1.3 Alcance**

El presente estudio se centró en determinar los cambios físicos y fisiológicos en individuos del género *Smicridea*, ante la presencia de diferentes concentraciones de iones salinos; para generar datos relevantes acerca del comportamiento de los macroinvertebrados acuáticos expuestos al incremento de salinidad en su ecosistema natural y la influencia que representa en su fisiología y morfología; basándonos en el estrés aportado que involucra el desarrollo de mecanismos fisiológicos para adaptarse o sobrevivir en un medio alejado del natural. Por lo cual se crearon sistemas cerrados llamados microcosmos, que albergaron a los individuos del género *Smicridea*, para la manipulación de la variable ambiental salinidad; en donde se busca evidenciar la tolerancia y nivel de supervivencia de los organismos acuáticos debido a actividades antrópicas en su entorno.

### **1.4 Hipótesis**

**1.4.1** Cambios en la salinidad y concentraciones de carbonato de calcio generan estrés en los individuos del género *Smicridea*, por lo que requieren mayores esfuerzos energéticos para adaptarse al medio alterado; y en su paso se presenta una disminución en el peso, daño en los tejidos e incluso la muerte.

## 1.5 Objetivos

### 1.5.1 Objetivo general

Determinar la afectación causada por la salinidad en individuos del género *Smicridea*, al ser sometidos a diferentes concentraciones de salinidad NaCl y carbonato de calcio.

### 1.5.2 Objetivos específicos

- Determinar los cambios físicos y fisiológicos que presentan los individuos del género *Smicridea* ante el incremento en las concentraciones de sales en el agua.
- Evidenciar la tolerancia y el nivel de supervivencia de los individuos del género *Smicridea* ante la alteración de la salinidad.

## 2 Marco Teórico

### 2.1 Calidad del Agua

El agua es un componente esencial del ambiente, al cual se le considera como el factor principal que controla el estatus de salud tanto en los seres humanos como en la biota en general (López., 2013). Además es un recurso vulnerable ante factores condicionantes como densidad poblacional, tipos de asentamientos, actividades productivas, entre otros, presentando efectos como el decrecimiento en la disponibilidad espacial y temporal en la oferta hídrica, deterioro de las condiciones biológicas y fisicoquímicas del agua, conflictos intersectoriales e interterritoriales y la imposibilidad del manejo integral de las cuencas (Forero-Céspedes, Reinoso-Flórez, & Gutiérrez, 2012).

La calidad del agua se refiere a la composición del agua, en la medida en que es afectada por la concentración y acumulación de sustancias generadas por procesos naturales (hidrología, fisicoquímica y biología de la masa de agua) y actividades antrópicas (Calderón, 2004). Como tal, es un término neutral que no puede ser considerado como bueno o malo, sin hacer referencia al uso para el cual el agua es destinada. De acuerdo a lo anterior, tanto los criterios como los estándares y objetivos de calidad de agua, variarán dependiendo de si se trata de agua para: consumo humano, uso agrícola, uso industrial, recreación, etc. (Severiche, Barreto y Acevedo, 2013).

Es difícil asignar una definición clara de la calidad del agua, en vista a la complejidad de los factores que la determinan, y la gran variedad de variables que se utilizan para describir el estado de las masas de agua (Chapman, 1996). Un ecosistema acuático es un régimen funcional que integra un intercambio de materia y energía entre los organismos y el medio abiótico, por tal razón el comportamiento y composición de las comunidades bentónicas reflejan de manera clara la situación o estado del ecosistema a estudiar.

La evaluación de la calidad del agua se ha realizado de forma tradicional únicamente basándose en estudios fisicoquímicos y bacteriológicos. No obstante, hace algunos años varios países han decidido incluir a las comunidades bentónicas como parámetros fundamentales para evaluar la calidad de agua de los ecosistemas acuáticos (Roldán, 2003). Dentro de los análisis de carácter físico y químico encontramos algunas variables que son las más consideradas al momento de realizar un estudio de estos (temperatura ambiental y del agua, oxígeno disuelto, el pH, el nitrógeno, el fósforo, la alcalinidad, la dureza, los iones totales disueltos y los contaminantes industriales y domésticos que pueda tener, conductividad eléctrica, caudal, nitritos, nitratos, DBO, DQO) (Hanson, 2010).

Los análisis bacteriológicos se los realiza para determinar la posible contaminación del agua por materias fecales principalmente en plantas potabilizadoras, mientras que los análisis biológicos consisten en el reconocimiento de la flora y fauna acuática presente en un determinado cuerpo de agua bajo condiciones naturales o perturbadas (Castellanos y Serrato, 1936). Es por ello que los estudios limnológicos sobre calidad de agua, parten del principio de que cada tipo de ecosistema acuático está vinculado a una comunidad particular de organismos (Posada, Roldán, y Ramírez, 2000).

Actualmente, los sucesos del cambio climático y el estrés hídrico están limitando la disponibilidad de agua limpia en todo el mundo. Sin embargo, las actividades antrópicas son consideradas como la fuente principal de aporte de contaminación a la mayoría de cuerpos de agua dulce, sobre todo para los que se encuentran cercanos a zonas urbanizadas (López, 2013).

## **2.2 Físicoquímica de los ecosistemas acuáticos: Cambios en la concentración de sales**

Cada cuerpo de agua dulce posee un patrón individual de las características físicas y químicas, las cuales son determinadas en su gran mayoría por las condiciones climáticas, geomorfológicas y geoquímicas que predominan en la cuenca hidrográfica y el acuífero subyacente (Chapman, 1996). Según los tipos de sustratos por los que viaja el agua, ésta se cargará de unas sales u otras en función de la composición y solubilidad de los materiales de dicho sustrato. Así las aguas que fluyen por zonas calizas, se cargarán fácilmente de carbonatos, entre otras sales; mientras las aguas que transcurren por sustratos cristalinos acumularán cantidades de sílice (Calderón, 2004). A su vez, la variabilidad natural de estos parámetros puede verse modificada por la actividad humana.

Sin embargo de todas ellas, son el clima y la geología las características naturales ambientales que más influyen en la estructura y correcto funcionamiento de los ecosistemas fluviales (Toro et al., 2002). La composición química del agua de un río está definida por varios factores específicos como son: la composición y la cantidad de precipitación caída en la cuenca, la geología de la cuenca y la solubilidad de las rocas o materiales, los suelos, la vegetación terrestre, los procesos de evaporación, los procesos biológicos y, finalmente, la contaminación o vertidos de origen humano. De igual manera, los sólidos totales disueltos, conductividad, potencial redox, contenido de minerales, contenido de oxígeno son unas de las características que proporcionan información relevante para clasificar a las masas de agua dentro de una misma naturaleza (Chapman, 1996).

El avance de la frontera agrícola, la ganadería, el turismo y la minería han generado una situación de creciente impacto y amenaza para los ecosistemas acuáticos (Acosta et al., 2008), ocasionando no solamente daños en la biodiversidad y el ambiente, sino manifestando un descenso en la calidad de agua de consumo para las personas que viven cerca de cuerpos de agua dulce. Cañedo-Argüelles et al (2016) hace un análisis de las actividades antes mencionadas y los aportes de sustancias orgánicas e inorgánicas a estos ecosistemas. Señala como la presencia de sales inorgánicas en los ríos están originando efectos adversos sobre la salud humana, y como estas alteraciones aumentan los costos para el tratamiento de agua para consumo humano. Además menciona los problemas ecosistémicos donde predominan, reducciones en la biodiversidad de agua dulce, alteraciones de las funciones de los ecosistemas y afectaciones al bienestar económico de los bienes que alteran los ecosistemas y los servicios que brinda. No obstante, se señala que la legislación sobre calidad de agua únicamente se centra en el agua de consumo humano y de riego, dejando a un lado automáticamente a la protección de la biodiversidad. Mencionando un ejemplo, la conductividad eléctrica es un indicador de la salinidad en donde un valor de 2 mS /cm puede

ser aceptable para beber y para riego, pero puede ser fatal para muchas especies de agua dulce (Cañedo-Argüelles et al., 2016). Por tal razón, la salinidad secundaria (debido al aporte de actividades antrópicas) se ha convertido en una amenaza global y creciente al manifestar peligro en los bienes y servicios que proporcionan los cuerpos hídricos del mundo (Cañedo-Argüelles et al., 2013), y a su vez, tal variable ambiental ha sido considerada como uno de los factores de estrés más importantes para los ecosistemas de agua dulce según Evaluación de Ecosistemas del Milenio (2005).

La problemática principal radica en que las concentraciones de otros iones (por ejemplo, Mg, Ca, Carbonatos) permanecen libres sin ningún tipo de regulación, a pesar de su potencial toxicidad en cuerpos de agua dulce (Cañedo-Argüelles et al., 2016), debido a descargas de aguas residuales, descargas industriales, o el uso excesivo de herbicidas y químicos en la agricultura que se infiltran y terminan en los ríos a causa de que las plantas únicamente absorben una fracción de las sales del agua utilizada en el riego. Por lo tanto, el riego podría ser considerado como el responsable de la salinización de muchas corrientes (Cañedo-Argüelles et al., 2013).

El aumento en la demanda de agua y la creciente extracción de recursos en el futuro reducirá la capacidad de las aguas superficiales para diluir sales, generando efluentes salinos adicionales con cargas elevadas a las existentes, y a su vez el cambio climático tendrá actuación negativa al permitir el ingreso de agua marina hacia zonas de agua dulce, el aumento de la evaporación y la reducción de precipitaciones en algunas zonas (Cañedo-Argüelles et al., 2016).



### 2.3 Macroinvertebrados como bioindicadores

Los macroinvertebrados son organismos invertebrados que poseen un tamaño relativamente grande (visibles al ojo humano), no muy inferiores de 0,5 mm pero en su gran mayoría superiores de 3 mm; son el grupo dominante de los ecosistemas corrientes y fondos de lagos y humedales (Alba, Pardo, Prat y Pujante, 2005).

En la actualidad, los macroinvertebrados acuáticos son uno de los grupos biológicos más usados como bioindicadores de la calidad del agua debido a que cuentan con muchas de las cualidades que se esperan de un indicador, entre las que destacamos:

1. Presentan una amplia distribución (geográfica y en diferentes tipos de ambientes).
2. Riqueza de especies con gran diversidad de respuestas a los gradientes ambientales.
3. En su gran mayoría son sedentarios, lo que permite el análisis espacial de la contaminación.
4. En otros casos, la posibilidad de utilizar su reacción de huida (deriva) como indicador de contaminación.
5. En algunas especies, tiene ciclos de vida largos porque integra los efectos de la contaminación en el tiempo.
6. Pueden ser muestreados de forma sencilla y económica.
7. En general tienen una taxonomía bien conocida a nivel de familia y género.
8. La sensibilidad que presentan muchos taxa a diferentes tipos de contaminación es bien conocida.
9. El uso de muchas especies en estudios experimentales sobre los efectos de la contaminación.

(Prat, Ríos, Acosta, & Rieradevall, 2006).

Desde hace décadas, se han implementado metodologías y elaboración de índices bióticos para la vigilancia de la calidad de los ríos, basándose en la tolerancia de algunos organismos frente a diferentes grados de contaminación y presencia de respuestas ante alteraciones del medio. Muchos de ellos se han elaborado para ser usados en un área geográfica específica; sin embargo los mismos han sido adaptados para ser utilizados en otras zonas correspondientes a diferentes taxones y grados de sensibilidad (Alba et al., 2005). Es el caso de Latinoamérica, se ha escalonado desarrollo referente a la implementación y creación de herramientas de evaluación de la calidad ecológica de los ríos; y a su vez, la mayoría de estudios de impacto ambiental realizados únicamente enfatizan en aspectos fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua (Acosta et al., 2008).

Es importante mencionar que no todos los organismos acuáticos pueden ser considerados como bioindicadores, las adaptaciones evolutivas referentes a las diversas condiciones ambientales y los diferentes niveles de tolerancia a una determinada alteración o perturbación dan las pautas necesarias para clasificar a los organismos como sensibles al ser gravemente afectados potenciando la mortalidad de su especie o modificando la estructura y composición de la comunidad bentónica o tolerantes, los cuales pueden volverse dominantes debido a que tienen la capacidad mediante mecanismos bioquímicos y fisiológicos de mantener el equilibrio y estabilidad de las condiciones físico-químicas de sus fluidos corporales relacionado a un umbral máximo de tolerancia (Giacometti y Bersosa, 2006). El grado de tolerancia de una determinada especie a los distintos cambios ambientales determina la distribución de dicha especie en tal ecosistema (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012), por lo que un cambio drástico en su medio generará estrés y desequilibrio en el desarrollo de sus funciones vitales (Forero-Céspedes et al., 2012). Gamboa, Reyes y Arrivillaga (2008) en su estudio reseñan varias investigaciones sobre las respuestas funcionales de los macroinvertebrados acuáticos ante la presencia de contaminantes como lo es

la producción de ARN mensajero y de la proteína CTTUB 1, cuando un organismo acuático (*Chironomus tentans*) se encuentra expuesto a compuestos de hierro o cadmio; así también el incremento en la concentración de hexachlorobiphenyl (HCBP) influye en la talla corporal de la larva de *Chironomus riparius* y concentraciones muy extremas disminuyen el porcentaje de supervivencia de los organismos. Adicionalmente Barata et al. (2005) realizaron un estudio donde se hizo un análisis químico de metales en el tejido de un tricóptero *Hydropsyche exocellata*, con las respuestas de varias enzimas antioxidantes peroxidadas, de enzimas fase II y niveles peróxidos lipídicos; concluyendo que las medidas integradas optimizan el biomonitoreo ambiental.

### **2.3.1 Orden Trichoptera**

El orden Trichoptera pertenece al grupo de órdenes de insectos, de los cuales la gran mayoría de las especies depende del medio acuático para su desarrollo (Springer, 2010). La gran mayoría de las especies del orden en estudio habitan en ríos y quebradas de aguas limpias y bien oxigenadas, considerándolos como uno de los órdenes de insectos acuáticos más diversos (Hanson, 2010). Las larvas residen en diversos ambientes acuáticos y construyen refugios fijados al sustrato o casitas portátiles de una variedad de formas y materiales para su protección y estadio (Springer, 2010).

Los tricópteros pasan por los estadios de huevo, larva, pupa y adulto, sin duda el ciclo larval es que el engloba el mayor tiempo de desarrollo del organismo teniendo una duración de varios meses a años, seguido por el periodo pupal que dura alrededor de dos semanas y se desarrolla en el agua, dentro de un refugio fijado fuertemente al sustrato hasta completar su entero desarrollo y convertirse en adulto (Encalada, Rieradevall, Ríos-Touma, García y Prat, 2011).

Dentro de las larvas de Trichoptera se pueden encontrar diversos tipos de alimentación, como son los raspadores de perifiton, atribuyendo a las familias Hydroptilidae, Glossosomatidae y Xiphocentronidae. Los que se alimentan de materia orgánica en descomposición como son los Calamoceratidae, Lepidostomatidae y Leptoceridae; los filtradores de materia orgánica fina en suspensión, especialmente los organismos pertenecientes a la familia Hydropsychidae que se caracterizan por construir redes finas en la corriente para filtrar el agua. Y finalmente los organismos depredadores como las larvas de Hydrobiosidae y Polycentropodidae (Springer, 2010).

La familia Hydropsychidae de acuerdo a sus múltiples características y su capacidad de tolerar ciertas concentraciones de contaminantes ha sido utilizada en diversos estudios para evaluar la tasa de mortalidad, supervivencia y respuestas fisiológicas ante la presencia de determinados contaminantes que son aportados a los cuerpos de agua dulce a causa de las actividades antrópicas (Gamboa et al., 2008). Por tal razón, para la ejecución de nuestro estudio hemos seleccionado individuos pertenecientes a la familia antes mencionada, la cual se reseña a continuación:

### **2.3.1.1 Familia Hydropsychidae**

Cuenta con una amplia distribución y es muy abundante en los ecosistemas de agua dulce; las larvas tienen la característica de ser reconocidas de forma muy fácil debido a la presencia de branquias ramificadas en su abdomen y al poseer la piel densamente cubierta por pelos cortos o setas (Springer, 2010). Poseen la peculiaridad de construir casitas o refugios utilizando seda producida por una glándula bucal, las cuales les ayudan a moverse o conseguir su alimento mediante redes; a su vez les brindan camuflaje y protección de sus depredadores y contribuyen en la respiración, ya que en base a movimientos

ondulatorios del cuerpo la larva puede crear un flujo oxigenado y fresco a su alrededor (Springer, 2010).

Para la construcción de sus refugios, las larvas utilizan materiales que van desde arena, hojas, algas, piedritas hasta partes de plantas y conchas de moluscos; tal material depende en su gran mayoría del género y familia al que pertenece la larva. A la vez los individuos pertenecientes a la familia Hydropsychidae emiten un sonido por estridulación, mediante estrías en la parte ventral de su cabeza para definir su territorio para la ubicación de sus redes filtradoras (Springer, 2010). Los macroinvertebrados acuáticos son de suma importancia ecológica debido a que son muy útiles como bioindicadores de la calidad del agua y salud de los ecosistemas, ya que poseen la propiedad de ser sensibles a la contaminación del agua y alteración de su hábitat. También los adultos como las larvas son importantes presas para una gran variedad de organismos acuáticos y terrestres como ranas, arañas, peces y aves y a su vez, participan en el control de la productividad primaria consumiendo algas, fragmentando hojarasca para volverla material disponible para otros consumidores y filtrando partículas finas para otros organismos (Springer, 2010).



*Figura 1.* Macroinvertebrado acuático y Red construida por género Smicridea respectivamente.

Conforme a las características previamente mencionadas, se ha seleccionado el género *Smicridea* para la aplicación de nuestro diseño experimental para determinar la alteración física y fisiológica en los organismos acuáticos ante la influencia de diferentes concentraciones de iones salinos aportados a las masas de agua por parte de las actividades antrópicas predominantes de nuestra zona de estudio.

#### **2.4 Influencia de la salinidad sobre los Macroinvertebrados acuáticos**

El componente agua es una parte del ecosistema acuático en el que se desarrollan una serie de comunidades vivas que dependen de las características fisicoquímicas del mismo y pueden verse notablemente modificadas al ser alteradas (Posada et al., 2000). Las masas de agua se encuentran influenciadas por la interacción de variables naturales y aporte de sustancias producto de las actividades antrópicas.

Una de estas variables es la salinidad, la cual es una función compleja y dinámica del clima, la geología de la cuenca, la distancia al mar, la topografía y la vegetación que al sumarse con los aportes de las actividades antrópicas se torna uno de los contaminantes más importantes de las masas de agua (Cañedo-Argüelles et al., 2013). La salinidad es un factor abiótico que determina la distribución y abundancia de los organismos según su tolerancia (Valverde et al., 2005) por tal razón, si los niveles de salinidad incrementan, los organismos acuáticos sensibles son gravemente afectados mientras que los organismos tolerantes requieren un coste energético mayor para regular y equilibrar sus procesos metabólicos (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012).

No todas las fuentes de contaminación salina cuentan con la misma composición iónica, y no todas tienen los mismos efectos tóxicos sobre los organismos de agua dulce. Los efectos de la contaminación salina dependen de la capacidad del organismo para regular las concentraciones de iones dentro de su cuerpo (Madrid y Cooper, 2007). Como es el caso de (Ephemeroptera y Plecóptera), los cuales son especies de insectos sensibles (proporcionándoles estrés, causando su mortalidad); mientras que los (Díptera: Ephydridae) pueden soportar concentraciones de salinidad superiores a la del agua de mar (Sala et al., 2016). A su vez, la salinización de los ríos puede favorecer a los taxones fisiológicamente tolerantes, que utilizan el costo energético de la osmorregulación como una vía para escapar de las influencias adversas de la depredación y la competencia y también, el aumento en densidad y riqueza de su especie, disminuyendo la abundancia de los taxones no tolerantes (Cañedo-Argüelles et al., 2013).

Cuando un organismo se enfrenta a cambios en su medio ambiente puede desarrollar una de las dos grandes categorías de respuesta: conformismo o regulación.

Los organismos denominados osmoconformistas, no cuentan con la capacidad de mantener la homeostasis de la salinidad de sus fluidos corporales, el grado de éxito de su supervivencia depende de la tolerancia de sus tejidos corporales. Mientras que los organismos osmoreguladores, utilizan mecanismos bioquímicos, fisiológicos u otros para mantener el equilibrio interno y estabilidad en la composición físico-química de sus fluidos corporales (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012).

Como en todos los procesos biológicos, tal regulación requiere un coste energético y la adaptación ante la salinidad se centra en un rango específico o umbral máximo de tolerancia que cada organismo posee. Si estos niveles son superados, los organismos requieren mayores esfuerzos energéticos lo que conduce a una disminución en el crecimiento o disminución de los procesos metabólicos, seguido por daños en los tejidos e incluso la muerte. La capacidad de tolerar mayores o menores concentraciones de salinidad depende de adaptaciones genéticas a nivel de especie o adaptaciones fisiológicas a nivel de organismos o comunidad en estudio. El grado de tolerancia a diferentes cambios ambientales que presenta una especie delimita la distribución por zona geográfica de dicha especie (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012).

A su vez, el grado de tolerancia ante variaciones de salinidad obedece también a otros factores abióticos (temperatura, incidencia de luz, etc.), bióticos (edad, tamaño, etapa de desarrollo, etc.) y otros enlazados con la exposición a la variación de salinidad (periodo de exposición, tiempo de aclimatación, exposición directa o gradual, etc.) (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012).

Según un estudio realizado en Coleoptera y Hemiptera, se ha logrado definir que las especies muestran una mayor tolerancia a la salinidad en experimentos de laboratorio que el rango de salinidad en el que se desenvuelven en campo, y habitan principalmente en los cuerpos de agua más salinos que pueden tolerar para evitar de esta manera la competencia interespecífica (Madrid y Cooper, 2007).



## 2.5 Experiencia en experimentación

Entender cómo las especies responden a factores ambientales es una preocupación de la ecología (Madrid y Cooper, 2007). Por tal razón con el paso del tiempo y la creciente necesidad de realizar aportes científicos en el campo de la biología y ecología se han desarrollado unidades experimentales y en ellas la aplicación de diversas metodologías para ofrecer similar funcionamiento al que poseen los ecosistemas acuáticos brindando un ambiente óptimo para el correcto desempeño y desarrollo de los procesos vitales de los organismos. Tales recintos físicos tienen la capacidad de permitir llevar a cabo múltiples repeticiones y tratamientos dentro de los experimentos planteados para proporcionar resultados cercanos a las condiciones reales de los ecosistemas naturales (González, 2012).

Como lo menciona López-Mancisidor et al. (2008) éstos modelos simplificados del medio natural son considerados como los ensayos más complejos dentro de los estudios de alto nivel y la ventaja que presentan respecto a otros es que son capaces de integrar características reales al tiempo que se pueden evaluar variables de nivel biológico y estudiar las interacciones entre las especies y sus efectos.

Los cuales han sido utilizados en estudios para evidenciar los efectos de las aguas residuales en las zonas costeras como lo realizaron Bodungen et al. (1976) relacionado a descargas orgánicas; así también Vallejo et al. (2005) llevaron a cabo un estudio vinculado a la biodegradación de hidrocarburos totales de petróleo (TPHs) empleando un sistema confinado con suelo contaminado para evaluar un control abiótico y un control sin nutrientes y a su vez, estos sistemas han sido ampliamente utilizados para examinar el crecimiento larvario de varias especies de organismos acuáticos como lo demostró Davis et al. (1996).

Tales unidades experimentales pueden estar compuestas por diferentes diseños y materiales dependiendo la situación con la que se requiere trabajar, desde canales abiertos conectados directamente a un cauce de río con entrada continua de agua a los que se denomina mesocosmos, o sistemas completamente cerrados en donde el agua es bombeada y recirculada a los que se denomina microcosmos (Cañedo-Argüelles et al., 2015). Siendo cualquiera de estos dos métodos sistemas artificiales capaces de albergar y aislar a las comunidades de organismos acuáticos en un ambiente óptimo con el propósito de someterlos a experimentación (Cañedo-Argüelles, 2016).

A su vez, los arroyos artificiales han sido recreados y construidos para comprobar diferentes hipótesis sobre procesos ecológicos, procesos bioquímicos y diversos comportamientos que tienen los organismos ante una perturbación de su medio, manteniendo condiciones experimentales controladas (Lamberti y Steinman, 1993) y de esta manera evaluar el daño que ocasionan los residuos de pesticidas, sustancias químicas y metales sobre las comunidades bentónicas (Daam, Cerejeira, Van den Brink y Brock, 2011).

Los mesocosmos y microcosmos son una herramienta importante en la ecología acuática, ya que se pueden obtener conclusiones sólidas, debido a que están diseñados para manipular de manera efectiva las características de interés de los sistemas naturales (Hoskins y Boone, 2015). Como se mencionó anteriormente, estos sistemas han sido utilizados ampliamente en diferentes campos de la ciencia, sin embargo centraremos nuestro estudio en macroinvertebrados acuáticos. De los cuales se han realizado experimentos tanto en sistemas abiertos como cerrados, para evaluar la tolerancia y nivel de supervivencia de estos organismos ante contaminantes específicos, los cuales han sido seleccionados en base al efecto que ocasionan según bibliografía previamente estudiada.

Sala et al. (2016) realizó un experimento que consistió en un sistema cerrado (microcosmos), el cual estuvo formado por 8 tratamientos, con un total de 80 individuos de la especie *Hydropsychidae*, en donde se evaluó la toxicidad de Cl y SO<sub>4</sub> en varios niveles de concentración y su influencia en la locomoción, contracciones abdominales y construcción de redes de dicha especie. Es importante mencionar que el estudio se dividió en dos poblaciones de macroinvertebrados acuáticos: la primera sometida a un alto valor de conductividad y la segunda a un nivel bajo. Dentro de los resultados obtenidos en relación a la construcción de redes por los organismos se logró comprobar que los tratamientos pertenecientes a niveles bajos de conductividad presentaron menor número de redes y redes menos simétricas en comparación a los otros tratamientos; así también el movimiento medido en el número de contracciones abdominales fue significativamente diferente dentro de las dos poblaciones. Por lo que los resultados obtenidos lograron comprobar la hipótesis previamente planteada, en donde las poblaciones sometidas a niveles inferiores de conductividad muestran mayor nivel de estrés en relación a las elevadas. Sin embargo, estas diferencias en resultados sólo se encontraron en tratamientos específicos, por lo cual, no podemos afirmar que la exposición a la salinidad determinó la sensibilidad de las poblaciones.

Así también, Cañedo-Argüelles (2016) describe el diseño y funcionamiento del mesocosmos Sostaqua (sistema abierto), el cual está formado por un conjunto de canales de flujo abierto que recrea las condiciones naturales que se dan en un río, al encontrarse cerca del mismo, permite la colonización de forma natural de organismos acuáticos; para de esta manera garantizar el realismo de los experimentos. El mesocosmos antes mencionado ha sido fuente de aplicación de varios experimentos como la evaluación del efecto del vertido de aguas residuales sobre toda la comunidad de macroinvertebrados presente en el tramo medio del río Llobregat, en donde se pudo comprobar que las concentraciones más elevadas de agua residual causaron la disminución en la densidad de macroinvertebrados y pérdida de taxones poco tolerantes a la

contaminación. A su vez, de acuerdo a los ensayos realizados se ha demostrado que el mesocosmos es una herramienta muy útil para realizar estudios de ecología aplicada y para la evaluación de los efectos en la descarga de sustancias tóxicas en las masas de agua, por lo cual el Sostaqua se encuentra disponible para otros experimentos como estudios del efecto de las aguas residuales sobre el metabolismo de los macroinvertebrados acuáticos usando la tasa de descomposición de hojas, estudio de la velocidad y las preferencias de colonización de diferentes tipos de hábitats fluviales por parte de las comunidades acuáticas, entre otros estudios.



Figura 2. Mesocosmos Sostaqua.

Tomado de: (Cañedo-Argüelles, 2016) (izquierda), Microcosmos construidos (derecha).

### 3 Metodología

El estudio se centra en la utilización de individuos del género *Smicridea*, para evaluar los cambios físicos y fisiológicos ante la presencia de iones salinos en los cuerpos de agua dulce debido a las actividades antrópicas.

### 3.1 Diseño de sistemas cerrados (microcosmos)

Se construyeron sistemas cerrados (microcosmos) mediante la utilización de bandejas plásticas (58x38 cm) a las que se les adicionó agua del río Alambí bombeada (usando una bomba JAD SP-602) para generar condiciones de flujo estable dentro de los sistemas confinados. A su vez, se colocaron palillos de forma sistemática sobre bloques de poliestireno en donde se aplicó hilo negro delgado entre filas para de esta manera poder evidenciar las redes construidas por los individuos del género *Smicridea* que utilizan para estructurar su hábitat natural y captar su alimento (Sala et al., 2016) y la adición de una red plástica para evitar el contacto de los organismos con la bomba de circulación de agua (Figura 3 y 4).



Figura 3. Construcción de Microcosmos.

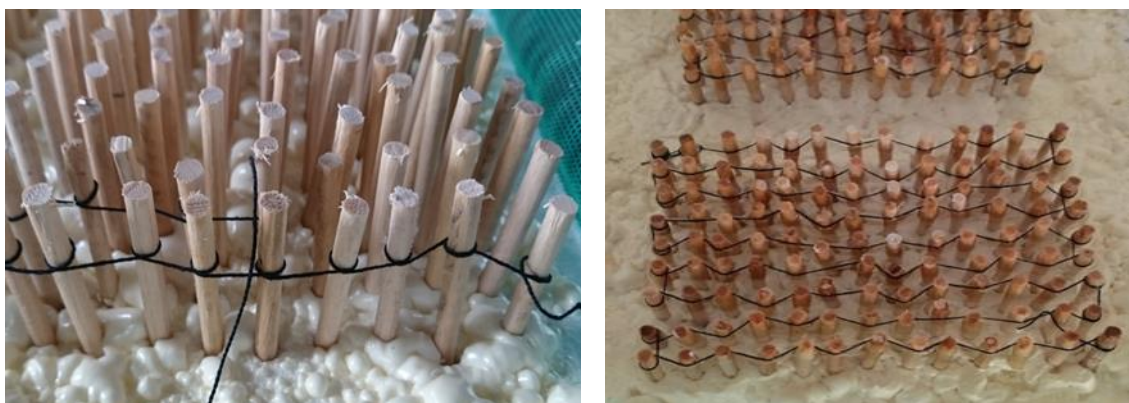


Figura 4. Cerca formada por hilo

Finalmente se colocó una manguera plástica con agujeros conectada a la bomba para la recirculación del agua por todo el microcosmos, y la aplicación de arena fina sobre la plancha de poliestireno para simular la estructura del fondo del río. Es importante mencionar que fueron colocados 6 litros de agua de río en cada uno de los microcosmos, los cuales se mantuvieron a temperatura constante de 17°C con la ayuda de cubetas refrigerantes y la aportación de aire frío dentro del cuarto climatizado. El número total de microcosmos construidos fue 10, para la aplicación de las diferentes réplicas y tratamientos del experimento, cada uno con una bomba de recirculación de agua. El diseño de los microcosmos fue tomado del estudio realizado por Sala et al. (2016), en donde analizan los efectos del cloruro y sulfato en comunidades de macroinvertebrados acuáticos pertenecientes a la familia Hydropsychidae.



*Figura 5.* Microcosmos finales.

### **3.2 Descripción del área de recolección de macroinvertebrados acuáticos**

#### **3.2.1 Zona de recolección: Río Alambí**

El Río Alambí se encuentra ubicado al Nor-occidente de Quito, perteneciendo hidrográficamente a la subcuenca del río Guayllabamba, la misma que

corresponde a la gran cuenca del río Esmeraldas. Según el sistema de caracterización climática de Holdridge, esta área abarca diferentes pisos altitudinales, empezando desde el bosque húmedo Montano Bajo (bh-MB) atravesando las zonas de bosque muy húmedo Montano Bajo (bmh-MB), bosque muy húmedo Pre-Montano (bmh-PM), hasta llegar a la zona de bosque húmedo Tropical (bm-T) (Giacometti y Bersosa, 2006).

Ubicado en la zona denominada “Boca de montaña” al presentar fuertes vientos que vienen del oriente y de igual manera la existencia de neblina producida por la humedad de los bosques que lo rodea; la temperatura varía a lo largo del río dependiendo de los factores antes mencionados y la altitud (Giacometti y Bersosa, 2006). La temperatura media del río es de 12 a 14°C. (Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Nono, 2012).

La contaminación del recurso agua se ha convertido en una problemática ambiental en el sector, debido a las descargas directas de aguas servidas a los ríos, depósito de basura y escombros y el agua de piscicultoras que se descarga sin ningún tipo de tratamiento especialmente en el río Alambí. La cabecera parroquial de Nono cuenta con una Planta de tratamiento de aguas servidas desde hace aproximadamente dos años, la cual se encuentra en constante funcionamiento y recolecta el 85% de las aguas residuales que anteriormente eran descargadas directamente al río Pichán (Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Nono, 2012).

De igual manera, otra actividad relevante que aporta contaminación a los cuerpos de agua es la agricultura debido a la utilización de agroquímicos que ocasionan la erosión del suelo y el residuo de los fluidos que se infiltran hasta llegar a los ríos. A su vez, la actividad ganadera mal manejada por parte de los pobladores del lugar ocasiona contaminación a la cuenca del río.

Finalmente, pero sin dejar de ser importante la presencia de turistas en la zona y su falta de conciencia ambiental provoca que los ecosistemas de la zona se vean alterados debido a la incidencia de basura en los ríos, quema de llantas o madera para la formación de fogatas, acumulación de ramas y palos en los ríos para frenar su cauce, entre otras actividades que son fácilmente identificadas cuando se visita el lugar.

### 3.3 Criterios de selección de puntos de recolección

De acuerdo a bibliografía antes estudiada (Vásquez-Ramos et al., 2014), se logró determinar las zonas del río Alambí donde existe mayor abundancia de macroinvertebrados acuáticos según el género con el que se trabajó. Es por ello que la recolección de individuos del género *Smicridea* se centró en zonas poco profundas con presencia de hojarasca y acumulación de finas rocas; dejando a un lado los ambientes lénticos y existencia de arena.

Tabla 1.

Sitios de Recolección de Macroinvertebrados acuáticos

Selección de puntos de recolección		
Sitio de recolección	Coordenadas	Altitud (msnm)
Punto 1	S 00°10'10.0"	2509
	W 078°28'15.7"	
Punto 2	S 00°04'20.7"	2550
	W 078° 35'34,5"	





*Figura 6.* Puntos de Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos (Primer punto y segundo punto respectivamente).

### **3.4 Recolección de organismos y muestras de agua**

Para la recolección de individuos pertenecientes al género *Smicridea* se empleó la metodología de “red surber” y “red D”, removiendo el suelo del río durante un minuto cubriendo una área de 1/3 de metro cuadrado por punto; este método permite conocer la diversidad y abundancia por unidad de área (Roldán, 1996). Es importante señalar, que la “red surber” se utilizó en zonas poco profundas y de fácil acceso, mientras que la “red D” fue utilizada en aguas más profundas. Posteriormente los organismos acuáticos fueron colocados de manera delicada sobre bandejas plásticas con agua para su clasificación.

Los individuos fueron almacenados en un frasco plástico, con agua tomada del río y vegetación propia del cuerpo hídrico para su adecuada conservación y posterior transporte hacia las instalaciones del laboratorio.

Conjuntamente a la recolección de los organismos se tomaron 60 litros de agua, la cual fue colocada en los microcosmos para albergar a los macroinvertebrados acuáticos (6 litros por sistema).

Es importante mencionar, que previo a la recolección de organismos acuáticos se obtuvo la Autorización de Investigación Científica N° 019-2016-IC-FAU-DPAP-MA otorgada por la Dirección Provincial de Ambiente el 22 de septiembre del 2016, el cual detalla las condiciones y restricciones que se debieron considerar al momento de la ejecución de la actividad.



*Figura 7. Utilización de Red D para Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos.*

### **3.5 Diseño experimental**

El estudio estuvo compuesto de 5 tratamientos (2 réplicas por cada uno) con diferentes concentraciones de iones salinos, correspondientes a las aguas salinas artificiales que fueron preparadas en laboratorio conforme a las características físico-químicas que presentan las descargas de agua producto de las actividades antrópicas según bibliografía previamente estudiada.

Tabla 2.

Concentraciones de iones salinos aplicados

Control	Tratamientos	
	Cloruro de Sodio	Carbonato de Calcio
Tratamiento 1 (Repetición 1)	Tratamiento 2 -Repetición 1 (10mg/L)	Tratamiento 4 -Repetición 1 (10mg/L)
Tratamiento 1 (Repetición 2)	Tratamiento 2 -Repetición 2 (10mg/L)	Tratamiento 4 -Repetición 2 (10mg/L)
	Tratamiento 3 -Repetición 1 (500mg/L)	Tratamiento 5 -Repetición 1 (500mg/L)
	Tratamiento 3- Repetición 2 (500mg/L)	Tratamiento 5 -Repetición 2 (500mg/L)

Es importante mencionar que el experimento tuvo una duración de 48 horas, con la aplicación de las diferentes dosis de soluciones salinas.

### 3.5.1 Variables de estudio

Para la determinación del estrés aportado por la salinidad, se midieron 6 variables, para identificar los cambios físicos y fisiológicos que se presentaron en los individuos de estudio.

Las variables fueron seleccionadas en base a bibliografía previamente revisada en relación a los resultados que han generado los estudios en el campo de la biología y ecología. Mostrando que si existe una perturbación en los organismos de una comunidad a nivel físico y funcional ante la presencia de agentes contaminantes (González, 2012).

El estudio estuvo compuesto por variables independientes, en donde el peso del individuo y tamaño del fragmento branquial son factores cuantitativos que presentan dos niveles (inicial y final), seguidos por el resto de variables que únicamente están formados por una sola medición.

Tabla 3.

VARIABLES DE ESTUDIO

<b>Aspectos Físicos</b>	<b>Aspectos Fisiológicos</b>	<b>Variables Etológicas</b>
Peso del individuo (gr)	Contracciones abdominales (N°)	Tasa de supervivencia (N° inicial / N° final)
Tamaño del fragmento branquial (um)	Movilidad (cm)	Construcción de casas (N°)

### 3.5.1.1 Método de medición de variables

Cada una de las variables en estudio estuvo formada por un diferente método de medición, los cuales se detallan más adelante. Es importante mencionar que la manipulación de los organismos acuáticos se llevó a cabo con entera precisión y cuidado para no aportar mayor estrés a los individuos u ocasionarles la muerte antes de la aplicación del diseño experimental.

#### **Aspectos Físicos**

##### ***Peso de Individuo***

Dentro de los aspectos físicos se encuentra el peso de los organismos acuáticos, los cuales fueron pesados al inicio y al final de la aplicación del diseño experimental con la ayuda de una balanza analítica OHAUS Adventurer con sensibilidad de 0.0001 gramos; y a su vez colocados sobre una superficie con agua (vaso de precipitación encerado) para facilitar la acción y disminuir la

perturbación al organismo en estudio. El pesado se llevó a cabo con la totalidad de los organismos recolectados (100 individuos al inicio y final). Es importante mencionar, que macroinvertebrados acuáticos fueron recolectados al azar sin considerar un rango de peso o tamaño, para la aplicación del diseño experimental.

La actividad se realizó para evidenciar el aumento o pérdida de peso en los individuos, y evaluar la dosis de solución salina que más aporta estrés a la especie de estudio.

### ***Tamaño del fragmento branquial***

El tamaño del fragmento branquial fue medido al inicio y final del experimento, considerando el tercer fragmento branquial abdominal en todos los individuos recolectados; con la ayuda del Estereoscopio OLYMPUS con el cual se realizaron fotografías usando la cámara marca INFINITY 2, y las mediciones se realizaron usando el programa INFINITY ANALYZE que posee el equipo antes mencionado. De igual manera, esta medición se la realizó a la totalidad de organismos recolectados.

A su vez, es importante mencionar que la medición no afectó la estructura abdominal del organismo o que éste pierda alguna de sus branquias abdominales y torácicas. Por tal razón, esta acción se la realizó con la ayuda de una caja Petri aforada con agua hasta la mitad para no aportar estrés al individuo y facilitar la medición colocando al organismo hacia arriba para tener plena visibilidad del tercer fragmento branquial.

La actividad se ejecutó para determinar si el aumento de salinidad influye en el estado normal de las branquias o incide de manera negativa, provocando la pérdida o atrofia de tal estructura perteneciente al segmento abdominal del individuo que ayuda a aumentar la superficie respiratoria del cuerpo de los macroinvertebrados acuáticos (Springer, 2010).



*Figura 8.* Medición del tamaño del fragmento branquial.

### **Aspectos Fisiológicos**

La información fisiológica ha sido muy utilizada para evaluar una determinada población frente a amenazas potenciales como la modificación del hábitat, el calentamiento global, contaminación e invasiones de especies exóticas. Por lo cual, se han realizado numerosos estudios centrados en los efectos de factores estresantes sobre la fisiología de los organismos con fines de conservación y preservación de especies acuáticas (Madrid y Cooper, 2007).

Es importante mencionar que los efectos relacionados al aumento de salinidad pueden variar dependiendo de las proporciones iónicas que poseen las aguas. Es por ello, que se ha trabajado con diferentes concentraciones y dos agentes estresores. A continuación se enlistan más a detalle los aspectos fisiológicos que se consideraron en el estudio.

### ***Contracción Abdominal***

La determinación de esta variable, se llevó a cabo seleccionando 5 individuos al azar de cada microcosmo para analizar el movimiento que realizan. Las larvas pertenecientes a la familia *Hydropsychidae* poseen un movimiento muy distintivo, que consiste en contraer su abdomen rítmicamente de lado a lado, ayudando a la respiración. Ya que a través de tales movimientos ondulatorios de su cuerpo, la larva puede crear un flujo de agua fresca y oxigenada, encima de su cuerpo (Springer, 2010).

El método de medición de esta variable consistió en la grabación durante 30 segundos de los 5 individuos tomados al azar, para de esta manera determinar el número de contracciones abdominales realizadas.

### ***Movilidad***

De igual manera, para la determinación de esta variable se tomaron 5 individuos al azar de cada microcosmo (los mismos individuos de la medición anterior) para analizar el desplazamiento que realizan los organismos durante 30 segundos de estudio. El desplazamiento realizado por los macroinvertebrados acuáticos fue medido en centímetros con la utilización de una regla de precisión.

## **Variables Etológicas**

### ***Construcción de casas***

La construcción de casas o refugios fue monitoreada durante las 48 horas que duró el experimento. Considerando que no se intervino en la formación gradual de las casas durante el periodo de monitoreo (cada dos horas); sino que se las contabilizó al culminar el tiempo de experimentación.

### ***Tasa de supervivencia***

El nivel de supervivencia fue registrado al culminar las 48 horas de experimento, considerando cada uno de los microcosmos.



## **4 Análisis de datos**

### **4.1 Análisis de variables**

Para el análisis de las diferentes variables, se procedió a realizar un estudio individual de cada uno de ellas, con la ayuda del programa IBM SPSS Statistics 24, en donde se generaron diagramas de caja aplicados a las dos variables consideradas dentro de los aspectos físicos (peso inicial y final de los organismos; y tamaño inicial y final de las branquias). A su vez, se realizó un análisis de varianza ANOVA, para comparar varios grupos en una variable cuantitativa, mostrando el contraste de igualdad de medias para dos muestras independientes (Bakieva, Such, & Jornet, 2010). En el estudio se aplicó para evidenciar la diferencia entre el peso inicial y final de los organismos acuáticos y la diferencia en el tamaño del fragmento branquial; por otra parte, se realizó un análisis Tukey entre las dos variables antes mencionadas, el cual consiste en crear intervalos de confianza para todas las diferencias en parejas entre las medias de los niveles de cada uno de los tratamientos (Bakieva et al., 2010).

Las variables pertenecientes a los aspectos fisiológicos (contracciones abdominales y movilidad) fueron analizadas de manera separada, cada una con su respectivo gráfico descriptivo. Se realizaron diagramas de caja, comparando todos los tratamientos (5), los macroinvertebrados de estudio (10 por tratamiento); y el periodo comprendido por cada dos horas de monitoreo.

Para analizar la tasa de supervivencia se aplicó el método de Kaplan-Meier, el cual se basa en la estimación de las probabilidades condicionales en cada punto temporal cuando tiene lugar un evento y en tomar el límite del producto de esas probabilidades para estimar la tasa de supervivencia en cada punto temporal. Tal variable considera el tiempo de exposición, el estado del individuo y el tipo de exposición (Aguayo Canela M, 2007).

En el estudio el tiempo de exposición estuvo medido en horas, el estado del individuo (vivo o muerto) y el tipo de exposición pertenece a los diferentes tratamientos (Control,  $\text{CaCO}_3$  a 10 y 500mg/L, y NaCl a 10 y 500mg/L).

Finalmente, la variable etológica (construcción de casas) fue dividida en dos estados (casa con macroinvertebrado acuático y casa sin macroinvertebrado acuático), en donde se generaron dos diagramas de caja para analizar los estados de manera separada.

## **5 Resultados**

### **5.1 Análisis descriptivo**

#### **5.1.1 Aspectos Físicos**

##### **5.1.1.1 *Peso del Individuo***

En la Figura 9, se puede observar la diferencia del peso inicial y final de los organismos acuáticos, considerando todos los tratamientos del experimento. El tratamiento 1, correspondiente al control del estudio, no presentó una disminución de peso considerable.

Por otro lado, en los tratamientos 2 al 5, se puede observar que existió pérdida de peso significativa en los individuos acuáticos. El tratamiento 2 ( $\text{CaCO}_3$  a 10mg/L), situó a la mayoría de sus datos dentro del tercer cuartil, siendo el valor de peso inicial mínimo 0,0124 gramos y el más alto fue 0,0258 gramos, mientras que 0,0072 gramos fue el dato más bajo registrado correspondiente al peso final y el más alto fue 0,0253 gramos. Así también, el tratamiento 3 ( $\text{CaCO}_3$  a 500mg/L) ubica a sus valores dentro del rango 0,0134 a 0,0250 gramos (peso inicial), y 0,0067 a 0,0254 gramos (peso final).

El tratamiento 4 (NaCl a 10mg/L) mostró el valor más bajo de peso corporal (0,0037 gramos), situando a la mayoría de sus valores dentro del primer cuartil (25% de los valores de la distribución) y el bigote inferior correspondiente a los valores mínimos se extendió hasta el rango antes mencionado.

Finalmente, el tratamiento 5 (NaCl a 500mg/L) presentó evidentes diferencias entre ellos, al no poseer ningún tipo de cruce o relación entre los diagramas de distribución. El peso inicial situó sus valores entre el rango 0,0146 gramos y 0,0303 gramos; mientras que el peso final tuvo un valor mínimo de 0,0051 gramos y máximo de 0,0214 gramos.

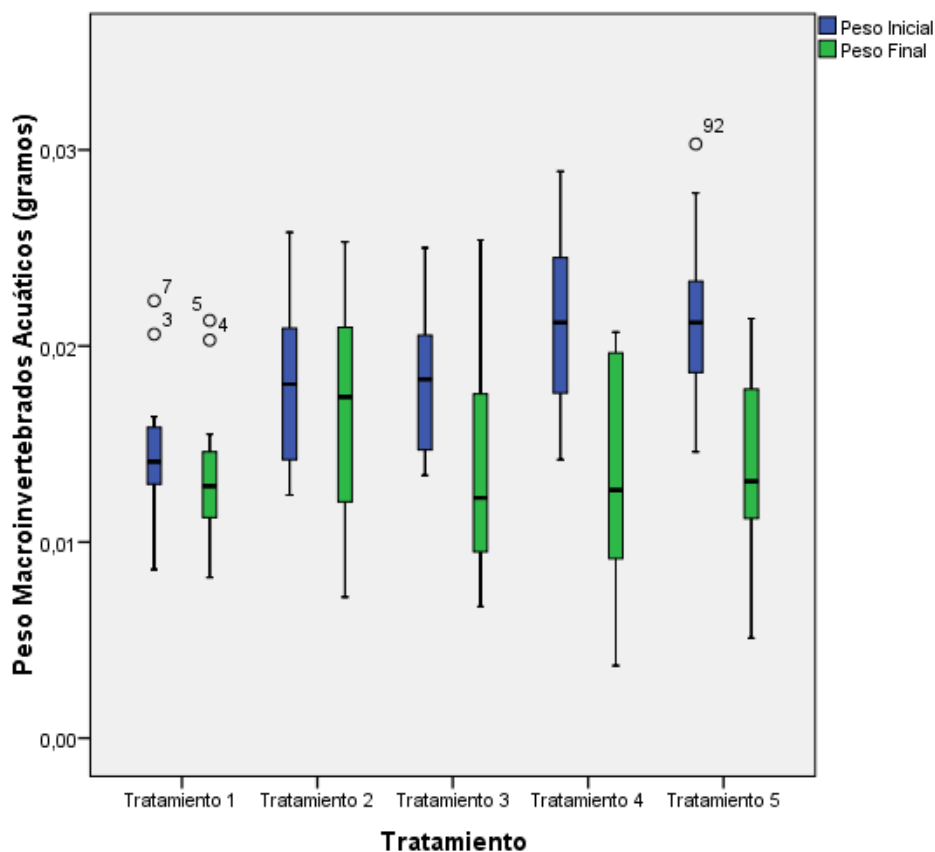


Figura 9. Diagrama de caja del peso inicial y final de los macroinvertebrados acuáticos, correspondiente a cada uno de los tratamientos del experimento.

Dentro del análisis comparativo también se realizó un análisis ANOVA entre los dos niveles (inicial y final) de la variable peso corporal, para evidenciar las diferencias significativas entre los resultados.

Tal análisis presentó un valor F de 45,526 que al ser considerablemente superior a 1, refleja que las medias muestrales son distintas. De igual manera el nivel crítico o nivel de significación observado (Sig) tiene un valor muy inferior a 0,05 (Tabla 4) lo que nos ayuda a rechazar la hipótesis de igualdad de medias y concluir que no todas las medias poblacionales del peso inicial y final comparadas son iguales.

Tabla 4.

De los resultados del ANOVA del Peso Inicial y Final de los macroinvertebrados acuáticos, pertenecientes a todos los tratamientos del experimento.

	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Media cuadrática	F	Sig.
<b>Entre grupos</b>	0,001	1	0,001	45,526	1,621E-10
<b>Dentro de grupos</b>	0,005	198	0,000023		
<b>Total</b>	0,006	199			

#### **4.1.1.2 Tamaño Fragmento Branquial**

El tratamiento 1 correspondiente al control del estudio, no presentó diferencias significativas entre los niveles medidos (inicial y final). Ubicándose los valores iniciales entre el rango 1792,35 micrómetros a 2776,36 micrómetros. Mientras que el valor mínimo del tamaño final fue 1349,52 micrómetros y 2696,68 micrómetros el valor máximo.

Por otra parte, a partir del tratamiento 2, se puede observar en la Figura 10, que existió una considerable disminución del tamaño del tercer fragmento branquial. El tratamiento 2 (CaCO<sub>3</sub> a 10mg/L), presentó un rango inicial de

1904,01 micrómetros y 2927,96 micrómetros; mientras que el tamaño final se situó en el rango de 1007,68 a 2699,31 micrómetros. Así también, el tratamiento 3 ( $\text{CaCO}_3$  a 500mg/L) señala una ligera diferencia entre los datos iniciales y finales, debido a que el tercer cuartil de los datos iniciales coincide con el primer cuartil de los datos finales. Sus datos iniciales se ubican en el rango 1647,57 a 2789,21 micrómetros, mientras el valor mínimo de los datos finales fue 1027,17 micrómetros y 2964,03 micrómetros el valor máximo. El tratamiento 4 ( $\text{NaCl}$  a 10mg/L), presentó diferencias significativas entre los resultados de los niveles de estudio (inicial y final). El nivel inicial se sitúa dentro del rango de 1564,21 a 2833,96 micrómetros, mientras que los resultados de la medición final se ubican dentro del rango de 876,83 a 2081,04 micrómetros; es importante mencionar, que la mayoría de los datos finales se encuentran formando parte del primer cuartil de los datos de la distribución (25%).

Sin embargo, el tratamiento 5 ( $\text{NaCl}$  a 500mg/L) es el que presentó la mayor diferencia entre los datos iniciales y finales tomados; debido a que no existe ningún tipo de cruce o relación entre los dos diagramas de caja comparados. Los datos obtenidos antes de la aplicación del diseño experimental se situaron dentro del rango (1674,83 a 2831,56 micrómetros), mientras que los datos obtenidos al culminar el tiempo de experimentación presentaron un valor mínimo de 1186,48 micrómetros y un valor máximo de 2426,43 micrómetros.

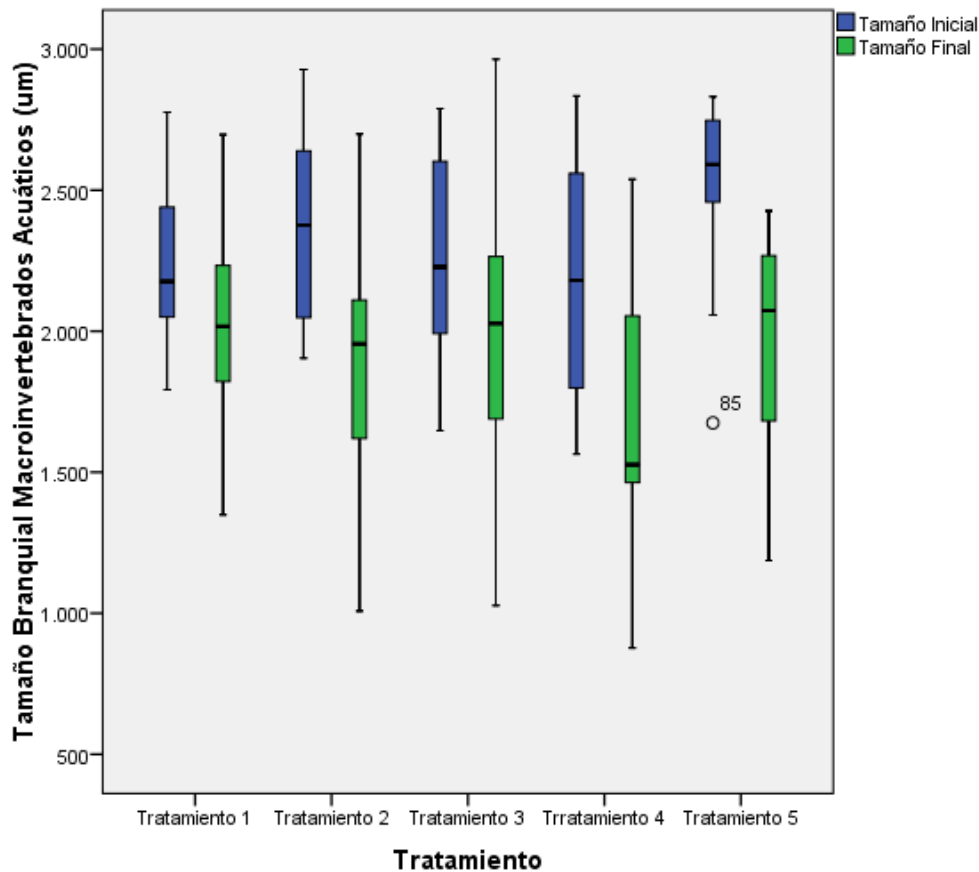


Figura 10. Diagrama de caja del tamaño del fragmento branquial inicial y final de los macroinvertebrados acuáticos, correspondiente a cada uno de los tratamientos del experimento.

El ANOVA aplicado a la variable tamaño del fragmento branquial se alinea a los resultados descriptivos presentados por el diagrama de caja. En donde se determina que existe diferencia entre las medias muestrales del tamaño inicial y final ( $F: 52,309$   $p: 1,013E-11$ ), sujetándose a la hipótesis de cuanto más diferentes sean las medias, mayor será el valor de  $F$ , y a su vez, nos permite rechazar la hipótesis de igualdad de medias y concluimos que no todas las medias poblacionales comparadas son iguales.

Tabla 5.

De los resultados ANOVA del Tamaño del fragmento branquial Inicial y Final de los macroinvertebrados acuáticos, pertenecientes a todos los tratamientos del experimento.

	Suma de cuadrados	Grados de Libertad	Media cuadrática	F	Sig.
<b>Entre grupos</b>	8017853,950	1	8017853,950	52,309	1,013E-11
<b>Dentro de grupos</b>	30349462,660	198	153280,114		
<b>Total</b>	38367316,610	199			

## 5.1.2 Aspectos Fisiológicos

### 5.1.2.1 Contracciones Abdominales

En la Figura 11 se puede observar el número de contracciones abdominales, los individuos que realizan tal actividad y a qué tratamiento pertenecen. El tratamiento 1, perteneciente al control del estudio es el que presentó el valor más alto de la variable (32 contracciones abdominales en 30 segundos).

Sin embargo, mientras transcurría el tiempo de monitoreo, el número de contracciones abdominales disminuyó en algunos individuos, en cuanto a otros esta actividad característica del género de macroinvertebrado acuático se mantuvo presente hasta horas cercanas a finalizar el experimento. A su vez, muchos de los organismos durante el tiempo de medición (30 segundos) no realizaron la contracción abdominal, únicamente al estar adheridos al sustrato o paredes del microcosmos o por encontrarse en movimiento (desplazamiento) que es otra variable que se estudió.

Cabe mencionar, que el estrés aportado por las sustancias utilizadas en el estudio, no influenciaron de manera negativa sobre el aumento o disminución del número de contracciones abdominales en los individuos acuáticos.

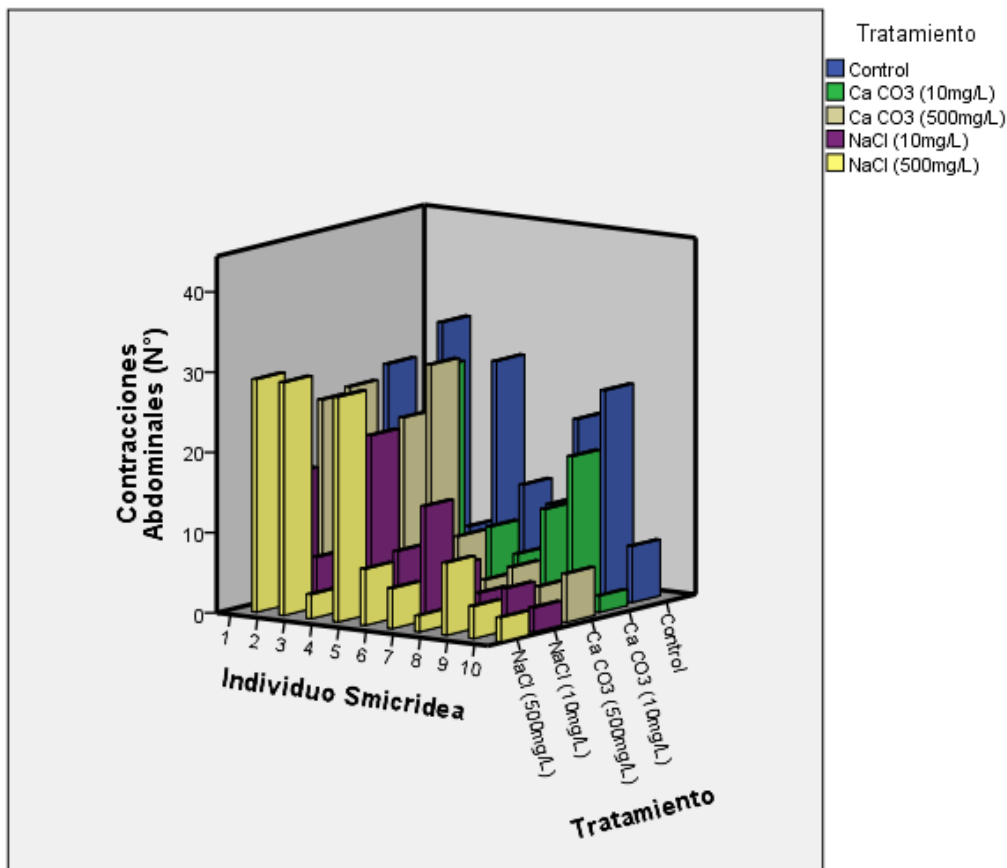


Figura 11. Diagrama en el cual se muestra el pico máximo de las contracciones abdominales por tratamiento.

### 5.1.2.2 Movilidad

En la Figura 12 se puede observar el desplazamiento realizado por los organismos acuáticos (10 por tratamiento).

El tratamiento 5, presentó el dato más alto de desplazamiento (12cm) correspondiente a la solución de NaCl a 500mg/L, seguido por el tratamiento 1 (Control) que tuvo un valor de 11 cm. De allí la mayoría de los datos de movilidad se mantuvieron en un rango inferior a 4 centímetros, en donde es



considerable indicar que algunos de los organismos acuáticos estudiados no realizaron ningún tipo de desplazamiento durante el periodo de medición, por lo que se les asignó un valor de cero. Esto se debe a que se encontraban ejecutando la actividad de contraer su abdomen de forma rítmica.

Por lo cual, se determina que la variable de estudio, no se vio alterada por las soluciones salinas disueltas en el agua; es decir, no influenciaron de manera negativa sobre el desplazamiento que realizan los organismos acuáticos.

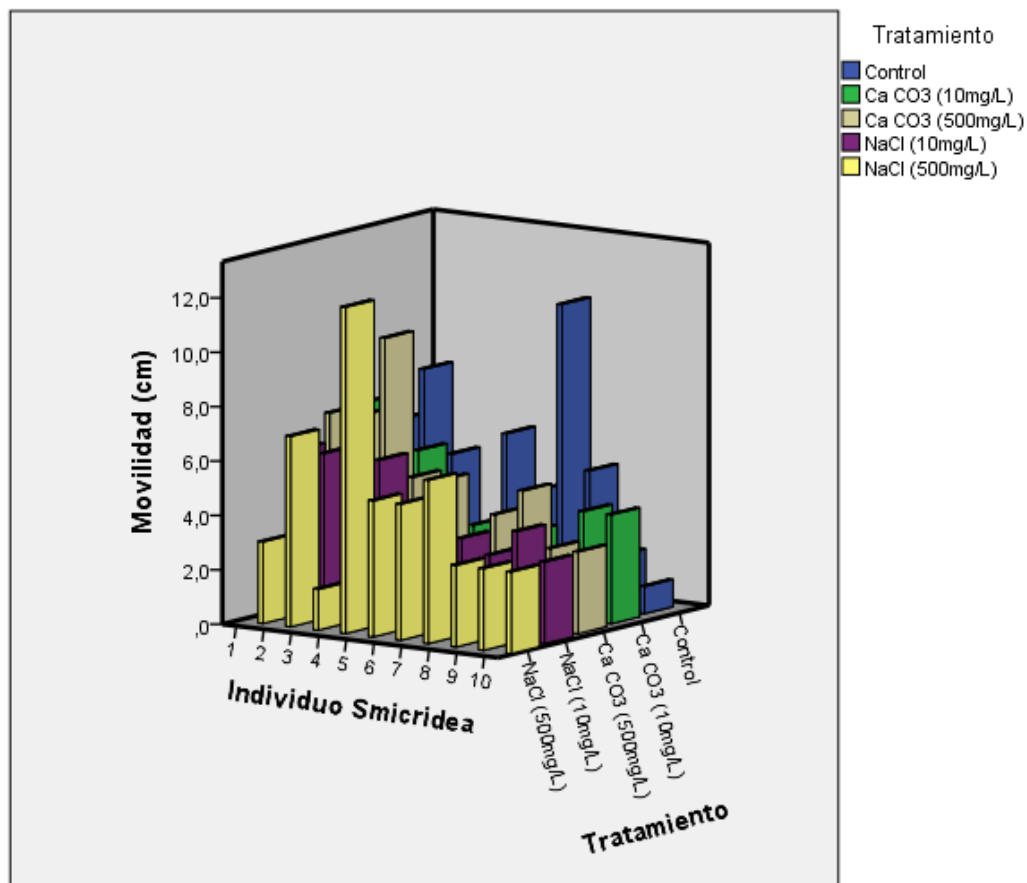


Figura 12. Diagrama en el cual se muestra el pico máximo de la movilidad por tratamiento.

### 5.1.3 Tasa de Supervivencia

La mortalidad de la totalidad de los tratamientos fue de 33 individuos, es decir el 33% de la población; sin embargo el tratamiento 2 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 10mg/L) es el que presentó mayor número de individuos muertos, seguido por el tratamiento 4 (solución  $\text{NaCl}$  a 10mg/L) con 7.

A su vez, en la Tabla 6 se puede observar el porcentaje de mortalidad por tratamiento. En donde el tratamiento 2 posee el mayor porcentaje de mortalidad (70%) correspondiente a la solución de  $\text{CaCO}_3$  a una concentración de 10mg/L, mientras que el tratamiento 3 fue el que presentó menor porcentaje de mortalidad (15%) perteneciente a la solución de  $\text{CaCO}_3$  a una concentración de 500mg/L.

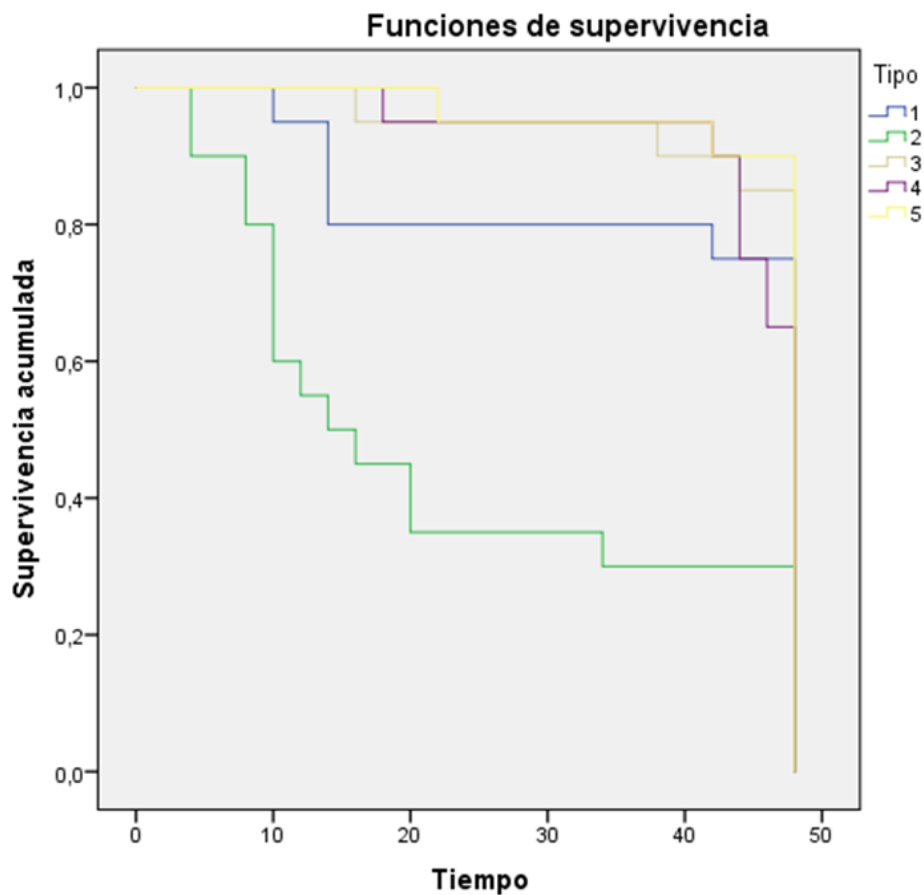
Tabla 6.

Porcentaje de mortalidad según cada tipo de tratamiento de los individuos (género *Smicridea*).

Tipo	N total	Supervivencia	Mortalidad	Porcentaje
1	20	15	5	25,0%
2	20	6	14	70,0%
3	20	17	3	15,0%
4	20	13	7	35,0%
5	20	16	4	20,0%
<b>Global</b>	100	67	33	33,0%

Por otro lado, para obtener resultados más precisos sobre la tasa de supervivencia de los macroinvertebrados acuáticos se trabajó con cada uno de los rangos horarios en donde los individuos morían (durante las 48 horas que duró el estudio) y a su vez, se consideró el tratamiento con cada una de las

soluciones a las que pertenecían los individuos muertos. En la Figura 13 se puede observar la tasa de mortalidad de los individuos conforme pasa el tiempo, considerando cada uno de los tratamientos, de donde se deduce que el tratamiento 2 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 10mg/L) a las 20 horas del experimento ya había perdido 9 individuos de su microcosmos. Mientras que el tratamiento 3 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 500mg/L) presentó la mayoría de sus organismos vivos hasta la culminación de las 48 horas de experimento, perdiendo únicamente 3 de ellos en el transcurso del tiempo.



*Figura 13.* Diagrama de supervivencia de los macroinvertebrados acuáticos (100 individuos).

En donde el tiempo en la parte inferior de la gráfica está medido en un rango de dos horas y el tipo según el color corresponde a los diferentes tratamientos, siendo 1 (Control), 2 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 10mg/L), 3 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 500mg/L), 4 (solución de NaCl a 10mg/L) y 5 (solución de NaCl a 500mg/L).

#### **5.1.4. Construcción de casas**

La construcción de las casas por parte de los organismos acuáticos fue medida al culminar el tiempo de experimentación (48 horas). A su vez, la variable en estudio fue dividida en dos niveles: casa sin macroinvertebrado y casa con macroinvertebrado.

En la Figura 14 se puede observar que en el tratamiento 2 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 10mg/L) no presentó construcción de casas durante todo el periodo de estudio, debido que a la mitad de tiempo de monitoreo ya habían muerto 9 individuos. Mientras que el tratamiento 5 (solución de NaCl a 500mg/L) fue el que mostró mayor número de casas construidas (7 casas); considerando que al momento de la medición no poseían al macroinvertebrado acuático en su interior. Seguido por el tratamiento 4 (solución de NaCl a 10mg/L) que presentó 5 casas construidas sin el organismo en su interior.

Por otra parte, el tratamiento 5 (solución de NaCl a 500mg/L) al culminar el periodo de monitoreo, presentó la construcción de 6 casas que albergaban a los macroinvertebrados acuáticos en su interior. Seguido por el tratamiento 3 (solución de  $\text{CaCO}_3$  a 500mg/L) que tuvo la presencia de 4 casas con los organismos acuáticos en su interior.

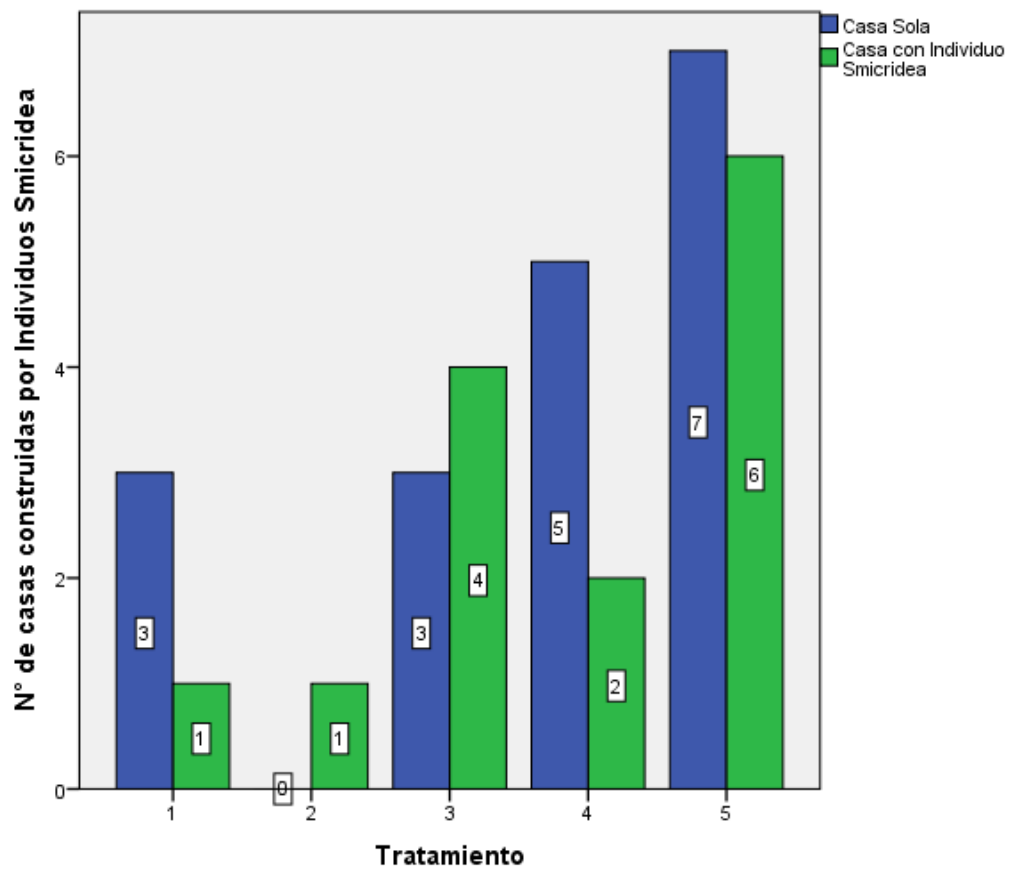


Figura 14. Diagrama en el cual se muestra el número de casas construidas con y sin macroinvertebrado acuático en su interior.

## 6 Discusión

El estrés es un proceso que genera respuestas automáticas ante condiciones externas que resultan amenazadoras o desafiantes (Hellen, Peñuela, Uribevelásquez, Alberto, & Valencia, 2011). Las respuestas ante el estrés están mediadas por circuitos que se encuentran interconectados en el sistema límbico frontal, hipotálamo y cerebro, relacionados con la memoria y recompensa, por lo cual es adecuado considerar que el estrés es una respuesta biológica originada cuando un animal percibe una amenaza a su homeostasis, y lo desarrolla de distintas maneras dependiendo su especie (Koscinczuk, 2014). A su vez, las respuestas de estrés se manifiestan en tres momentos: reconocimiento del agente estresante, defensa biológica contra el mismo y sus consecuencias; considerando que el último momento puede convertirse en una situación patológica en el animal o incluso la muerte (Koscinczuk, 2014).

Debido a múltiples investigaciones se ha logrado determinar que el estrés salino influye de manera negativa en el desarrollo de las especies vegetales y animales al presentar componentes osmóticos e iónicos (Martinez Villavicencio et al., 2011), y mostrar efectos irreversibles en cortos periodos de tiempo (D. Morales, 2010). En el caso de los animales, la salinidad influye en la tasa de crecimiento de distintas especies de macroinvertebrados acuáticos, especialmente en su estado larvario; y a su vez, interviene en el comportamiento de los mismos al ser su umbral de tolerancia superado (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012).

Según los resultados obtenidos referentes a las variables físicas del estudio, podemos determinar que existió una considerable disminución en el peso de los organismos acuáticos comparando los datos iniciales y los datos tomados al finalizar el tiempo de experimentación. Los compuestos químicos

seleccionados ( $\text{NaCl}$  y  $\text{CaCO}_3$ ) aportaron estrés a los macroinvertebrados acuáticos, dependiendo su intensidad y duración. Para reforzar los resultados se han considerado un sin número de investigaciones relacionadas a la pérdida de peso en animales, los cuales señalan que al no tener un metabolismo rápido o una respuesta inmediata de la capacidad osmoreguladora, medida por elevados esfuerzos energéticos se ve reflejada en la pérdida de peso de los organismos (Jimenez, 2010). En el presente estudio la respuesta de control registró también un decrecimiento en el peso, que está relacionado al estrés producido por el cambio a un ambiente nuevo y por la disponibilidad de recursos alimenticios que son más abundantes en el ambiente natural. No obstante, el peso de los organismos acuáticos decreció significativamente tanto en el tratamiento  $\text{CaCO}_3$  como en el de  $\text{NaCl}$ , aunque fue más acusado en este último. El exceso de iones salinos dentro del espacio extracelular de los organismos acuáticos genera un desequilibrio en la interacción metabólica y el constante proceso de ajuste homeostático impidiendo que exista una neutralidad eléctrica proporcionada por una masa igual de cationes y de aniones en el organismo y la correcta regulación ácido-base, lo que genera mayores esfuerzos energéticos, hipernatremia o envenenamiento por sales (Parada, R., 1980). A su vez, se genera hiperhidratación hipertónica, que consiste en el exceso de agua y sodio en los organismos, específicamente en el espacio intracelular como en el extracelular, como consecuencia hay salida de agua de las células (exsiccosis o deshidratación celular) y se debe a la ingestión de agua salada o la infusión de soluciones salinas hipertónicas (Parada, R., 1980).

De igual manera, los resultados obtenidos referentes al tamaño del fragmento branquial, presentaron diferencias significativas entre los datos tomados al inicio y final del experimento. Cuando se realizó la medición final de las branquias, se pudo apreciar de manera clara una especie de atrofia, deformación y encogimiento de la estructura en los individuos pertenecientes a los tratamientos que contenían los compuestos químicos de estudio,

principalmente los correspondientes a las soluciones de  $\text{CaCO}_3$  a bajas concentraciones (10mg/L). Las branquias, al ser órganos destinados al proceso de respiración, son las estructuras más delicadas del cuerpo ya que están expuestas a sufrir daños de cualquier agente irritante, como son los metales pesados y residuos de ciertos pesticidas, debido a su localización externa y su necesario e íntimo contacto con el agua (Jiménez, 2010). A su vez, se ha determinado que un motivo de patología en las branquias se debe a la interacción entre minerales a causa de la práctica de piscicultura en las zonas aledañas a los ríos (como es el caso de nuestro estudio), debido a la dilución de concentraciones de calcio (Roa & Rojas, 2011). Así también otro estudio afirma, que los cambios en la estructura branquial de los organismos acuáticos cuando se encuentran en una transición de agua dulce a la salina, están definidos por la hormona esteroide cortisol y la hormona del crecimiento que estimulan dichos cambios (Jiménez, 2010).

Por otro lado, los estudios histológicos realizados en organismos acuáticos brindan la información necesaria para determinar los efectos causados a nivel de estructuras celulares en forma de tejidos, debido a la presencia de agentes irritantes en los cuerpos de agua; como es el caso de una investigación realizada en *cachama blanca* (*Piaractus brachypomus*); un pez que fue sometido a concentraciones de Cloruro de Mercurio para determinar las patologías que se generan a nivel de las branquias, en donde se evidenció aneurismas que consisten en un ensanchamiento o abombamiento anormal de una parte de una arteria debido a debilidad en la pared del vaso sanguíneo y pérdida laminar de la estructura branquial (Vargas-morales, 2014).

Siguiendo con los resultados obtenidos en el estudio, dentro de las variables fisiológicas, las contracciones abdominales presentaron datos dispersos en cada uno de los tratamientos del experimento, con una pequeña disminución durante las horas finales del periodo de monitoreo; a su vez, algo similar



ocurrió con el desplazamiento que realizaron los macroinvertebrados acuáticos. La frecuencia de las contracciones abdominales es un fenómeno que ha sido poco estudiado y no se dispone de mucha información (Sala, 2015), a su vez, en otras investigaciones realizadas, no se han generado resultados relevantes acerca de la locomoción que realizan los organismos acuáticos, por lo tanto, no está claro si la locomoción puede ser un punto final viable para evaluar los efectos de la contaminación en las comunidades bentónicas (Sala et al., 2016). Tales resultados se encuentran directamente relacionados con el tiempo de experimentación y la intensidad del estrés (medido por el grado de concentración de las soluciones de contaminantes).

Adicionalmente dentro de las variables etológicas, el mayor número de construcción de casas o refugios se evidenció en los tratamientos correspondientes a las soluciones de Cloruro de Sodio. Por lo cual se deduce que el Cloruro de Sodio a baja y alta concentración aporta mayor estrés a los organismos acuáticos forzando a los especímenes a construir casas o refugios para mantenerse aislados de las condiciones que adquirió el medio debido a la aportación de contaminantes externos; lo que indica que hay una adaptación de la población a la salinidad. La supervivencia de cada especie o individuo depende de la capacidad de adaptación que tengan a los cambios producidos en el medio en que habitan. Así están las adaptaciones morfológicas, que incluyen al mimetismo y camuflaje; las adaptaciones fisiológicas que incluyen a la hibernación y estivación y dentro de las adaptaciones conductuales se encuentra la migración y el cortejo que involucran una modificación en su estilo de vida para asegurar su reproducción, buscar alimento, defenderse de sus depredadores, trasladarse periódicamente de un ambiente a otro debido a la identificación de que las condiciones ambientales son desfavorables para su bienestar, etc.; un ejemplo de tal comportamiento es la migración de las especies durante periodos de tiempo definidos (Lewandowski, 2015).

Finalmente, la tasa de mortalidad se vio más reflejada en los tratamientos correspondientes a las soluciones de Carbonato de Calcio (con 23 individuos muerto); debido a que el carbonato de calcio que aporta turbidez al agua de los ríos, ocasiona la disminución en la capacidad de realizar fotosíntesis en las plantas acuáticas, reduciendo la cantidad de oxígeno disuelto disponible para los macroinvertebrados acuáticos (Alarcón, Valdés, & Torres, 2015).

## **7 Conclusiones y Recomendaciones**

### **7.1 Conclusiones**

Los compuestos químicos disueltos en los ríos debido a las actividades antrópicas, aportan niveles considerables de estrés en los macroinvertebrados acuáticos; como se logró evidenciar de manera clara en los diferentes tratamientos aplicados en los microcosmos construidos para el estudio, sujetándose a resultados obtenidos en investigaciones realizadas en especies animales y vegetales.

Por lo que se determina, que la salinidad influye de manera negativa en el desarrollo de los organismos acuáticos, contribuyendo en la disminución de su peso corporal debido a que requieren mayor esfuerzo energético para adaptarse a las condiciones alteradas del medio en donde se encuentran. (CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas, 2012) A su vez, las estructuras de su cuerpo, en este caso las branquias, sufrieron deformación y atrofia al estar expuestas a concentraciones de carbonato de calcio y salinidad; y en varios casos, especialmente en las altas concentraciones se evidenció pérdida de algunas laminillas del segmento branquial.

Sin duda, el estrés que aportan ciertas sustancias químicas en los organismos acuáticos, están directamente relacionadas con el tiempo de exposición y la intensidad medida en la concentración de ellas; generando respuestas fisiológicas a nivel de individuo o comunidad según su grado de tolerancia. Es por ello, que las variables fisiológicas consideradas en este estudio (contracciones abdominales y movilidad), presentaron resultados diferentes por individuo, los cuales al ser comparados con su réplica, no cuentan con ninguna relación. Lo que lleva a la conclusión, que cada organismo se adapta de manera diferente y lucha para mantener estabilidad en la composición

fisicoquímica de sus fluidos corporales con el medio externo, para así adaptarse al ecosistema que ha sido alterado (Koscinczuk, 2014); en donde es posible que existan variaciones en las respuestas de estrés, incluso entre individuos de una misma especie; debido a que tales resultados están influenciados por el estado fisiológico, edad, sexo, y por la capacidad de controlar y/o predecir la situación. Por lo que el estrés está asociado con el síndrome general de adaptación, considerando tres etapas: fase de alarma (sin adaptación), de resistencia (adaptación) y de agotamiento (cuando el daño es tan intenso o prolongado que produce una pérdida del estado de salud o la muerte del individuo) (Koscinczuk, 2014).

Finalmente, se logró determinar que el Carbonato de Calcio influye de manera negativa en la tasa de supervivencia de los individuos, debido a que se convirtió en una situación de diestrés; al volverse el estrés un agente perjudicial, al no permitir que se pongan en marcha los mecanismos conductuales efectivos que logran neutralizar al desencadenante (contaminante) y también, por demandar mayores costos energéticos. Mientras que el Cloruro de Sodio aportó un tipo de estrés menos intenso, permitiendo y brindando el tiempo necesario para que los organismos acuáticos hagan frente al estímulo estresante, poniendo en marcha patrones de comportamiento adecuado (construcción de casas o refugios para empupar). De esta manera, el individuo intenta disminuir su contacto con el factor estresante (NaCl) que fue su principal amenaza, al sentirse protegido dentro de su refugio, logrando un tipo de adaptación a la situación de estrés (Koscinczuk, 2014).

## 7.2 Recomendaciones

En posteriores estudios, se recomienda trabajar con un mayor número de réplicas por tratamiento; para de esta manera trabajar con más niveles de concentración de contaminantes y poder determinar el rango exacto que se convierte en letal para los organismos acuáticos. A su vez, también incluir un número mayor de individuos a cada tratamiento, para fortalecer los resultados con superior número de réplicas (organismos sometidos a medición) y determinar si el estrés aportado por los contaminantes se presenta de distinta forma a nivel de individuo o especie.

Por otro lado, se recomienda extender el tiempo de experimentación (por lo menos 72 horas), para poseer una curva de supervivencia más robusta y evidenciar el comportamiento de los individuos que se ve reflejado en adaptación o muerte. También, incluir un monitoreo constante con un rango de 3 horas; debido a que el rango utilizado en el estudio (2 horas) fue muy corto para realizar el conteo y visualización de cada una de las variables.

A su vez, dentro de la primera etapa del estudio, que consistió en la construcción de los microcosmos, es necesario ubicar los palillos de una manera distinta (más separados), debido a que tal situación dificultó la rápida visualización de los especímenes durante el tiempo de monitoreo para su respectiva medición. También se recomienda, realizar un número mayor de orificios en la manguera plástica, para que con la ayuda de la bomba de recirculación se genere un flujo considerable de agua dentro de los sistemas cerrados; y esto contribuya a la construcción de redes para captar el alimento, característica específica de los individuos del género *Smicridea*. Dichas redes fueron construidas únicamente en dos microcosmos, los cuales contenían

mayor flujo de agua; por tal razón al mejorar estas condiciones, la construcción de redes se puede convertir en una variable más de estudio.

Finalmente, pero sin menos importancia; es fundamental que se mantenga una temperatura constante y muy controlada dentro de los sistemas, para que esta situación no sea otra variable más que aporte estrés a los organismos acuáticos.

## REFERENCIAS

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M. y Prat, N. (2008). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. Recuperado el 8 de septiembre de 2016 de [http://doi.org/http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028\(1\)%2004%20Acosta.pdf](http://doi.org/http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028(1)%2004%20Acosta.pdf)
- Aguayo, M. y Lora E. (2007). Cómo hacer “paso a paso” un Análisis de Supervivencia con SPSS para Windows. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.fabis.org/html/archivos/docuweb/SuperviKM\\_1r.pdf](http://doi.org/http://www.fabis.org/html/archivos/docuweb/SuperviKM_1r.pdf)
- Alarcón, E., Valdés, N. y Torres, R. (2015). Saturación del carbonato de calcio en un área de cultivo de mitílidos en el Seno Reloncaví, Patagonia norte, Chile. Recuperado el 27 de octubre de <http://doi.org/10.3856/vol43-issue2-fulltext-1>
- Alba, J., Pardo, I., Prat, N. y Pujante, A. (2005). Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva MARCO del Agua. Protocolos de muestreo y análisis para INVERTEBRADOS BENTONICOS. Recuperado el 15 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual\\_bentonicos.pdf](http://doi.org/http://195.55.247.234/webcalidad/estudios/indicadoresbiologicos/Manual_bentonicos.pdf)
- Bakieva, M., Such, G. y Jornet, J. (2010). SPSS: ANOVA de un factor. Recuperado el 23 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.uv.es/innomide/spss/SPSS/SPSS\\_0702b.pdf](http://doi.org/http://www.uv.es/innomide/spss/SPSS/SPSS_0702b.pdf)
- Calderón, J. (2004). Evaluación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad fisicoquímica del agua en la parte alta de la quebrada el carraca del municipio de los santos departamento santander. Recuperado el 10 de septiembre de 2016 de <http://doi.org/trabajos-pdf4/macroinvertebrados-calidad-fisicoquimica-agua-santos/macroinvertebrados-calidad-fisicoquimica-agua-santos.pdf>

- Cañedo-Argüelles, M. (2016). Recreación de un ecosistema experimentales controladas. Recuperado el 15 de agosto de 2016 de [http://doi.org/https://www.researchgate.net/publication/235342977\\_El\\_mesocosmos\\_Sostaquarecreacion\\_de\\_un\\_ecosistemafluvial\\_bajo\\_condicionesexperimentales\\_controladas](http://doi.org/https://www.researchgate.net/publication/235342977_El_mesocosmos_Sostaquarecreacion_de_un_ecosistemafluvial_bajo_condicionesexperimentales_controladas)
- Cañedo-Argüelles, M., Hawkins, P., Kefford, J., Schäfer, B., Dyack, J., Brucet, S. y Timpano, J. (2016). *Saving freshwater from salts*. Recuperado el 17 de agosto de 2016 de <http://doi.org/10.1126/science.aad3488>
- Cañedo-Argüelles, M., Kefford, J., Piscart, C., Prat, N., Schäfer, B. y Schulz, C. J. (2013). *Salinisation of rivers: An urgent ecological issue*. Recuperado el 23 de septiembre de 2016 de <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.10.011>
- Cañedo-Argüelles, M., Sala, M., Peixoto, G., Prat, N., Faria, M., Soares, M. y Kefford, B. (2015). *Can salinity trigger cascade effects on streams? A mesocosm approach*. Recuperado el 25 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.039>
- Castellanos, M. y Serrato, C. (1936). Diversidad de macroinvertebrados acuáticos en un nacimiento de río en el páramo de Santurbán, norte de santander. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>
- CEDEX Centro de estudios y experimentación de obras públicas. (2012). Umbrales de tolerancia al incremento de salinidad de diversas especies marinas. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Umbrales\\_de\\_Tolerancia\\_al\\_Incremento\\_de\\_Salinidad\\_de\\_diversas\\_especies\\_marinas\\_\\_tcm7-258750.pdf\\_tcm7-258750.pdf](http://doi.org/http://www.mapama.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/publicaciones/Umbrales_de_Tolerancia_al_Incremento_de_Salinidad_de_diversas_especies_marinas__tcm7-258750.pdf_tcm7-258750.pdf)
- Chapman, D. (1996). *Water Quality Assessments - A guide to use of biota, sediments and water in enviromental monitoring*. Recuperado el 8 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.4324/9780203476710>



- Morales, R. (2010). EFECTO DEL ESTRÉS POR NaCl EN EL CRECIMIENTO Y LAS RELACIONES HÍDRICAS EN PLANTAS DE TOMATE (*Solanum lycopersicum* L.) DURANTE EL PERÍODO VEGETATIVO. Recuperado el 25 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0258-59362010000400005](http://doi.org/http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0258-59362010000400005)
- Daam, A., Cerejeira, J., Van den Brink, J. y Brock, M. (2011). *Is it possible to extrapolate results of aquatic microcosm and mesocosm experiments with pesticides between climate zones in Europe?*. Recuperado el 16 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.1007/s11356-010-0406-z>
- Elbrecht, V., Beermann, J., Goessler, G., Neumann, J., Tollrian, R., Wagner, R. y Leese, F. (2016). *Multiple-stressor effects on stream invertebrates: A mesocosm experiment manipulating nutrients, fine sediment and flow velocity*. Recuperado el 23 de septiembre de 2016 de <http://doi.org/10.1111/fwb.12713>
- Forero-Céspedes, M., Reinoso-Flórez, G. y Gutiérrez, C. (2012). Evaluación de la calidad del agua del río Opia (Tolima-Colombia) mediante macroinvertebrados acuáticos y parámetros fisicoquímicos. Recuperado el 13 de octubre de 2016 de <http://www.revistas.unal.edu.co/index.php/cal/article/view/41208/46562>
- Gamboa, M., Reyes, R. y Arrivillaga, J. (2008). Revisiones Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de salud ambiental. Recuperado el 18 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1690-46482008000200001](http://doi.org/http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1690-46482008000200001)
- Giacometti, C. y Bersosa, F. (2006). Macroinvertebrados acuáticos y su importancia como bioindicadores de calidad del agua en el río Alambi. Recuperado el 2 de octubre de 2016 de <http://doi.org/1390-3004>
- Gobierno Autónomo Descentralizado Parroquial de Nono. (2012). Plan de desarrollo y ordenamiento territorial de Nono 2012-2025. Recuperado el 28 de agosto de 2016 de [http://doi.org/http://www.pichincha.gob.ec/phocadownload/leytransparencia/literal\\_k/](http://doi.org/http://www.pichincha.gob.ec/phocadownload/leytransparencia/literal_k/)

ppot/dmq/ppdot\_nono.pdf

González, A. (2012). Evaluación del crecimiento y desarrollo larvario de *Strombus gigas* en Mesocosmos , una alternativa para su cultivo. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de <http://doi.org/http://www.mda.cinvestav.mx/personaldelmar/Tesis/Wendy.pdf>

Hanson, P. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. Recuperado el 25 de octubre de 2016 de [http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442010000800001](http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800001)

Hellen, M., Peñuela, R., Uribe-velásquez, F., Alberto, J. y Valencia, S. (2011). BIOMARCADORES DE ESTRÉS COMO INDICADORES DE BIENESTAR ANIMAL EN GANADO DE CARNE. Recuperado el 10 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1657-95502011000100007](http://doi.org/http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1657-95502011000100007)

Hoskins, D. y Boone, M. D. (2015). *Evaluating the Need for Supplemental Shallow Water Access for Amphibians Reared in Mesocosms*. Recuperado el 27 de agosto de 2016 de <http://doi.org/10.1643/CH-14-120>

Jimenez, C. (2010). Adaptaciones fisiologicas de los animales acuaticos (principalmente los peces y crustáceos ) frente a los estresores físicos , químicos , geológicos y biológicos en sistemas marinos y dulceacuícolas. Recuperado el 20 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://intranet.sisal.unam.mx/material\\_apoyo\\_files/2%20Ensayo%20predoctoral%20sobre%20adaptaciones%20fisiologicas.pdf](http://doi.org/http://intranet.sisal.unam.mx/material_apoyo_files/2%20Ensayo%20predoctoral%20sobre%20adaptaciones%20fisiologicas.pdf)

Koscinczuk, P. (2014). Ambiente, adaptación y estrés. Recuperado el 17 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1669-68402014000100015](http://doi.org/http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1669-68402014000100015)

Lewandowski, M. (2015). Adaptaciones De Los Seres Vivos Al Medio. Recuperado el 2 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

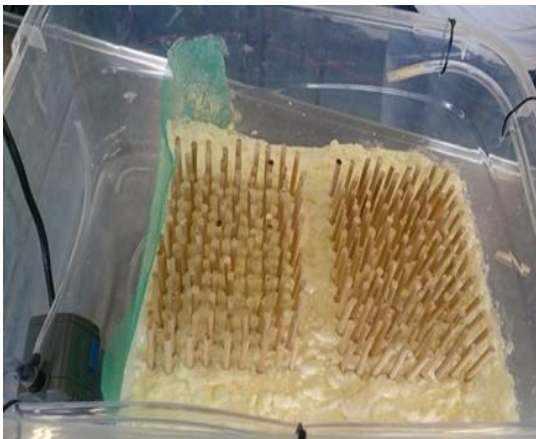
- López., E. (2013). EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN LA LAGUNA DE YURIRIA, GUANAJUATO , MÉXICO , ANÁLISIS DE VALORACIÓN PARA DOS ÉPOCAS 2005, 2009-2010. Recuperado 6 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0188-49992013000300002](http://doi.org/http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-49992013000300002)
- Madrid, I. y Cooper, J. (2007). Rasgos Fisiológicos y Biológicos que definen el Nicho Ecológico en Corixidae (Hemiptera): Respuestas al Cambio Climático e Invasiones Biológicas. Recuperado el 17 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.13140/RG.2.1.2171.2482>
- Martinez Villavicencio, N., López Alonzo, V., Basurto Sotelo, M. y Pérez Leal, R. (2011). Efectos por salinidad en el desarrollo vegetativo. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://tecnociencia.uach.mx/numeros/v5n3/data/Efectos\\_por\\_salinidad\\_en\\_el\\_desarrollo\\_vegetativo.pdf](http://doi.org/http://tecnociencia.uach.mx/numeros/v5n3/data/Efectos_por_salinidad_en_el_desarrollo_vegetativo.pdf)
- Posada, A., Roldán, G. y Ramírez, J. (2000). Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas de la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. Recuperado el 1 de octubre de 2016 de <http://doi.org/http://revistas.ucr.ac.cr/index.php/rbt/article/viewFile/18151/18386>
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. (2006). Los Macroinvertebrados Como Indicadores De Calidad De Las Aguas. Recuperado el 3 de octubre de 2016 de <http://doi.org/http://www.ub.edu/fem/docs/caps/2009%20MacroIndLatinAmcompag0908.pdf>
- Ramírez, A. y Gutiérrez-Fonseca, E. (2014). Estudios sobre macroinvertebrados acuáticos en América Latina: Avances recientes y direcciones futuras. Recuperado el 10 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15775>

- Roa, I. y Rojas, M. (2011). Deformación de Branquias en Salmónidos : Análisis Macroscópico , Histológico , Ultraestructural y de Elementos. Recuperado el 14 de octubre de 2016 de <http://doi.org/10.4067/S0717-95022011000100007>
- Sala, M. (2015). Efectes subletals de la salinització en *Hydropsyche exocellata*. Recuperado el 4 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.ub.edu/fem/docs/treballs/TFM\\_ECOGES2015\\_SalaPrat.pdf](http://doi.org/http://www.ub.edu/fem/docs/treballs/TFM_ECOGES2015_SalaPrat.pdf)
- Sala, M., Faria, M., Sarasúa, I., Barata, C., Bonada, N., Brucet, S. y Cañedo-Arguelles, M. (2016). *Chloride and sulphate toxicity to Hydropsyche exocellata (Trichoptera, Hydropsychidae): exploring intraspecific variation and sub-lethal endpoints*. Recuperado el 2 de octubre de <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.121>
- Sánchez, O., Herzig, M., Peters, E., Marquéz, R. y Zambrano, L. (2007). Perspectivas sobre Conservación de Ecosistemas Acuáticos en México. Recuperado el 7 de octubre de 2016 de <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:No+Title#0>
- Severiche, A., Barreto, J. y Acevedo, L. (2013). Efecto de las Lluvias sobre la Calidad del Agua en La Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Recuperado el 23 de octubre de 2016 de [http://www.unilibre.edu.co/revistaavances/avances-10-1/Tema\\_07\\_Cienaga\\_Grande\\_Santa\\_Marta.pdf](http://www.unilibre.edu.co/revistaavances/avances-10-1/Tema_07_Cienaga_Grande_Santa_Marta.pdf)
- Springer, M. (2010). Trichoptera. Recuperado el 26 de septiembre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0034-77442010000800007](http://doi.org/http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800007)
- Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N. y Pardo, I. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. Recuperado el 12 de octubre de 2016 de [http://doi.org/https://www.researchgate.net/publication/263058740\\_Calidad\\_de\\_las\\_aguas\\_de\\_los\\_rios\\_mediterraneos\\_del\\_proyecto\\_GUADALMED\\_Caracteristicas\\_fisico-quimicas](http://doi.org/https://www.researchgate.net/publication/263058740_Calidad_de_las_aguas_de_los_rios_mediterraneos_del_proyecto_GUADALMED_Caracteristicas_fisico-quimicas)

- Vargas-Morales, A. (2014). Efectos inmunotoxicológicos e histopatológicos de la exposición a concentraciones subletales de cloruro de mercurio (HgCl<sub>2</sub>) en cachama blanca (*Piaractus brachypomus*). Recuperado el 22 de octubre de 2016 de [http://doi.org/http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S1900-96072014000100003](http://doi.org/http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1900-96072014000100003)
- Vásquez-Ramos, M., Guevara-Cardona, G. y Reinoso-Flórez, G. (2014). Factores ambientales asociados con la preferencia de hábitat de larvas de tricópteros en cuencas con bosque seco tropical (Tolima, Colombia). Recuperado el 6 de octubre de 2016 de <http://doi.org/http://www.scielo.sa.cr/pdf/rbt/v62s2/a02v62s2.pdf>
- Villamarín, C. (2012). Estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos altoandinos del Ecuador y Perú . Diseño de un sistema de medida de la calidad del agua con índices multimétricos. Recuperado el 12 de septiembre de 2016 de [http://doi.org/http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/83923/CPVF\\_TESIS.pdf?sequence=1](http://doi.org/http://www.tdx.cat/bitstream/handle/10803/83923/CPVF_TESIS.pdf?sequence=1)

## **ANEXOS**

## Anexo 1. Construcción de Microcosmos



**Anexo 2.** Recolección de Macroinvertebrados Acuáticos género Smicridea y Medición de parámetros fisicoquímicos in situ en el Río Alambí-Parroquia Nono.



**Descripción:**

A) Recolección de macroinvertebrados acuáticos, superior izquierda



- B) Clasificación de macroinvertebrados acuáticos únicamente género Smicridea, superior derecha
- C) Toma de coordenadas geográficas, inferior izquierda
- D) Medición de parámetros fisicoquímicos.
- E) Evidencia de contaminación por actividades antrópicas (fogatas)

### Anexo 3. Equipos para análisis in situ y Análisis en Laboratorio



#### Descripción:

- A) GPS
- B) pHmetro HANNA
- C) Estereoscopio OLYMPUS

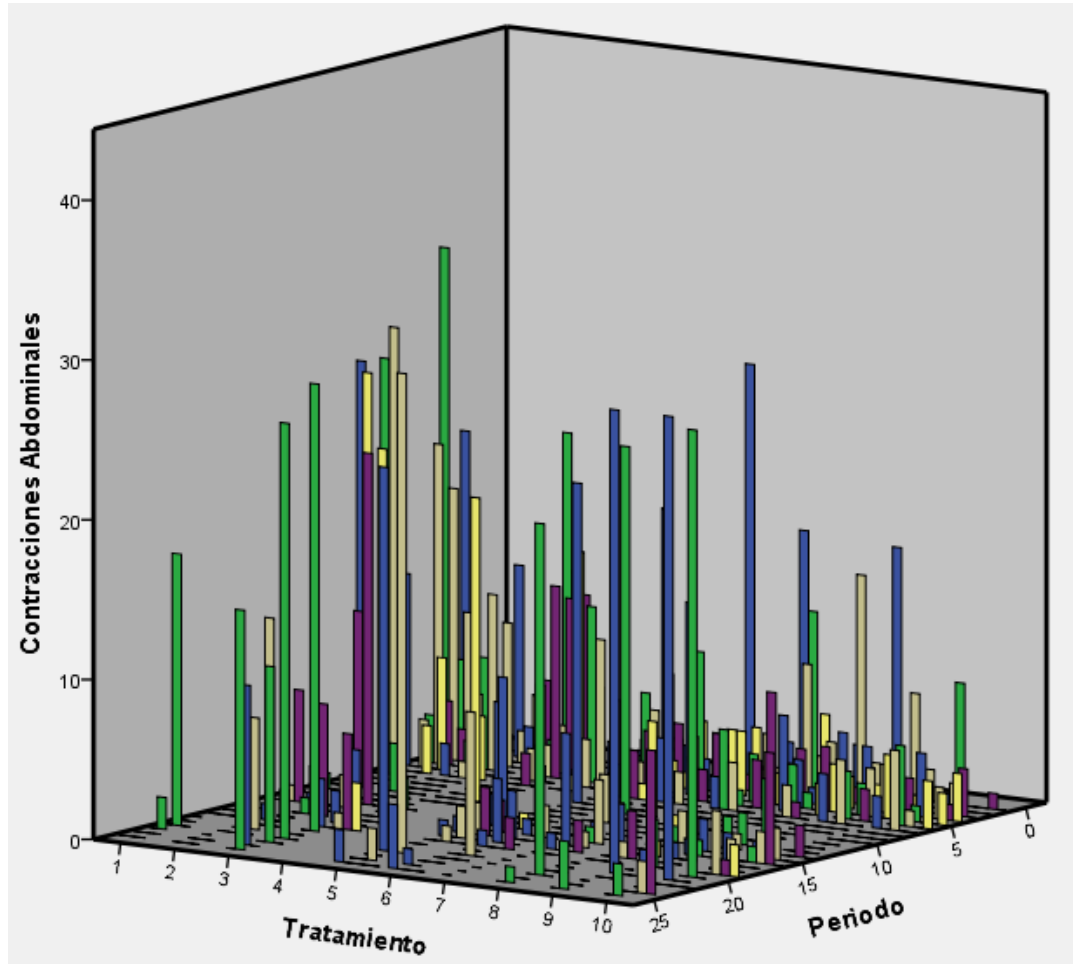
**Anexo 4.** Macroinvertebrados acuáticos género *Smicridea*



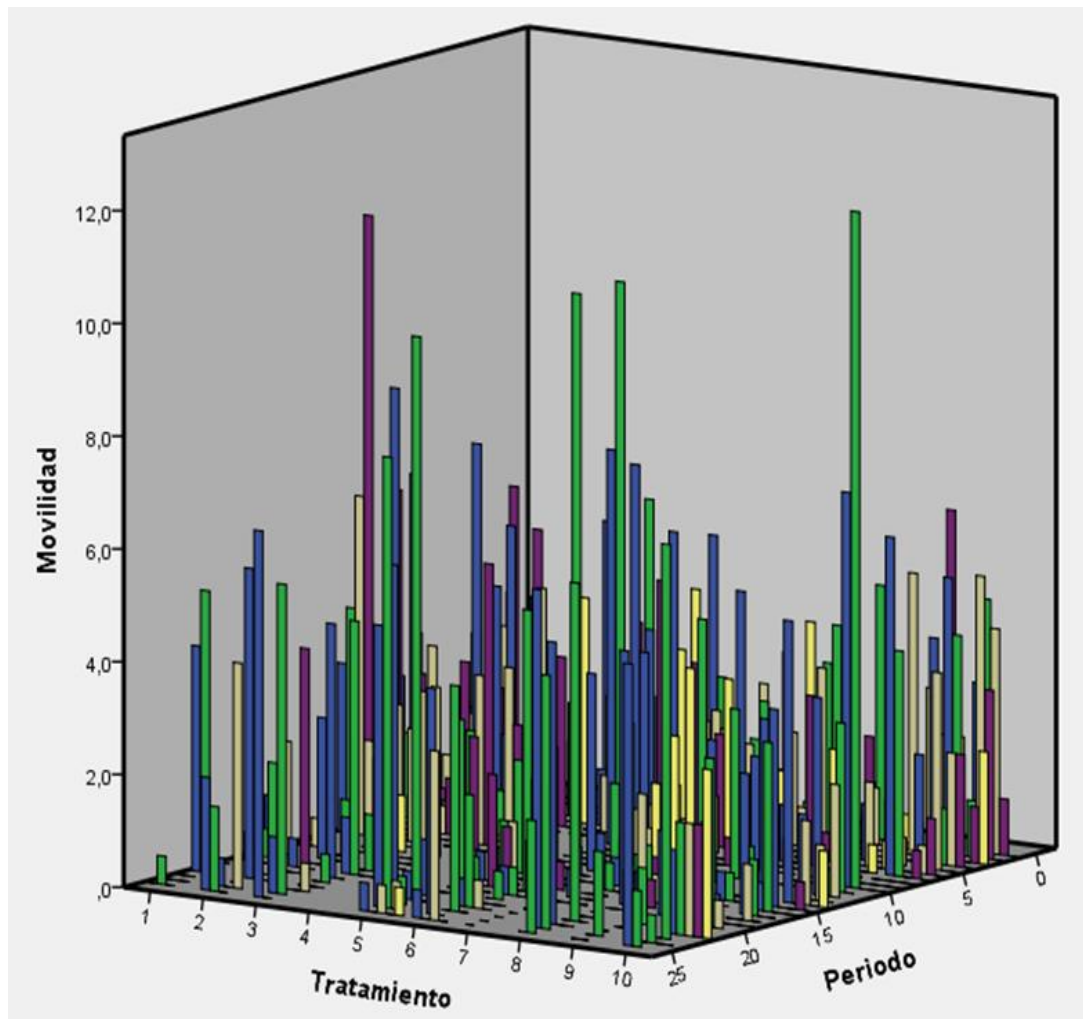
**Anexo 5.** Medición del Fragmento Branquial a los Macroinvertebrados acuáticos



**Anexo 6.** Diagrama de Barras de las Contracciones Abdominales realizadas por los individuos del género *Smicridea* según el periodo de tiempo de medición.



**Anexo 7.** Diagrama de Barras del Desplazamiento realizado por los individuos del género *Smicridea* según el periodo de tiempo de medición.




**Anexo 8.** Autorización de Investigación Científica N° 019-2016-IC-FAU-DPAP-MA otorgado por la Dirección Provincial de Ambiente.

DIRECCIÓN PROVINCIAL DEL AMBIENTE  
PICHINCHA

**AUTORIZACIÓN DE INVESTIGACIÓN  
CIENTÍFICA**

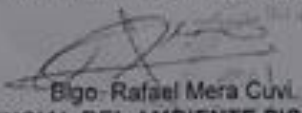
N° 019 - 2016 - IC - FAU - DPAP - MA  
Quito, 22 de septiembre de 2016

 Ministerio  
del Ambiente

El Ministerio del Ambiente, en uso de las atribuciones que le confiere la Ley Forestal y de Conservación de Áreas Naturales y Vida Silvestre, autoriza a: Dr. Christian Villamarín, docente investigador de la Universidad de Las Américas, con C.I. No. 1002339404, para que lleve a cabo la investigación titulada "Alteraciones físicas y fisiológicas de los macroinvertebrados acuáticos como efecto de cambios en variables químicas". De acuerdo a las siguientes especificaciones:

1. Solicitud de autorización de extracción e investigación de: Christian Villamarín, recibido el 03 de agosto de 2016, entrega de información complementaria, mediante correo electrónico, recibida el 20 de septiembre 2016.
2. Valoración técnica del proyecto: Ing. Diego Morillo G.
3. Contraparte del Ministerio del Ambiente: Dirección Provincial del Ambiente Pichincha, Unidad de Patrimonio Natural.
4. Complementos autorizados de la investigación científica, captura y colección de especímenes de fauna silvestre de los siguientes componentes: macroinvertebrados acuáticos.
5. Duración: Desde 22 de septiembre 2016, hasta 21 de septiembre de 2017, de acuerdo al cronograma de trabajo establecido.
6. Obligaciones de los investigadores
  - a. ENTREGAR UNA COPIA IMPRESA (EN AMBAS CARAS ) Y EN FORMATO DIGITAL (UNA A ESTA DIRECCIÓN PROVINCIAL DEL AMBIENTE, DE LOS RESULTADOS FINALES DE LA INVESTIGACION, EN CASTELLANO, INCLUYENDO LA LOCALIZACIÓN EXACTA (COORDENADAS UTM) DE LOS ESPECÍMENES REGISTRADOS, COPIA DE LAS FOTOGRAFÍAS Y OTROS DOCUMENTOS QUE FORMEN PARTE DE LA MISMA (PUBLICACIONES CIENTÍFICAS Y/O DIVULGATIVAS).
  - b. EL PLAZO DE ENTREGA DEL INFORME FINAL, VENCE EL 21 DE SEPTIEMBRE DE 2017.
  - c. ENTREGAR TODAS LAS COLECCIONES PRODUCTO DE LA INVESTIGACION AL MUSEO ECUATORIANO DE CIENCIAS NATURALES DEL INSTITUTO NACIONAL DE BIODIVERSIDAD.
7. Del cumplimiento de las obligaciones dispuestas en el párrafo anterior se responsabiliza a Christian Villamarín a Blanca Ríos y a Fabio Hidrovo.

Atentamente,

  
Diego Rafael Mera Cuvil  
DIRECTOR PROVINCIAL DEL AMBIENTE PICHINCHA – Encargado.

OBSERVACIONES SOBRE AUTORIZACIÓN DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA  
 N° 019 - 2016 - IC - FAU - DPAP - MA  
 FLORA ( ) FAUNA (X)

- Se autoriza la investigación en la provincia de Pichincha, cantón Quito, parroquia de Nono.
- El equipo de investigadores está conformado por: investigadores principales: Christian Vilamarín, Blanca Ríos y Fabio Hidrovo; asistentes de campo: Daniela Guerra y Nicolás Gonzáles.
- La autoridad ambiental verificará el total de muestras colectadas al Museo Ecuatoriano de Ciencias Naturales.
- En caso de involucrarse propiedades particulares, el investigador deberá obtener el permiso correspondiente de los propietarios.
- Los resultados de la investigación deberán ser entregados al Ministerio del Ambiente, conforme al Art. Del 5 al 19 del Título II del TULSMA (Texto Unificado de Legislación Secundaria del Medio Ambiente), así como también el registro de la localización exacta de las muestras colectadas, fotografías, informe parcial y/o final y todos los productos resultado de la investigación, tanto en formato físico como digital.
- Se autoriza captura y colección de especímenes de fauna silvestre de los siguientes componentes: macroinvertebrados acuáticos (max. 100 especímenes), con el objetivo de determinar la afectación causadas por contaminantes, en las características físicas y fisiológicas de los macroinvertebrados acuáticos.
- Se autoriza el uso de los equipos y materiales siguientes: Red Suber y red D.
- Para la movilización de todos los ejemplares y muestras colectados, mediante esta autorización, los investigadores deberán contar con las respectivas órdenes de movilización, emitidas por la Dirección Provincial del Ambiente de Pichincha.
- Ningún espécimen producto de esta investigación podrá ser utilizado para uso comercial o como material para manejo insitu / exsitu.
- Los especímenes colectados no podrán ser utilizados para cualquier actividad de bioprospección y biopiratería.
- Los especímenes colectados no podrán ser utilizados para el acceso a recursos genéticos.
- En caso de prórroga, se solicitará quince días antes de la fecha de vencimiento que indica este documento.
- En caso de que la investigación produzca informes parciales, estos deberán estar contemplados en el informe final tanto en formato impreso como digital.
- TODO USO INDEBIDO DE ESTA AUTORIZACIÓN, ASÍ COMO EL INCUMPLIMIENTO DE LOS ASPECTOS LEGALES, ADMINISTRATIVOS O TÉCNICOS ESTABLECIDOS EN LA MISMA, SERÁN SANCIONADOS CONFORME A LA LEY FORESTAL Y DE CONSERVACIÓN DE ÁREAS NATURALES Y VIDA SILVESTRE CODIFICADA; Y, AL TEXTO UNIFICADO DE LA LEGISLACIÓN SECUNDARIA DEL MINISTERIO DEL AMBIENTE.
- La tasa por concepto de emisión de autorización es de: USDS 20 (veinte dólares), depositada en la cuenta 0010000785 del Banecuador, mediante papeleta No. 451474736 de fecha 03/08/2016.

RM/JV/DM  
 22/09/2016



