



**UNIVERSIDAD DE
MANIZALES**

**EFFECTO DE LA ACTIVIDAD MINERA SOBRE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS
UTILIZANDO A LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES EN EL
RÍO QUITO, CHOCÓ – COLOMBIA**

SANDRA PATRICIA SÁNCHEZ VÁSQUEZ

**UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES, ECONÓMICAS Y
ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE
MANIZALES
2018**

**EFFECTO DE LA ACTIVIDAD MINERA SOBRE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS
UTILIZANDO A LOS MACROINVERTEBRADOS COMO INDICADORES EN EL
RÍO QUITO, CHOCÓ – COLOMBIA**

SANDRA PATRICIA SÁNCHEZ VÁSQUEZ

Tesis o trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título

De:

Magister en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Director:

NELSON RODRÍGUEZ VALENCIA. PhD.

Asesor:

ZULEYMA MOSQUERA MURILLO

UNIVERSIDAD DE MANIZALES

**FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES ECONÓMICAS Y
ADMINISTRATIVAS**

MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE

MANIZALES

2018

Nota de aceptación

Director de tesis

Jurado

Jurado

Manizales, 2018

Dedicatoria

*A **Dios** primeramente por ayudarme a cumplir esta meta, por estar conmigo en cada paso que doy, y haberme dado salud para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor, toda la gloria y honra sea para Él.*

*A mi madre **Ana Delfa Vásquez Romaña**, por ser mi amiga incondicional quien con su inmenso amor, paciencia, dedicación y gran apoyo, me animó y ayudó a lograr este objetivo en mi vida, porque sin ella este logro no fuera sido posible.*

*A mi abuelita **Elvia Martínez de Sánchez (Q.E.P.D)**, por ser mi segunda madre por orientarme y guiarme siempre por el camino del bien y llenarme mi vida de amor.*

*A mis hermanas **Ana Isabel, Jhuly Milena, Martha Cecilia**, por apoyarme siempre durante este proceso.*

*A mi tía **Bety Sánchez Cuesta**, por siempre estar dispuesta a escucharme y ayudarme en cualquier momento.*

*A mis sobrinas **Katherine y Dahyana**, por ser un motor en mi vida para lograr esta meta.*

Agradecimientos

*A mis padrinos **Luzmila Caicedo** y **Jairo Marín Machado**, por creer en mí y motivarme para salir adelante en cada meta que me propongo en mi vida.*

*Al grupo de **Limnología de la Universidad Tecnológica del Chocó** y en especial a mi jefa **Zuleyma Mosquera Murillo** por su asesoría, orientación, y dedicación para llevar a cabo esta investigación.*

*A la **Universidad de Manizales** por ser la institución que me formó, profesional y humanamente.*

*A mi director de tesis **Nelson Rodríguez**, por su asesoría y tiempo dedicado para culminar esta investigación.*

*A mi amiga **Mairyn Mosquera**, por su colaboración y acompañamiento en los días de muestreo.*

*A mis amigos **Karen Everny Córdoba**, **Yuber Palacios**, por su apoyo incondicional.*

*Al ingeniero **Fredy Antonio Palacios**, por su apoyo incondicional.*

TABLA DE CONTENIDO

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS	ix
LISTA DE FIGURAS	x
1. Introducción.....	1
2. PROBLEMATIZACIÓN.....	3
2.1. Problema de investigación.....	3
2.2. Preguntas de investigación	5
2.3. Hipótesis de investigación.....	5
2.4. Descripción del área problema.....	5
2.4.1. Estación I:.....	7
2.4.2. Estación II	7
2.4.3. Estación III.....	7
3. OBJETIVO	9
3.1. Objetivo general	9
3.2. Objetivo específico.....	9
4. JUSTIFICACIÓN	10
5. MARCO TEÓRICO	12
5.1. La actividad minera fluvial y su problemática ambiental.....	12
5.2. Macroinvertebrados bentónicos.....	14
5.3. Principales grupos de macroinvertebrados	14
5.3.1. Orden Ephemeroptera.....	14
5.3.2. Orden Odonata.....	15
5.3.3. Orden Plecóptera.....	15
5.3.4. Orden Hemíptera	15
5.3.5. Orden Neuróptera.....	15
5.3.6. Orden Coleóptera.....	16
5.3.7. Orden Trichoptera.....	16
5.3.8. Orden Lepidóptera.....	16
5.3.9. Orden Díptera.....	16
5.4. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua.....	17
5.5. Importancia de los macroinvertebrados dulceacuícolas.....	18
5.5.1. Importancia ecológica	18

5.5.2. Importancia Económica.....	19
5.6. Biología de macroinvertebrados de agua dulce.....	19
5.7. Parámetros fisicoquímicos del agua.....	20
5.7.1. Nitratos.....	20
5.7.2. Fosfatos.....	20
5.7.3. La temperatura.....	20
5.7.4 Conductividad eléctrica.....	20
5.7.5. Oxígeno Disuelto (OD).....	21
5.8. Método BMWP para Colombia (BMWP/Col.).....	21
5.9. Diversidad (Shannon - Weaver, 1949).....	22
5.10. Dominancia (Simpson, 1960).....	23
5.11. Analisis de componentes principales.....	23.
5.12. Minería y su impacto ambiental.....	23
5.13. Marco normativo.....	265
5.14. Antecedentes investigativos.....	29
6. DISEÑO METODOLÓGICO.....	32
6.1. Unidad de Análisis.....	32
6.2. Unidad de Trabajo.....	32
6.3. Tipo de Investigación.....	32
6.4. Diseño Metodológico.....	32
6.5. Variables biológicas.....	32
6.6. Análisis de las Variables fisicoquímica en las estaciones de muestreo.....	33
6.7. Variables hidráulicas medidas en la estaciones de muestreo.....	34
6.8. Técnicas e Instrumentos.....	35
7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	36
7.1. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.....	36
7.2 Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.....	39
7.3. Calidad de agua con base en los macroinvertebrados acuáticos utilizando el índices BMWP/Col.....	42
7.4. Dinámica fisicoquímica del ecosistema estudiado.....	44
7.4.1. Temperatura del agua.....	44
7.4.2. Oxígeno disuelto.....	44
7.4.3. Conductividad eléctrica.....	45
7.4.4. Ph.....	46

7.4.5. Alcalinidad	47
7.4.6. Nitrato (NO₃)	498
7.4.7. Amonio (NH₄)	509
7.4.8. Fosfato (P-PO⁻³₄)	49
7.4. 9. Variable hidráulica Caudal	50
7.5. Influencia de las variables fisicoquímicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del Río Quito.	51
8. CONCLUSÓNES	54
9. RECOMENDACIONES	56
10. LITERATURA CITADA.	57
Anexos	68

LISTA DE TABLAS

Tabla N° 1. Tabla 1: Índice BMWP/Col. Fuente: Roldan Perez, G.A.2003. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia. Ed. Universidad de Antioquia.	22
Tabla 2. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col (Roldan, 1997).	22
Tabla 3. Composición taxonomica de macroinvertebrados presentes en el Río Quito.	40
Tabla 4. Índices ecológicos medidos en tres estaciones ubicadas en el Río Quito.	44
Tabla 5. Valores del BMWP/Col. Para las estaciones estudiadas en el Río Quito.	45

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Registro fotografico de las estaciones de muestreo en el Río Quito.....	
¡Error! Marcador no definido.	
Figura 2. Ubicación del área de estudio, Río Quito.	8
Figura 3. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.....	35
Figura 4. Identificación taxonómica de macroinvertebrados acuáticos.	35
Figura 5. Medición de los parámetros fisicoquímicos	36
Figura 6. Medición de las variables hidráulica en el Río Quito.	37
Figura 7. Abundancia relativa por órdenes de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.	38
Figura 8. Abundancia relativa a nivel de estaciones. Abundancia relativa a nivel de ordenes de macroinvertebrados acuáticos en cada una de las estaciones.....	38
Figura 9. Variación temporal de la abundancia de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.	41
Figura 9A y B. Análisis de varianza (ANOVA) de una vía entre estaciones y muestreo. ...	42
Figura 10. Variación espacio temporal de la temperatura del agua en las estaciones de muestreo.	46
Figura 11. Variación espacio temporal del oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo.	47
Figura 12. Variación espacio temporal de la Conductividad eléctrica en la zona de estudio.	47
Figura 13. Variación espacio temporal en la zona de estudio.	48
Figura 14. Variación espacio temporal de la alcalinidad en la zona de estudio.....	49
Figura 15. Variación espacio temporal del Nitrato en la zona de estudio.	50
Figura 16. Variación espacio temporal del amonio en la zona de estudio.	50
Figura 17. Variación espacio temporal del fosfato en la zona de estudio.	52
Figura 18. Variación espacio9 temporal del Caudal en la zona de estudio.	52
Figura 19. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables fisico químicas e hidrológicas del ecosistema estudiado.....	53
Figura 20. Análisis de componente principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y las familias de macroinvertebrados acuáticos.....	55

LISTA DE ANEXO

Anexo 1. Valores fisicoquímicos registrados en las tres estaciones de muestreo.....	71
Anexo 2. Abundancia total y relativa por órdenes de macroinvertebrados acuáticos en las tres estaciones de muestreo del Río Quito.....	72
Anexo 3. Registro fotográfico de los macroinvertebrados acuáticos presentes en la cuenca del Río Quito.	73
Anexo 4. Principal component analysis: Oxígeno disu; pH, Temperatura; conductividad; alcalinidad; Amon.	75

Resumen

Un río que ha sufrido alteraciones en sus condiciones naturales por procesos de contaminación, refleja sus efectos a través de la estructura y composición de su biota acuática, por consiguiente, las comunidades de macroinvertebrados son el mejor ejemplo para ilustrar la manifestación de estos cambios que pueden variar de complejos y diversos, con organismos propios de aguas limpias, a simples y de baja diversidad, con organismos propios de aguas contaminadas. Por esta razón se evaluó la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados, en zonas afectadas por minería, así mismo se midieron los principales parámetros Físicoquímicos e hidrológicos, se determinó la calidad del agua utilizando el índice biótico BMWP/COL, en el ecosistema acuático perturbado por la actividad minera.

La investigación se realizó en la cuenca del Río Quito a la altura del municipio de Certeguí, se ubicaron tres estaciones de muestreo en las cuales se colectaron macroinvertebrados acuáticos utilizando la técnica de Coriotopo, Rincón, 1996, en los diferentes sustratos presentes. Los ejemplares se fijaron con alcohol al 70%, a su vez se midieron los parámetros físicoquímicos (oxígeno, pH, temperatura, conductividad, nitritos, amonio y fosfato) e hidrológicos (profundidad). Se obtuvo un total de 418 organismos, distribuidos en 8 órdenes, 24 familias y 37 géneros. El orden Ephemeroptera fue el más representativo de la comunidad de insectos acuáticos (28,53%), seguido de Coleoptera (14,35%). El orden Ephemeroptera fue el de mayor riqueza (11 géneros), seguido de Trichoptera y Coleoptera.

Los cambios espacio – temporales en la diversidad de la comunidad de insectos se evaluaron mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, utilizando las estaciones y las semanas de muestreo como factores fijos respectivamente. La variación en los parámetros físicoquímicos e hidrológicos se analizó con un Análisis de Componentes Principales (ACP). Para evaluar la respuesta de la entomofauna acuática a las condiciones físicoquímicas se empleó un análisis de correspondencia canónica (ACP)

La presente investigación tuvo como objetivo determinar el efecto de la actividad minera sobre un ecosistema acuático utilizando los macroinvertebrados como indicadores en el municipio de Río Quito. Chocó.

Palabras claves: Río Quito, macroinvertebrados bentónicos, calidad de agua, índices bióticos, contaminación minera.

Abstract

A river that has had alterations in its natural conditions by pollution processes, reflects its effects through the structure and composition of its aquatic biota, therefore the macroinvertebrates communities. they are the best example to illustrate the manifestation of these changes that can vary from complex and diverse, with own clean water bodies, to simple and low diversity, with own bodies of contaminated water.

The investigation was carried out in the Quito river watershed at the height of municipality's Certegui, three sampling stations were located in which aquatic macroinvertebrates were collected using coriotopo technique, Rincón, 1996, in the different substrates found: the specimens were fixed with 70% alcohol, at the same time the physicochemical parameters (oxygen, pH, temperature, conductivity, nitrites, ammonium and phosphate) and hydrological (depth) were measured. A total of 418 organisms were obtained, distributed in 8 orders, 24 families and 37 genders. The Ephemeroptera group was the most representative of the aquatic insect community (28,53%), followed by Coleoptera (14,35%). Ephemeroptera was the richest (11 genders), followed by Trichoptera and Coleoptera.

The spatiotemporal changes in the diversity of insect community were evaluated using Analysis of Variance (ANOVA) one way, using the station and the sampling weeks as fixed factors respectively. . The variation in physicochemical and hydrological parameters was analyzed with a Principal Components Analysis (ACP). To evaluate the response of the aquatic entomofauna to physicochemical conditions, a canonical correspondence analysis (ACP) was used.

The objective of the present investigation was to determine the effect of mining activity on an aquatic ecosystem using macroinvertebrates as indicators in the municipality of Río Quito. Chocó

Key words: River Quito, benthic macroinvertebrates, water quality, biotic index, mining pollution.

1. INTRODUCCIÓN

La actividad de extracción de minerales ha crecido de manera significativa en el mundo, y el país posee reservas considerables cuya explotación se vuelve rentable a medida que el precio de los metales en el mercado internacional se incrementa. Según el Sector de la Minería a Gran Escala (SMGE) la minería representó en 2011 el 24,2% de las exportaciones, el 2,4% del PIB, el 20% del total de la inversión extranjera directa, 650 mil millones de pesos en construcción de infraestructura, 2,6 billones de pesos en compras a proveedores nacionales, 65 mil millones de pesos de inversión en responsabilidad social y 178 mil millones de pesos en responsabilidad ambiental. Después del carbón, que representa el 88% de la extracción minera del país, el níquel y el oro son los productos mineros colombianos más representativos en los mercados internacionales (Martínez, 2013).

Las actividades propias de la minería aurífera, a mediano y largo plazo, pueden contaminar y acidificar el recurso hídrico y generar impactos en la supervivencia de las poblaciones y biodiversidad del ecosistema acuático, por exposiciones crónicas y prolongadas a los mismos.

Según IIAP y MADS (2008); CODECHOCÓ (2010), la explotación aurífera se ha visto alterada por el uso, y/o excesivo aprovechamiento de sus recursos, disminuyendo sus bienes y servicios a través del deterioro de los ecosistemas con la pérdida de especies vegetales y animales que en ellos se encuentran. Entre las amenazas a que se ven sometidos los recursos naturales están la fragmentación del bosque, la pérdida de hábitat, el aumento de la colonización y la actividad minera. De estas amenazas, la minería es considerada la más destructiva y que demanda mayor atención, debido a que trae o desencadena muchas más amenazas que las citadas, al causar cambios morfológicos e hidrológicos en los ecosistemas acuáticos, así como alteración de la dinámica fisicoquímica de los mismos, con los consecuentes cambios en la composición y distribución de las comunidades hidrobiológicas en todos los niveles, lo que conlleva a alteraciones de la dinámica trófica en estos ecosistemas de alta fragilidad.

El potencial de los depósitos mineros en el departamento del Chocó, se ve reflejado en la continua explotación de los aluviones auroplatíferos y auríferos que se desarrolla en 14 Municipios (Río Quito, Cantón de San Pablo, Certeguí, Quibdó, Atrato, Tadó, Unión Panamericana, Lloró, Condoto, Nóvita, Bagadó, Unguía, Río Iró y Sipí), de los 30 que conforman la jurisdicción territorial, adicionado a la explotación de Cobre que se realiza en el Municipio del Carmen de Atrato (Mogollón, 1996).

Las actividades antrópicas en la búsqueda de la supervivencia de nuestra especie, no han sido orientadas con criterios de sustentabilidad. El desarrollo del país, no ha sido sostenible y los componentes ambientales han sufrido el impacto negativo de las acciones de los seres humanos. Adicionalmente, el problema de la contaminación se presenta en todos los niveles de los sistemas bióticos y abióticos (Cruz *et al.*, 2008).

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos perturbados por actividad minera está disminuyendo tanto en su biodiversidad como en la calidad de sus aguas y está conduciendo a la degradación hídrica tanto a escala global como de cuencas (Córdova *et al.*, 2009; Rizo *et al.*, 2013). Estos cambios han motivado en las últimas décadas el desarrollo de índices bióticos para valorar el efecto de las intervenciones humanas sobre dichos ecosistemas (González *et al.*, 2013), destacando aquellos que se basan en el uso de macroinvertebrados bentónicos.

El uso de los macroinvertebrados acuáticos (y muy especialmente los insectos) como indicadores de la calidad de las aguas de los ecosistemas (ríos, lagos o humedales) está generalizándose en todo el mundo (Prat *et al.*, 2009). Los macroinvertebrados bentónicos son organismos que ocupan un hábitat con ciertas condiciones ambientales (Guerrero *et al.*, 2003). Cambios en estas condiciones se reflejará en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados, debido a que estos responden a los cambios ambientales más rápido que otros bioindicadores; los cuales pueden exhibir respuestas evidentes cuando ya es tarde para el manejo de conservación de cuencas (Wolfram *et al.*, 2012).

La presente investigación se realizó con el objetivo de analizar el efecto de la actividad minera sobre el Río Quito, utilizando los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua.

El principal aporte de esta investigación es que constituye uno de los primeros estudios de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del Río Quito, además que permite adquirir conocimientos de los cambios de la composición y estructura de la comunidad de insectos acuáticos como resultados de los impactos ocasionados por la actividad minera, así como el efecto de la dinámica físico química del agua, y como todo esto puede afectar las poblaciones asentadas a lo largo de la cuenca del río.

2. PROBLEMATIZACIÓN

2.1. Problema de investigación

En los últimos años, Colombia ha centrado sus estrategias de desarrollo económico en el impulso de modelos de desarrollo extractivistas; departamentos como Chocó, Antioquia y Cauca son pilares en extracción de minerales preciosos que se exportan a países altamente industrializados, motivo por el cual la nación atrae inversionistas extranjeros con la idea de “vender” su producción de materias primas, producto del desabastecimiento propio de los recursos naturales, lo que ha generado un deterioro ambiental en el territorio nacional (Pérez, *et al.*, 2016).

Una de las actividades en el departamento del Chocó que llama la atención por su impacto tanto social como ambiental es la minería aurífera del tipo fluvial en los municipios del San Juan y Río Quito, dicha actividad se está incrementando con gran intensidad en los últimos años a lo largo de los ríos. El impacto que genera esta actividad fluvial es muy complejo, ya que su presencia involucra varias actividades; desde la contaminación con mercurio, remoción de sedimentos, deforestación de hectáreas de bosques, hasta la destrucción de riberas, causando un deterioro en las fuentes hídricas, y destrucción de la biodiversidad, entre otros elementos no menos importantes.

En los últimos 10 años, el Río Quito y los ríos San Pablo y Cértegui se han visto afectados por una fuerte presión de uso, afectando la calidad del agua, principalmente por la actividad minera que se realiza con dragas y retroexcavadoras sin el cumplimiento de requisitos legales y en segundo renglón por el vertimiento de aguas residuales domésticas provenientes de los alcantarillados municipales y comunidades rurales dispersas.

La actividad minera en el departamento del Chocó, se realiza de manera ilegal en más de un 95% de los casos; además, es la causante del gran deterioro ambiental que producen estos explotadores mineros; uno de los municipios más afectados en la actualidad es Río Quito el cual ha sido afectado de manera indiscriminada, causando un deterioro en las fuentes hídricas, y destrucción de la biodiversidad.

La actividad minera genera contaminación, alteración de los ecosistemas acuáticos y destrucción de hábitats de muchas especies endémicas, trayendo como consecuencia la extinción de las mismas. Además, la minería ha causado la degradación del cauce de los ríos y cuerpos de agua por el uso indiscriminado de metales pesados, que contiene un alto contenido de elementos químicos como es el mercurio y el plomo que son muy tóxicos y acumulables para los organismos que lo absorben los cuales a su vez son fuentes de

contaminación de las cadenas alimenticias al ser ingerido por el hombre (Quispe *et al.*, 2012).

Una de las comunidades que se ve más afectada por la minería son los macroinvertebrados acuáticos, dicha acción altera las condiciones en el hábitat de estos organismos, los cuales son tolerantes a diferentes perturbaciones. Cuando se presenta la contaminación de los cuerpos de agua como consecuencia de las actividades humanas, las redes tróficas que conforman las cadenas alimenticias en dichos ecosistemas, se alteran y algunas especies pueden desaparecer, ser reemplazadas por otras o someterse a reducciones drásticas de sus poblaciones: La presencia, abundancia y distribución de estos organismos, es el resultado de las relaciones con las variables físicas y químicas del agua (IIAP. 2012).

Los macroinvertebrados acuáticos son ampliamente usados como bioindicadores y en la actualidad se consideran indicadores en las condiciones del medio en el cual se desarrollan ya que cualquier forma de supervivencia responde a su capacidad de adaptarse a los diferentes factores ambientales; además, estos organismos son cosmopolitas ya que pueden vivir en ambientes lóticos (ríos, quebradas) como en ambientes lénticos (lagunas, represas); por lo general su hábitat está representado por piedra, arena, grava, vegetación ribereña, troncos y macrofitas acuáticas. Estos organismos han demostrado ser buenos indicadores de la calidad del ambiente acuático (Wolfram *et al.*, 2012).

En algunas partes del departamento del Chocó existe un vacío de conocimiento sobre los macroinvertebrados acuáticos y el efecto que causa la actividad minera en estos organismos, en la actualidad el municipio de Río Quito, debido a la presencia de minería ilegal a cielo abierto, presenta una alta contaminación de su río; se reconocen los esfuerzos realizados por instituciones de carácter ambientalista como el IIAP (2014), enfocados en las condiciones fisicoquímicas y ecológicas de algunos grupos, a través de caracterizaciones ambientales del río, limitadas a pequeñas descripciones y listados de algunos organismos acuáticos.

Particularmente, las cuencas de los ríos Atrato y San Juan son unas de las más perturbadas como resultado de la intensa actividad minera que en él se desarrolla, al ser esta una de las principales vocaciones de la región, por lo que reviste de gran importancia evaluar el estado de los mismos a través del uso de organismos indicadores como son los insectos acuáticos.

Hasta el momento no se conocen estudios de calidad ecológica del agua en la zona alta y media del río Quito, debido a esto, no se dispone de la información necesaria sobre diversidad acuática en esta zona. Con los precedentes encontrados en la zona, nace la necesidad de conocer la calidad del agua de Río Quito, tomando como referentes los parámetros fisicoquímicos y biológicos para tener una medida cuantificable sobre el impacto de la minería y de ésta manera, contribuir a que la autoridad ambiental encargada

pueda discriminar los posibles usos que se le puede otorgar al recurso hídrico en los diversos tramos del río.

Lo anterior, refleja que Colombia y especialmente el departamento del Chocó, más precisamente en la cuenca del río Quito, no se ha levantado sistemáticamente información sobre los efectos ocasionados por la minería aurífera.

En la evaluación del deterioro de los ecosistemas acuáticos se han utilizado diferentes organismos, entre los cuales los macroinvertebrados han sido los más recomendados (Roldán, 1999, Bonada *et al.*, 2006, Prat *et al.*, 2009), puesto que pueden indicar características específicas, no sólo de las condiciones actuales, sino también de las que se han presentado con anterioridad (meses o años atrás) en el medio donde se encuentran.

Mediante la valoración de la comunidad de macroinvertebrados se pueden deducir aspectos del ecosistema acuático tales como los niveles de oxígeno y el grado de contaminación orgánica (Roldán, 2003), así como el estado de eutrofización del sistema (Smith *et al.*, 2007). Además, estos organismos permiten conocer, con aceptable precisión, el grado de autodepuración y las zonas de mayor o menor grado de saporiedad en los sistemas loticos (Pinilla, 2000).

2.2.Pregunta de investigación

¿Cuál es el efecto de la actividad minera sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un ecosistema en el municipio de Río Quito, Chocó, Colombia?

2.3.Hipótesis de investigación

“El efecto de la actividad minera sobre los ecosistemas acuáticos es negativo con deterioro de las condiciones de calidad de los mismos, que se ve reflejado en baja diversidad y poca abundancia de las comunidades de macroinvertebrados, así como por la prevalencia de taxones poco sensibles a la contaminación”.

2.4.Descripción del área problema

El río Quito es tal vez el afluente más importante del río Atrato, en su parte alta, ya que le hace un gran aporte de caudal, que amplía y facilita su capacidad de transporte, precisamente frente a la ciudad de Quibdó, capital del Departamento, donde el caudal medio del Atrato es ya de 1.022 m³/s. El río Quito tiene una longitud de 95 km, desde su nacimiento en Ibordó al oriente, donde inicia como el río Certeguí, cerca al límite municipal de Certeguí y Unión Panamericana. Hacia el sur tiene otro afluente principal

formado por el río San Pablo y la quebrada Peradó, que nace cerca de Ístmina, desde donde la longitud total hasta Quibdó es de 105,78 km (IIAP. 2014).

El municipio de Río Quito está situado en la región de las calmas ecuatoriales y según el sistema de Holdrige, corresponde a la zona de vida de bosque muy húmedo tropical (bmh-T). Caracterizándose por presentar una temperatura mayor de 24°C y precipitaciones desde 8.000 a 10.000 mm. El clima del municipio se encuentra determinado por: Vientos marítimos que circulan del océano hacia el continente. De igual forma, la humedad relativa se mantiene en general por encima del 88%, tanto en el período lluvioso como en el seco, sin embargo, es importante destacar que hacia el oriente se eleva alcanzando valores que superan el 90%. (IIAP, 2014).

Su área total de captación o cuenca hidrográfica es de 166.548 hectáreas, que incluyen 6 municipios así: Cantón de San Pablo (cuya cabecera municipal es Managrú), Certeguí, Atrato (cabecera municipal Yuto), Unión Panamericana (con la población de Ánimas, como cabecera municipal), Río Quito (con la población de Paimadó como cabecera municipal), e Ístmina, que corresponde al municipio localizado más al Sur de la cuenca, en cuya área está el Istmo de San Pablo, que separa las cuencas de los ríos Atrato, que va al Atlántico y San Juan, que va al Pacífico. La Cuenca del río Quito de Orden 2, se identifica con el Código 1103 y hace parte de la cuenca del Río Atrato (Codechocó. 2017).

El río Quito, se constituye en la corriente principal que surca el territorio del municipio del mismo nombre, el cual tiene un caudal en verano de 200 m³/s. Lo que lo hace navegable todo el año. Este río y la mayoría de sus afluentes nacen en el Cerro de Chachajo en las estribaciones de la Serranía del Baudó. Durante su recorrido recibe las aguas de numerosas fuentes hídricas en las que se destacan las quebradas Grande, Antadocito y Madrevieja, Caripató, Queguedó, Chigorodó. Otras quebradas menores se presentan como afluentes del río Quito: Paimadocito, Mejardo, Paimadó, Guayacán, El Cano, entre otras. De igual manera recibe aguas de otras corrientes importantes sobre la margen derecha como lo es el caso del río Paimadó el cual confluye desde el municipio de Atrato y se une a éste al frente de la cabecera municipal (IIAP. 2014).

El presente estudio se realizó en el río Quito, en un tramo del municipio de Certeguí, en el cual se realizaron 3 muestreos con periodicidad semanal y se ubicaron 3 estaciones de muestreo, con diferentes grados de perturbación minera, en un área aproximadamente de 100 m² las muestras se colectaron entre las 7 am y las 5pm. Las estaciones de muestreo se distribuyeron de la siguiente manera.

2.4.1. Estación I:

Situada en la desembocadura de la quebrada Lobo, a una hora de la localidad de Certeguí, se caracteriza por tener un lecho de piedra, arena y grava; presenta aguas claras y ligeramente rápidas la penetración de la luz cae directamente sobre su cauce, la vegetación está representada por familia gramínea (Araceae y Cecropiaceae), presenta poca intervención antrópica (Figura 1).

2.4.2. Estación II.

Ubicada en la desembocadura de la Quebrada Candelaria dentro de la población del municipio de Certeguí, se caracteriza por tener un lecho de arena y sedimento, piedra y grava, se destaca en ambas márgenes asentamientos de la población con intervención antrópica, aguas relativamente turbias por vertido de aguas residuales y de extracción minera (Figura 1).

2.4.3. Estación III.

Se encuentra ubicada a 30 minutos de la estación II, en el puente la variante, caracterizada por un lecho de arena y sedimento, la cual presenta agua medianamente turbia, los rayos solares caen directamente sobre el cauce, abundante vegetación y un alto grado de aprovechamiento de su suelo en los cultivos de Annonaceae, Caricaceae, Rutaceae, Musaceae, Cecropiacea, Gramíneas (Figura 1).



Estación I



Estación II



Estación III

III

Figura 1. Registro fotográfico de las estaciones de muestreo en el Río Quito.

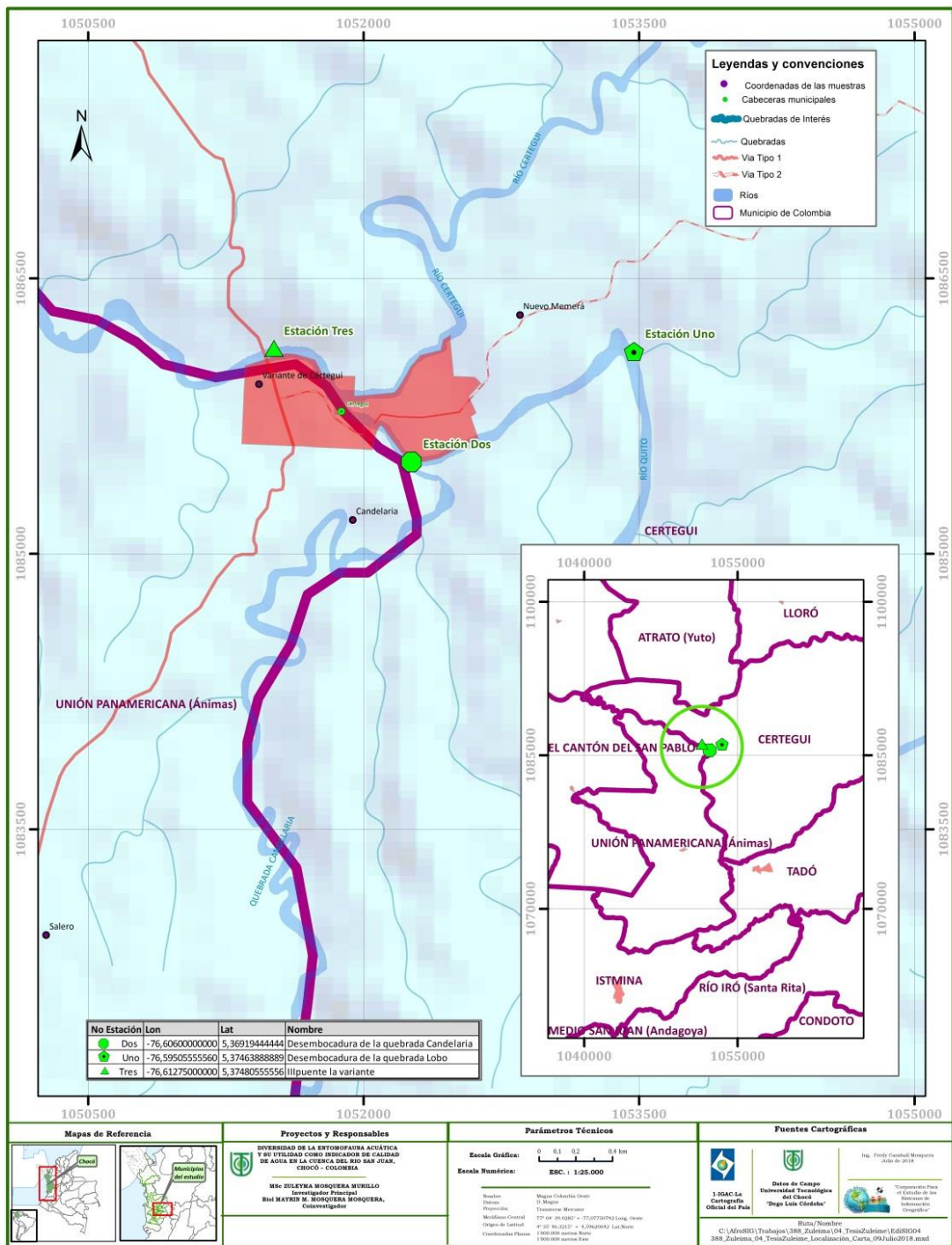


Figura 1. Ubicación del área de estudio, de la estaciones de muestreo en el Río Quito.
Fuente: Sánchez - Vásquez, S. 2018.

3. OBJETIVOS

3.1. Objetivo general

- Determinar el efecto de la actividad minera sobre un ecosistema acuático utilizando los macroinvertebrados como indicadores en el municipio de Río Quito, Chocó, Colombia.

3.2. Objetivos Específicos

- Evaluar la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados en zonas afectadas por minería en un ecosistema acuático en el municipio de río Quito.
- Determinar la calidad del agua utilizando el índice biótico BMWP/COL, basados en macroinvertebrados acuáticos.
- Analizar la dinámica físicoquímica en el ecosistema acuático perturbados por la actividad minera.

4. JUSTIFICACIÓN

La actividad aurífera ha generado una contaminación sistemática que pone en peligro la vida de las comunidades bentónicas como son los peces y los macroinvertebrados acuáticos; en los ríos las comunidades biológicas han descendido de forma significativa y sus remanentes muestran preocupantes niveles de bioacumulación de metales pesados, disminuyendo su diversidad y abundancia en los ecosistemas. Actualmente, se presenta un gran deterioro en los ríos del departamento del Chocó y en especial la cuenca del río Quito, afectada por el gran incremento de la actividad minera, con el consecuente daño a la dinámica natural de la microcuenca debido a la pérdida de biodiversidad y de hábitat para muchas especies acuáticas.

La naturaleza de los compuestos que afectan a la biota acuática varía de una cuenca a otra, dependiendo de las actividades productivas que allí se desarrollen y la intensidad de la presencia de los asentamientos humanos. Las características físico-químicas del agua producen fuertes cambios en las comunidades de macroinvertebrados, estos cambios pueden deberse a gradientes longitudinales naturales o al efecto generado por las diversas actividades antrópicas que afectan a los cursos de agua. Los cambios en las condiciones físicas y químicas del agua producidos como consecuencia de la actividad humana generan cambios drásticos en las comunidades de insectos acuáticos. La comunidad de insectos posee la capacidad para responder a los distintos tipos de impactos antrópicos que ocurren en el medio; ya que estos ocupan un hábitat a cuyas exigencias ambientales están adaptados y cualquier cambio en las condiciones ambientales se reflejará, por lo tanto, en la estructura de las comunidades que allí habitan. El estudio de la comunidad de macroinvertebrados permite evaluar el grado de alteración al que está sometido un ecosistema acuático.

El uso de macroinvertebrados acuáticos para determinar la calidad de los cuerpos de agua es una de las metodologías más utilizada en todo el mundo, debido a los grandes beneficios que ofrece para el monitoreo y evaluación de la calidad del agua (Acosta *et al.*, 2009) que permite identificar las causas de las alteraciones y las respuestas de los organismos antes las mismas.

Para reconocer las alteraciones que está sufriendo la cuenca del Río Quito en el departamento de Chocó, es preciso identificar la biodiversidad de macroinvertebrados que allí habitan, y analizar cuáles son las condiciones ecológicas que se está presentando en el cuerpo de agua que pueden afectar su capacidad de supervivencia, de acuerdo a las condiciones que le ofrece el hábitat. Este fenómeno conlleva a la instalación de unas especies, el incremento o desaparición de otras, puesto que el cambio en las condiciones

medioambientales hace que algunas especies desaparezcan, y que otras, por el contrario, se adaptan para lograr sobrevivir (Kubosova *et al.*, 2010).

Si bien, la información que puede arrojar el uso de bioindicadores para determinar la calidad del agua, no reemplaza en totalidad los análisis fisicoquímicos, éstos si contribuyen en la disminución de los costos y a la vez permiten conocer el comportamiento de los seres vivos en su hábitat y en respuesta a las alteraciones ecológicas que se pueden presentar (Chapman, 1996).

De allí que los efectos que pretende ejercer esta propuesta en el ambiente son positivos ya que se busca evaluar la respuesta de las comunidades biológicas, en este caso los insectos acuáticos, a las perturbaciones que esta actividad genera, brindando así una herramienta de evaluación que puede aportar mayor información que las utilizadas tradicionalmente para evaluar estos ecosistemas y sus perturbaciones.

Esta investigación unida al conocimiento de la dinámica física, química e hidrológica de los cuerpos de agua, permitirá conocer una visión más general de los ecosistemas que permitirá un mejor entendimiento de los mismos y como responden a las perturbaciones generadas por las actividades que el hombre desarrolla en las microcuencas.

5. MARCO TEÓRICO

5.1. La actividad minera fluvial y su problemática ambiental.

Las actividades antrópicas en la búsqueda de la supervivencia de nuestra especie, no han sido orientadas con criterios de sustentabilidad. El desarrollo del país, no ha sido sostenible y los componentes ambientales han sufrido el impacto negativo de las acciones de los seres humanos. El problema de la contaminación se presenta en todos los niveles de los sistemas bióticos y abióticos.

Desde siempre los ecosistemas fluviales se encuentran sometidos a numerosas perturbaciones causadas por las actividades humanas. La regulación y rectificación de cauces, la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y las actividades mineras, entre otros, producen cambios en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas que albergan los ríos (Alonso & Camargo, 2010).

Las perturbaciones mecánicas en los ecosistemas acuáticos por la actividad minera alteran el medio ambiente por el uso inadecuado de desechos químicos, metales pesados como el plomo y el mercurio que son fuentes de contaminación lo que ocasiona la pérdida de recursos y especies en peligro de extinción. Otro modo de extracción minera “artesanal” que es más antigua, ha generado considerables impactos ambientales y por ende sociales. Se ha alterado principalmente el recurso del río, manifestado en la pérdida de calidad del curso de agua donde existen poblaciones, que habitan en sus márgenes e inmediaciones, para las cuales los ríos comprenden el centro social, cultural, económico y ambiental de las comunidades.

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres, por lo que los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y del propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva (Bartram & Ballance, 1996).

Un río que ha sufrido alteraciones en sus condiciones naturales por procesos de contaminación, refleja sus efectos a través de la estructura y composición de su biota acuática, por consiguiente, las comunidades de macroinvertebrados son el mejor ejemplo para ilustrar la manifestación de estos cambios que pueden variar de complejos y diversos, con organismos propios de aguas limpias, a simples y de baja diversidad, con organismos propios de aguas contaminadas. Algunos parámetros como la altitud, el pH del agua, la concentración de oxígeno y la conductividad, son a menudo las variables frente a las cuales responden los organismos que dependen de ellos para sobrevivir y cuya alteración se

manifiesta por elementos externos de modificación del hábitat o de contaminación (Termeus *et al.*, 2012).

5.2. Macroinvertebrados bentónicos

Los macroinvertebrados bentónicos son organismos que son visibles a simple vista, con tamaños superiores a 0,3 mm de longitud, que viven durante todas o algunas de sus fases del ciclo vital en medios acuáticos, “son razonablemente sedentarios, lo cual permite un análisis espacial efectivo de las perturbaciones, lo que los hace extremadamente sensibles a perturbaciones, y en respuesta necesitan de un tiempo mínimo de recolonización a un mes para establecer consideraciones del estado de salud en un sistema acuático, reflejando las condiciones existentes tiempo atrás antes de la toma de muestras, mostrando una respuesta inmediata ante un impacto” (Llanos, 2012).

Estas comunidades son las más usadas como indicadores de calidad de agua, se fundamenta en el hecho de que dichos organismos ocupan un hábitat a cuyas exigencias ambientales se encuentran adaptados. Cualquier cambio en las condiciones ambientales se reflejará en la estructura y composición de las comunidades de insectos acuáticos que allí habitan (Termeus, *et al.*, 2012).

Los macroinvertebrados viven sobre el fondo de ríos y lagos, o enterrados en el fango y la arena; adheridos a troncos, vegetación sumergida y rocas; o nadando activamente dentro del agua o sobre la superficie de la misma. Los macroinvertebrados tienen una especial importancia en los ecosistemas acuáticos, al constituir el componente de biomasa animal más importante en jugar un papel fundamental en la transferencia de energía desde los recursos basales hacia los consumidores superiores de las redes tróficas, son fuente de alimento para peces y anfibios. Sus funciones esenciales son indispensables para el mantenimiento de la integridad funcional de un ecosistema acuático, estas comunidades se enfrentan a diversas perturbaciones antrópicas como es la actividad minera que ha ocasionado diferentes perturbaciones en el ambiente ocasionado, históricamente, fuertes impactos en los modos de vida, y ha estado siempre asociada a los procesos de explotación de mano de obra y de la naturaleza (Termeus, *et al.*, 2012).

5.3. Principales grupos de macroinvertebrados.

5.3.1. Orden Ephemeroptera.

Las larvas de este orden son exclusivamente acuáticas y pueden vivir hasta 2 años, mientras que la vida del adulto es muy efímera, de donde se deriva su nombre, llegando a vivir pocas horas o incluso minutos. Su respiración se realiza por branquias abdominales relativamente bien desarrolladas y en su mayor parte son detritívoros (se alimentan de materia orgánica muerta) y herbívoros. A pesar de que presentan diferencias en cuanto a su tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno, un gran número de familias de este orden son buenos

indicadores de la calidad del ecosistema y poseen generalmente gran sensibilidad a condiciones ácidas (Fernando, 2012).

5.3.2. Orden Odonata.

Hemimetábolos (metamorfosis incompleta). Todos son acuáticos en sus etapas inmaduras. Las ninfas son depredadores y se reconocen por tener un labio altamente modificado para atrapar presas, el cual es fácil de observar debajo de la cabeza; este labio permanece doblado en reposo, pero se extiende rápidamente hacia delante cuando la ninfa tiene una presa en frente. La mayoría vive sobre el fondo o la vegetación sumergida, (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

5.3.3. Orden Plecóptera.

Hemimetábolos. Todos son acuáticos en sus etapas inmaduras, en Costa Rica y Centroamérica hay una sola familia (Perlidae), aunque existen 16 familias a nivel mundial. Se reconocen por tener dos cercos terminales y branquias torácicas. Se encuentran casi exclusivamente en aguas con corriente, donde son depredadores, por lo menos en las últimas etapas ninfales (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

5.3.4. Orden Hemíptera

Hemimetábolos. Este orden incluye los chinches (suborden Heteroptera) y los homópteros (subórdenes Auchenorrhyncha y Sternorrhyncha). Los homópteros incluyen algunas pocas especies facultativamente acuáticas o semiacuáticas, mientras que los chinches incluyen 7 familias acuáticas y 8 familias semiacuáticas (incluyendo los patinadores). Los hemípteros se reconocen por las piezas bucales en forma de proboscis (“pico”), siendo la gran mayoría de las especies acuáticas depredadores y muchas de ellas capaces de picar (Anexo 3) (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

5.3.5. Orden Neuróptera.

Los neurópteros son insectos holometábolos (metamorfosis completa) de aspecto grácil, con cuerpo blando y cuatro pares de alas membranosas generalmente bien desarrolladas. Las larvas se caracterizan por sus mandíbulas de forma peculiar, formando un tubo succionador conjuntamente con las maxilas. Se conocen desde el final de Pérmico (Grimaldi & Engel, 2005), aunque la mayoría de fósiles del grupo se limitan a fragmentos de alas y son de difícil adscripción taxonómica (Anexo 3).

5.3.6. Orden Coleóptera.

El orden Coleoptera es uno de los grupos más diversos dentro de los insectos, con aproximadamente 350 000 especies, lo que representa un tercio de todos los insectos descritos (Lawrence & Newton 1995). De estas, cerca de 12.000 especies son acuáticas y de las 170 familias descritas en el mundo, unas 30 tienen en alguno de sus estadios representantes acuáticos en la región neotropical (Jäch & Balke 2008). Los coleópteros son insectos holometábolos, con un desarrollo en cuatro fases: huevo - larva - pupa - adulto. La incubación de los huevos puede tardar desde unos 5 hasta 15 días; o hasta 60 días en condiciones de laboratorio; ej. Elmidae. (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

Los coleópteros acuáticos tienen una amplia diversidad de adaptaciones para la vida en el agua, presentes tanto en larvas como en adultos; por ejemplo, una estructura llamada plastrón, la cual utilizan para atrapar una película de oxígeno (p.ej. en la familia Elmidae) y así pueden sumergirse dentro del agua por largos periodos de tiempo. Otras adaptaciones son p.ej. un cuerpo aplanado dorso ventralmente (p.ej. Psephenidae) y fuertes uñas en las patas (p.ej. Elmidae) con las cuales se aferran al sustrato en la corriente de flujo rápido.

5.3.7. Orden Trichoptera.

Holometábolos. Todos son acuáticos en sus etapas inmaduras (larva y pupa), este orden es el grupo hermano de Lepidoptera y las larvas son similares, pero en vez de propatas a lo largo del abdomen, los tricópteros tienen un solo par de propatas al final del abdomen (con una sola uña). Viven en muchos tipos de agua dulce y su biología es diversa. Muchas larvas usan seda para armar casitas de piedras, material vegetal y hasta de conchas de caracoles; otros construyen una red de seda para filtrar el agua y algunos no construyen ni casita ni red (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

5.3.8. Orden Lepidóptera.

Holometábolos. Casi todos los lepidópteros son terrestres y las únicas especies con larvas y pupas acuáticas son los miembros de la subfamilia Nymphulinae (Crambidae). Las larvas de esta subfamilia viven en casitas en plantas acuáticas o sobre rocas en áreas de corriente, donde construyen túneles de tela y se alimentan de algas; algunas respiran del aire y otras tienen branquias. (Hanson, Springer, & Ramirez. 2010).

5.3.9. Orden Díptera.

Este orden, también conocido como moscas verdaderas, es uno de los más ampliamente distribuidos y con mayor diversidad, en el que muchas especies presentan larvas acuáticas

como los mosquitos y tábanos, entre otros. Algunas especies están adaptadas a vivir en zonas con elevadas corrientes y concentraciones de oxígeno, mientras que otras son especies oportunistas, adaptadas a vivir en ecosistemas con ciertas perturbaciones e incluso en condiciones extremas, por lo que hay especies con requerimientos muy diferentes en cuanto a la calidad del agua, lo cual es usado frecuentemente como indicador de la misma (Fernando, 2012).

5.4. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua.

Cuando se habla de Bio-indicación, se hace referencia al mecanismo por el cual el componente biótico se convierte en un revelador certero de las condiciones de un sistema; en este caso acuático (Bohórquez y Ardila, 1996). Se considera que un organismo es indicador de calidad de agua, cuando éste se encuentra invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior o ligeramente similar al resto de los organismos con que comparte el mismo hábitat; sin embargo, son muchas las características que definen al indicador ideal, por ejemplo, que ofrezca facilidad para su muestreo, amplia distribución e información bioecológica, su sedentarismo, abundancia, larga vida y gran tamaño, además de facilidades de cultivo, invariabilidad genética y de su nivel trófico (Roldán, 1999).

Una especie como indicadora requiere de conocimiento previo respecto a su composición comunitaria bajo condiciones normales. Se incluye el ciclo de vida de la especie, su estacionalidad y sus variaciones naturales, de manera que sea posible comparar las condiciones antes y después de una perturbación ambiental (Raz, 2000). Por este motivo, algunos organismos pueden proporcionar información de cambios físicos y químicos en el agua, ya que a lo largo del tiempo revelan modificaciones en la composición de la comunidad (Laws, 1981, citado por Vázquez, *et al.*, 2009).

Los posibles efectos de una alteración de las condiciones del medio donde una Comunidad habita pueden evidenciarse a diferentes niveles. Si la perturbación es muy grande (por ejemplo, una contaminación por vertidos domésticos que agota el oxígeno del agua) los efectos se notan a nivel de la comunidad entera con la única presencia de unas pocas especies tolerantes. Perturbaciones intermedias (por ejemplo, un incremento de nutrientes) pueden dar lugar a otros cambios menos drásticos, como la desaparición de unas pocas especies o el incremento de la densidad de otras ya presentes o la aparición de unas terceras, más tolerantes al factor de estrés. Finalmente, algunas perturbaciones (un ligero incremento de las sales por ejemplo) pueden no modificar la estructura de la comunidad pero sí dar lugar a otros cambios no perceptibles a este nivel pero sí a nivel individual. Este es el caso de la presencia de tóxicos en el agua, induce en los organismos respuestas metabólicas para intentar compensar el problema generado por las condiciones del medio. Si las concentraciones son bajas, pueden no producirse cambios en la presencia o

abundancia de la especie pero sí cambios en la utilización de ciertas vías metabólicas o en las propiedades del material genético y es posible detectar el estrés generado para esta especie mediante estos cambios. A los indicadores que no producen cambios estructurales se les denomina biomarcadores para diferenciarlos de los bioindicadores que sí detectan estos cambios. Los biomarcadores pueden ser bioquímicos, fisiológicos, histológicos (daños en tejidos) o genéticos (daños en el material hereditario) y pueden ser cambios transitorios o permanentes (Prat *et al.*, 2009).

Existen muchas herramientas para predecir un determinado daño en un ecosistema acuático. Sin embargo hoy en día, la mayoría de estas están centradas a evaluaciones químicas, físicas y bacteriológicas (Cairos *et al.*, 1993), dando poca importancia a la parte biológica.

Rosenberg *et al.*, 2008, mencionan que el monitoreo físico y químico subestima la degradación de los ecosistemas, a tal punto que considera a las medidas físicas y químicas como una fotografía del ecosistema, mientras que a las biológicas como al video. Esto significa que las medidas físicas y químicas solo muestran un escenario puntual del ecosistema más no de lo que ha venido sucediendo durante una serie de tiempo. Es por ello la gran utilidad de estas herramientas biológicas, especialmente los organismos bentónicos, los cuales son los grupos más usados en los estudios de bioindicación para evaluar y monitorear la calidad del agua (González del Tánago & García de Jalón, 1984, Goitia & Maldonado, 1992).

5.5. Importancia de los macroinvertebrados dulceacuícolas

5.5.1. Importancia ecológica

Los macroinvertebrados dulceacuícolas juegan papeles importantes dentro de básicamente todos los procesos ecológicos de los sistemas acuáticos. Energéticamente, las cadenas alimentarias acuáticas se basan en material autóctono producido por las algas o bien material alóctono que entra al sistema acuático desde afuera. Los macroinvertebrados son un enlace importante para poder mover esta energía a diversos niveles tróficos de las cadenas alimentarias acuáticas. Los macroinvertebrados controlan la productividad primaria de los ecosistemas acuáticos. Ellos consumen gran cantidad de algas y otros microorganismos asociados con el perifiton en ríos o bien con el plancton en lagos. Muchas veces, este consumo aumenta la productividad primaria, ya que se elimina tejido poco productivo y se mineralizan los nutrientes (Wallace & Webster, 1996, Allan & Castillo 2007). En sistemas basados en material alóctono como la hojarasca, los macroinvertebrados fragmentadores son vitales para mover esta energía a otros niveles tróficos. Los fragmentadores utilizan partículas de gran tamaño, como las hojas de árboles que caen al río y las degradan. En el proceso, generan fragmentos pequeños de materia orgánica que son accesibles a otros organismos, como los recolectores y filtradores. Al mismo tiempo,

los macroinvertebrados filtradores, como las larvas de Simuliidae, remueven partículas finas (seston) del agua y las convierten en partículas más densas que se hunden y proveen alimento para otros invertebrados acuáticos. Estos procesos garantizan que los nutrientes presentes en las partículas no sean exportados del ecosistema y llevados por la corriente al mar (Malmqvist *et al.*; 2004; Wotton & Malmqvist, 2001).

5.5.2. Importancia Económica

Algunos macroinvertebrados de agua dulce, principalmente Díptera, pueden ser plagas. Las larvas de Culicidae, Simuliidae y algunos Tabanidae viven en agua dulce, pero los adultos son terrestres y las hembras chupan la sangre de vertebrados. La mayoría de estos casos solo resultan en una molestia para los seres humanos, pero el ganado a veces pierde peso cuando no puede pastar con tranquilidad por culpa de estas moscas. Desde el punto de vista humano, las especies más problemáticas son las que transmiten enfermedades y sin duda el grupo que tiene mayor importancia médica es el de los zancudos o mosquitos (Culicidae). Por ejemplo, *Aedes aegypti*, una especie introducida a las Américas desde África hace varios siglos, es el vector principal del dengue y la fiebre amarilla (ambos son virus). Sus larvas se encuentran principalmente en aguas efímeras (latas vacías, llantas, canoas, etc.). *Anopheles albimanus*, una especie nativa, es el vector principal del paludismo o malaria (un protozoario) y sus larvas se encuentran en los márgenes de ríos o pantanos, donde el agua es soleada y crecen las algas verdes filamentosas. En Guatemala, *Simulium ochraceum* (Simuliidae) transmite un nemátodo introducido de África (*Onchocerca volvulus*) que causa oncocercosis (ceguera de río o enfermedad de Robles). Los simúlidos (bocones) también son vectores de protozoarios que infectan muchas especies de aves silvestres.

5.6. Biología de macroinvertebrados de agua dulce.

Los grupos de macroinvertebrados que habitan en agua dulce muestran una gran variedad de adaptaciones, incluyendo importantes diferencias en sus ciclos de vida. Algunos grupos pasan todo, o casi todo, su ciclo de vida en el agua. Ejemplos incluyen chinches (Hemíptera), la mayoría de los escarabajos (Coleóptera; aunque la pupa es generalmente terrestre), crustáceos, moluscos, sanguijuelas y planarias. Por otro lado, los órdenes de insectos Ephemeroptera, Odonata, Plecóptera, Megaloptera, Trichoptera, Lepidóptera y Díptera tienen adultos terrestres. En muy pocos grupos, como Dryopidae (Coleóptera) y Nematomorpha, solo los adultos son acuáticos. El tiempo de desarrollo es altamente variable, dependiendo de la especie y de factores ambientales, como la temperatura del agua y la disponibilidad de alimento, y puede variar desde pocas semanas hasta varios años. En los ambientes tropicales, los ciclos de vida son por lo general “multivoltinos”, lo que quiere decir que se dan varias generaciones al año, las cuales se traslapan (Vásquez *et al.*, 2009).

5.7. Parámetros fisicoquímicos del agua

Las características fisicoquímicas del agua representan una herramienta fundamental para el estudio y determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las variables fisicoquímicas son: la temperatura, el color, la turbiedad, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad; aquellas indican el comportamiento de agua de un río, cumpliendo diferentes procesos e indicando por medio de sus alteraciones la calidad de agua de un río, lago ó arroyo. En este contexto a continuación se describen y discuten cada uno de los parámetros estudiados (Cárdenas, J 2005).

5.7.1. Nitratos.

La existencia de éstos en aguas superficiales no contaminadas y sin aporte de aguas industriales y comunales, se debe a la descomposición de materia orgánica (tanto vegetal como animal) y al aporte de agua de lluvia. En general, los nitratos (sales del ácido nítrico, HNO_3) son muy solubles en agua debido a la polaridad del ion. En los sistemas acuáticos y terrestres, los materiales nitrogenados tienden a transformarse en nitratos.

5.7.2. Fosfatos.

Es un elemento muy importante para la función de las células, sirve como componente básico para la estructura de los ácidos nucleicos y de la molécula ATP (trifosfato de adenosina). La fuente primaria de fósforo no es únicamente la mineralización de residuos, sino de la adición de polifosfatos usados en detergentes y en la utilización de fertilizantes.

5.7.3. La temperatura.

Es uno de los parámetros más significativos en un cuerpo de agua con respecto a su estabilidad ecológica. La temperatura también es importante en el entorno de un río ya que si esta incrementa reduce la cantidad del oxígeno en el agua, creando un río menos deseable para los organismos acuáticos. Una variación de la temperatura induce a una variación de la densidad y viscosidad de un cuerpo de agua influyendo sobre los procesos biológicos.

5.7.4 Conductividad eléctrica.

Los sólidos se encuentran en la naturaleza en forma disuelta. Las sales disueltas en agua se descomponen en iones cargados positivamente y negativamente. La conductividad se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. Los iones más positivos son sodio (Na^+), calcio (Ca^{+2}), potasio (K^+) y magnesio (Mg^{+2}). Los iones más negativos son cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}), carbonato,

bicarbonato. Los nitratos y fosfatos no contribuyen de forma apreciable a la conductividad aunque son muy importantes biológicamente. Se acostumbra a medir la conductividad eléctrica del agua en campo, debido a que sus variaciones de un punto a otro, constituyen generalmente una valiosa herramienta de interpretación preliminar, particularmente en estudios de evaluación ambiental. Los valores de conductividad eléctrica, orientan y direccionan el muestreo en campo y constituyen una pieza clave para la toma rápida de decisiones, especialmente cuando se observan resultados inesperados o anómalos en campo.

5.7.5. Oxígeno Disuelto (OD).

Es la cantidad de oxígeno que está disuelto en el agua y que es esencial para los riachuelos y lagos saludables. Puede ser un indicador de lo contaminada que está el agua y de cuánto puede dar soporte, esta agua, a la vida vegetal y animal. Generalmente, un nivel más alto de oxígeno disuelto indica que el agua es de mejor calidad. Si los niveles de oxígeno disuelto son demasiado bajos, algunos peces y otros organismos no pueden sobrevivir.

El oxígeno disuelto –OD– es uno de los factores más asociados a la vida acuática, al incidir en casi todos los procesos químicos y biológicos; las condiciones aeróbicas (presencia de oxígeno) favorecen la diversidad de especies deseables como los peces (que en general pueden subsistir a concentraciones de OD superiores a 4 mg/l) (IDEAM, 2012). La medida de OD puede usarse como indicador del grado de contaminación orgánica, de la tasa de degradación de sustancias orgánicas e inorgánicas susceptibles de ser oxidadas y de la capacidad de autodepuración de corrientes superficiales. Las descargas de vertimientos con alto contenido de materia orgánica y nutriente, conducen al descenso de la concentración de oxígeno, por el incremento de la demanda para su degradación. En los casos en que la reducción de los niveles de oxígeno es severa se llega a condiciones anaerobias (déficits de OD superiores a 40%), especialmente en las zonas más profundas del cauce (IDEAM, 2012).

5.8. Método BMWP para Colombia (BMWP/Col.)

El Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue establecido en Inglaterra en 1970, como un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. El método sólo requiere llegar hasta nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica. La suma de los puntajes de todas las familias proporciona el puntaje total BMWP. El puntaje promedio por taxón conocido como ASTP (Average Score por Taxon), esto es, el puntaje total BMWP dividido entre el número de los taxa, es un índice particularmente valioso para la evaluación del sitio (Roldan, 2003).

Roldán, 1988, publicó la primera guía para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos en el departamento de Antioquia, y luego se comprobó su aplicación para la mayoría de los países neotropicales. También en 1992 publicó el libro Fundamentos de Limnología Neotropical y posteriormente adoptó el sistema del BMWP para evaluar la calidad del agua en Colombia mediante el uso de los macroinvertebrados acuáticos (Roldán, 1997, 1999).

Zuñiga de Cardozo, *et al.*, 1995, hicieron una adaptación de este método para algunas cuencas del Valle del Cauca. Reinoso, 1999 realizó un estudio del río Combeima en el departamento del Tolima. En Colombia y finalmente, Roldán, 2001, adoptó el sistema para la cuenca de Piedras Blancas en el departamento de Antioquia. Con base al conocimiento que actualmente se tienen en Colombia sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se utilizó el método BMWP/Col (Tabla 1), como una primera aproximación para evaluar los ecosistemas acuáticos del país (Patiño, 2015).

Tabla 1. Índice BMWP/Col. Fuente: Roldan, 2003.






Clase	Calidad	BMWP	Significado	Color
I	Buena	101-120>150	Aguas muy limpias	
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	
IV	Critica	16-35	Aguas muy contaminadas	
V	Muy critica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	

Tabla 2. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col (Roldan, 1997).

FAMILIAS	PUNTAJES
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hidridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae.	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeraeidae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Veliidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, Coenagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Hydropsychidae, Mesoveliidae, Nepidae,	5

Planorbiidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.	
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Dolycopodidae, Sphaeridae, Lymnaeidae, Hydraenidae, Hydrometridae, Noteridae.	4
Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Tipulidae, Physidae	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae.	2
Tubificidae	1

5.9. Diversidad (Shannon-Weaver, 1949)

Este índice refleja igualdad: mientras más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad, mayor es el valor (Smith & Smith, 2001).

$$H' = \sum_{i=1}^S \frac{1}{n} \log(ni/n)$$

Donde:

H' = índice de biodiversidad

ni = número de individuos por especie

n = número total de individuos

log N = logaritmo natural

S = número de especies

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988; Peet, 1974; Baet y Penev, 1995). Asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra, adquieren valores entre cero cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988).

Los índices de diversidad son expresiones matemáticas que usan tres componentes de la estructura de la comunidad: riqueza (número de especies presentes), equitatividad (uniformidad de la distribución de los individuos entre las especies) y abundancia (número total de organismos presentes) para describir la respuesta de una comunidad a la calidad de su ambiente. Una comunidad natural se caracteriza por presentar una gran diversidad de especies y un bajo número de individuos por especie; o un bajo número de especies y muchos individuos de éstas. Una comunidad bajo la presión de la contaminación se caracteriza por poseer un bajo número de especies con un gran número de individuos por especie. Esta situación también se observa en la naturaleza en lugares como en las grandes profundidades de los lagos y el mar, grandes alturas en las montañas y en temperaturas extremas. Con base en lo anterior, la diversidad de la comunidad se considera una medida de la calidad del agua (Arce, 2006).

5.10. Dominancia (Simpson, 1960)

Los índices basados en la dominancia son parámetros inversos al concepto de uniformidad o equidad de la comunidad. Toman en cuenta la representatividad de las especies con mayor valor de importancia sin evaluar la contribución del resto de las especies (Moreno, C. 2001).

$$D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S n_i^2} = \frac{1}{(n-1)}$$

Donde:

n_i = número de individuos por especie

N = número de individuos

S = número de especies

(Roldán, 2003)

5.11. Análisis de componentes principales

Es una herramienta estadística que permite reducir el número de variables. Las nuevas variables o componentes principales independientes entre sí, serán una combinación lineal de las variables originales (relacionadas) y un número relativamente pequeño de componentes explica la mayor parte de variación total de todas las variables originales. Los últimos factores o componentes, que explican menos, pueden ser eliminados con pérdida mínima de información.

En el análisis de componentes principales no partimos de una hipótesis previa, y es un método descriptivo que básicamente permite obtener una representación de nuestros casos en el nuevo espacio dimensional de nuestras nuevas variables o componentes principales. (Guisade *et al.* 2006)

5.12. Minería y su impacto ambiental

Los impactos ambientales son impactos directos cuando ocurren como consecuencia inmediata de una acción humana, pero también existen otros tipos de impactos, como los impactos indirectos producidos de manera secundaria, debido a las múltiples interacciones ambientales (Espinoza 2002).

El sector minero ha sido considerado como uno de los grandes sectores que da más aporte económico al país, y esta es la única parte que es considerada como sostenible. En relación al uso del suelo y la contaminación ambiental este sector no es para nada sostenible. El sector minero debe tener en cuenta todo el ciclo del proceso minero, desde la exploración hasta el

cierre y rehabilitación del espacio afectado por la actividad minera. En Colombia ya existen varias minas que están haciendo que sus procesos sean más sostenibles con la implementación de nuevas tecnologías o la implantación de la producción más limpia en sus prácticas operativas. Como bien se sabe la explotación ha sido por muchos años fuente de materia prima, pero la extracción de oro por ejemplo es una de las actividades del sector minero que más daño causa al medio ambiente, hay una diversidad de minas que ya han implantado dentro de sus proceso la recuperación del oro sin la utilización de cianuro, reutilización del mercurio, la instalación de macro-medidores para poder llevar registro contable del agua utilizada entre otras alternativas. (Mejia & Perez, 2016)

Toda extracción minera produce algún grado de alteración de la superficie y los estratos subyacentes, así como los acuíferos, los impactos de la exploración y pre desarrollo usualmente, son de corta duración e incluyen:

- Alteración superficial causada por los caminos de acceso, hoyos y fosas de prueba, y preparación del sitio.
- Polvo atmosférico proveniente del tráfico, perforación, excavación, y desbroce del sitio.
- Ruido y emisiones de la operación de los equipos a diésel.
- Alteración del suelo y la vegetación, ríos, drenajes, humedales, recursos culturales o históricos, y acuíferos de agua freática; y, conflictos con los otros usos de la tierra.

El removimiento de tierra requiere el uso de equipos de extracción, transporte a diésel o eléctricos, con una numerosa y calificada fuerza laboral. Operaciones que implican la alteración total del medio natural, produciendo grandes fosas, vertimientos con alto grado de contaminación, remoción del suelo y asimismo la vegetación; adicional a estos efectos visuales por daños paisajístico (Velasquez, 2006).

El procesamiento de minerales produce una cantidad de residuos y productos que pueden causar la contaminación del agua. Además, la infraestructura que debe ser construida para apoyar una operación minera y sus operaciones de procesamiento, genera residuos de alcantarillados, de tratamiento de aguas, aceites, petróleo, combustibles diesel, y metales pesados etc. Todas estas actividades aumentan fuertemente la carga de sedimentos a los cuerpos de agua (ríos, lagos, mares), lo que podría dañar cultivos y, más importante aún, la calidad de agua y organismos acuáticos, (Moran, 2010).

La cuenca del Rio Quito en el área de influencia de explotación existente el agua se capta para las labores minera, los vertimientos generados por la explotación minera son retribuidos al mismo rio; afectando directamente la fauna ictiológica, debido al aumentando de la sedimentación. Ya que, por medio de la minería se generan cambios en la dinámica fluvial de la fuente hídrica (CODECHOCO, 2008). Los impactos generados por la minería, han venido en aumento a medida que el tiempo transcurre, las afecciones en contra en el medio natural se ven reflejadas desde el deterioro del paisaje hasta la disminución del cauce del rio. Los vertimientos directos que se hacen a dicha fuente hídrica, generan cambios en la dinámica del suelo, debido al alto contenido de sedimentos, que generan efectos nocivos a la salud; por la presencia de partículas de mercurio que llegan y se alojan en el sistema nervioso de los seres humanos. (Velásquez, 2016).

5.13. Marco normativo.

Decreto 2811 de 1974, que estableció el Código Nacional de Recursos Naturales y de Protección al Medio Ambiente, CNRN.

Definió las normas para el manejo de los recursos hídricos que se aplicarán mediante decretos reguladores. Todos los cuerpos de agua son de dominio público.

El Código de recursos naturales definió, reglamentó y estableció las bases para la protección, el aprovechamiento y la gestión de las aguas superficiales. El artículo 78 acota la definición: También establece que serán objeto de protección especial (art. 137): Las aguas destinadas al consumo doméstico humano y animal y a la producción de alimentos; las fuentes, cascadas, lagos, y otros depósitos o corrientes de aguas, naturales o artificiales, que se encuentren en áreas declaradas dignas de protección Ministerio Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS, 2014).

El artículo 39 establece que para prevenir y para controlar los efectos nocivos que puedan producir en el ambiente el uso o la explotación de recursos naturales no renovables, podrán señalarse condiciones y requisitos concernientes a: A. El uso de aguas en el beneficio o el tratamiento de minerales, de modo que su contaminación no impida ulteriores usos de las mismas aguas, en cuanto estos fueren posibles; B. El destino que deba darse a las aguas extraídas en el desagüe de minas. Trabajos graduales de defensa o de restauración del terreno y de reforestación en las explotaciones mineras a cielo abierto, en forma que las alteraciones topográficas originadas en las labores mineras sean adecuadamente tratadas y no produzcan deterioro del contorno; F. Lugares y formas de depósitos de los desmontes, relaves y escoriales de minas y sitio de beneficio de los minerales.

Artículo 146. Las personas a quienes se otorgue una concesión de agua para la explotación de minerales, además de las previstas en otras normas, deberán sujetarse a las siguientes condiciones: A. A la de mantener limpios los cauces donde se arroje la carga o desechos del laboreo para que las aguas no se represen, no se desborden o se contaminen; B. A la de no perjudicar la navegación; C. A la de no dañar los recursos hidrobiológicos. (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2014)

Ley 99 de 1993: Establece el Ministerio de Medio Ambiente y organiza un nuevo marco institucional, el Sistema Nacional Ambiental.

La Ley 99 de 1993 en su artículo 1 establece en los Principios Generales Ambientales que “en la utilización de los recursos hídricos, el consumo humano tendrá prioridad sobre cualquier otro uso”. En las relaciones de aguas superficiales con la minería, la

jurisprudencia es explícita en la amenaza de cierto tipo de minería sobre la calidad de aguas superficiales. (Duque., A. 2013).

DECRETO No.1729 DE 2002 – Cuencas hidrográficas

Artículo 1°. Definición de cuenca. Entiéndese por cuenca u hoya hidrográfica el área de aguas superficiales o subterráneas, que vierten a una red natural con uno o varios cauces naturales, de caudal continuo o intermitente, que confluyen en un curso mayor que, a su vez, puede desembocar en un río principal, en un depósito natural de aguas, en un pantano o directamente en el mar.

Artículo 2°. Delimitación de la cuenca. Una cuenca hidrográfica se delimita por la línea de divorcio de las aguas. Se entiende por línea de divorcio la cota o altura máxima que divide dos cuencas contiguas. Cuando los límites de las aguas subterráneas de una cuenca no coincidan con la línea divisoria de aguas, sus límites serán extendidos subterráneamente más allá de la línea superficial de divorcio hasta incluir la de los acuíferos subterráneos cuyas aguas confluyen hacia la cuenca deslindada. (IDEAM, 2015)

Artículo 3°. Del uso. El uso de los recursos naturales y demás elementos ambientales de la cuenca, se realizará con sujeción a los principios generales establecidos por el Decretoley 2811 de 1974, Ley 99 de 1993, sus normas reglamentarias y lo dispuesto en el presente Decreto.

CAPITULO II De la ordenación

Artículo 4°. Finalidades, principios y directrices de la ordenación. La ordenación de una cuenca tiene por objeto principal el planeamiento del uso y manejo sostenible de sus recursos naturales renovables, de manera que se consiga mantener o restablecer un adecuado equilibrio entre el aprovechamiento económico de tales recursos y la conservación de la estructura físico-biótica de la cuenca y particularmente de sus recursos hídricos. La ordenación así concebida constituye el marco para planificar el uso sostenible de la cuenca y la ejecución de programas y proyectos específicos dirigidos a conservar, preservar, proteger o prevenir el deterioro y/o restaurar la cuenca hidrográfica.

Artículo 5°. Medidas de protección. Aprobado un plan de ordenación y manejo de la cuenca hidrográfica, la respectiva autoridad ambiental competente o la comisión conjunta de que trata el párrafo 3° del artículo 33 de la Ley 99 de 1993, según el caso, deberá adoptar en la cuenca las medidas de conservación y protección de los recursos naturales renovables, previstas en dicho plan, en desarrollo de lo cual podrá restringir o modificar las prácticas de su aprovechamiento y establecer controles o límites a las actividades que se realicen en la cuenca.

Artículo 6°. Sujeción de las actividades al plan. La realización de actividades asociadas con el aprovechamiento y/o afectación de los recursos naturales renovables de la cuenca hidrográfica, se sujetará a lo dispuesto en el Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca Hidrográfica, (IDEAM, 2015).

Decreto 1640 DEL 2012

Por medio del cual se reglamentan los instrumentos para la planificación, ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas y acuíferos, y se dictan otras disposiciones.

EL PRESIDENTE DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA En ejercicio de sus facultades constitucionales y legales, en especial las conferidas en los artículos 79, 80 y numeral 11 del artículo 189 de la Constitución Política y en desarrollo de lo dispuesto en los artículos 312 a 323 del Decreto-ley 2811 de 1974, numerales 1 y 12 del artículo 5° y parágrafo 3° del artículo 33 de la Ley 99 de 1993, y los artículos 212, 213 y 215 de la Ley 1450 de 2011, y CONSIDERANDO:

Que el artículo 79 de la Constitución Política de Colombia estableció que "Todas las personas tienen derecho a gozar de un ambiente sano. La ley garantizará la participación de la comunidad en las decisiones que puedan afectarlo. Es deber del Estado proteger la diversidad e integridad del ambiente, conservar las áreas de especial importancia ecológica y fomentar la educación para el logro de estos fines".

Que el artículo 80 de la Carta Magna señaló que "El Estado planificará el manejo y aprovechamiento de los recursos naturales, para garantizar su desarrollo sostenible, su conservación, restauración o sustitución. Además, deberá prevenir y controlar los factores de deterioro ambiental, imponer las sanciones legales y exigir la reparación de los daños causados...". Que el artículo 316 del Decreto-ley 2811 de 1974 "Por el cual se dicta el Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente" estableció que se entiende por ordenación de una cuenca "la planeación del uso coordinado del suelo, de las aguas, de la flora y la fauna, y por manejo de la cuenca, la ejecución de obras y tratamientos". Que el anterior código en su artículo 317 dispone: "Para la estructuración de un plan de ordenación y manejo se deberá consultar a los usuarios de los recursos de la cuenca y a las entidades, públicas y privadas, que desarrollan actividades en la región"

DISPOSICIONES GENERALES Artículo 1°.

Objeto. El presente decreto tiene como objeto Reglamentar: 1.

El artículo 316 del Decreto-ley 2811 de 1974 en relación con los instrumentos para la planificación, ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas y acuíferos del país, de conformidad con la estructura definida en la Política Nacional para la Gestión Integral del Recurso Hídrico; 2.

El parágrafo 3° de la Ley 99 de 1993 y artículo 212 de la Ley 1450 de 2011 sobre comisiones conjuntas de cuencas hidrográficas comunes y procedimientos de concertación para el adecuado y armónico manejo de áreas de confluencia de jurisdicciones entre las Corporaciones Autónomas Regionales y el Sistema de Parques Nacionales o Reservas.

Artículo 2°. *Ámbito de aplicación.* Las disposiciones del presente decreto son de carácter permanente y rigen en todo el Territorio Nacional y aplican a todas las personas naturales y jurídicas, en especial a las entidades del Estado con competencias al interior de la estructura definida para la planificación, ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas y acuíferos del país, las cuales conforme a sus competencias, serán responsables de la coordinación,

formulación, ejecución, seguimiento y evaluación de los instrumentos establecidos para tal fin.

Artículo 3°. Definiciones. Para los efectos de la aplicación e interpretación del presente decreto, se tendrán en cuenta las siguientes definiciones: Acuífero. Unidad de roca o sedimento, capaz de almacenar y transmitir agua, entendida como el sistema que involucra las zonas de recarga, tránsito y de descarga, así como sus interacciones con otras unidades similares, las aguas superficiales y marinas. Aguas subterráneas. Las subálveas y las ocultas debajo de la superficie del suelo o del fondo marino que brotan en forma natural, como las fuentes y manantiales captados en el sitio de afloramiento o las que requieren para su alumbramiento obras como pozos, galerías filtrantes u otras similares. Amenaza. Peligro latente de que un evento físico de origen natural, o causado, o inducido por la acción humana de manera accidental, se presente con una severidad suficiente para causar pérdida de vidas, lesiones u otros impactos en la salud, así como también daños y pérdidas en los bienes, la infraestructura, los medios de sustento, la prestación de servicios y los recursos ambientales.

RESOLUCIÓN 631 DE 2015

Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible Por la cual se establecen los parámetros y los valores límites máximos permisibles en los vertimientos puntuales a cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público y se dictan otras disposiciones.

Esta resolución modifica el sistema de medición de los factores contaminantes que pueden presentarse en las aguas residuales; ahora se definen unos límites máximos de las concentraciones de cada uno de los parámetros contaminantes, clasificándolos por las diversas actividades económicas desarrolladas por las empresas, lo cual vuelve más exigente los requerimientos para obtener los permisos de vertimientos (Jimenez. 2015).

QUIENES DEBEN APLICARLA

Esta resolución deberá ser aplicada por todos aquellos que realicen vertimientos a los sistemas de alcantarillado público y a aguas superficiales; no incluye vertimientos a aguas marinas o al suelo.

Dentro de la norma, se establece una clasificación de 73 actividades productivas como generadoras de agua residuales y ahora el control de las sustancias contaminantes se regirá por los límites máximos definidos para cada una de ellas.

Todas aquellas empresas que realizan vertimientos deberán solicitar los permisos tal como se viene realizando hasta la fecha, el cambio radica en que los análisis de balance de materia o de masa y caracterización del agua de la captación y el vertimiento deberán ahora medir las concentraciones de cada uno de los parámetros contaminantes aplicables según el tipo de actividad económica desarrollada; es decir, que los laboratorios dedicados a la elaboración de este tipo de estudios quienes deben principalmente modificar sus metodologías e informes.

ARTICULO 1. Objeto y Ámbito de Aplicación. La presente Resolución establece los parámetros y los valores límites máximos permisibles que deberán cumplir quienes realizan vertimientos puntuales a los cuerpos de aguas superficiales y a los sistemas de alcantarillado público. (Jimenez. 2015).Igualmente, se establecen los parámetros objeto de

análisis y reporte por parte de las actividades industriales, comerciales o servicios, de conformidad con el artículo 18 de la presente resoluciones.

ARTICULO 2. Definiciones. Para la aplicación de la presente Resolución se adoptan las siguientes definiciones. Aguas Residuales Domésticas ARD: Son las procedentes de los hogares, así como las de las instalaciones en las cuales se desarrollan actividades industriales, comerciales o de servicios y que corresponden a.

1. Descargas de los retretes y servicios sanitarios.

2. Descargas de los sistemas de aseo personal (duchas y lavamanos), de las áreas de cocinas y cocinetas, de las pocetas de lavado de elementos de aseo y lavado de paredes y pisos y del lavado de ropa (No se

Incluye la de servicios de lavandería industrial.

Aguas Residuales no Domésticas - ARnD: Son las procedentes de las actividades industriales, comerciales o de servicios distintas a las que constituyen aguas residuales domésticas - ARD.

ARTICULO 3. Del cumplimiento de la norma de vertimientos cuando la captación y la descarga se realicen en el mismo cuerpo de agua. Cuando la captación de agua y la descarga de las aguas residuales se realicen en el mismo cuerpo de agua superficial, se procederá a realizar la sustracción del valor de la carga entre las mismas de las cantidades máximas (Kg) de los metales y metaloides y de los elementos, sustancias o parámetros considerados para la Tasa Retributiva por la utilización directa e indirecta del agua como receptor de los vertimientos puntuales. (Jimenez. N. 2015)

El artículo 4 del decreto 1594 de 1984 determina los criterios de evaluación necesarios para definir la calidad del agua de fuente hídrica ya que esta se encuentra directamente relacionada al uso que se le vaya a dar a sus aguas y el respectivo tratamiento previo. Los parámetros considerados como sustancias de interés sanitario, según el artículo 20 de éste decreto son arsénico, mercurio, plata, benceno, entre otros, que deben presentarse en las cantidades precisadas en el artículo 2 de la resolución 2115 de 2007107 . Considerando las dosis de estos parámetros se determina la destinación de usos y clase de tratamiento previo que se debe realizar; las concesiones solicitadas por los usuarios, entran a ser analizadas y legalizadas por la entidad encargada del manejo del recurso hídrico (artículo 51 al 59), además de también controlar los vertimientos de residuos líquidos directa e indirectamente al cauce (artículos 60 al 129) teniendo en cuenta las disposiciones presentadas en el último decreto mencionado.

(Colombia. Ministerio de agricultura. Decreto 1594 26, junio, 1984).

5.14. Antecedentes investigativos

La Cuenca Hidrográfica del Río Quito, espacialmente, se encuentra localizada en la parte central del Departamento de Chocó, con un área de drenaje de 166.889,04 hectáreas (1668,89 Km²) y drena sus aguas al Río Atrato a la altura de la cabecera municipal del municipio de Quibdó. Esta Cuenca Hidrográfica empieza a llamarse Río Quito al momento de Unirse las aguas de los Ríos Certeguí y San Pablo a unos 4,5 Kms aguas abajo de la Comunidad de Puerto Povel.

La red hidrográfica del Río Quito es amplia, al afluente de Certeguí drenan las quebradas de Paredes, Ibordó y Guandandó; al Afluente de San Pablo drenan las quebradas Suruco, Río Raspadura, Río Chigorodó, Rijoró, las quebradas Managrucito, Otó, Las Ánimas y Río Taridó, Luego de la unión de esto dos ríos (Cértegui y San Paplo) Aparecen las quebradas Chigorodó, Jeguedó, Río Paimadó, Pató y las quebradas Caripató, Curundó y Tumadandó.

La Cuenca en su morfometría presenta un perímetro de 273 km, y una Longitud Axial aproximada de 60 km; presenta elevaciones entre los 400 a 45 msnm, siendo la parta más alta la zona Occidental en área del nacimiento del Río Pató, cerca de la serranía del Baudó. Según la división político administrativa, en la Cuenca del Río Quito hacen presencia 6 municipios, siendo el Municipio de Río Quito el que presenta mayor área 68.098,56 ha, correspondiente al 40,8% seguido por los municipios de El Cantón de San Pablo y Certeguí con un 18,84 y 16,97% Respectivamente.

En Colombia han sido notables los esfuerzos por determinar e identificar los macroinvertebrados acuáticos y algunas variables físicas y químicas relacionadas con ellos en diferentes cuerpos de agua, especialmente loticos, para lograr un mayor conocimiento sobre estas comunidades biológicas y su papel como descriptoras de los estados ecológicos de tales sistemas. Algunos trabajos que dan cuenta de ello son los adelantados por Ramírez y Roldán (1989), cuyo objetivo primordial fue establecer las características fisicoquímicas y las comunidades de macroinvertebrados de tres ríos de la subregión del Urabá antioqueño (los ríos Turbo, Apartadó y Chigorodó). Algunos otros estudios demuestran la relación sostenida entre los macroinvertebrados acuáticos y ciertos índices ecológicos y de calidad del agua, como el estudio de Caicedo y Palacio (1998), en el que se clarifica el efecto de la contaminación orgánica sobre los macroinvertebrados béticos en la fuente examinada.

En general puede decirse que existen factores del cuerpo de agua que influyen en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como la heterogeneidad de los hábitats, el tamaño del espejo de agua, el tipo de sustrato, el fitoplacton, la profundidad y la permanencia de la profundidad del mismo. Debido al aporte de materia orgánica, la

vegetación ribereña juega un papel importante en la estructura y complejidad de los ríos (Boothroyd et al., 2004).

Pese a la existencia de múltiples estudios que ratifican dicha relevancia, normalmente no se incluye este parámetro cuando se usan los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad de agua o son pocos los estudios que lo contemplan. Uno de los trabajos que enfatiza en los macroinvertebrados como indicadores valiosos para la calidad de agua es el de Roldán (1999), donde se aplica el método BMWP para el neotrópico y se establece el papel como bioindicadores de los taxones que se distribuyen en ríos y quebradas de montaña. Otros estudios fueron los de Giraldo (2006).

Trabajos en escalas más finas tratan de identificar el potencial de una familia o de un género de macroinvertebrados para determinar el estado del cuerpo de agua. Tal es el caso del trabajo de López *et al.*, (2006), en el que se comprobó el potencial de los tricópteros como indicadores biológicos.

Mientras que algunos estudios regionales, como (Lozano & Salas, 2006), quienes realizaron una evaluación del impacto de la explotación minera sobre la calidad del agua en el Río Opopodo, Condoto, Chocó, utilizando la comunidad de macroinvertebrados como testigos biológicos del nivel de deterioro ambiental experimentado por la actividad minera utilizando el índice de calidad de agua BMWP, ASPT y ETP. (Córdoba *et al.*, 2007), en su estudio de la cuenca del río Andaguada, Lloro- Chocó, sobre calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados acuático como bioindicadores y su correlación con factores físicos y químicos evidenciaron que la integración de los índices ecológicos, bióticos y fisicoquímicos de calidad del agua y contaminación, permiten determinar la calidad de agua de forma más precisa.

Es pertinente mencionar que, en el departamento del Chocó, se han llevado a cabo diversos estudios en el campo de la ecología de la conservación de ecosistemas acuáticos, entre estos se destaca: Estudio de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y el efecto generado por la minería en la quebrada San Antonio Tadó – Chocó, en el cual mediante la utilización del BMWP, se permitió caracterizar el estado ecológico de la quebrada (Córdoba *et al.*, 2007). Se caracterizó la comunidad de macroinvertebrados en una quebrada tropical de primer orden en el municipio de Unión Panamericana, Chocó, quien precisó que los grupos funcionales de la comunidad de macroinvertebrados están representados por colectores, fragmentadores y depredadores (Palomeque, 2015).

El IIAP, 2014, en una investigación realizada sobre evaluación de la calidad físicoquímica y ecológica del río Quito como herramienta de análisis de los impactos ocasionados por la minería y su importancia ecosistémica y sociocultural, evidenció una baja riqueza de organismos, como resultado directo de las transformaciones morfológicas a lo largo del

todo el río y aquellos que desembocan a él; dando resultado a las bajas concentraciones de oxígeno, alta turbidez y sedimentación, como resultado de la actividad minera, generalizada en la zona, lo cual modifica los hábitats, altera la oferta trófica y afecta la dinámica fisicoquímica del ecosistema, factores que son determinantes para el sostenimiento y permanencia de una abundante fauna acuática.

Con una aproximación al contexto territorial del área de estudio, trabajos como este enfatizan en la importancia de que los estudios de calidad de agua tengan en cuenta el uso de la cuenca del Río Quito, en términos de su fauna, flora y cobertura vegetal, y que promuevan en sus habitantes prácticas de apropiación y protección ambiental que aseguren una calidad sostenible del recurso hídrico.

6. DISEÑO METODOLÓGICO

6.1. Unidad de Análisis

La unidad de análisis para este estudio estuvo constituida por tres estaciones de muestreo en un tramo de la cuenca del Río Quito, a la altura del municipio de Certeguí.

6.2. Unidad de Trabajo

La unidad de trabajo se estipuló en tres estaciones sobre la cuenca alta del Río Quito a la altura del municipio de Certeguí, con un esfuerzo de muestreo de dos horas en cada estación de muestreo, las tres estaciones de muestreo se seleccionaron ubicando ecosistemas altamente intervenidos, ecosistemas medianamente intervenidos y poco intervenidos; la selección de las estaciones fue que presentaran diferentes grados de perturbación, con el fin de conocer las condiciones ecológicas de los impactos ambientales ocasionados por la actividad minera y evaluar sus efectos en la composición y estructura de los macroinvertebrados acuáticos.

6.3. Tipo de Investigación

La investigación es de enfoque cuantitativa, ya que esta investigación genera una serie de datos de información numérica como es la abundancia de los macroinvertebrados en las diferentes estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca, y explicativa proporcionan además un sentido de entendimiento del fenómeno en estudio.

6.4. Diseño Metodológico

La fase de campo de esta investigación se realizó en el año 2018, tiempo en el cual se realizaron 3 muestreos con periodicidad semanal y se ubicaron 3 estaciones de muestreo, en un tramo del Río Quito a la altura del municipio de Certeguí, en un área aproximadamente de 100 m², las muestras se colectaron entre las 7 am y las 5pm. En cada campaña de muestreo se midieron parámetros físico-químicos, *in situ*. Para la toma de los datos biológicos se realizó mediante diferentes métodos dependiendo el tipo de sustrato presente en el esfuerzo de muestreo fue de 20 minutos.

6.5. Variables biológicas

La recolección de macroinvertebrados acuáticos en las estaciones descritas se realizó utilizando la técnica de los coriotopos de Rincón (1996) teniendo en cuenta los diferentes microhábitats presentes; mediante el empleo de una red de pantalla con ojo de malla de 1mm aplicada en un área de 100 m² para la remoción del sustrato (Figura 3). Para que las

muestras fueran lo más completa posibles, la recolección de ejemplares se complementaron tomando piedra, hojas y demás sustratos con la toma manual con pinzas entomológicas para tener en cuenta los insectos que se encontraban adheridos.



Figura 2. Muestreo de macroinvertebrados acuáticos en el Rio Quito.

Fuente: Sánchez, S. 2018.

Luego de la colecta los macroinvertebrados acuáticos se depositaron en frascos plásticos previamente rotulados con fecha y sitio de recolección conservados en alcohol al 70% y posteriormente se transportaron al laboratorio de Limnología de la Universidad Tecnológica de Chocó donde se realizó la identificación taxonómica; hasta el taxón mas asequible (genero) con la ayuda de un estéreo microscopio marca Zeiss y las claves de Merrit & Cummis (1996), Fernández & Domínguez (2001). La identificación taxonómica de los organismos fue corroborada las muestras fueron corroboradas por la Mg Zuleyma Mosquera directora del grupo de Limnologia de la Universidad Tecnológica del Chocó



Figura 3. Identificación taxonómica de macroinvertebrados acuáticos.

6.6. Análisis de las Variables físico-química en las estaciones de muestreo.

Las variables físicoquímicas medidas en campo, en las tres estaciones de muestreos como resultado de la actividad minera, *in situ* fueron: Oxígeno disuelto (mg/L), pH, Temperatura del agua (°C), Conductividad eléctrica ($\mu\text{s}/\text{cm}$), Amonio (mg/L), Fosfato (mg/L), alcalinidad (mg/L CaCO_3), estas variables se midieron con la ayuda de un equipo multiparámetro Horiba U10 (Figura 5). Además, se tomaron muestras de agua en

recipientes de 300 ml, las cuales fueron trasladadas al laboratorio de Limnología de la UTCH, para el análisis de las formas de Nitrógeno (NO_2 , NO_3 y NH_4) y Fósforo (PO_4) con



ayuda de un espectrofotómetro NOVA SQ 60.

Figura 4. Medición de los parámetros fisicoquímicos

6.7. Variables hidráulicas medidas en las estaciones de muestreo.

Se midieron las variables hidráulicas de la siguiente manera: El caudal a partir de la fórmula propuesta por Wetzel & Likens (2000):

$$Q = wda * l/t$$

Donde w es el ancho (m) de la sección transversal del canal, d es la profundidad media (m), l/t es la velocidad de la corriente ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$), y a es una constante de rugosidad que es igual a 0,8 si el sustrato es liso y 0,9 si es rugoso. El ancho del cauce se determinó utilizando una cuerda, la cual se midió con un metro de 10 m de longitud, la velocidad de la corriente se obtuvo utilizando el tiempo que tardaba un flotador en recorrer una distancia determinada (5 m), a lo largo del río. La profundidad se midió en cuatro puntos de la sección trasversal en cada una de las estaciones.

Los aforos se realizaron en los puntos de muestreo distribuidos a lo largo y ancho del río, estos puntos se escogieron teniendo en cuenta los sitios donde se tomaron las muestras de agua para la realización de los análisis físicos y químicos (Figura 6).



Figura 5. Medición de las variables hidráulica en el Río Quito.

6.8. Técnicas e Instrumentos

A cada una de las variables medidas en los muestreos se le aplicó un análisis exploratorio de datos, mediante la estimación de la media aritmética (\bar{x}) como medida de tendencia central y el coeficiente de variación de Pearson (CV) como medida de dispersión relativa. La diversidad de la comunidad de insectos acuáticos se estimó mediante el índice de diversidad de Shannon – Weaver y el índice de Dominancia de Simpson.

El cálculo de estos atributos de la comunidad se hizo utilizando el paquete estadístico PAST. Los cambios en espacio – temporales en la diversidad de la comunidad de insectos se evaluaron mediante un Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, utilizando la estación y las semanas de muestreo como factores fijos respectivamente. La variación en los parámetros fisicoquímicos e hidrológicos se analizó con un Análisis de Componentes Principales (ACP).

Para evaluar la respuesta de la entomofauna acuática a las condiciones fisicoquímicas se empleó un análisis de componentes principales el cual maximiza la relación entre una serie de variables dependientes (en este caso abundancia de géneros de insectos acuáticos) y una serie de variables independientes (en este caso variables físicas, químicas e hidrológicas), hecha en base a una regresión múltiple. El resultado del ACP es un diagrama de ordenamiento formado por un sistema de ejes donde se muestran los sitios, las especies y variables ambientales (Ter Braak & Verdonshot, 1995).

Se utilizó el índice BMWP/COL. Es un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores; el método solo requiere llegar hasta la determinación de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica. La suma de los puntajes de todas las familias proporciona el puntaje total BMWP/Col.

Con los resultados de estos análisis se buscó determinar cuáles fueron las principales variables que afectan a la comunidad de macroinvertebrados, y a las familias indicadoras de la calidad del agua en la cuenca del Río Quito.

7. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

7.1. Composición taxonómica de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos

La comunidad de macroinvertebrados en el río Quito estuvo representada por 418 organismos, distribuidos en 8 órdenes, 24 familias y 37 géneros (Tabla 2) (Anexo 2). A nivel de órdenes, Ephemeroptera fue el más representativo con 215 organismos (52,43%), seguido de Coleóptera con 60 organismos (14,35), Plecóptera con 51 (12,43%), y en menor proporción Neuróptera con 1 organismo (0,24%). (Figura 7).

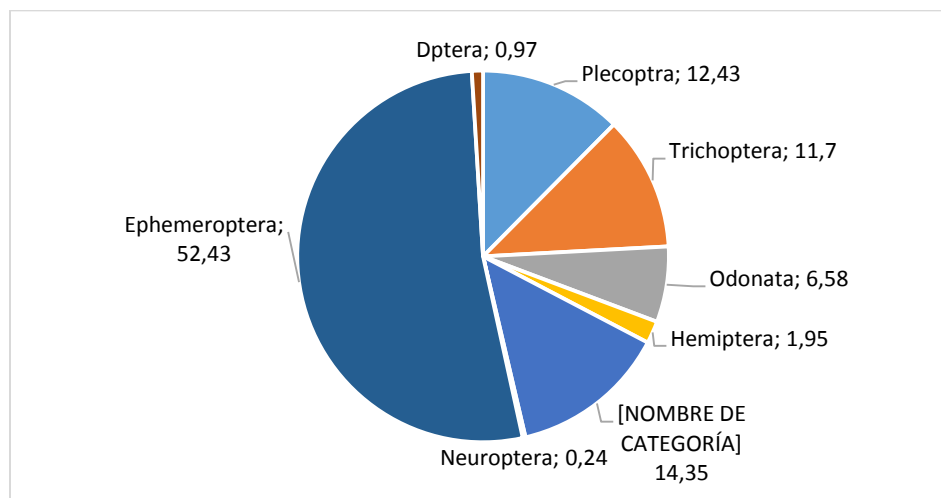


Figura 6. Abundancia relativa por órdenes de macroinvertebrados acuáticos en el río Quito.

A nivel de estaciones, La Estación I (con bajo impacto por la actividad minera) fue la que presentó mayor número de individuos con 262 individuos, los cuales representan el 62,67%; seguida de la estación III con 93 individuo (Medianamente impactada) que representan el 22,24% y en último lugar la estación II con 63 individuos (altamente impactada por actividad minera) representando el 15,07%. El orden Ephemeroptera fue el más representativo en todas las estaciones en la estación I (44,65%) en la estación II, (95,23%) y del 39,78% en la estación III; es importante resaltar que para la estación I y II el segundo orden más representativo fue Coleoptera (19,84 y 4,76) y en la estación III el segundo orden más representativo fue Trichoptera con 33 individuos (35.48%). (figura 8).

La estación uno presentó la mayor abundancia de macroinvertebrados acuáticos, lo que pudo estar influenciada posiblemente por las características de la estación de muestreo como: Tipo de sustrato, hábitat, grado de alteración del medio e interacciones bióticas y la disponibilidad de vegetación sumergida (Guinard *et al.*, 2013). En la estación 2 se presentó el menor número de especímenes debido a la alta intervención antrópica que se presenta por

la minería mecanizada siendo estas actividades un motor de cambio en la cuenca que afectan de manera indirecta la calidad del agua del río, además el desarrollo de esta actividad sin criterios ambiental está dando lugar al vertido de cargas excesivas de contaminantes como son los metales pesados, ocasionando procesos que reducen cada vez más la capacidad de los ecosistemas acuáticos de eliminar estos desechos (Alonso y Camargo, 2005), lo que pone en peligro la sostenibilidad de la biodiversidad acuática, solo encontrándose aquellas especies con rangos de tolerancia muy amplios y altamente resistentes a estrés hídrico.

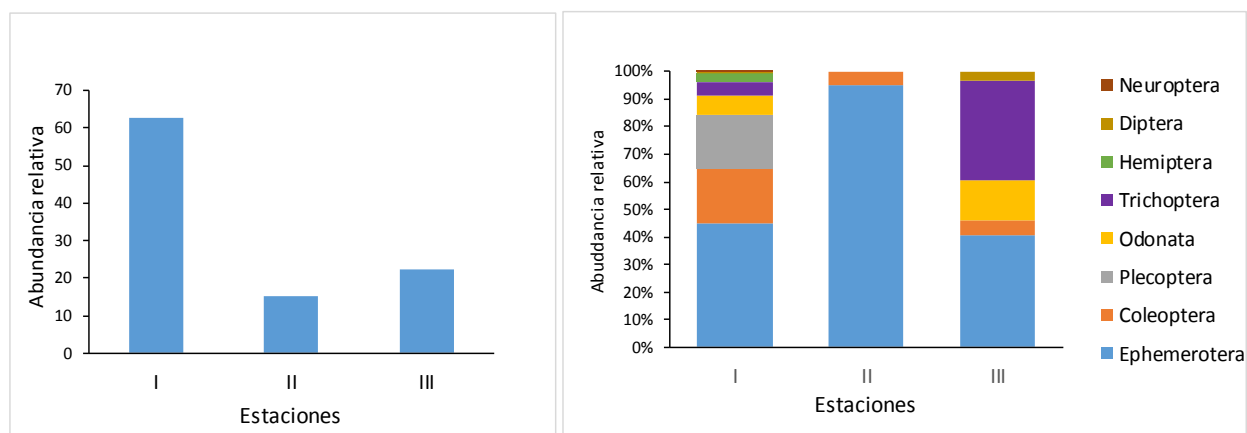


Figura 8. Abundancia relativa a nivel de estaciones. Abundancia relativa a nivel de órdenes de macroinvertebrados acuáticos en cada una de las estaciones.

La abundancia del orden Ephemeroptera en las estaciones de muestreo se atribuye a que presentan distintas respuestas a la degradación ambiental, por lo que estos organismos están dentro de los grupos más utilizados en los programas de biomonitorio de la calidad del agua (Salles *et al.* 2004), Además, las larvas de este orden se encuentra en casi todos los ambientes acuáticos, donde se pueden encontrar prácticamente en todos los microambientes disponibles bajo rocas, enterrados en el fondo arenoso y lodoso, en el fondo de lagos y los ríos (Springer .2010); estos resultados coinciden con los de Lozano & Salas. (2006), sobre el impacto de la explotación minera sobre la calidad de agua en el río Opogodo Chocó; donde el orden Ephemeroptera fue el más abundante en la estaciones de muestreos independientemente intervención minera.

De las 24 familias encontradas a nivel general, la más abundante fue Leptophlebiidae con 47,80% seguida de la familia Perlidae con 12,43%, y las menos abundantes fueron Gerridae, Staphylinidae, Chironomidae, Dytiscidae con 0,24% (Tabla 3). La abundancia de la familia Leptophlebiidae, se explica a que es una familia de distribución cosmopolita a demás presenta una gran distribución en Suramérica (Zuñiga *et al.* 2004), este resultado coincide con investigaciones realizadas en áreas cercanas a este estudio como las de

Córdoba *et al.*, 2007; Salas *et al.*, 2006, que reportan a la familia Leptophlebiidae como la más abundante.

Tabla 3. Composición taxonómica de macroinvertebrados presentes en el Río Quito.

ORDEN	FAMILIA	GÉNEROS	D. Q. de lobo			Q. Candelaria			Puente variante			Total	%
			M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3		
PLECOPTERA	Perlidae	<i>Anacroneria</i>	29	22	0	0	0	0	0	0	0	51	12,20
TRICHOPTERA	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0,97
	Polycentropodide	<i>Cynellus</i>	2	0	0	0	0	0	2	0	0	4	0,97
	Leptoceridae	<i>Nectopsyche</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0,73
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	3	1	0	0	0	0	7	0	2	13	3,11
		<i>Leptonema</i>	0	0	0	0	0	0	13	8	0	21	5,02
		<i>Macrostemum</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0,24
Calamoceratidae	<i>Philloicus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,24	
ODONATA	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	3	1	0	0	0	0	0	0	0	4	0,97
	Platystictidae	<i>Palaemnema</i>	8	0	0	0	0	0	1	0	0	9	0,24
	Cordulidae	<i>Neocordulia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0,24
	Coenagrionidae	<i>Argia</i>	5	0	0	0	0	0	2	0	0	7	2,43
	Megapodagrionidae	<i>Heteragrion</i>	0	0	0	0	0	0	2	3	6	11	2,68
HEMIPTERA	Naucoridae	<i>Criphocricos</i>	3	2	0	0	0	0	0	0	0	5	1,21
		<i>Limnocoris</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0,48
	Gerridae	<i>Everygerris</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,24
	Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i>	2	1	0	0	0	0	1	0	0	4	0,97
COLEOPTERA	Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>	0	8	0	0	0	0	0	0	0	8	1,95
	Elmidae	<i>Cylloepus</i>	20	19	0	1	0	0	1	0	0	42	10,24
		<i>Macrelmis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,24
	Psephenidae	<i>Psephenus</i>	1	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0,73
	Dytiscidae	<i>Laccophilus</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0,24
	Staphilinidae	<i>Stenus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,24
NEUROPTERA	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0,24	
EPHEMEROPTERA	Baetidae	<i>Americabaetis</i>	6	1	1	0	0	0	0	0	0	8	1,95
		<i>Cloedoes</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0,73
		<i>Paracloeodes</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	2	4	0,73
		<i>Camelobaetidius</i>	0	1	1	0	0	0	0	0	0	2	0,48
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i>	5	1	0	0	0	0	0	1	0	7	0,70
		<i>Thaulodes</i>	65	13	16	19	41	0	9	6	14	183	44,63
		<i>Terpides</i>	2	0	1	0	0	0	0	0	0	3	0,73
		<i>Tikuna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,24
		<i>NN</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0,48
	Leptohiphidae	<i>Leptohiphides</i>	1	1	0	0	0	0	0	0	0	2	0,48

		<i>NN</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0,24
DIPTERA	Chironomidae	<i>Ablabesmyia</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0,48
		<i>Chironomus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	0,48
TOTAL			166	75	21	20	42	1	41	20	32	418	

En cuanto a género a nivel general el más abundante fue *Trhaulodes* (44,63%) para las tres estaciones de muestreo (con 22,92%, 14,63%, y 7,07% respectivamente) seguido de *Anacroneuria* (12,43%) presente sólo en la estación I y los menos abundantes fueron *Stenus*, *Laccophilus*, *Neocordulia*, *Hydrobius*, *Macrelmis*, *Palaemnema* los cuales presentaron abundancia por debajo del 1% (Tabla 3).

7.2. Variación temporal de la abundancia de macroinvertebrados e el río Quito.

En términos generales el mayor número de especímenes se presentó en el primer muestreo con 227 especímenes (54,30%), y el menor número fue en el tercer muestreo con 54 (12,91%) (Figura 9). Esto se debió posiblemente a que en el muestreo 1 se presentaron cambios en las condiciones ambientales favorables, tales como: disminución en la precipitación que incluyen condiciones físicas, y aspectos ecológicos (sustratos naturales, los cuales son los principales hábitats de los macroinvertebrados acuáticos) de los cuerpos de agua (Arias & Sánchez.2007). El tercer muestreo presento el menor número de individuos; posiblemente debido a las altas precipitaciones durante la noche anterior y el día del muestreo lo que genera un arrastre tanto de organismos como de microhábitats (Figura 9).



Figura 9. Variación temporal de la abundancia de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.

7.2 Estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en el Río Quito.

En términos generales la diversidad de Shannon – Weaver (1949) presentó un valor de 2,27, presentado su máximo valor en la estación I con 2,20, corresponde a diversidad media; la estación II presento un valor de 0,22 corresponde a una baja diversidad y la

estación III con 2,16, presentando valores baja se presentaron diferencias significativas en la diversidad entre estaciones ($F= 14,79$; $p= 0,0047$), pero no entre muestreos ($F= 0,204$; $p= 0,820$) (Figura 9.A y B).

Las diferencias estadísticas significativas entre estaciones de muestreo son atribuible a que cada estación presenta condiciones morfológicas, ambientales y fisicoquímicas diferentes con diferente grado de intervención minera, lo que refleja una alta abundancias de individuos en la estación I que es la que presenta mejores condiciones ambientales como disponibilidad de sustrato, evidenciando una mayor riqueza y abundancia de la macrofauna béntica entre los puntos muestreados antes durante y después de la intervención minera. Situación que pone de manifiesto que en las estaciones con intervención afecta de manera significativa la diversidad y abundancia de macroinvertebrados.

Se considera que estos bajos valores se deben posiblemente a la dominancia del género *Trhaulodes* el cual estuvo presente en las estaciones I y III. Existe en comparación ausencia de insectos en la estación II (desembocadura de la quebrada Candelaria) debido a que en esta estación se encuentra ubicada en la parte media del río, donde se realiza explotación del suelo, se encuentra bajo influencia de actividad antrópica como actividad minera, con uso del río para recreación y en sus alrededores un área residencial.

Esta baja diversidad también puede atribuírsele al tiempo de muestreo empleado y a que las condiciones ecológicas y ambientales de las estaciones de muestreo, no favorecieron la estacionalidad de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos con una riqueza y abundancia alta, dadas las constantes descargas provocadas por la actividad minera, las aportadas por las comunidades tanto urbanas como rurales, ubicadas a lado y lado de la cuenca del río Quito; lo que hace que solo prevalezcan dentro de estos ecosistemas, las especies con mejor tolerancia adaptativa a estas condiciones (Lagarejo, 2015).

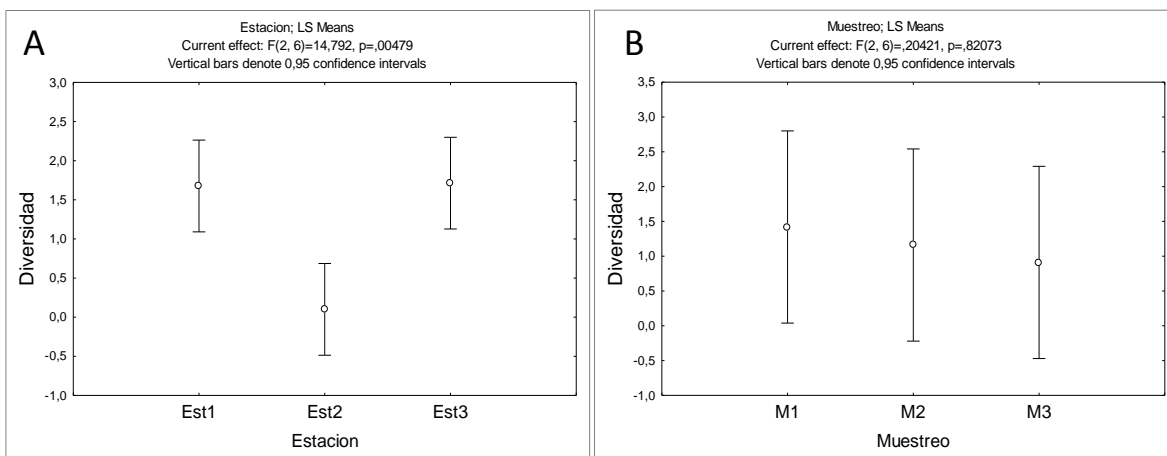


Figura 7A y 9B. Análisis de varianza (ANOVA) de una vía entre estaciones y muestreo.

La dominancia de Simpson presentó valores relativamente altos durante esta investigación 0,90 en la estación II, mientras que en las estaciones I y III presentó valores bajos de 0,19 y 0,70 estos valores concuerdan a lo establecido por el índice de dominancia (0 a 1).

El hecho de que en la desembocadura de la quebrada Candelaria se presente la mayor dominancia, se atribuye posiblemente a que esta estación presenta la mayor inestabilidad ecológica como resultado de la actividad minera. En este sentido se registra una experiencia de afectación directa en el río Quito, lo que ha acelerado la colmatación natural de la microcuenca, alterando de forma permanente la composición físico-química del agua, llevándola a niveles poco tolerables para la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, por lo que solo un género como *Thaulodes* ha logrado soportar la constante intervención que se presenta en las condiciones ambientales del ecosistema (Lagarejo, 2015).

La riqueza de taxos presentó, en general, 37 taxos (géneros), de los cuales la estación I presentó 27 géneros (72,97%), seguida de la estación III que presentó 19 géneros (51,35%) y de la estación II que presentó 3 géneros (8,11%). Lo que indica que tanto la estación I y III, presentan mejores condiciones ecológicas lo que permite que haya un mayor número de especímenes, al contrario de la estación II presenta alteraciones continuas por el efecto de la actividad minera sobre su cauce, situación que pone de manifiesto un cierto nivel de impacto sobre la comunidad béntica del río. Tabla 4.

la riqueza de taxos en la estación I se debe a la baja intervención minera en este punto de muestreo, siendo significativamente menor respecto a la estación II, este es otro indicativo del impacto generado por la actividad minera y de la capacidad de respuesta de la comunidad de insectos acuáticos a este tipo de perturbación en la zona. Mora *et al*, (2013). La estación II está sometidas a un mayor nivel de intervención antrópica y degradación ambiental que las estaciones I y III por efecto de la intensa actividad minera. Los macroinvertebrados acuáticos que habita en la estación II presentan ciertas amenazas que afectan el desarrollo de sus comunidades donde se registró una disminución de taxos importantes, modificando el hábitat y la topografía natural del cauce, con remoción de sedimentos e incrementos de la turbidez del agua que interfieren la respiración branquial de organismos acuáticos. La contaminación por el mercurio usado en la minería y los residuos de combustibles empleados para el funcionamiento de máquinas alteran los procesos físicoquímicos y bióticos de los ecosistemas acuáticos, constituyendo compuestos letales para las larvas de insectos (De Marmels 2003).

Tabla 4. Índices ecológicos medidos en tres estaciones ubicadas en el Río Quito.

Índices ecológicos	ESTACIONES		
	I	II	III
Diversidad de Shannon- Weaver	2,20	0,22	2,16
Dominancia (Simoson)	0,19	0,90	0,17
Riqueza de taxas	27	3	19

7.3. Calidad de agua con base en los macroinvertebrados acuáticos utilizando el índice BMWP/Col.

De acuerdo al índice biótico BMWP/Col basados en las familias de macroinvertebrados presentes la estación I ubicada en la desembocadura de la quebrada Lobo, tiene una puntuación de 155 que corresponde a aguas de calidad buena, aguas entre limpias y muy limpias. Para el caso de la estación II desembocadura de la quebrada Candelaria, el valor del BMWP es 24, que corresponde a aguas de calidad crítica muy contaminadas y finalmente la estación III puente variante tiene una puntuación de 80, que corresponde a aguas de calidad aceptable.

Es importante destacar que las familias de la estación I se presentan con una puntuación de 10, esta estación con características, y condiciones propicias para el desarrollo de organismos acuáticos; la estación III posee signos de alteración por actividades realizadas tiempos atrás lo cual refleja que el ecosistema está en periodo de recuperación (Tabla 5).

El valor BMWP – en el río Quito más bajo se registró en la estación II que indica que se evidencian efectos de contaminación antrópica, por actividad minera y doméstica llevada a cabo en el punto de muestreo; que se puede considerar como la de peores condiciones de calidad biológica donde se evidencia una fauna de macroinvertebrados acuáticos reducida en la composición y estructura, producto de una remoción de sustrato, el cual se altera constantemente el hábitat de los organismos acuáticos; respecto a las estaciones de muestreo I y III, las cuales no se encuentran sometidas directamente con la actividad minera; las variaciones observadas de la comunidad refleja las malas condiciones ambientales en este punto de muestreo en la cuenca del río Quito.

De acuerdo al estudio realizado por Rengifo (2002), este deduce la degradación de los ríos Tucuy y Calenturitas por vertimientos domésticos de las empresas mineras y asentamientos humanos aledaños a éstos, viéndose además afectado el componente biológico presente en dichos ecosistemas acuáticos. Hoy después de 16 años de dicho estudio encontramos que en la estación II del río Quito con intervenciones antrópica de tipo minero con menor índice BMWP, menor diversidad de familias y más baja calidad.

Tabla 5. Valores del BMWP/Col. Para las estaciones estudiadas en el Río Quito.

Estaciones	No. de familias	Valor BMWP/Col	
Estación 1: Desembocadura de la quebrada Lobo	20	155	>150, 101 - 120 Aguas Clase I. Calidad Buena Aguas muy limpias a limpias
Estación 2: Desembocadura de la quebrada Candelaria	3	24	16-35 Aguas Clase IV. Calidad Crítica Aguas muy contaminadas
Estación 3: Puente	11	80	61-100 Aguas Clase II. Calidad Aceptable Aguas ligeramente contaminadas

7.4. Dinámica físico-química del ecosistema estudiado.

7.4.1. Temperatura del agua.

Esta variable presentó un promedio general de 28,2°C durante toda la investigación, con un máximo valor de 29,8°C en el primer muestreo en la estación 1 y el mínimo de 26,6°C en el muestreo tres en la misma estación; con un CV = 3,76% (Figura 9). Estos valores de temperatura del agua se encuentran en el rango normal para los ecosistemas acuáticos de zonas tropicales bajas que es de 25-30°C según Asprilla *et al.* (1998).

Los resultados de esta variable concuerdan con Roldan (1992), quien afirma que las aguas tropicales se caracterizan por conservar una temperatura más o menos constante a lo largo del año; la misma se ve influenciada por factores como vientos, corrientes y periodos de retención del agua, cambios de densidad del agua, profundidad y altitud; por lo que cualquier cambio brusco altera fácilmente su respuesta fisiológica y podría ser fatal para muchos organismos acuáticos.

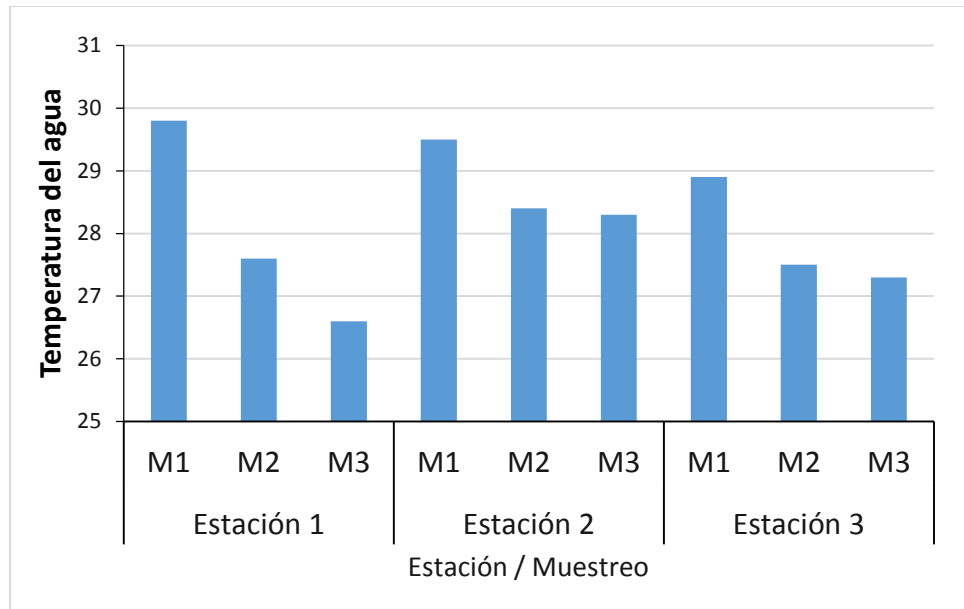


Figura 8. Variación espacio temporal de la temperatura del agua en las estaciones de muestreo.

7.4.2. Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto presentó un promedio general de 7,00 mg/L de O₂, registrando su máximo valor 7,75 mg/L de O₂ en el tercer muestreo de la estación 2, y un mínimo valor de 6,51 mg/L de O₂ en el muestreo uno de la estación 3. Esta variable presentó un coeficiente de variación de CV= 5,58%, en general los valores de oxígeno disuelto registrado para el río Quito presenta valores estables (Figura 11).

El oxígeno es un parámetro muy importante para la biota acuática (Ramírez y Viña 1998). Una reducción en su concentración afecta la mayoría de los organismos, también es elemental en el agua porque ayuda a mantener elementos y sustancias sólidas y gaseosas fundamentalmente para los organismos que en ella viven; es primordial para la vida de la mayoría de los organismos animales y vegetales en el agua. Este gas se encuentra en el agua previamente diluido y solo de esa forma puede ser utilizado por peces, pequeños animales y bacterias. El oxígeno llega al agua por dos caminos: por medio de una relativamente alta presión parcial del oxígeno en la atmósfera se propagan las moléculas de oxígeno en el agua. Este proceso se beneficia en el agua fría y con la alta velocidad de flujo, juntamente con las turbulencias causadas. El otro, llega también al agua por medio de la fotosíntesis de las plantas (Ej. algas, plantas acuáticas o fitoplancton) (Patiño., 2015).

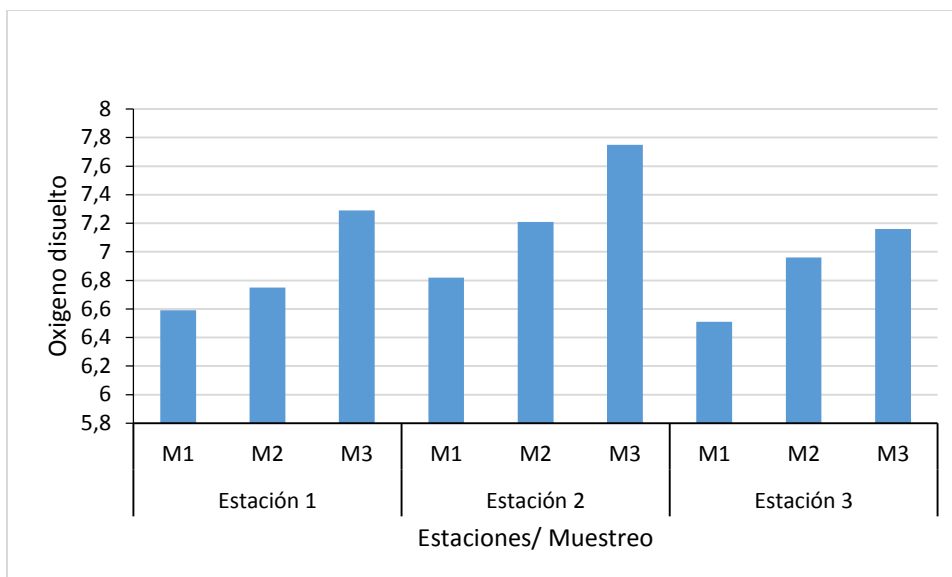


Figura 9. Variación espacio temporal del oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo.

7.4.3. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica arrojó un valor promedio de 23,00 $\mu\text{S}/\text{cm}$ durante toda la investigación, con un máximo valor de 37,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el muestreo uno de la estación 2 y el mínimo valor de 10,71 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el muestreo dos de la estación 2 y un coeficiente de variación de 39,73% (Figura 12). Este parámetro es muy importante para el estudio de calidad de agua de los diferentes ecosistemas acuáticos y por ende en la estructura numérica de los macroinvertebrados presentes en el ecosistema objeto de estudio (Roldán, 1992).

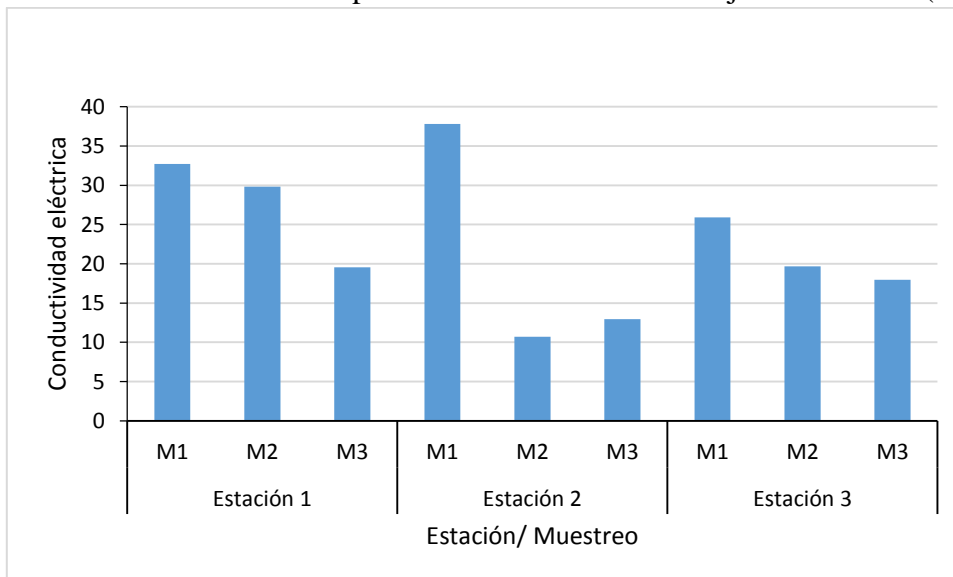


Figura 10. Variación espacio temporal de la Conductividad eléctrica en la zona de estudio.

7.4.4. pH

El pH presentó un valor promedio de 5,99 unidades, un máximo valor de 6,98, en el muestreo tres de la estación 2 y el mínimo valor de 4,70 en el muestreo uno de la estación 3. (Figura13).

Los valores promedios de pH registrados en esta investigación se encuentran entre los rangos normales para aguas naturales que es de 5,0 – 9,0 (Roldán & Ramírez, 2008). Esta variable presento pocas variaciones entre las diferentes estaciones de muestreo con un coeficiente de variación de CV=13,56%. Además, Vásquez *et al.*,2012, indica que para el normal desarrollo de la biota acuática los valores de pH deben estar en el rango de 4,5 a 8,5.

Los valores ligeramente ácidos registrados en el río Quito, se deben posiblemente a la composición de los suelos, a la capacidad amortiguadora de las aguas, dada por la alcalinidad lo que puede estar relacionada con la emisión de sustancias de carácter ácido proveniente de la minería industrializada, como también de los ácidos orgánicos originados de las selvas tropicales que son transportados por la escorrentía (Ballesteros *et al.* 1997). Es necesario para la biota que el pH se mantenga en el rango neutro, ya que un alto o bajo pH puede romper el balance de los químicos del agua y movilizar a los contaminantes, causando condiciones tóxicas (García, 2012).

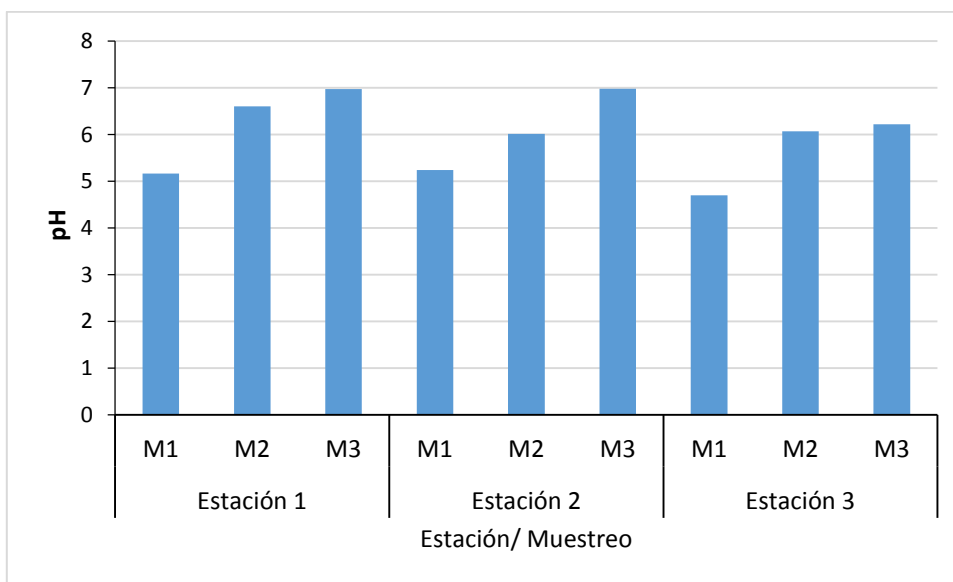


Figura 11. Variación espacio temporal del pH en la zona de estudio.

7.4.5. Alcalinidad

La alcalinidad presentó un valor general de 6,19 mg/L CaCO₃ durante toda la investigación, siendo el máximo valor de 9 mg/L CaCO₃ en el muestreo uno de la estación 2, y el mínimo valor de 4 mg/L CaCO₃ en el muestreo tres de la estación 1 (Anexo 1). Con respecto al coeficiente de variación fue de CV= 32;52% presentando poca variación lo que indica que los datos fueron homogéneos y tuvieron un comportamiento constante (figura 14).

Los bajos niveles de alcalinidad del agua dependen, en gran parte, de la naturaleza del terreno y de las rocas con que está en contacto (Roldán & Ramírez, 2008), en el caso de los valores encontrados en el Río Quito, estos se encuentran entre los rangos establecidos para aguas tropicales (menores de 100mg/L) (Roldán, 1992) (Anexo 1).

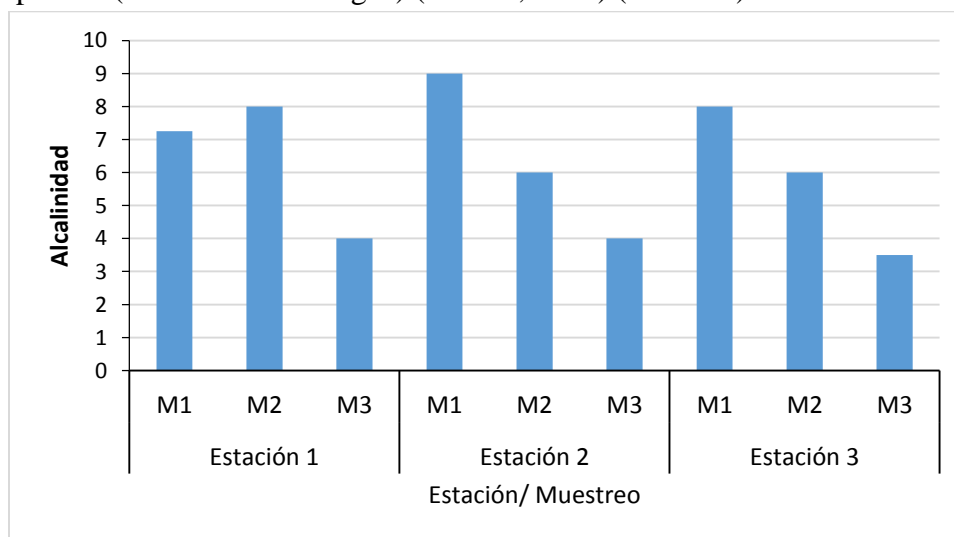


Figura 12. Variación espacio temporal de la alcalinidad en la zona de estudio.

7.4.6. Nitrato (NO₃)

Esta variable presentó un promedio general de 0,11 mg/L de NO₃ durante los tres muestreos y tres estaciones (Figura15). Las bajas concentraciones registradas indican una buena oxigenación del río. El nitrato y el ión amonio son lo más importantes para los ecosistemas acuáticos, por cuanto constituye la fuente principal para los organismos residentes en este medio (Roldán, 1992).

En aguas no intervenidas la formación de nitratos varía entre 0,3 mg NO₃/L y 0, 5 mg NO₃/L, mientras que en los sistemas hídricos colombianos pueden encontrarse valores que varían entre 10 mg NO₃/L y 60 mg NO₃/L, esto debido a las precipitaciones constantes que arrastran material incorporado al ecosistema, desde el exterior o descargas orgánicas por actividades humanas (Gómez, 2013).

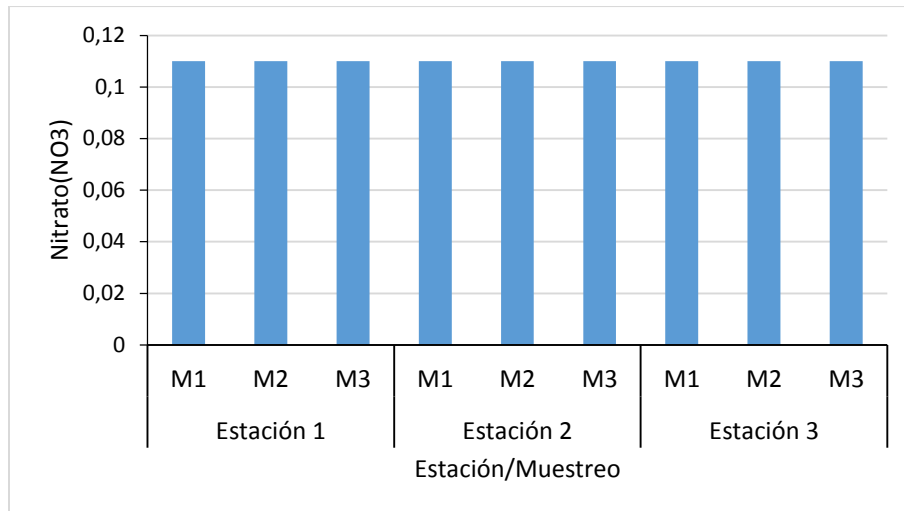


Figura 13. Variación espacio temporal del Nitrato en la zona de estudio.

7.4.7. Amonio (NH₄)

Este nutriente fue escaso entre estaciones de muestreo, mostrando un valor promedio de 0,05 mg/L; con un valor máximo de 0,08 mg/L en el muestreo tres de las estaciones 2 y 3, y un mínimo valor de 0,02 mg/L en el muestreo uno de las estaciones 1 y 3 (Figura 16). En términos generales el amonio presentó una variación CV= 40,62%.

Se ha comprobado que en algunos sistemas loticos, las concentraciones de amonio están influenciadas directamente por el régimen de lluvia (IDEAM, 2014), con relación a las variables de nitrógeno (amonio), en el río Quito son bajos, la explicación para este resultado es que en el trópico los nutrientes están circulando en la biomasa vegetal y quedan pocos disponibles en los suelos debido a la alta tasa de consumo por las plantas esto incide a que las aguas sean pobres en nutrientes (Fittkau *et al* 1964 citados por Roldán, 1992).

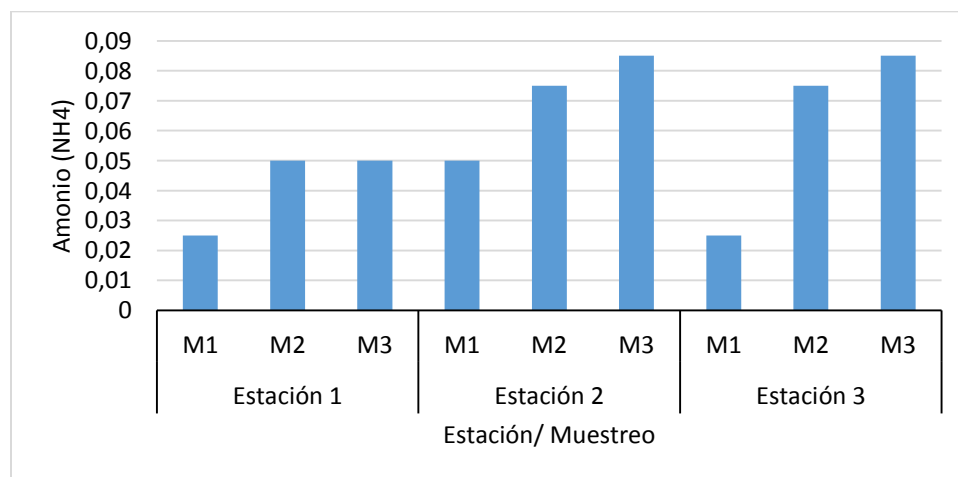


Figura 14. Variación espacio temporal del amonio en la zona de estudio.

7.4.8. Fosfato ($P-PO^{-3}_4$)

Esta variable presentó un promedio general de 0,16 mg/l de $P-PO^{-3}_4$, con un máximo valor de 0,36 mg/L de $P-PO^{-3}_4$ en el tercer muestreo de la estación 2, y un mínimo de 0,1 mg/L de $P-PO^{-3}_4$ en el segundo muestreo de la estación 1 (Anexo 1). Estos valores promedios de fosfatos se encuentran entre los rangos requeridos para la vida acuática en aguas naturales que es de 0,05 mg/L (Piedrahita, 2003). La variación general fue alta (CV=99,99%), esta alta variación está relacionada con los cambios en los niveles de precipitación y caudal que influye directamente sobre esta variable (Figura 17).

El fosfato es un elemento biogénico que juega un papel importante en el metabolismo biológico; el con valores menores para aguas oligotróficas (Gomez. A 2017). Los altos valores de fosfatos en la estación II, son atribuibles a la ubicación de la misma en la zona central del casco urbano del municipio de Certeguí, lo que la hace receptora de una gran cantidad de aportes de aguas residuales, lo que contribuye a incrementar los valores de fosfato en el agua, igualmente en las cercanías de este punto la población realiza proceso de lavado de ropa, los detergentes aportan una alta cantidad de este nutriente lo que genera incremento del mismo; estos resultados se obtuvieron durante los muestreos de la investigación.

Lo anterior, indica que la intervención humana alrededor del río se evidencia, pero no ha impactado notoriamente la calidad del agua ocasionando altas concentraciones de este nutriente que puedan llegar a ocasionar procesos de eutrofización que agoten el oxígeno del agua, acabando con la vida acuática sensible o intolerante a las bajas cantidades de esta variable (Gómez, 2013).

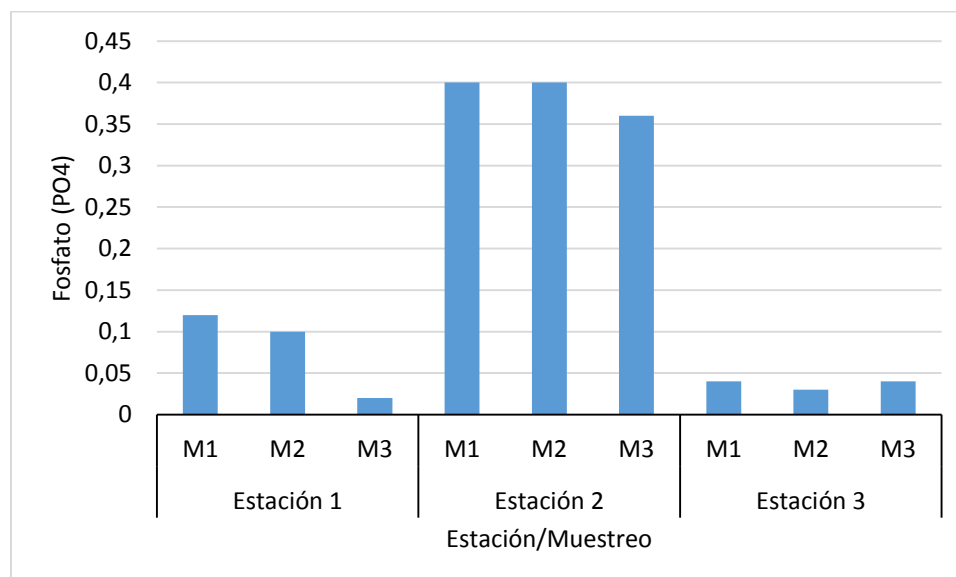


Figura 15. Variación espacio temporal del fosfato en la zona de estudio.

7.4.9. Variable hidráulica Caudal

Esta variable presentó un promedio general de $8,45\text{m}^3/\text{s}$, con un máximo valor de $19,96\text{m}^3/\text{s}$ en el tercer muestreo de la estación 2, y el mínimo valor de $2,4\text{m}^3/\text{s}$, en el primer muestreo de la estación 1; (Figura18) con un coeficiente de variación de $76,65\%$, esta variación es el resultado de los cambios en los niveles de precipitación (Anexo).

Esta variable es de gran importancia para todos los ecosistemas acuáticos puesto que produce modificaciones. Debido al incremento se dificulta el acceso a microhabitats, lo que hace que el número de especímenes colectados disminuya o aumente con los cambios en la misma.

El caudal constituye una variable de gran transcendencia ambiental, pues el volumen de agua que se desplaza en una corriente determina la capacidad de dilución entre vertimientos (puntuales y no puntuales) es decir, mide la cantidad de contaminantes que puede recibir una corriente, la capacidad ambiental de un cuerpo lotico está definida por su caudal, mientras que la capacidad ambiental particular lo define las concentraciones de un determinado contaminante y su caudal (Ramírez y Viña, 1998).

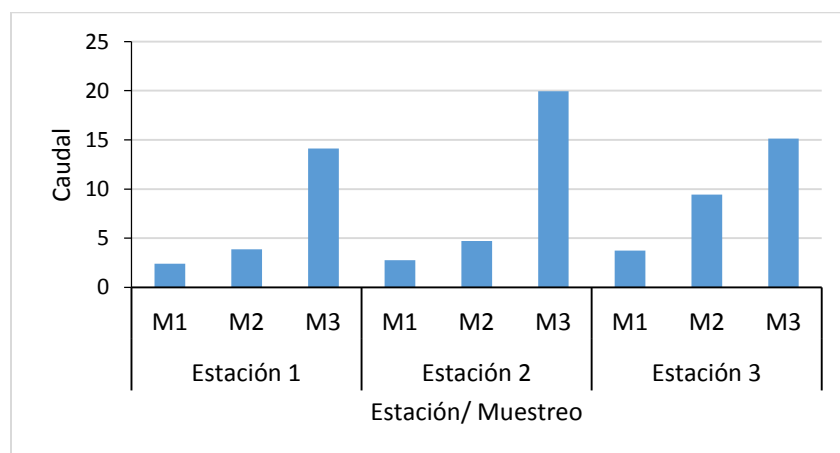


Figura 16. Variación espacio- temporal del Caudal en la zona de estudio.

7.5. Influencia de las variables físico-químicas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del Río Quito.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado para analizar la variación en los parámetros físicos, químicos e hidrológicos del tramo estudiado, identificó dos componentes principales que explican el $84,2\%$ de la variación de los datos (Figura 19): Un primer componente que explica el $64,9\%$ de la variación, determinado por las variables oxígeno, pH y caudal con correlación positiva y alcalinidad con correlación negativa y un

segundo componente que explica el 19,2% de la variación, determinado por la variable temperatura y fosfatos con correlación negativa (Anexo 3).

Los factores fisicoquímicos del medio acuático, como pH, oxígeno disuelto, y caudal son determinantes en la distribución de los macroinvertebrados acuáticos y son, además, los parámetros a los que los organismos son más sensibles (Quinn y Hickey, 1990; Roldán, 1996; Toro *et al.*, 2002; Domínguez y Fernández, 2009; Carvacho, 2012; Meza *et al.*, 2012).

Esto concuerda con lo observado en el presente estudio, donde el ACP resaltó la importancia de las variables, demostrando así su influencia sobre la comunidad estudiada. En otras investigaciones se han documentado resultados similares. Palomeque, 2015, encontró en una quebrada tropical de primer orden en Unión Panamericana Chocó que el oxígeno y el pH son las variables con mayor influencia sobre las comunidades de macroinvertebrados, estas variables pueden afectar su ciclo vital así como la distribución espacial y temporal en los ecosistemas ya que pueden afectar su fisiología. Mientras que para el río Opopodo, Condoto, Chocó, las variables conductividad, alcalinidad, turbiedad, fosfato contrastan con la diversidad y dominancia y riqueza, puesto que al aumentar el primer grupo de variables las variables del segundo grupo disminuyen y viceversa (Lozano & Salas, 2006).

Para el segundo componente que explica que la variable temperatura y fosfato con relación negativa, esto contrastan con la diversidad y riqueza de un ecosistema, en este sentido la temperatura se presenta como uno de los factores ambientales más importante que influye en la proliferación y supervivencia de los microorganismos (Roldán, 1992). Un aumento de estas variables disminuye el número de individuos en el ecosistema (Anexo 4).

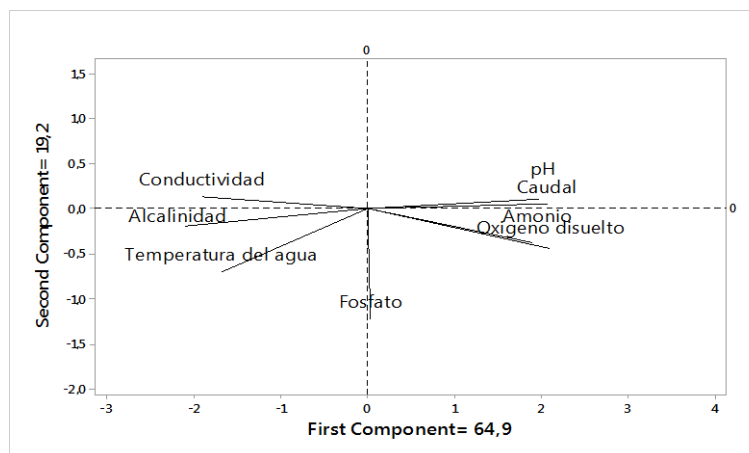


Figura 17. Análisis de componentes principales (ACP) de las variables físico-químicas e hidrológicas del ecosistema estudiado.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) aplicado para analizar la variación en los parámetros físicos, químicos e hidrológicos del tramo estudiado, identificó dos

componentes principales que explican el 62,54% de la variación de los datos (Figura 20): un primer componente (Factor 1) que explica el 46,13% de la variación, determinado por las variables oxígeno, anio, caudal con correlación positiva y la variable conductividad y las familias Calopterygidae, Platystictidae, Coenagrionidae y Ptilodactylidae con correlación negativa y un segundo componente (Factor 2) que explica el 16,41% de la variación, determinado por la variable pH y las familias Gerridae, Gyrinidae y Staphilinidae, con correlación positiva y la variable temperatura y las familias Polycentropodidae, Coenagrionidae con correlación negativa.

Esto se debe a que las condiciones hidrológicas, temperatura y caudal, se adaptan más con ser un componente que afecta un ecosistema, porque hay organismos que toleran ciertos rangos de temperatura, al aumentar la temperatura muchos de los procesos biológicos de los organismos se ven afectados (Van Lier, 1995). El pH afecta los organismos acuáticos porque es uno de los factores que más perturba, la mayoría de los organismos son sensibles a las bajas concentraciones, cuando el pH es ácido afecta los procesos fisiológicos de los organismos lo que ocasiona una disminución de la diversidad (Ballesteros *et al.*, 1997). Sin embargo la conductividad es un parámetro muy importante debido a que tiene que ver con los procesos osmo-regulatorios de los organismos, un aumento hace que la estructura de la comunidad se afecte de tal manera que el número de familia se reduzca significativamente (Roldán, 2003.)

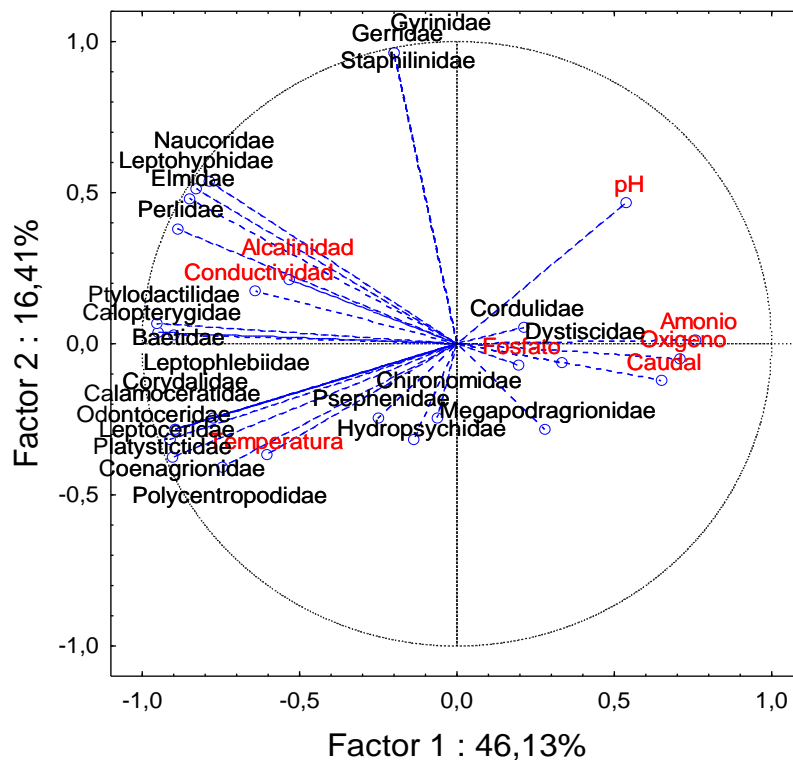


Figura 18. Análisis de componente principales (ACP) de las variables fisicoquímicas y las familias de macroinvertebrados acuáticos.

En términos generales la actividad minera tiene un efecto significativo entre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos presente en el río Quito genera graves daño sobre los grupos más sensibles lo cual se manifiesta por medio de cambios en la estructura de la comunidad bentónica en las estaciones afectadas; para la recuperación de la cuenca del río Quito debe ser acompañado por la comunidad con campañas de educación y monitoreo físico-químico y biológico para evaluar el verdadero impacto de estas acciones en pro del mejoramiento de la calidad del agua, por ende el establecimiento de una comunidad hidrobiológica diversa del río Quito y de la vida de los habitantes.

Los resultados permiten aceptar la hipótesis de trabajo planteada *“El efecto de la actividad minera sobre los ecosistemas acuáticos es negativo con deterioro de las condiciones de calidad de los mismos, que se ve reflejado en baja diversidad y poca abundancia de las comunidades de macroinvertebrados, así como por la prevalencia de taxones poco sensibles a la contaminación”*.

8. CONCLUSIONES

El orden de macroinvertebrados más abundantes durante todo el estudio fue Ephemeroptera (52,43%), con la familia Leptophlebiidae con (47,8%) y el género *Thraulodes* (44,6%).

La dominancia de Simpson presentó valores bajos durante la investigación, a diferencia de la diversidad de Shannon – Weaver que presentó en la estación I (la menos impactada por la minería) valores normales y en las estaciones II (altamente impactada por la minería) y III valores bajos (medianamente impactada por la minería).

Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos reportadas en las estaciones de muestreo de la cuenca del Río Quito parecen estar fuertemente influenciadas por el efecto de la actividad minera, que no sólo modifica las condiciones físicas de los sistemas sino que además ocasiona cambios en la concentración de diversas variables químicas que favorecen o limitan en diferentes grados y formas la composición y abundancia de la comunidad.

La comunidad de macroinvertebrados reportada en la cuenca del Río Quito durante los muestreos realizados en el mes de Marzo del 2018 estuvo mejor representada durante el primer muestreo, donde posiblemente las condiciones de bajo caudal se encontraban favoreciendo la exposición de un mayor número de microhábitats en los que gracias a la baja velocidad de corriente se favoreció el establecimiento de una comunidad más representativa y mejor estructurada.

La relación entre calidad físico-química y biológica se mostró constante entre los tres eventos de muestreo, pues en la primera y tercera estación, la calidad del agua se muestra entre buena y aceptable, mientras que en la segunda estación se evidencia una calidad crítica, debido a la intervención humana.

El índice BMWP/Col demostró confiabilidad al momento de realizar un análisis de calidad de agua en el Río Quito, Chocó, debido a la precisión de indicar que el agua del río se encuentra entre buena y aceptable, mostrando sus puntajes más bajos en la segunda estación de muestreo lo que coincide con la presencia de asentamientos humanos y actividad minera.

La estación II, intervenida por actividad minera demostró estar sometida a otros impactos urbanos (altos niveles de fosfato) demostrando así que la actividad minera va ligada generalmente a otros impactos.

El análisis de los resultados de los Componentes Principales (ACP) aplicado para analizar la variación en los parámetros físico-químico e hidrológicos del tramo estudiado, evidenció que las variables alcalinidad y fosfato presentan una correlación negativa generando pocas

condiciones ecológicas que impiden el desarrollo de macroinvertebrados acuáticos, afectando la diversidad y abundancia de los mismos.

El Análisis de Correspondencia Canónica realizado para interrelacionar las variables físico-químicas con las variables biológicas arrojó un porcentaje de variabilidad menor al 62,5% entre los dos primeros ejes, manifestando la fuerte relación positiva que demuestra la dependencia de los macroinvertebrados con las condiciones fisicoquímicas.

La actividad minera presenta alteración en la dinámica variaciones en las tasas de erosión/sedimentación, alteraciones en la dinámica fluvial, incorporación de partículas sólidas en la corriente, aumento de la carga de fondo y en suspensión, incremento en las tasas de sedimentación Contaminación por metales pesados y metaloides, Variaciones del pH por el drenaje ácido de mina; lo que ocasiona un alto impacto sobre la comunidad de macroinvertebrados en cuanto su estructura, composición y abundancia de individuos afectando la calidad del agua.

9. RECOMENDACIONES

Garantizar la sostenibilidad del agua en cuanto a calidad y cantidad mejorando las acciones por parte de las autoridades ambientales para que se exija, el cumplimiento de las leyes y así garantice el uso racional del recurso.

Debido a que los resultados de esta investigación muestran un ecosistema de agua contaminado en las áreas donde se realiza una fuerte actividad minera, es necesario que las instituciones encargadas de velar por la conservación de los recursos naturales (CODECHOCÓ, IIAP, Universidad tecnológica del Chocó) realicen campaña educativas y preventivas para mitigar la contaminación del río debido a la acumulación de material fino, descarte y a la evacuación en el río producto del lavado de material aurífero.

Ampliar estudios tanto ecológicos como fisicoquímicos en el Rio Quito para así lograr tener un mejor conocimiento de este ecosistema acuático.

Es de gran importancia concientizar a la comunidad para que pueda realizar u proceso donde se involucren con las autoridades ambientales en pro de la prevención y conservación de la cuenca del rio Quito.

10. LITERATURA CITADA.

ACOSTA R., B. RÍOS, M. RIERADEVALL & N PRAT. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de calidad ecológica de los ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica* 28: 35-64.

ALONSO, A. & CAMARGO, J.A., (2010).- Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas*, 14 (3): 87-99

ALONSO, A.; CAMARGO, J.A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicador del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Ecosistemas* 14: 87-99.

ALBA TERCEDOR, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Departamento de Biología Animal y Ecología, Universidad de Granada. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almería, 1996, Vol. II: 203-213. ISBN: 84-7840-262-4. Consultado el 7 de julio de 2016 en: <http://www.famu.edu/acad/research/mayfly/publications/pubjat1996p203.pdf>.

ACOSTA, R., RÍOS, B., RIERADEVALL, M. Y PRAT, N. (2009). Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*, 28 (1): 35-64. Recopilado de [http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028\(1\)%2004%20Acosta.pdf](http://www.ub.edu/riosandes/docs/Limnetica%2028(1)%2004%20Acosta.pdf).

ALLAN, J.D. AND CASTILLO, M.M. (2007) *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2nd Edition, Chapman and Hall, New York. <http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-5583-6>

ARIAS, J. H & G. SÁNCHEZ. (2007). Evaluación de la calidad de agua en el Río Tutunendó. (Tesis de pregrado). Universidad Tecnológica del Chocó - Colombia. PP. (36-37)

ARCE, O. (2006). *Indicadores biológicos de calidad del agua*. Cochabamba: Universidad Mayor de San Simón.

ASPRILLA., *et al.* (1998). Caracterización Limnológica de la ciénaga de Jotaudó. Chocó – Colombia. *Actualidades biológicas* 20. (69): 87- 105

BALLESTEROS, Y. V; M. DEL C. ZÚÑIGA DE CARDOSO & A. M. ROJAS DE HERNÁNDEZ. 1997. Distribution and Structure of the order Trichoptera in various drainages of the Cauca River basin, Colombia, and their relationship to water quality. Pp 19-23 *Proceedings 8^o International Symposium on Trichoptera*, Ohio Biological Survey.

BARTRAM J. Y BALLANCE R. 1996. Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmes. Chapman Hill. Londres. 383 p.

BADDII, Z.M.; GARZA, C.R.; GARZA, A.V. Y LANDERO, F.J. 2005. Los indicadores biológicos en la evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica* 2(6): 4-20.

BOHÓRQUEZ, A.; MORA, D y BARRAGÁN, Z. 1998. Aplicación del Índice de Calidad BMWP' en cuatro estaciones del Río Teusacá. Cundinamarca. PP. (33)

BOHÓRQUEZ, A. & J.L. ARDILA. (1996). Monitoreo limnológico con macroinvertebrados en cuatro estaciones localizadas en los ríos Barandillas y Frio. Unisalle Dep. Química. *Biología. Diógenes* 4: 37-59

BONADA, N., N. PRAT, V.H. RESH & B. STATZNER. (2006). Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.

BOOTHROYD, J. QUINN, E. LANGER, K. COSTLEY, G. STEWARD (2004). Riparian buffers mitigate effects of pine plantation logging on New Zealand streams 1. Riparian vegetation structure, stream geomorphology and periphyton *Forest Ecology and Management*, 194 (2004), pp. 199-213.

CAICEDO Y PALACIO (1998). Los macroinvertebrados bentónicos y la contaminación orgánica en la Quebrada la Mosca (Guarne, Antioquia, Colombia). *Actualidades biológica*. 20 (69): 61 – 73.

CAIROS, J.JR, P.V. MC CORMICK & B.R. NIEDERLEHNER. A proposed framework for developing indicators of ecosystems health. *Hydrobiologia* 1993. 263: 1-44.

CÁRDENAS, J. (2005). Calidad de aguas para estudiantes de ciencias ambientales. Universidad Distrital Francisco José de Caldas. Facultad del medio ambiente y recursos naturales. Capítulo 14. PP 46

CODECHOCÓ. 2010. Caracterización ecológica de la ciénaga de Unguía – Bajo Atrato Chocó. Informe final. Quibdó-Chocó. 53 pp

CODECHOCÓ. (2017). Caracterización socio ambiental de la cuenca del Río Quito – Chocó- PP. 70

COLOMBIA. MINISTERIO DE AGRICULTURA. Decreto 1594 (26, junio, 1984). Por el cual se reglamenta parcialmente el título I de la Ley 9 de 1979, así como el capítulo II del título IV – parte III – libro III y el título III de la parte III – libro I – del decreto 2811 de

1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Diario Oficial. Bogotá D.C.: 1984. No. 36700. p. 1-57

CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL PARA EL DESARROLLO SOSTENIBLE DEL CHOCÓ – CODECHOCO. (2008). Informe Técnico. COD-140-DCC-001-08, “Evaluación Degradación Ambiental por Explotación Minera en el Río Quito (Sector Paimado)” elaborado por la Subdirección de Calidad y Control Ambiental.

CORBACHO, C., J. M. SANCHEZ & E. COSTILLO.(2003). Patterns of structural complexity and human disturbance of riparian vegetation in agricultural landscapes of a Mediterranean area. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95: 495-507

CÓRDOVA, S.; GAETE, H.; ARÁNGUIZ, F.; FIGUEROA, R. 2009. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 73: 199-209.

CÓRDOBA, K.E., CASAS, L., MOSQUERA-MURILLO, Z., ASPRILLA, S. (2007). Composición y variación temporal del orden Ephemeroptera (Insecta) en los ríos Tutunendó y Catugadó, Quibdó (Chocó - Colombia). *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas* 19: 34-41.

CHAPMAN, D. (1996). Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments, and water in environmental monitoring. Recuperado de 83 https://books.google.com.co/books?id=Lp1pEhsxZGsC&source=gbs_book_other_versions. PP (47- 48).

DE MARMELS, J. (2003). Odonatos. En: Aguilera, M., A. Azocar y E. González-Jiménez (eds.). *Biodiversidad en Venezuela*. Fundación Polar, Ministerio de Ciencia y Tecnología y Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Caracas, Venezuela. Pp. 312–325.

DOMÍNGUEZ, E. Y H., FERNÁNDEZ. 2009. *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y Biología*. Fundación Miguel Lillo. Tucumán, Argentina. 654 p

DOMÍNGUEZ, M.D.; HUBBARD, W.L.; PETTERS E. Clave para ninfas y adultos de las familias y géneros de Ephemeroptera (Insecta) Sudamericanos, *Biología Acuática*16(1992), p. 32

DUQUE. A. (2013). Evaluación de la calidad ecológica del agua usando macroinvertebrados acuáticos en la parte alta y media de la cuenca del río Felidia, Valle Del Cauca – COLOMBIA. (Tesis de pregrado). Universidad autónoma de Occidente Santiago de Cali. PP (46-47).

ESPINOZA, G. (2002). Gestión y fundamentos de evaluación de impacto ambiental. Programa de apoyo para el mejoramiento de la gestión ambiental en los países de américa latina y el caribe. Santiago de Chile. Pág. 40.

ESTEVEES, F. (1988). Fundamentos de Limnología. 2ª Ed. – Rio de Janeiro : Interciência PP 27. Recuperado. http://www.academia.edu/8124473/Fundamentos_de_Limnologia_-_Francisco_de_Assis_Esteves_1_

FERNÁNDEZ & DOMÍNGUEZ (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. Universidad nacional de Tucuman facultad de ciencias básicas e Instituto M Lillo. PP (27-36).

FERNANDO, R. (2012). Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores del estado ecológico de los Ríos. File:///C:/Users/Sandra/Downloads/DialnetLosMacroinvertebradosAcuaticosComoIndicadoresDelEs-4015812%20(1).pdf

FIGUEROA R., ARAYA E., PARRA O. Y VALDOVINOS C. (2003). Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la calidad de agua de ríos del sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural no. 76: 275-285.

GARCÍA-LESTÓN, J., ROMA-TORRES, J., VILARES, M., PINTO, R., PRISTA, J., TEIXEIRA, J.P., MAYAN, O., CONDE, J., PINGARILHO, M., GASPAR, J.F., PÁSARO, E., MÉNDEZ, J., LAFFON, B. (2012)a. Genotoxic effects of occupational exposure to lead and influence of polymorphisms in genes involved in lead toxicokinetics and in DNA repair. Environment International 43. 29-36.

GIRALDO, A. (2006). Macroinvertebrados acuáticos encontrados en quebradas altoandinas al oriente de Cundinamarca y su relación con la calidad de agua. VII seminario colombiano de limnología y I reunión internacional sobre ríos y humedales neotropicales. Asociación Colombiana de Limnología (Neolimnos), Tolima. PP 37

GRIMALDI, D. & M.S. ENGEL 2005. Evolution of the insects. Cambridge University Press, Cambridge, xv+775 pp.

GOITIA & MALDONADO, GONZÁLES DEL TÁNAGO & GARCÍA DE JALÓN. (1992). Ecología de las corrientes reguladas en España: una visión general. Universidad Politécnica de Madrid. España. 2. Lab. Limnología. Dpto. Ecología, Universidad Autónoma de Madrid. PÁGINA (161).

GÓMEZ, A. (2013). Evaluación de la calidad ecológica del agua usando macroinvertebrados acuáticos en la parte alta y media de la cuenca del río Felidia, Valle del Cauca – Colombia. (Tesis de pregrado). Universidad Autónoma de occidente. Facultad de ciencias básicas departamento de ciencias ambientales. PP (84-86).

GÓMEZ, A. (2017). Impacto ambiental de la acuicultura intensiva en los componentes agua y sedimento en el lago guamuez, Nariño. (Tesis de Maestría). Universidad Nacional de Colombia. Facultad de ingeniería y administración. Palmira . Colombia PP (39)GONZÁLES DEL TÁNAGO, M. & GARCÍA DE JALÓN, D. (2013). Desarrollo de un índice biológico para estimar la calidad de las aguas de la cuenca del Duero. Limnética. 1984. 1: 263-272.

GUERRERO, B.F.; MANJARRÉZ, H.A.; NÚÑEZ, P.N. (2003). Los macroinvertebrados bentónicos de Pozo Azul (cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. *Acta Biológica Colombiana* 8: 43-54

GUINARD, T RÍOS, JA BERNAL VEGA – GESTIÓN Y AMBIENTE, (2013). Diversidad y abundancia de macroinvertebrados acuáticos y calidad del agua de las cuencas alta y baja del río Gariché, provincia de Chiriquí, Panamá. PP (6.7).

GUISADE. C, A. BERREIRO A, MANEIRO L, RIVEIRO I, VERGARA A, VAAMONDE A. (2006). Tratamiento de datos. España: Editorial Diaz de Santo. PP (356).

HANSON, P. SPRINGER, M. & RAMIREZ, A. (2010). Introducción a los grupos de macroinvertebrados acuáticos. *Rev. biol. trop* vol.58 suppl.4 San José. Consultado de. http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000800001. PP (6-10).

IDEAM, (2014). DECRETO No..1729 DE 2002 – Cuencas hidrográficas. Consultado de http://www.ideam.gov.co/documents/24024/36843/Decreto_1729_de_2002.pdf/59ad8528-1179-4fd7-9075-aed67fce2b40. PP (1-2).

IDEAM,(2012). DECRETO 1640 DE 2012. Consultado de. <http://www.ideam.gov.co/documents/24189/389196/34.+DECRETO+1640+DE+2012.pdf/16c0bbbb-644a-4a96-9c9d-b0edcbce50aa?version=1.1.PP> (1-3).

IDEAM (2014). REGIONALIZACIÓN DE COLOMBIA SEGÚN LA ESTACIONALIDAD DE LA PRECIPITACIÓN MEDIA MENSUAL, A TRAVÉS ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES (ACP). PP (33).

INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES - IDEAM-. Indicadores ambientales clasificador por temáticas ambientales.(2012). Recuperado (Julio 29 de 2015), Sitio web: http://www.ideam.gov.co/documents/14691/16404/Indicadores+Tem%C3%A1ticas+Ambientales_Publicados_2013_v1.pdf/3c5e8960-9593-471b-a22a-fa8c35cf397b.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL. 2008. Inventario, priorización y caracterización de las ciénagas del municipio del Medio Atrato – Chocó. Informe final. Quibdó-Chocó. 195 pp.

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO Y MINISTERIO DE AMBIENTE VIVIENDA Y DESARROLLO TERRITORIAL 2014. Evaluación de la calidad físicoquímica y ecológica del río Quito como herramienta de análisis de los impactos ocasionados por la minería y su importancia ecosistémica y sociocultural. PP (64-65).

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AMBIENTALES DEL PACÍFICO. (2012). Caracterización integral de la microcuenca el caraño del municipio de quibdó con fines de ordenamiento y manejo. PP (39-40)

JÄCH, M.A. & M. BALKE. 2008. Global diversity of water beetles (Coleoptera) in freshwater. *Hydrobiologia* 595: 419–442.

JIMENEZ. N. (2015). Norma de vertimientos a aguas superficiales y al alcantarillado público (Resolución 631 de 2015). Consultado en. <http://idea.manizales.unal.edu.co/fileadmin/memorias/memoria1/dia3/17.pdf>. PP (39.42)

LAWRENCE, J.F. & A.F. NEWTON, JR. 1995. Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). Pakaluk and Slipinski. 1006 p.

KUBOSOVA, K., BRABEC, K., JARKOVSKY, J., Y SYROVATKA, V. (2010). Selection of indicative taxa for river habitats: a case study on benthic macroinvertebrates using indicator species analysis and the random forest methods. *Hydrobiologia*, 651(1), 101-114.

LAGAREJO, (2015). Análisis de los impactos ecológicos generados por la actividad minera sobre los ensamblajes ícticos en complejos cenagosos de Sanceno y Puné en la cuenca media del Atrato. (Tesis de maestría). Universidad de Manizales. PP (41-42.)

LAWRENCE, J. F. AND A. F. NEWTON, JR. (1995). Families and subfamilies of Coleoptera (with selected genera, notes, references and data on family-group names). pp. 779-1006 in: J. Pakaluk and S.A. Slipinski (eds.): *Biology, Phylogeny, and Classification of Coleoptera: Papers Celebrating the 80th Birthday of Roy A. Crowson*. Museum i Instytut Zoologii PAN, Warszawa.

LÓPEZ, E., REINOSO, G., GUEVARA, G. Y VILLA, F. (2006). Estructura, distribución y relaciones con el índice de calidad de agua de la familia Tricóptera en la cuenca del Río Prado (Tolima, Colombia). VII seminario colombiano de limnología y I reunión internacional sobre ríos y humedales neotropicales. Resúmenes del VII seminario colombiano de limnología y I reunión internacional sobre ríos y humedales neotropicales. Asociación Colombiana de Limnología (Neolimnos), Tolima.

LOZANO, Y. & E. SALAS. (2006). Evaluación del impacto de la explotación minera sobre la calidad del agua en el Río Opogodó, Condoto. (Tesis de pregrado). Programa de Biología con énfasis en recursos naturales, facultad de ciencias básicas. Universidad Tecnológica del Chocó – Colombia. PP (68-69).

LLANOS, A. (2012). Respuesta de los macroinvertebrados bentónicos a las condiciones de calidad de agua en el tramo medio-alto del Río Felidia, cuenca del Río Cali, Valle del Cauca-Colombia. (Tesis de pregrado). UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE OCCIDENTE. Santiago de Cali

MALMQVIST, B., P.H. ADLER, K. KUUSELA, R.W. MERRITT & R.S. WOOTON. 2004. Black flies in the boreal biome, key organisms in both terrestrial and aquatic environments: a review. MARTÍNEZ, A. (2013). Estudio sobre los impactos socioeconómicos del sector minero en Colombia: encadenamientos sectoriales. Recuperado de [http://acmineria.com.co/sites/default/files/publications/Informe%20%20La%20miner%C2%20%20en%20Colombia%20180513%20\(2\).pdf](http://acmineria.com.co/sites/default/files/publications/Informe%20%20La%20miner%C2%20%20en%20Colombia%20180513%20(2).pdf)

MERRIT & CUMMIS (1996), An introduction to the aquatic insects of North America. Kendall – Hunt Publishing company. Liwa. Univ. Of California, Berkeley. Pag. 862.

MEZA, A.M.; RUBIO, L.G.; DIAS, J.M.; WALTEROS, S. Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná. *Caldasia*, 34 (2012), pp.443-456.

MOGOLLÓN, (1996). Influencia de la política de insectivo regionales en el desarrollo local de los municipios mineros de Castilla y León. (Tesis doctoral). Universidad Rey Juan Carlo. Facultad de ciencias jurídicas y sociales. Madrid. PP (8-9)

MOHAMMAD H. BADI ZABEH, CUEVAS G. R., ALMANZA G. V., FLORES L. J. 2005. Los Indicadores Biológicos en la Evaluación de la Contaminación por Agroquímicos en Ecosistemas Acuáticos y Asociados. *CUICYT* no. 6: 20 p.

MAGURRAN, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton university press, New Jersey. 179pp

MEJIA PEREZ, Y. (2016). Desarrollo sostenible. Obtenido de <http://sostenible2016.blogspot.com.co/2016/08/desarrollo-de-la-mineria-en-el-pais.html>

MINISTERIO DE AMBIENTE Y DESARROLLO SOSTENIBLE, (2014). Decreto Ley 2811 de 1974. Código Nacional de Recursos Naturales Renovables y de Protección al Medio Ambiente. Tomado de. Parquearvi.org/wp-content/uploads/2016/11/Decreto-Ley-2811-de-1974.pdf.pp (14.54).

MORA-DAY, J. MAGALHÃES, C, EL SOUKI, M Y BLANCO, L. (2013). Macroinvertebrados Acuáticos de los ríos Cuyuní y Uey, cuenca del Cuyuní, Estado Bolívar, Venezuela.

MORAN, R. (2010). Impactos ambientales en la minería. Algunas notas sobre su costo económico. <http://contaminacion.conocimientos.com.ve/2010/02/impactos-ambientales-en-la-mineria.html>. PP (7).

MONSALVE, J. (2017). Analisis de las consecuencias ambientales y economicas que genera la mineria en Colombia Universidad Militar Nueva Granada Facultad de Ciencias Económicas Especialización en Alta Gerencia Bogotá D.C . PP (33)

MORENO, C. (2001). Metodo para medir la biodiversidad. Edi. Programa Iberoamericano de ciencia y tecnología para el desarrollo. Zaragoza – España. Pp (41).

PALOMEQUE., K. (2015). Caracterización de la comunidad de macroinvertebrados presentes en una quebrada tropical de primer orden, Unión Panamericana. Chocó – Colombia.(Tesis de pregrado). Programa de Biología con énfasis en recursos naturales, facultad de ciencias básicas. Universidad Tecnologica del Chocó – Colombia. PP (40-42).

PATIÑO, A. (2015). Evaluación de la calidad del agua por medio de bioindicadores macroinvertebrados acuáticos en la quebrada la vieja. <http://repository.udistrital.edu.co/bitstream/11349/4724/1/Pati%C3%B1oPescadorGinaAlejandra2015.pdf>.

PÉREZ, M & BETANCUR, A. (2016). Impactos ocasionados por el desarrollo de la actividad minera al entorno natural y situación actual de Colombia. Revista sociedad y ambiente. <http://www.redalyc.org/html/4557/455746534005/>.

PEET, R.K.(1974). The mesasurement of species diversity. Annual Review of ecology and systematics, 5: 285-307.

PIEDRAHITA, R. (2003). Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. Aquaculture. 226: 35–44.

PINILLA, G. 2000. Indicadores biológicos en ecosistemas acuáticos continentales de Colombia. Compilación bibliográfica. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Centro de Investigaciones Científicas. Bogotá. 67p.

PRAT, N., RÍOS, B., ACOSTA, R. & M. RIERADEVALL. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y H. R. Fernández (Eds.). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 26 pp.

QUISPE, V & PEREZ, A. (2012). Desarrollo de un análisis integral para monitoreos ambientales en cuencas Andinas. Tesis de maestría. Universidad de Catalunya. <http://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2099.1/18379/Memoria.pdf?sequence=1>

QUINN, J.M.; HICKEY, C. Characterization and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 24(1990), pp. 387-409. 1990.

RAMÍREZ, J. Y ROLDÁN, G. (1989). Contribución al conocimiento limnológico y de los macroinvertebrados acuáticos de algunos ríos de la región del Urabá antioqueño.

Actualidades Biológicas, 18(66), 113-116. Recuperado de <http://matematicas.udea.edu.co/~actubiol/actualidadesbiologicas/raba1989v18n66art 3.pdf>

RAMÍREZ Y VIÑA (1998). Limnología Colombiana apotes a su conocimiento y estadística de análisis. Bogotá – Colombia. PP (292).

RAZ, G. A. 2000. Crustáceos y Poliquetos. En: Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores). De la Lanza, E. G., Hernández, P. S. y Carbajal, P. J. L. (Eds). Plaza y Valdés. México. p. 265-307. Natural no. 76: 275-285.

REINOSO F., G. Dinámica de los Tricópteros del río Alvarado en el tramo comprendido entre el barrio el Salado y el municipio de Alvarado – Tolima (Colombia). Cali : XXXIV Congreso nacional de ciencias biológicas, 1999. 216 p.

RENGIFO, J.E. Y PÉREZ A. W., (2002). Caracterización Limnológica (Macroinvertebrados Acuáticos) Como Establecimiento de una Línea Base y su Aplicación al Monitoreo Ambiental en la Zona Minera del Cesar (Ríos Sororia, Tucuy, Calenturitas y San Antonio). Tesis para optar el título de Especialista en Ecología, Medio Ambiente y Desarrollo, Universidad INCCA De Colombia, Bogotá. Accessed Jul 22 2018. PP (109).

RINCON, M E. (1996). Aspectos bioecológicos de los tricópteros de la quebrada Carrizai (Boyaca), Colombia. Revista Colombiana de Entomología 22 (1): 53-60.

RIZO-PATRÓN, F.; KUMAR, A.; MCCOY, C.M.; SPRINGER, M.; TRAMA, F.A. (2013). Macroinvertebrate communities as bioindicators of water quality in conventional and organic irrigated rice fields in Guanacaste, Costa Rica. Ecological Indicators 29: 68-78.

ROLDÁN P., G. 1992. Fundamentos de limnología neotropical. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 529 pp.

ROLDÁN P., G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Medellín, Colombia. Universidad de Antioquia. <https://books.google.com.co/books?id=ZEjgIKZTF2UC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>.

ROLDÁN P., G. (1988). Guía para el estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN-Colombia. Colciencias - Universidad de Antioquia. ED. Presencia Ltda, Bogotá.

ROLDÁN P., G. Los Macroinvertebrados y su Valor como Indicadores de la Calidad de las Aguas. En : Revista Académica Colombiana de Ciencias. Vol. 23, No. 88 (sep. 1999); p. 375-387.

ROLDÁN P., G. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Revista Academia Colombiana de Ciencia*, 23(88), 375-387. Recuperado de http://www.accefyn.org.co/revista/Vol_23/88/375-387.pdf

ROSENBERG D.M., V.H. RESH & R.S. KING. Use of aquatic insect in biomonitoring in: Merrit R.W., K.W. Cummins and M.B Berg (Eds.). *An introduction to the Aquatic Insects of North America* Kendall/Hunt Publishing Company. United States of America. 2008.

ROSENBERG, D. M. Y RESH, V. H. 1993. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, London, Great Britain. 488pp.

SALLES, F. F. & L. G. DIAS. 2004. Descrição dos adultos de *Camelobaetidius billi* (Ephemeroptera, Baetidae). *Iheringia Série Zoologia* 94 (3): 269-270. DOI: 10.1590/S0073-47212004000300007

SMITH, A.J., R.W. BODE & G.S. KLEPPEL. 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities.

SPRINGER ET AL. 2010. Springer, M. (2010). Trichoptera. *Revista de Biología Tropical*, 58 (4), 151-198.

SMITH, R., & SMITH, T. (2001). *Ecología*. Madrid: Addison Wesley

VELÁSQUEZ, E. (2016). Evaluación socio-económica y valoración de impactos ambientales derivados de la minería, desarrollada en el departamento del Chocó.

TERMEUS, E. 2012. Evaluación ecológica del río Lliquino a través de macroinvertebrados acuáticos, Pastaza – Ecuador Pág. 31-45 Universidad Internacional Museo Ecuatoriano Universidad Internacional del Ecuador de Ciencias Naturales del Ecuador Recibido: julio 19, 2012 Aceptado: noviembre 28, 2012.

TER BRAAK, C. J. F. AND P. F. M. VERDONSCHOT. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic Sciences* 57:255-289.

TORO, S. ROBLES, J. AVILÉS, C. NUÑO, S. VIVAS, N.BONADA, N. PRAT, J. ALBATERCEDOR, J. CASAS, C. GUERRERO, P.JÁIMEZ, CUÉLLAR, J. MORENO, G. MOYÁ, G. RAMÓN, M. SUÁREZ, M.VIDAL-ABARCA, M. ÁLVAREZ, I. PARDO (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED Características físico-químicas. *Limnética*, 21(2002), pp.63-75

VÁSQUEZ, D.; R.W. FLOWERS & M. SPRINGER. 2009. Life history of five small minnow mayflies (Ephemeroptera: Baetidae) in a small tropical stream on the Caribbean slope of Costa Rica. *Aquat. Insect.* 31: 319-332.

WALLACE, I.B. & WEBSTER, J.R. (1996). The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 17: 567-594.

WETZEL & LIKENS (2000). *Limnological Analyses*, 3rd. Edition. Springer- Verlag.

WOLFRAM, G.; HÖSS, S.; ORENDT, C.; SCHMITT, C.; ADÁMEK, Z.; BANDOW, N.; GROßSCHARTNER, M.; KUKKONEN, M.; LELOUP, V.; LÓPEZ, J.C.; MUÑOZ, I.; TRAUNSPURGER, W.; TUIKKA, A.; VAN LIEFFERINGE, C.; VON DER OHE, P.C.; DE DECKERE, E. 2012. Assessing the impact of chemical pollution on benthic invertebrates from three different European rivers using a weight-of-evidence approach. *Science of the Total Environment* 438: 498–509.

WOTTON, R. Y MALMQVIST, B., (2001). Feces in aquatic ecosystems. *Bioscience* 51: 537-544

ZORRILLA, A.; BUCK, A.; PALMER, P., & D. PELLOW. 2010. Impactos de la minería. *Revista virtual de la Coordinación Regional del Pacífico Colombiano. Pacifico Territorio de Etnias. AÑO 2 - N° 6.*

ZÚÑIGA, M. DEL C.; ROJAS DE H., A. Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del Valle del Cauca. *Revista colombiana de entomología* 20(2):124-130. 1995.

Anexos

Anexo 1. Valores físico-químicos registrados en las tres estaciones de muestreo.

Estación 1			Estación 2			Estación 3			Promedio	DS	CV
M1	M2	M3	M1	M2	M3	M1	M2	M3			
6,59	6,75	7,29	6,82	7,21	7,75	6,51	6,96	7,16	7,0044444	0,391	5,58
5,16	6,6	6,97	5,24	6,01	6,98	4,7	6,07	6,22	5,9944444	0,813	13,56
29,8	27,6	26,6	29,5	28,4	28,3	28,9	27,5	27,3	28,2111111	1,061	3,76
32,7	29,8	19,57	37,8	10,71	12,94	25,9	19,67	18	23,0044444	9,140	39,73
7,25	8	4	9	6	4	8	6	3,5	6,1944444	2,015	32,52
0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,000	0,00
0,025	0,05	0,05	0,05	0,075	0,085	0,025	0,075	0,09	0,0577778	0,023	40,62
0,12	0,1	0,02	0,4	0,4	0,36	0,04	0,03	0,04	0,1677778	0,168	99,99
2,4	3,87	14,11	2,76	4,71	19,96	3,74	9,44	15,1	8,4566667	6,482	76,65

Anexo 2. Abundancia total y relativa por órdenes de macroinvertebrados acuáticos en las tres estaciones de muestreo del Rio Quito.

Ordenes	Estación I	Estación II	Estacion III	Total
	N (%)	N (%)	N (%)	
Ephemeroptera	117 (40,90)	60 (14,35)	38(9,09)	215 (51,43)
Plecoptera	51 (12,20)	0	0	51 (12,20)
Trichoptera	13 (3,11)	0	33 (7,89)	46 (11.00)
Odonata	18 (4,30)	0	13 (3,11)	31 (7,41)
Coleoptera	52(12,44)	3(0,71)	5 (1.19)	60 (14,35)
Hemiptera	8(1,91)	0	0	8 (1,91)
Diptera	1(0,23)	0	3 (0.71)	4 (0,95)
Neuroptera	1 (0,23)	0	0	1 (0,23)
Total	262	63	93	418

Anexo 3. Registro fotográfico de los macroinvertebrados acuáticos presentes en la cuenca del Rio Quito.



Orden Trichoptera
Familia. Hydropsychidae



Orden Ephemeroptera
Familia Leptophlebiidae



Orden Coleóptera
Familia Elmidae



Orden Plecoptera
Familia Perlidae



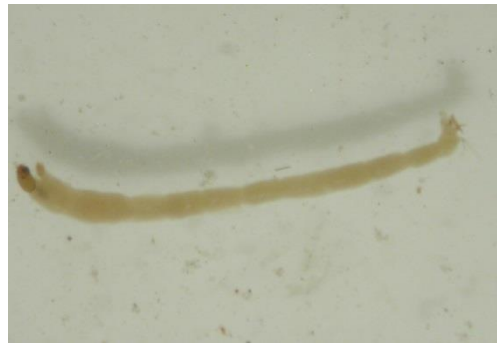
Orden Hemiptera
Familia Naucoridae



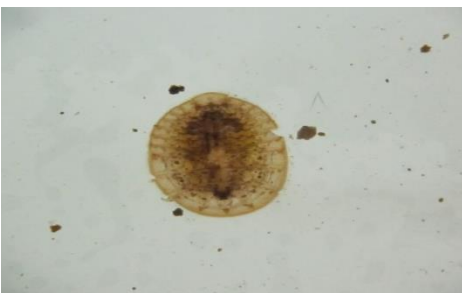
Orden Odonata
Familia Libellulidae



Orden Neuróptera
Familia Coridalidae



Orden Díptera
Familia Chironomidae



Orden Coleoptera
Familia Psephenidae



Orden Ephemeroptera
Familia Euthyplociidae

Anexo 4. Principal component analysis: Oxigeno disu; pH, Temperatura; conductividad; alcalinidad; Amon.

Eigen analysis of the Correlation Matrix

Eigenvalue 5,1943 1,5378 0,5056 0,4012 0,2413 0,0645 0,0523 0,0030
 Proportion 0,649 0,192 0,063 0,050 0,030 0,008 0,007 0,000
 Cumulative 0,649 0,842 0,905 0,955 0,985 0,993 1,000 1,000

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Oxigeno disuelto	0,402	-0,280	-0,068	0,250	-0,161	0,179	0,128	-0,786
pH	0,378	0,068	-0,642	0,079	-0,283	-0,362	-0,447	0,153
Temperatura del agua	-0,324	-0,453	0,349	0,361	0,034	-0,360	-0,544	-0,097
Conductividad	-0,366	0,088	-0,507	0,494	0,488	-0,149	0,294	-0,103
Alcalinidad	-0,403	-0,126	-0,370	-0,256	0,027	0,628	-0,450	-0,146
Amonio	0,365	-0,245	-0,022	-0,429	0,755	-0,158	-0,147	-0,075
Fosfato	0,006	-0,791	-0,215	-0,032	-0,158	0,070	0,368	0,402
Caudal	0,400	0,040	0,146	0,553	0,244	0,511	-0,203	0,387