

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD BIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA Y
SU CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN EN UN TRAMO DEL RÍO COFRE,
CON BASE EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS
COMO BIOINDICADORES**

JHONATAN GUTIERREZ GARAVIZ

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGIA
UNIVERSIDAD DEL CAUCA
POPAYAN-CAUCA
2010**

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD BIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA DEL AGUA Y
SU CAPACIDAD DE AUTODEPURACIÓN EN UN TRAMO DEL RÍO COFRE,
CON BASE EN LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS
COMO BIOINDICADORES**

JHONATAN GUTIERREZ GARAVIZ

Trabajo de grado para optar el título de Biólogo

**Mgsc. HILLDIER ZAMORA GONZALEZ
DIRECTOR**

**Mgsc JHAN ALEJANDRO SANDOVAL
ASESOR**

**FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES, EXACTAS Y DE LA EDUCACIÓN
PROGRAMA DE BIOLOGIA
UNIVERSIDAD DEL CAUCA
POPAYAN-CAUCA
2010**

Nota de aceptación

Director _____

Mgsc. Hildier Zamora González

Jurado _____

Doctor. Gerardo Ignacio Naundorf Zans

Jurado _____

Mgsc. Camilo Ernesto Andrade-Sossa

Fecha de sustentación: Popayán, 23 de Noviembre de 2010

DEDICATORIA

“A mi hijo Juan Esteban, quien es la inspiración de este trabajo...”

AGRADECIMIENTOS

“Los agradecimientos no solo son una palabra o término que cumpla con un interés diplomático, si no un sentir hacia aquellas personas que han trascendido en la formación misma de uno.”

Primero que todo agradezco a Dios y a la madre tierra por permitir que la existencia de los hombres en este mundo sea posible incluso en momentos donde como humanos hemos sido desagradecidos.

A mi madre Elvia, mi padre Jaime, mis hermanos Katherine, Jefferson, Paola, mi sobrina Danna, a Nathaly, a mi hijo Juan Esteban, mi abuela Mariela, mis tíos y tías, mis primos, los cuales como familia han hecho de este hombre lo que es hoy en día.

A mis amigos, Liliana, Coste, Wicho, Alex, Oscar, Karina, Miller, Diego, Diego Cotacio, Didier, Emilio, Jimmy, Chetes, Sebas, Diana, Jorge, Sensey, Leonardo, Luis, Jennifer, los cuales han compartidos momentos especiales en mi estadía académica y social en la Universidad.

A mi maestro Hildier por la voluntad que tuvo de dirigir mi trabajo de grado; al profesor Jhan Sandoval y Camilo Andrade por sus asesorías; al profesor José Beltrán y Gerardo Naundorf por su disposición en el préstamo de los equipos.

A don Ricardo, Darwin, John y Betty, cuya voluntad de colaboración siempre estuvo presente en el laboratorio;

“y a todas aquellas personas que existiendo o no han sido parte de mi vida”

TABLA DE CONTENIDO

	Pag.
1 RESUMEN	14
2 INTRODUCCIÓN	15
3 JUSTIFICACIÓN	17
4 OBJETIVOS	18
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	18
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	18
5 MARCO TEÓRICO	19
5.1 EL AMBIENTE ACUATICO.....	19
5.1.1 Variables físicas y químicas del agua.....	19
5.1.1.1 Oxígeno disuelto (OD).....	20
5.1.1.2 Dióxido de carbono (CO₂).....	21
5.1.1.3 El pH.....	22
5.1.1.4 El nitrógeno y compuestos nitrogenados.....	22
5.1.1.5 La temperatura.....	23
5.1.1.6 La conductividad.....	23
5.1.2 La comunidad de Macroinvertebrados acuáticos.....	24
5.1.2.1 Descripción de macroinvertebrados acuáticos.....	25
5.2 CALIDAD DEL AGUA.....	25
5.2.1 El concepto de Bioindicador.....	26
5.2.2 Adaptación del BMWP para Colombia.....	28
5.3 DIVERSIDAD BIOLÓGICA.....	29
5.3.1 Componentes de biodiversidad.....	30
5.3.2 Métodos de medición de los componentes alfa y beta.....	30
5.3.2.1 Diversidad alfa.....	30
5.3.2.1.1 Riqueza específica y densidad.....	31
5.3.2.2 Diversidad beta.....	31
5.4 AUTODEPURACIÓN.....	32

6 ANTECEDENTES.....	35
7 METODOLOGÍA.....	38
7.1 MICROCUENCA DEL RÍO COFRE.....	38
7.2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	38
7.2.1 Mapa del área de estudio.....	39
7.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	39
7.3.1 Fase de campo.....	39
7.3.2 Fase de laboratorio.....	41
7.4 ANÁLISIS DE DATOS.....	41
7.4.1 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados.....	41
7.4.2 Variables físicas y química.....	42
7.4.3 Calidad biológica.....	43
8 RESULTADOS.....	44
8.1 DESCRIPCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	44
8.1.1 Estación 1. Punto de referencia.....	44
8.1.2 Estación 2. Zona de descargas, cabecera municipal de Totoro.....	44
8.1.3 Estación 3. Zona con tendencia a recuperación.....	45
8.1.4 Estación 4. Zona de recuperación.....	45
8.2 ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....	47
8.2.1 Composición de macroinvertebrados acuáticos colectados...47	
8.2.2 Estructura.....	52
8.2.2.1 Índice de diversidad beta.....	52
8.2.2.2 Índices de diversidad alfa, densidad y riqueza.....	53
8.2.2.2.1 Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en las estaciones de muestreo.....	53

8.2.2.2.2	Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en los meses de muestreo.....	54
8.2.2.2.3	Dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en los microambientes evaluados.....	56
8.2.3	Análisis de correspondencia canónica.....	57
8.3	DATOS FÍSICO-QUÍMICOS, CAUDAL Y PRECIPITACIÓN MENSUAL.....	58
8.3.1	Variables físico-químicas.....	58
8.3.2	Porcentaje de saturación de oxígeno y calidad del agua.....	60
8.3.3	Correlación entre variables físico-químicas y estaciones.....	61
8.3.4	Valores de caudal y precipitación mensual.....	62
8.4	CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA, METODOLOGÍA BMWP/COL (ZAMORA, 2007).....	63
8.5	AUTODEPURACIÓN.....	64
8.5.1	Físico-químico.....	64
8.5.2	Géneros de macroinvertebrados.....	66
8.5.3	Relación del BMWP/Col y la autodepuración.....	67
9	ANÁLISIS DE RESULTADOS.....	68
9.1	ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD.....	68
9.1.1	Análisis de composición.....	68
9.1.2	Análisis de estructura.....	69
9.1.3	Análisis de correspondencia canónica.....	71
9.2	DATOS FÍSICO-QUÍMICOS.....	72
9.3	CALIDAD DEL AGUA.....	74
9.4	ANÁLISIS DEL PROCESO DE AUTODEPURACIÓN.....	75
10	CONCLUSIONES.....	78
11	RECOMENDACIONES.....	81
12	BIBLIOGRAFÍAs.....	83

TABLA DE FIGURAS

	Pag.
Figura 1. Fases de autodepuración.....	33
Figura 2. Mapa del área de estudio.....	39
Figura 3. Estación 1.....	45
Figura 4. Estación 2.....	45
Figura 5. Estación 3.....	46
Figura 6. Estación 4.....	46
Figura 7. Géneros de macroinvertebrados.....	50
Figura 8. Distribución de densidad de géneros.....	51
Figura 9 Dendograma de similitud con base a Bray-Curtis.....	52
Figura 10. Barras de error para estaciones.....	54
Figura 11. Barras de error para meses.....	55
Figura 12. Barras de error para microambientes.....	56
Figura 9. Análisis de componentes principales.....	48
Figura 10. Valores totales de precipitación mensual.....	49
Figura 11. Valores medio de caudal mensual.....	49
Figura 12. Géneros de macroinvertebrados.....	53
Figura 13. Análisis de correspondencia canónica.....	57
Figura 14A. Variaciones mensuales de las variables físico-química.....	58
Figura 14B. Variaciones mensuales de las variables físico-químicas.....	59
Figura 15. Analisis de componentes principales.....	61
Figura 16 Valores totales de precipitación mensual.....	62
Figura 17. Valores promedio de caudal mensual.....	62
Figura 18. Gráficas de barra de error para BMWP/Col.....	64
Figura 19. Modelo de autodepuración 1.....	65
Figura 20. Modelo de autodepuración 2.....	65

Figura 21. Géneros de macroinvertebrados favorecidos por el tensor.....	66
Figura 22. Géneros de macroinvertebrados afectados por el tensor antrópico...	66
Figura 23 Valores de BMWP/Col y la autodepuración.....	67

NUMERACIÓN DE TABLAS

	Pag.
Tabla 1. Clasificación taxonómica y densidad (ind/m ²) de macroinvertebrados acuáticos epicontinentales (MAE).....	48
Tabla 2. Pruebas Post Hoc para estaciones de muestreo.....	54
Tabla 3. Pruebas Post Hoc para meses de muestreo.....	55
Tabla 4. Resultados promedio de variables físico-químicas.....	60
Tabla 5. Prueba Post Hoc para variables físico-químicas.....	60
Tabla 6. Prueba Post Hoc para estructura.....	57
Tabla 7. Resultados BMWP/Col.....	63
Tabla 8. Prueba Post Hoc para BMWP.....	64

ANEXOS

1 CALIDAD DEL AGUA

1.1 METODO PARA CALCULAR EL PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXIGENO Y SU CALIDAD.

1.2 CALIDAD DEL AGUA A PARTIR DEL BMWP/COL (ZAMORA, 2007).

2 SOPORTE ESTADÍSTICO

2.1 TABLAS DE PRUEBAS PARAMÉTRICAS (BMWP/COL).

2.2 TABLAS DE ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA (Estructura).

2.3.1 TABLAS DE PRUEBAS NO PARAMÉTRICAS (Estructura).

2.3.2 TABLAS DE PRUEBAS NO PARAMÉTRICAS (Físico-química)

3 IMÁGENES DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.

1. RESUMEN

La presente investigación se desarrolló en un tramo de la micro-cuenca del río Cofre, ubicado a un costado de la cabecera municipal de Totoró, durante un periodo de 6 meses de muestreo. Se determinó la dinámica de la comunidad en las estaciones de muestreo, las condiciones físico-químicas, calidad del agua utilizando la metodología BMWP/Col propuesta por Zamora (2007) y la capacidad que tiene el río para estabilizar tensores antrópicos, que en este caso son originados por la población a partir de vertidos de aguas domésticas, alcantarillado y residuos del matadero municipal.

Se definen 4 estaciones de muestreo con base en los cambios registrados en 2 variables físico-químicas (pH y Conductividad); la primera estación está ubicada antes de la cabecera municipal de Totoro, identificándola como punto de referencia del estado normal para la evaluación ecológica; la segunda se ubica a unos 400 m del último punto de vertimientos residuales (tensor); la tercera a 1,4 km de la 2 y la cuarta a 717 m de la 3. En cada estación se tomaron muestras en 3 microambientes (margen derecho, izquierdo y centro) con una red surber, realizando 4 repeticiones abarcando 1 m², para manejar los organismos en términos de densidad; adicionalmente se utiliza una red de pantalla para complementar el muestreo cualitativo.

En la composición y estructura se interpreta la dinámica de la comunidad; con el OD, %O₂, CO₂, pH, Conductividad, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, DBO₅, Temperatura, se puntualizaron las condiciones físico-químicas; con las familias de macroinvertebrados se definió la calidad del agua usando la metodología BMWP/Col; los cambios en las variables físico-químicas y biológicas permitieron ilustrar el proceso de autodepuración.

Palabras Claves: Macroinvertebrados, calidad del agua, BMWP, físico-química, comunidad, autodepuración.

1. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas acuáticos epicontinentales se ven vulnerados por el avance progresivo del desarrollo de asentamientos humanos, agotando las reservas de agua útil; esto ha generado que las políticas ambientales principalmente en países Europeos, desarrollen estudios que definan el **estado ecológico** del cuerpo hídrico (Roldan, 2003), teniendo en cuenta los factores biológicos, físico-químicos, ambientales y antrópicos.

Las políticas ambientales en Colombia ya están teniendo en cuenta la importancia de generar un diagnóstico del **estado ecológico** de los cuerpos hídricos. Actualmente, dentro de los esquemas de ordenamiento territorial (EOT) del municipio de Totoró y en el diagnóstico del plan de desarrollo 2008-2011 propuesto por el actual alcalde, se resalta la importancia de conservar los cuerpos hídricos que abastecen la región, pero no se detalla una propuesta clara en su manejo ambiental.

El desarrollo de esta propuesta investigativa evaluó el **estado ecológico** de un tramo de la microcuenca del río Cofre, el cual está influenciado por la cabecera municipal de Totoró.

En el ámbito biológico se determinó la calidad del agua a partir de la utilización del índice BMWP/Col adaptado por Zamora (2007), donde se tiene en cuenta las familias de macroinvertebrados como organismos bioindicadores (Roldan, 1988; Roldan, 2003; Pinilla, 2000), categorizadas en un valor de importancia de 1 a 10; en lo físico-químico, las variables registradas complementaron la información biológica a partir de valores estandarizados (Marín, 2006) que

identifican problemas de contaminación; ya definido estos 2 elementos del diagnóstico, se hace una relación con la dinámica que genera el tensor antrópico sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Dentro de este estudio también se evaluó la capacidad de autodepuración del cuerpo hídrico, identificando una zona de recuperación a partir de los cambios en las variables físico-químicas y el comportamiento de la comunidad de macroinvertebrados.

Sumando la autodepuración como elemento de diagnóstico del **estado ecológico**, se espera que esta investigación genere aportes para el estudio de la bioindicación en los *ecosistemas acuáticos epicontinentales* de la región Caucana, al encontrar géneros de macroinvertebrados que indican el proceso de recuperación, siendo estos géneros un modelo ecológico propio del sitio de estudio que permite desarrollar una mejor propuesta de manejo de la microcuenca del río Cofre por parte del municipio de Totoró al definir zonas de contaminación y recuperación en el cuerpo hídrico; este estudio sería un referente para poder desarrollar otros estudios ambientales a nivel regional y nacional.

2. JUSTIFICACIÓN

La red hídrica del municipio de Totoro hace parte de la cuenca del alto Cauca, donde la microcuenca del río Cofre es un afluente del río Cauca y uno de los 2 cuerpos hídricos más importantes del municipio; actualmente el río Cofre está sometido a diferentes tensores antrópicos que giran en torno al desarrollo agrícola, vertimientos de rayanderías de fique, ganadería, aguas servidas rurales y específicamente la influencia que tiene la cabecera municipal de Totoro a partir de desechos del matadero, desechos hospitalarios, aguas servidas urbanas, que alteran en su conjunto las condiciones ecológicas del ecosistema acuático; tampoco existe un estudio completo del **estado ecológico** del cuerpo hídrico.

Este estudio permitió evaluar el efecto que genera la cabecera municipal de Totoró sobre las condiciones ecológicas de un tramo del cuerpo hídrico, a partir de la utilidad que tienen las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores y la información físico-química; también identifiqué una zona de autodepuración natural a partir del monitoreo longitudinal que se desarrolla sobre el tramo estudiado, permitiendo entender la estabilidad con base en los cambios registrados en el comportamiento de algunas variables físico-químicas básicas, la calidad del agua teniendo en cuenta el índice BMWP/Col (Zamora, 2007) y los cambios en la estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

De esta forma el estudio brinda conocimiento para el diagnóstico del **estado ecológico** del tramo estudiado en el río Cofre, resaltando la importancia de generar una buena propuesta de manejo de la microcuenca por parte de la cabecera municipal de Totoró, con el propósito de conservar el recurso hídrico.

3. OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GENERAL

- Evaluar la calidad biológica y físico-química del agua y la capacidad de autodepuración en un tramo del río Cofre, con base en la comunidad de Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Establecer la composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.
- Realizar análisis físico-químicos básicos fundamentales para comparación y complementación de la información biológica.
- Determinar la Calidad Biológica del Agua en los sitios de estudio mediante la implementación del método BMWP/Col.
- Identificar a qué distancia el río Cofre, después de recibir las descargas orgánicas, se recupera total o parcialmente en términos de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en un proceso de Autodepuración

4. MARCO TEÓRICO

5.1 EL AMBIENTE ACUÁTICO

En el planeta tierra el agua cubre $\frac{3}{4}$ partes de la superficie terrestre, convirtiéndose en un medio importante para el desarrollo de diferentes formas de vida; incluso algunos autores consideran que la diversidad biológica presente en los medios acuáticos (mares, ríos, lagos etc.) es mucho mayor que la diversidad presente en el medio terrestre, destacando así la importancia que tiene estudiar los ecosistemas acuáticos

El agua como solvente universal y sustancia esencial en los seres vivos es un medio importante donde se desencadenan diferentes reacciones bioquímicas haciendo posible el desarrollo vital de cualquier organismos (Marin, 2006). El agua también participa en procesos de disolución y erosión de terrenos, llevando consigo sedimentos a los diferentes cuerpos hídricos.

Al interactuar con la atmosfera y la tierra se definen las variables físico-químicas del medio como el oxígeno disuelto, temperatura, presión, nitritos, nitratos entre otros., así como la estructura y composición biológica del ecosistema acuático (Roldan, 2008).

5.1.1 Variables Físicas y Químicas del agua

Como se mencionó anteriormente, las variables físico-químicas en un sistema acuático están determinadas por el medio ambiente, definiendo los valores que se

pueden encontrar en el ecosistema; estas variables físico-químicas a la vez se pueden establecer dependiendo de la relación que exista entre ellas, como por ejemplo, un aumento de la concentración en mg/l de oxígeno disuelto (OD) en el agua indica la disminución de la concentración en mg/l de dióxido de carbono (CO_2), siendo estas 2 variables inversamente proporcionales con relación a la materia orgánica presente.

Teniendo en cuenta trabajos de Roldan (2001), Roldan (2008), Caicedo y Palacio (1998), Marin (2006) entre otros, las variables físico-químicas empleadas para generar un diagnóstico de calidad del cuerpo lotico estudiado en este trabajo son las siguientes:

5.1.1.1 Oxígeno disuelto (OD)

El oxígeno presente en los ecosistemas acuáticos proviene de la difusión del aire en el agua, las lluvias, la turbulencia o agitación del medio y los procesos metabólicos como la fotosíntesis realizada por algas y algunas plantas (Roldan,2008). El valor de OD se expresa en mg/l.

La solubilidad del oxígeno está determinada por factores como la presión, el coeficiente de solubilidad, tensión de vapor, salinidad; pero el factor más importante y determinante es la temperatura, considerando algunos autores que si se quiere medir el oxígeno disuelto en un cuerpo acuático, hay que expresarlo en porcentaje de saturación ($\%O_2$), el cual está estrechamente relacionado con esta variable física.

El porcentaje de saturación de oxígeno ($\%O_2$) equivale a la saturación relativa del oxígeno, siendo el porcentaje máximo de O_2 que se puede disolver en el agua a una presión y temperatura determinada (Roldan, 2008). En la **Figura 1.1** del

anexo 1 se muestra la manera como se calcula el porcentaje de saturación oxígeno a partir de 2 variables físico-químicas; en la **Tabla 1.1** del anexo 1 se ilustra la calidad del agua de acuerdo al porcentaje de saturación de oxígeno a temperatura prevaleciente del agua.

Una alta concentración de **OD** (mg/l) determina en el ambiente el desarrollo de organismos de aguas limpias (siendo dominantes en la comunidad); una baja concentración de **OD** (mg/l) establece la presencia de organismos de aguas contaminadas (con dominancia en la comunidad).

5.1.1.2 Dióxido de carbono (CO_2)

La regulación y equilibrio de la composición de las aguas dulces están definidas por la cantidad de **CO_2** presente; Roldan (2008) citando a Margalef (1983) define la concentración de **CO_2** en: la importancia de la concentración del carbono inorgánico disponible para los procesos fotosintéticos y su relación con el pH, siendo parte de los compuestos amortiguadores que regulan esta variable física como el carbonato de calcio (**CaCO_3**). Por lo tanto un incremento del **CO_2** en el agua aumenta la densidad de organismos productores primarios (algas) los cuales consumen este gas inorgánico, generando una disminución del pH en el agua.

El **CO_2** disuelto en el agua proviene principalmente de los procesos de respiración presente en organismos no fotosintéticos, de la descomposición de la materia orgánica, de la dilución de carbonatos y de la lluvia (Marín, 2006).

El aumento de **CO_2** es indicio de un aumento en el aporte de materia orgánica por fuentes antrópicas, generando una dominancia de organismos que se desarrollan en medios contaminados.

5.1.1.3 El pH

El pH indica una condición ácida o básica en una solución (Roldan, 2008). Este valor presente en el agua está determinado por 2 factores importante: 1) por el equilibrio carbónico establecido por la disolución de CO₂ y carbonatos, e insolubilización de bicarbonatos; 2) la actividad fotosintética de los organismos autótrofos y de respiración de los organismos heterótrofos (Marín, 2006).

Valores altos de pH en el ambiente acuático están asociados a aguas con coloraciones oscuras, presencia de olores y sabores característicos de sistemas contaminados (Marín, 2006).

5.1.1.4 El nitrógeno y compuestos nitrogenados

Con un 80% v/v el nitrógeno (**N**) es el elemento que más abunda en la atmosfera; en los seres vivos hace parte de las proteínas. El nitrógeno presenta en la naturaleza compuestos nitrogenados provenientes de la materia orgánica por vegetación o contaminación antrópica así como de la disolución de material rocoso (Marín, 2006). Estos compuestos nitrogenados son los siguientes:

- a) Amonio (**NH₄⁺**): compuesto de más bajo estado de oxidación del elemento (**N**). En aguas con una buena oxigenación presenta una concentración no mayor a 0,1mg/l; superando este valor da indicios de aguas contaminadas principalmente por vertimientos domésticos (Marín, 2006).
- b) Nitritos (**NO₂⁻**): presenta una estabilidad química baja, y la presencia de este compuesto indica contaminación de características fecales. En aguas bien oxigenadas, la concentración de nitritos es de 0,1 mg/l; valores de concentración mayor a 0,1 mg/l expresa niveles de contaminación por aguas residuales o industriales (Marín, 2006).

- c) Nitratos (NO_3^-): este compuesto principalmente procede de la mineralización y disolución de rocas, de los procesos de descomposición de material vegetal y animal, de la industria, aguas residuales domésticas y abonos utilizados en la agricultura. En aguas naturales bien oxigenadas no supera una concentración de 5 mg/l (Marín, 2006).

A nivel de los organismos presentes en el medio acuático es de gran importancia mencionar que desde el aspecto fisiológico los nitritos y nitratos son tóxicos al transformar la proteína hemoglobina en metahemoglobina, imposibilitando el proceso de fijación de oxígeno, alterando el proceso de oxidación celular (Marín, 2006).

5.1.1.5 La temperatura ($^{\circ}\text{C}$)

La absorción de radiación solar en la capa superficial líquida de los sistemas acuáticos establece el valor de temperatura, mediada por la energía cinética de las moléculas del agua (Marín, 2006). La variación de temperatura afecta la solubilidad de sales y gases; como se mencionó anteriormente, en el **OD** el porcentaje de saturación es la máxima cantidad de oxígeno que se puede disolver en la masa de agua, determinado por la temperatura. Al aumentar la temperatura, las moléculas de agua aumentan su energía cinética, permitiendo que los gases como el oxígeno se volaticen; por tal razón la relación *gases disueltos vs temperatura* es inversamente proporcional.

5.1.1.6 La conductividad (mS/cm)

La conductividad en el agua es una medida de flujo de electrones entre 2 electrodos de 1 cm^2 , separados por 1 cm de distancia; de ahí que la expresión de

conductividad sea en unidades por centímetro a una temperatura determinada (Cole, (1983) citado por Roldan (2008)).

En el agua la conductividad esta mediada por las características del terreno que atraviesa el cuerpo hídrico teniendo en cuenta rocas u otro material mineral, el tipo de sales, temperatura, gases disueltos, pH entre otros (Marín, 2006).

En aguas naturales limpias los valores de conductividad son bajos, pero al existir un impacto antrópico de cualquier tipo sobre el afluente estos valores aumentan; esto se evidencia al generarse un aumento de la materia orgánica presente en el sistema acuático.

5.1.2 La Comunidad de macroinvertebrados acuáticos

Los macroinvertebrados acuáticos presentes en los diferentes hábitats y zonas de vida en Colombia, son organismos que según Roldan (2008) entre otros autores tienen un tamaño de 0,5 mm de largo o se pueden ver a simple vista, identificándolos de acuerdo al proyecto investigativo desarrollado en los Phyla: Platyhelminthes, Annélida, Molusca, Nematomorpha y Artrópoda, siendo este último Phylum el más abundante en las aguas epicontinentales. Estos Phyla interactúan entre sí como ensambles dentro de la comunidad presente en el ecosistema acuático.

Los Ecosistemas acuáticos epicontinentales en Colombia se caracterizan por tener una gran variedad de fauna de invertebrados, determinada por los diferentes hábitats presentes en ríos, lagos y embalses, con base en las condiciones específicas de los lugares donde viven, ya sean enterrados en el sustrato, adheridos a rocas y material vegetal, o al tipo de cuerpo hídrico (Roldan, 2008).

5.1.2.1 Descripción de macroinvertebrados acuáticos

Es importante saber diferenciar morfológicamente los macroinvertebrados acuáticos a partir de descripciones detalladas de cada uno de los caracteres que los constituyen.

El grado de dificultad en la identificación de estos organismos dependen del grado taxonómico de clasificación que se quiera saber, por ejemplo, para la aplicación del BMWP/Col (Zamora, 2007) como metodología de bioindicación de la calidad del agua, la categoría taxonómica que se necesita es hasta el nivel de familias; aunque en países Europeos o Norteamericanos este índice lo aplican a partir de género e incluso especies.

Para estudios de estructura y composición de los macroinvertebrados acuáticos, lo primordial es trabajar estos organismos en la categoría de especies, si se quieren comparar zonas de muestreo, o correlacionar las especies con variables ambientales y físico-químicas.

5.2 CALIDAD DEL AGUA

El uso de los macroinvertebrados acuáticos como organismos indicadores ha venido aumentando a nivel mundial, ya que desempeñan un papel muy importante en el tema del diagnóstico de calidad del agua, siendo una medida del *estado ecológico* como lo considera el parlamento Europeo dentro del DMA (“Directiva Marco de Agua”, Citado por Roldan 2003) y los principios Legislativos Comunitarios. En Colombia ya se ha empezado a trabajar normas ambientales dentro de la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas que tienen en cuenta esta medida de la calidad del agua a partir de los macroinvertebrados acuáticos.

La calidad del agua evaluada tradicionalmente desde el aspecto físico-químico ha venido integrando diferentes comunidades de organismos como indicadores de contaminación, permitiendo analizar la información acumulada en tiempo y espacio (Pinilla, 2000).

Los macroinvertebrados se han definido como indicadores biológicos con base en las condiciones del medio donde se desarrollan y la capacidad de respuesta de adaptación que tienen a los cambios ambientales, relacionados principalmente con la contaminación (Pinilla, 2000).

5.2.1 El concepto de Bioindicador

Si estudiamos un ecosistema acuático o terrestre donde se involucren efectos antrópicos como la tala, la generación de gases de invernadero, desagües industriales o urbanos sobre los cuerpos hídricos entre otros, se genera una categorización o identificación de niveles de alteración de acuerdo al grado de perturbación que sufra el sistema natural, evidenciando estos cambios a partir de variables ambientales, físico-químicas y biológicas.

Para entender el concepto de bioindicador se ha tomado la comunidad de macroinvertebrados acuáticos como variable biológica de diagnóstico.

Según Resh (2008), los macroinvertebrados han sido los organismos más utilizados con base en ciertos criterios particulares, donde Bonada, Prat, Resh y Statzner. (2006) los define de la siguiente manera:

1. Estos organismos poseen una amplia distribución geográfica, ocupando diferentes ambientes.

2. Tienen un gran número de especies que pueden generar variedad de respuestas tanto fisiológicas como de presencia o ausencia ante gradientes de contaminación.
3. Son por lo general sedentarios, permitiendo así un análisis espacial del fenómeno de contaminación.
4. La respuesta rápida o temporal de desplazamientos de los organismos, indicando la presencia de un tensor contaminante.
5. Teniendo en cuenta el ciclo de vida para analizar los efectos de contaminación en el tiempo.
6. El muestreo es sencillo y económico.
7. La taxonomía a nivel de familia y género es bien conocida.
8. Se conoce también taxa que son sensibles a diferentes grados de contaminación.
9. Se pueden desarrollar muchos experimentos en laboratorio sometiendo a gran variedad de especies a diferentes niveles de contaminación.

La discusión en América del sur sobre la utilidad de los macroinvertebrados acuáticos como organismos bioindicadores gira alrededor de cuál es la mejor categoría taxonómica para estudios de la bioindicación (Prat, Ríos, Acosta y Rieradevall, 2009). Si se tiene en cuenta países de Europa o el caso particular de los Estados Unidos, la aplicación de metodologías para estudios de bioindicación está a nivel de la categoría de especie, considerando esta categoría como el rango más exacto; estos estudios de bioindicación a partir de la utilidad de especies es posible en estos países gracias al gran conocimiento que se ha desarrollado y adquirido a nivel de identificación taxonómica, por lo que en países

de América del sur no se puede aplicar por falta de estudios sobre el tema que apoyen los gobiernos económicamente y falta de recopilación de la información ya trabajada a nivel de especies; de ahí que la categoría más utilizada es la de familia, por ejemplo, en la metodología BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) adaptada para diferentes países suramericanos.

Es importante mencionar que la bioindicación no solo hay que verla desde el organismo, hay que tener una referencia poblacional o de comunidad para entender las dinámicas de estructura y composición de las comunidades frente a los diferentes niveles de contaminación.

5.2.2 Adaptación del BMWP para Colombia

El BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System), fue propuesto en Inglaterra en la década del 70, posteriormente Armitage P.B., et al (1983) dentro del evento “National Water Council” presento su trabajo donde categorizo las familias de macroinvertebrados en 10 grupos de acuerdo a la escala de tolerancia entre menor y mayor grado de alteraciones del ecosistema acuático; Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1987), realizan la primera adaptación del BMWP para la región Ibérica, donde correlacionaban 5 grados de contaminación con los valores de BMWP.

El BMWP/Col es una metodología adaptada para Colombia donde se tiene en cuenta las familias de macroinvertebrados, dándole un valor de importancia en una escala de 1 a 10, cuya sumatoria se compara con una tabla de calidad de agua, determinando su nivel de contaminación (Zamora, 2007).

Con los trabajos desarrollados por Roldan desde la década de los 70, se empieza a utilizar la metodología del BMWP/Col, dando un diagnóstico del estado ecológico

actual de un Ecosistema acuático. Autores como Bohórquez y Acuña (1984), Roldan (1988, 1997, 1999, 2001, 2003), Reinoso (1998), Zamora (1995, 2007), Rengifo (2003), Prat (1998), Nuñez (2007), Arango (2008), Jaramillo (2006) entre otros, utilizaron los macroinvertebrados acuáticos, como una medida ecológica de la calidad del agua; demostrando estos trabajos que poco a poco se ha avanzado en el tema de la Bioindicación.

Actualmente en Colombia dentro de los Planes de Ordenamiento y Manejo de las Cuencas Hidrográficas desarrollado principalmente por las corporaciones regionales, tienen dentro de su metodología de trabajo la utilización del BMWP/Col como una medida de la indicación de la calidad del agua.

5.3 DIVERSIDAD BIOLÓGICA

El estudio de la diversidad en el campo de la Ecología ha sido un tema de análisis de gran importancia, referenciado en la variedad de especies presentes en un espacio y tiempo definido, las cuales interactúan en procesos de selección, adaptación y competencia dentro de un marco histórico evolutivo en diferentes ecosistemas (Gonzales, 2006).

La diversidad puede expresarse en diferentes escalas biológicas, desde la variabilidad genética de especies y poblaciones, el conjunto de poblaciones que integran comunidades, hasta el conjunto de comunidades que integran un ecosistema (Solbrig 1991; Halffter y Ezcurra, 1992; Heywood, 1994; UNEP, 1992; Harper y Hawksworth 1994. Tomado de Moreno, 2001).

5.3.1 Componentes de biodiversidad

La biodiversidad se ha enfatizado en la búsqueda de parámetros que la caractericen como una prioridad de las comunidades ecológicas, comprendiendo los cambios de las comunidades con relación a la estructura del paisaje, definiendo de esta manera tres componentes para medir y monitorear los efectos de actividades naturales y humanas (Moreno, 2001), siendo estos componentes, la diversidad alfa que explica la riqueza de especies de una comunidad particular homogénea, la diversidad beta, donde tiene en cuenta el grado de cambio en la composición de especies en diferentes comunidades en el paisaje, y la diversidad gama, que es el resultado de relacionar la diversidad alfa y beta.

5.3.2 Métodos de medición de los componentes alfa y beta

La diversidad alfa y beta son los componentes para establecer la estructura y composición de las comunidades de macroinvertebrados.

5.3.2.1 *Diversidad Alfa*

- Índices de estructura

Tiene en cuenta las abundancias relativas de cada especie en un sitio específico (Moreno, 2001).

- a) Índice de diversidad de **Shannon-Weaver (H')**, quien expresa la uniformidad de los valores de importancia de todas las especies de la muestra (Moreno, 2001), expresado mediante la fórmula:

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Dónde:

p_i es la proporción de especies n_i sobre el total de especies N .

- b) Índice de equidad de **Pielou (J')**, quien mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad posible. El rango se encuentra entre 0-1 donde 1 expresa abundancias iguales de todas las especies presentes (*Moreno, 2001*).

Se expresa con la siguiente formula

$$J' = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

Donde H'_{\max} : $\ln(S)$

5.3.2.2 Riqueza específica y densidad

La riqueza específica (**S**) tiene en cuenta el número de especies que están presentes en un determinado ambiente y la densidad (**M**) expresa la cantidad de organismos de cada especie que conforma la comunidad en un área determinada.

5.3.2.3 Diversidad beta

- Índice de similitud/disimilitud: expresan el grado en que dos o más muestras son semejantes por las especies presentes, siendo una medida inversa de la

diversidad beta (Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995; Pielou, 1975. Tomado de Moreno, 2001).

Se empleara el coeficiente de Disimilitud-Similitud de Bray-Curtis que compara 2 o más sitios de muestreo, encontrando relaciones sobre las variables a analizar, a partir de una matriz de datos.

5.4 AUTODEPURACIÓN

En los sistemas naturales acuáticos donde hay asentamientos humanos a su alrededor, se depositan todo el tiempo residuos contaminantes provenientes de aguas domésticas, Industria y el desarrollo Agrícola. El Sistema Hídrico tiene la capacidad natural de soportar alteraciones de agentes foráneos mediante los proceso de autodepuración (Tortorelli y Hernández, 1995).

La autodepuración en general es un proceso de estabilidad sobre compuestos extraños propio del rio y lago, implicando su depuración o eliminación en el momento y lugar donde se introducen los desechos, y al cabo de un tiempo y espacio la purificación de la masa Acuática (Branco, 1984).

Branco (1984) considera que la utilización del término Autodepuración es una denominación inadecuada por ser un fenómeno de descomposición que genera alteraciones ecológicas importantes; por lo tanto lo define como un proceso de estabilidad donde intervienen factores como la dilución, gravedad, turbulencia, luz, depredación etc.

Los principales trabajos que han realizado algunos investigadores sobre el tema de autodepuración están relacionados con variables físico-químicas como OD,

DBO₅, Sólidos Suspendidos, como lo ilustra la **Figura 1**; y la sucesión de especies con base en la calidad del agua.

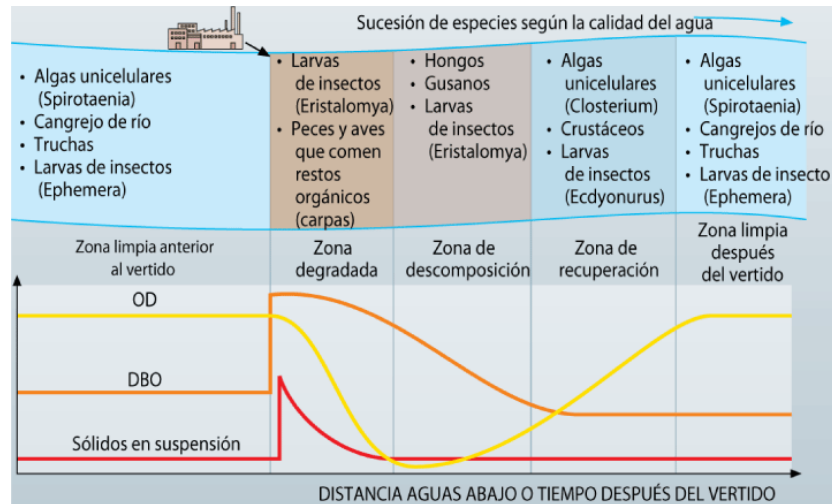


Figura 1. Fases de Autodepuración. Tomado de www.kalipedia.com.

En 1925 Streeter y Phelps describieron la respuesta natural del Río Ohio con base a los vertimientos de materia orgánica y el consumo del oxígeno disuelto, estableciendo una ecuación de disminución de DBO por descomposición microbiana; posteriormente fue modificada por Thomas (1948), definiendo otras variables distintas que intervienen en la disminución del DBO; Dresnack y Dobbins (1968), tienen en cuenta la relación entre velocidad de disminución del DBO, respiración de las plantas y el proceso Fotosintético; O'Connor y Ditoro (1970), hacen una distinción entre DBO de origen carbonaceo y DBO nitrogenada con relación a las variaciones diurnas de OD. En resumen, todos estos trabajos tienden al establecimiento de un esquema general de Balance de Oxígeno.

También los organismos que viven en los medios acuáticos epicontinentales como el fitoplancton, zooplancton, bacterias, macrófitas y macroinvertebrados indican este proceso de autodepuración a partir de los cambios en la dinámica de la comunidad e índices biológicos como el BMWP.

Hay que tener en cuenta que cada contaminante tiene una concentración umbral sobre el Cuerpo Hídrico afectado, donde se detectan los efectos de desequilibrio por encima de este valor, determinando la capacidad de estabilidad del cuerpo Léntico o Lótico en estudio (Cairns, 1968).

5. ANTECEDENTES

- Los estudios que existen sobre la microcuenca del río cofre están definidos en el EOT (esquema de ordenamiento territorial, 2002) que hace referencia a la problemática ambiental que existe en el cuerpo hídrico y la importancia de desarrollar una propuesta de manejo del recurso, en el EOT (esquema de ordenamiento territorial, 2003) donde se suprimen las problemáticas que acontecen en el cuerpo hídrico y solo se menciona la necesidad de una propuesta de manejo ambiental y el diagnóstico del Plan de Desarrollo 2008-2011 del actual alcalde, resaltando la necesidad de aplicar un manejo adecuado sobre la microcuenca del río Cofre por su importancia al abastecer de agua a algunas veredas, para consumo humano, riego y recreación y algunos estudios puntuales de la C.R.C.
- Respecto a la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados se tiene en cuenta el trabajo de Orozco y Rojas (2009), quienes hacen un análisis de la influencia de algunos factores ecohidraulicos sobre la distribución y abundancia de macroinvertebrados en el río Palace; Zamora (2000), quien desarrolla una propuesta de análisis biogeográfico de los macroinvertebrados acuáticos epicontinentales del departamento del Cauca; Zamora (1981), donde identifica la dominancia de las familias Tubificidae y Quironomidae en aguas contaminadas en el departamento del Cauca.

Los trabajos de Molina et. Al (2008) y Alvares (2009) demuestran la influencia del caudal sobre la comunidad de macroinvertebrados; Beisel et

al. (1988) encuentra que las características de los microambientes determinan la diversidad de macroinvertebrados acuáticos.

- En el tema de calidad del agua, no existe un estudio claro en el sitio de trabajo como se menciona en la justificación.

Se hace referencia a trabajos relacionados con la influencia de vertimientos de aguas residuales domesticas sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos epicontinentales y parámetros físico-químicos de Villareal (2007) en el municipio de Sibundoy-Putumayo, Zamora (1998) en el municipio de Popayán y Feriz y Ortega (2009) en el municipio de Popayán.

Otros trabajos como el de Oscoz et al. (2006) encuentran que la variación de la comunidad de macroinvertebrados está directamente relacionada con la calidad del agua.

- Respecto a la Autodepuración en el departamento del Cauca, los trabajos de Zamora (1981) Villareal (2007) y Feriz y Ortega (2009) hacen una pequeña mención sobre el tema.

Se referencian los trabajos de Roldan (1978) desarrolla un trabajo donde observa como la comunidad bentónica en el río Medellín cambia su estructura, pasando de 14 géneros en aguas contaminadas a 4 géneros en un punto con aguas medianamente contaminadas (hay un tensor antrópico), y un punto más abajo aparecen 8 géneros, existiendo una recuperación en el número de taxones presentes; Mathias y Moreno (1986) corroboran el trabajo de Roldan.

También se tiene en cuenta los trabajos de Burrial y Menéndez (2006), donde estudian el efecto de tres piscifactorías de Salmónidos sobre las comunidades de Macroinvertebrados bentónicos; Meneses y Parra (2004), generan una propuesta de Vigilancia Ambiental voluntariado, con base al Análisis de la Calidad del Agua en el PN de los picos de Europa (ACA, TRAGSA y OAPN), utilizando las comunidades de Macroinvertebrados Acuáticos; Roldán (1978), desarrolla un trabajo donde

6. METODOLOGÍA

7.1 MICROCUENCA DEL RÍO COFRE

La microcuenca del río Cofre se encuentra ubicada al nororiente de la cabecera municipal de Totoró; limita al norte con la subcuenca río Piendamó y quebrada Michicao, al oriente con la divisoria de aguas de la quebrada Chuscales, al sur con el río Molino y al occidente con la microcuenca de la quebrada la Viuda (POT, 2002). El río nace a una altura de 3400 m.s.n.m y comprende un área de 21590 Ha lo que representa el 52% del territorio municipal; los afluentes principales los comprende el río Molino, las quebradas Michicao, Perezosa, la Victoria, Gallinazo y Sabaleta (POT, 2002).

7.2 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El tramo estudiado en el río Cofre está localizado a una altura que oscila entre los 2622 y 2420 m.s.n.m, en la cordillera Central, cuenca alta del río Cauca, en el municipio de Totoró, bordeando la cabecera municipal en sentido E-W; presenta una temperatura media de 14 °C, una precipitación promedio registrada en los 6 meses de campo de 378 mm y una extensión del área urbana de 92 Km²; cuenta con una población aproximada de 800 ha en el casco urbano; está referenciado a 30 Km NE del Municipio de Popayán; según Holdridge(1967) la zona de vida del área de estudio corresponde a un Bosque húmedo con transición a bosque muy Húmedo montano bajo (Bh//Bmh-MB).

7.2.1 Mapa del área de estudio

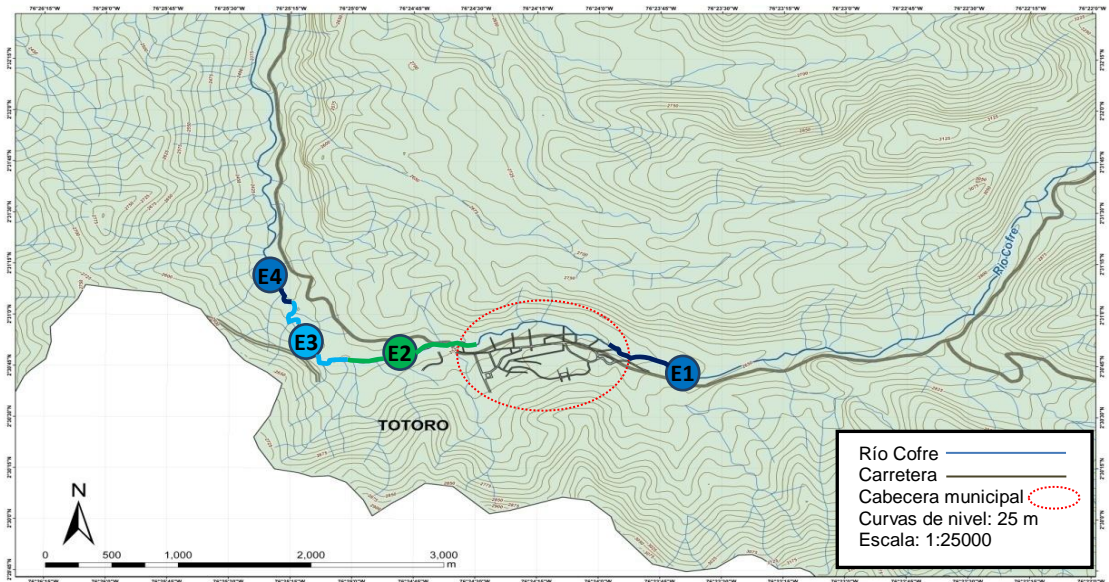


Figura 2. Mapa del área de estudio. E1 (estación 1), E2 (estación 2), E3 (estación 3), E4 (estación 4); los colores En las estaciones hacen referencia a la cartografía de calidad del agua. Fuente GEA.

7.3 MATERIALES Y MÉTODOS

7.3.1 Fase de campo

- La propuesta investigativa se desarrolló en 6 meses de trabajo de campo; se realizando un pre-muestreo para conocer el tramo de estudio y definir las 4 estaciones las cuales son identificadas y verificadas durante el desarrollo de la investigación.

La estación 1 se ubica antes de la cabecera municipal de Totoro, siendo el punto de referencia del estado natural para la evaluación ecológica respecto al resto de estaciones; con base en los cambios registrados en 2 variables físico-químicas (Conductividad y pH), al aumentar el valor de estas variables se define la estación 2 ubicada a 400 m aguas abajo del

último punto de vertimientos de aguas residuales, teniendo en cuenta el proceso de dilución que debe generarse para que se mezcle cualquier sustancia extraña en el ecosistema acuático. De igual manera se define la estación 3 al encontrar una disminución de los valores registrados y la estación 4, donde la conductividad y pH son muy similares a la primera estación.

- Para la recolección de los macroinvertebrados se definieron 3 microambientes (margen derecho, margen izquierdo y centro); se utilizó una red surber de 0,5x0,5 (0,25 m²) para muestras cuantitativas (densidad), realizando 4 repeticiones por microambiente, abarcando en el muestreo 1 m². También se utilizó una red de pantalla de 1 m² utilizada para muestras cualitativas (BMWP/Col) en zonas donde no es posible emplear la red surber.
- Los invertebrados acuáticos bentónicos se preservan en recipientes plásticos con alcohol al 70% con su respectivo rotulo de campo para cada estación de muestreo.
- Con una Sonda Multiparamétrica YSI se registraron los datos de pH, Temperatura, OD y Conductividad; por medio de algunos Kit Aquamerck, se analizaron las muestras de agua para determinar Nitritos, Nitratos y Amonio.
- En cada estación de muestreo se recoge 1 litro de agua para determinación de la DBO₅ en laboratorio por el método estándar de titulación.
- Para conocer los datos de precipitación y caudal se toma información provista por el IDEAM, correspondiente a los meses de diciembre 2009, Enero, Febrero, Marzo, Abril y Mayo de 2010.

7.3.2 Fase de laboratorio

- Las muestras de macroinvertebrados acuáticos se separaron para conteo en el laboratorio de recursos hidrobiológicos epicontinentales (RHC) de la Universidad del Cauca; con la ayuda de las guías y claves específicas de Roldan (1988) Domínguez y Fernández (2009), Merritt y Cummins (1996), McCafferty (1981) entre otras, identificando los organismos en su mayoría en la categoría taxonómica de género.

7.4 ANÁLISIS DE DATOS

7.4.1 Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados

- La composición en cada estación de muestreo se graficó con el programa EXCEL, contrastando el número de géneros por orden.

Con el programa SPSS v 11.5 se definió la estructura de la comunidad a partir de los 2 índices de diversidad alfa (índice de Shannon-Weaver (H') e índice de Pielou (J')) y la densidad (M) y riqueza (S), teniendo en cuenta la dinámica de la comunidad a partir de los meses de muestreo, microambientes y estación, expresando los valores en términos de media, desviación estándar y coeficiente de varianza.

Con este mismo programa se aplicaron pruebas de significancia estadística donde se contrastaron los meses, microambientes y estaciones de muestreo definidas como variables cualitativas independientes respecto a los índices de diversidad alfa (índice de Shannon-Weaver (H') e índice de Pielou(J')), y la densidad y riqueza, los cuales se definen como variables

cuantitativas, aplicando pruebas no paramétricas de Kruskal-Wallis (ANOVA no paramétrica donde se mide la tendencia de las muestras asumiendo como hipótesis nula que todas las poblaciones tienen la misma mediana (Guisande, 2006)), U de Mann-Whitney (compara 2 muestras, partiendo de la hipótesis nulas de que ambas tienen la misma mediana (Guisande, 2006)) y Post Hot (comparaciones múltiples), ilustrando gráficamente los resultados con barras de error donde se tiene en cuenta el intervalo de confianza y la media.

Cabe resaltar que se decide aplicar pruebas no paramétricas ya que los datos no se ajustan a la curva normal y no presentan homogeneidad de varianza en su mayoría.

- Utilizando el programa Past v 2.1 se aplica un índice de similitud de Bray-curtis, donde se representa en un dendrograma la similitud que existe entre las estaciones de muestreo a partir de la composición de macroinvertebrados.
- Teniendo en cuenta los parámetros físico-químicos registrados, se correlacionaron con las estaciones de muestreo a partir de un análisis de correlación canónica (CCA), entendiendo así la relación que existe entre los cambios en la comunidad de macroinvertebrados definidos a partir de las condiciones físico-químicas del ambiente acuático. Este análisis multivariado se desarrolló con el programa Past v 2.1

7.4.2 Variables físico-químicas

- Se graficaron los valores mensuales registrados para cada variable físico-química utilizando el programa EXCEL.

- Se aplicó un análisis de componentes principales para relacionar los promedios de las variables físico-químicas con las estaciones de muestreo.

7.4.3 Calidad biológica

- Para análisis cualitativos nominales, con el uso del método BMWP/Col propuesto por Zamora (2007) cuyas tablas de valor de importancia de las familias de MAE y la clasificación de las agua se encuentra en el anexo 1, se determina la calidad del agua en cada estación de muestreo.
- Es importante mencionar que el BMWP/col se calcula para cada microambiente y mes de muestreo, y se aplican pruebas paramétricas (los datos se ajustan a la distribución normal y presentan homogeneidad de varianzas).

7. RESULTADOS

8.1 DESCRIPCIÓN DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

8.1.1 Estación 1. Punto de referencia

Se ubica antes de la cabecera municipal de Totoro; el fondo es totalmente pedregoso y en los márgenes existe vegetación herbácea; la profundidad promedio es de 60 cm por 6 m de ancho; presenta rápidos generados por algunas rocas que sobresalen del agua; el lugar está rodeado por potreros, algunas especies vegetales y cultivos de papa y plantas medicinales; la temperatura ambiental promedio registrada en los 6 meses es de 17.3 °C con un porcentaje de humedad de 59%. **(Figura 3)**.

8.1.2 Estación 2. Zona de descargas, cabecera municipal de Totoro

Está ubicada a 1,4 km de la estación 1 y a 400 ms de longitud de los últimos puntos de vertimientos de la cabecera municipal de Totoro; fondo pedregoso con presencia de vegetación en las orillas y acumulación de lodo o material en descomposición tanto en las rocas como en las plantas herbáceas ; la profundidad promedio del sitio de muestre es de 70 cm por 6 m de ancho; presenta una buena dinámica hídrica generada por el roce con rocas que sobresalen en el agua; se percibe un mal olor en el sitio; el lugar presenta a su alrededor potreros dedicados al pastoreo de ganado y algunas especies vegetales. La temperatura ambiental registrada es de 22 °C con un porcentaje de humedad del 58%. **(Figura 4)**.

8.1.3 Estación 3. Zona con tendencia a recuperación

Ubicada a 1,5 km de la estación 2; la profundidad del sitio de muestreo es de 80 cm por 7 m de ancho; es un lugar con fondo pedregoso y presenta principalmente pastos en las orillas; la profundidad promedio del metro cuadrado muestreado es de 70 cm por 6 ms de ancho; presenta rápidos; el lugar también presenta potreros en su mayoría; la temperatura ambiental registrada es de 24 °C con un 56 % de porcentaje de humedad. **(Figura 5).**

8.1.4 Estación 4. Zona de recuperación

Ubicada a 2,1 km de la estación 2; es un lugar que también presenta fondo pedregoso y vegetación en las riberas; la profundidad promedio es de 70 cm por 7 ms de ancho; tiene una buena dinámica hídrica generada por el roce del agua en las rocas; posee potreros con presencia de algunas plantas y cultivos de papa; la temperatura ambiental registrada es de 26 °C con un porcentaje de humedad del 66%. **(Figura 6).**



Figura 3 (Estación 1)



Figura 4 (Estación 2)



Figura 5 (Estación 3)



Figura 6 (Estación 4)

8.4 COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

8.4.1 Composición de macroinvertebrados acuáticos colectados

Se colectaron en total **5 Phyla, 8 clases, 14 ordenes 35 familias, 49 géneros y 5827 organismos** en todo el tramo de estudio comprendiendo las 4 estaciones de muestreo; De acuerdo a la **Tabla 1** el Phylum y la Clase con mayor número de géneros como lo menciona Domínguez y Fernández (2009) entre otros autores es Artrópoda e Insecta; lo sigue los Phyla Annelida, Mollusca, Plathyelminta y Nematomorpha

A nivel de órdenes, los **Dípteros** dominaron en número de géneros en las 4 estaciones de muestreo, seguidos de **Coleóptera, Trichoptera y Ephemeroptera; (Figura 7).**

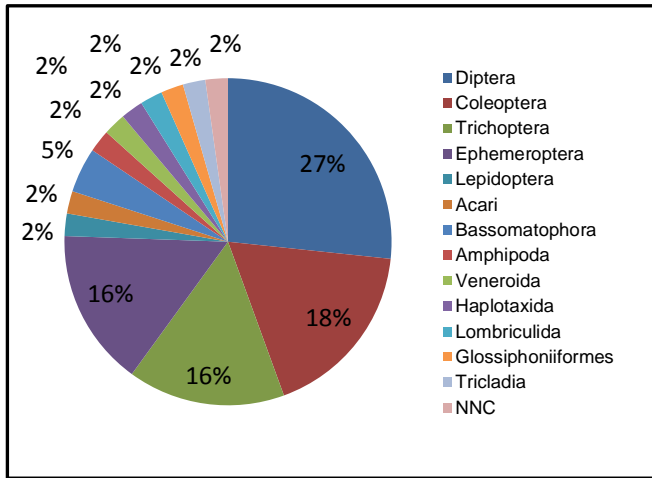
Con relación a la composición de géneros por cada estación (**Figura 8**), existe una variación en la dominancia de organismos y la distribución o valor de importancia de cada género dentro de la comunidad; al trazar una curva de distribución sobre la gráfica de densidad, la estación 1 y 4 presentan una curva Lognormal, en la estación 3 se tiende hacia la curva mencionada y en la estación 2 se altera.

Tabla1. Clasificación taxonómica y densidad (ind/m²) de macroinvertebrados acuáticos epicontinentales (MAE). Estación 1 (E1), Estación 2 (E2), Estación 3 (E3), Estación 4 (E4); género presente (x), género no confirmado (NC).

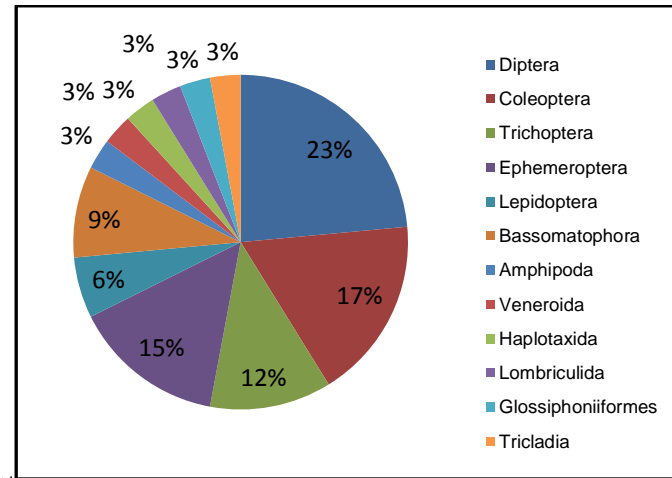
Phylum	Clase	Orden	Familia	Subfamilia	Género ^(código)	E1	E2	E3	E4			
Arthropoda	Crustacea	Amphipoda	Hyallelidae		<i>Hyallela</i> sp. ^(Hya)	133	37	37	46			
			Arachnoidea	Acari	Lymnessiidae	<i>Lymnessia</i> sp. ^(Lym)	8	0	0	0		
				NC	NC ^(ANC)	3	0	0	0			
	Insecta	Trichoptera	Hydrobiosidae		<i>Atopsyche</i> sp. ^(Atop)	177	32	35	33			
			Anomalopsychidae		<i>Contulma</i> sp. ^(Cont)	66	0	0	13			
			Hydropsychidae		<i>Smicridea</i> sp. ^(Smi)	40	64	196	216			
			Helicopsychidae		<i>Helicopsyche</i> sp. ^(Hely)	14	9	5	10			
			Glossosomatidae		<i>Mortoniella</i> sp. ^(Mor)	59	289	127	81			
			Hydroptilidae		<i>Ochrotrichia</i> sp. ^(Och)	14	0	0	0			
			Leptoceridae		<i>Atanatolica</i> sp. ^(Ata)	1	0	5	11			
			Coleoptera	Elmidae	<i>Macrelmis</i> sp. ^(Mac)	111	21	16	25			
					<i>Microcylloepus</i> sp. ^(Mic)	67	22	16	19			
					<i>Cylloepus</i> sp. ^(Cyl)	98	13	16	23			
					<i>Heterelmis</i> sp. ^(Het)	70	13	33	32			
					ENC ^(ENC)	54	13	27	32			
					<i>Phanocerus</i> sp. ^(Pha)	6	0	1	2			
					Ptilodactylidae		<i>Anchytarsus</i> Sp. ^(Anc)	74	14	46	46	
					Scirtidae		<i>Elodes</i> sp. ^(Elo)	23	0	0	0	
					Diptera	Chironomidae	Tanipodinae	<i>Paramerina</i> sp. ^(Tan)	39	96	45	23
							Orthocladinae	<i>Orthocladini</i> sp. ^(Ort)	6	51	25	3
			Chironominae	<i>Chironomini</i> sp. ^(Chi)			8	63	27	10		
	Tipulidae	<i>Molophilus</i> sp. ^(Mol)	12	5			0	0				
		<i>Tipula</i> Sp. ^(Tip)	9	0			5	12				
Blephariceridae		<i>Limnicola</i> sp. ^(Lim)	64	0			0	23				
		<i>Paltostoma</i> sp. ^(Pal)	1	0	0	0						
Simuliidae		<i>Simulium</i> sp. ^(Sim)	2	0	0	0						

Continuación de la tabla anterior

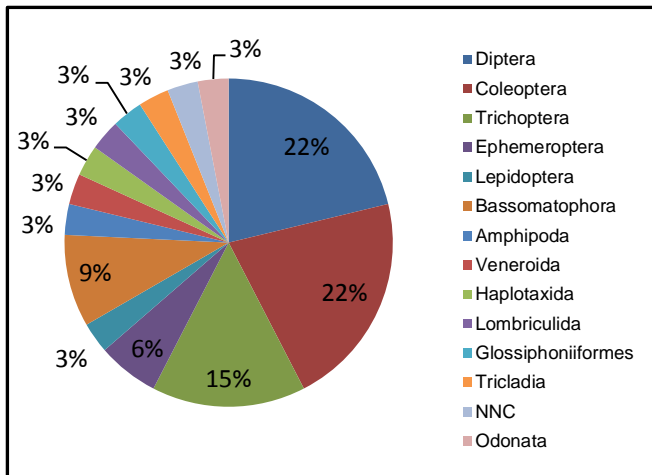
			Muscidae	<i>Limnophora</i> sp. ^(Limn)	0	3	2	7
			Tabanidae	<i>Tabanus</i> sp. ^(Tab)	8	10	10	14
			Empididae	<i>Chelifera</i> sp. ^(Che)	8	5	0	0
			Ceratopogonidae	<i>Alluaudomyia</i> sp. ^(Allu)	2	3	1	1
				<i>Camelobaetidius</i> sp. ^(Cam)	14	6	2	5
				<i>Andesiops</i> sp. ^(And)	133	45	0	0
			Leptohiphidae	<i>Leptohiphes</i> sp. ^(Lep)	27	4	8	15
				<i>Tricorythodes</i> sp. ^(Tri)	8	2	0	0
				<i>Moribaetis</i> sp. ^(Mor)	4	0	0	0
				<i>Haplohiphes</i> sp. ^(Hap)	2	0	0	0
				<i>Parapoynx</i> sp. ^(Para)	3	3	2	3
		Lepidoptera	Nymphulinae	<i>Bellura</i> sp. ^(Belu)	0	1	0	0
			Noctuidae	<i>Hetaerina</i> sp. ^(Heta)	0	0	24	37
		Odonata	Calopterygidae	<i>Physa</i> sp. ^(Phys)	33	422	99	75
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Acroibis</i> sp. ^(Acr)	0	3	1	0
			Planorbiidae	<i>Pisidium</i> sp. ^(Pis)	6	1	5	12
	Bivalvia	Veneroida	Sphaeriidae	<i>Tubifex</i> sp. ^(Tub)	51	291	81	58
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Naididae	<i>LNC</i> ^(LNC⁹)	20	278	55	47
		Lombriculida	Lombriculidae	<i>Helobdella</i> sp. ^(Hel)	1	3	2	2
		Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae	<i>Dugesia</i> sp. ^(Dug)	78	76	78	77
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladia	Planariidae	<i>NNC</i> ^(NNC)	1	0	1	1
Nematomorpha		Gordioidea	Chordodidae					
Total:	5	8	14	35	49	N: 5827		



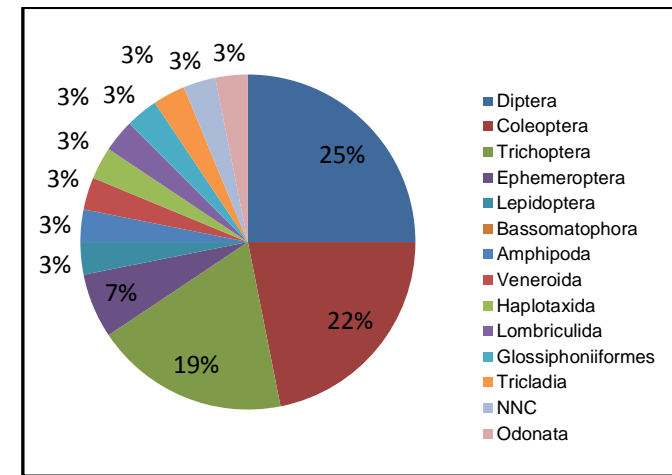
A



B

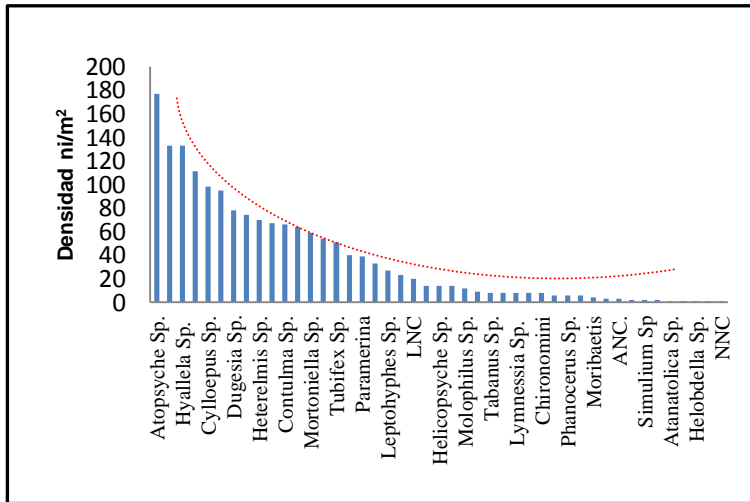


C

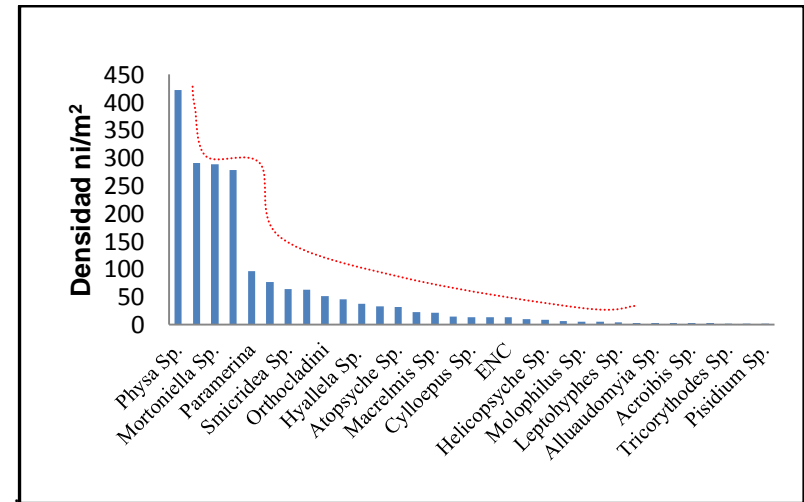


D

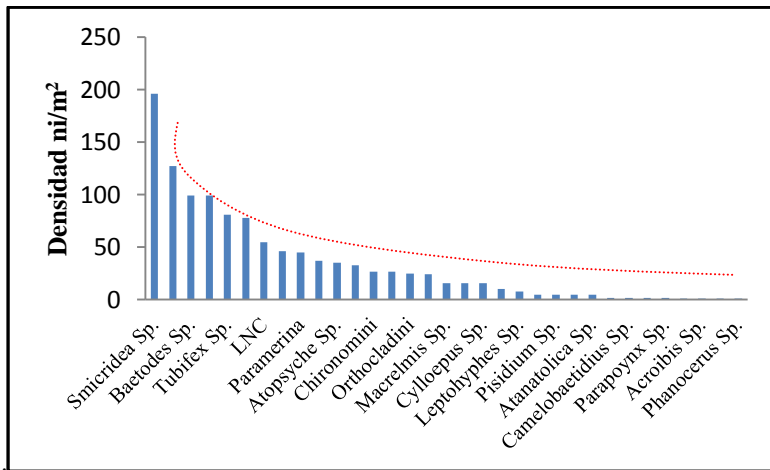
Figura 7. Géneros de macroinvertebrados. Porcentaje de géneros por cada orden de macroinvertebrados encontrados en cada estación durante los 6 meses de muestreo. Estación 1 (A), Estación 2 (B), Estación 3 (C), Estación 4 (D). Nematomorpha no confirmado (NNC).



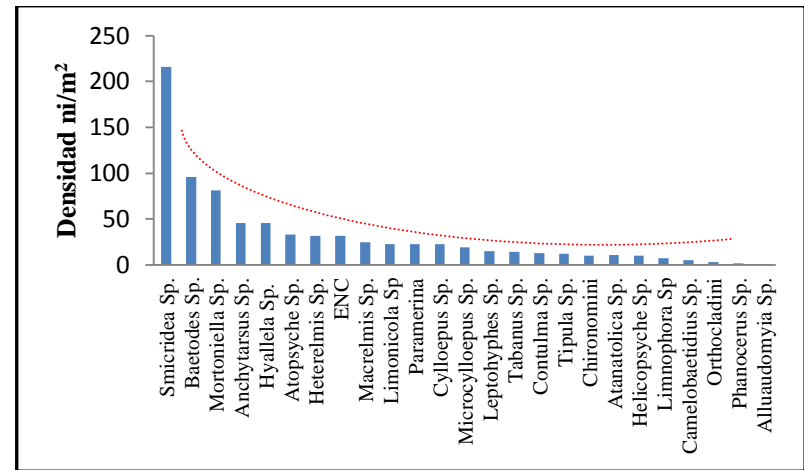
A



B



C



D

Figura 8. Distribución de densidad de géneros. La distribución se establece a partir de los valores de densidad de los organismos colectados. La línea roja punteada indica la curva de normalidad de la composición de géneros. Estación 1 (A), estación 2 (B), estación 3 (C), estación 4 (D).

8.4.2 Estructura

8.4.2.1 *Índice de diversidad Beta*

Con base en el Clúster de Bray-Curtis se expresa en la **Figura 9** el grado de similitud que tienen las estaciones de estudio, teniendo en cuenta el mes de muestreo. La tendencia es a formar agrupaciones de acuerdo a cada sitio de muestreo independientemente de la época de colecta. La estación 3 y 4 presentan mayor afinidad, seguida de la estación 1 y por último la 2 que es donde se da una mayor intervención de tipo antrópico.

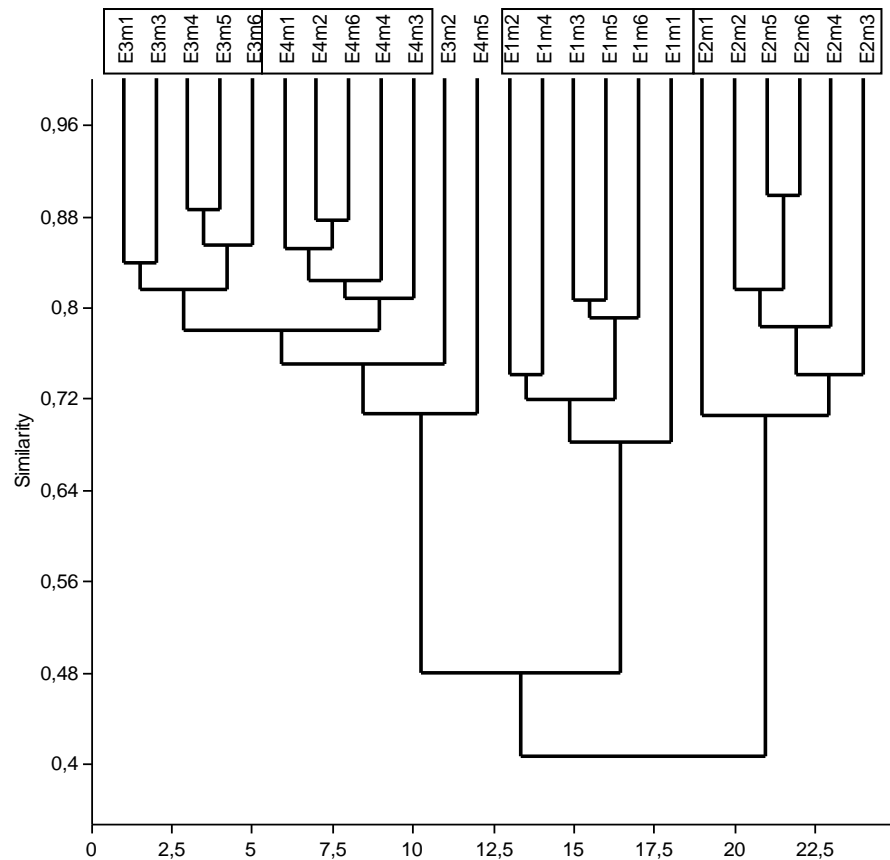


Figura 9. Dendrograma de similitud con base en Bray-Curtis. E1 a E4: Estaciones 1 a 4. m1 a m6: muestreos 1 al 6. Las agrupaciones están definidas por la composición y estructura de las comunidades.

8.4.2.2 Índices de diversidad Alfa, densidad y riqueza

Las **Tablas 2.2.1-3 en el Anexo 2** muestran los valores de estadística descriptiva de los índices de diversidad alfa (Shannon-Weaver (H'), Pielou (J)), densidad (N) y riqueza (S) como variables dependientes cuantitativas, con respecto a los microambientes, estaciones y meses de muestreo como variables independientes categóricas. Estas tablas muestran variación en las medias, desviación estándar y coeficiente de variación en las variables que se están contrastando

8.4.2.2.1 Dinámica de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en las Estaciones de muestreo.

La prueba Post hoc representada en la **Tabla 2** detalla las diferencias significativas que existe entre las estaciones de muestreo respecto a los **2** índices de diversidad (H' , J) y la riqueza y densidad, debido a que la estación 1 presenta mayor riqueza e índice de Shannon-Weaver que la estación 2, 3 y 4, la estación 2 posee mayor densidad que el resto de estaciones, existiendo también diferencia en la estación 1 respecto al resto de estaciones, y teniendo en cuenta el índice de de Pielou, la estación 1, 2 y 3 presenta mayor equidad que la estación 2. Estas diferencias se detallan en la **Figura 10**; entre menos se solapan o se encuentren las barras de error mayor diferencia significativa existe, por lo que esta diferencia no se ve entre las estaciones 3 y 4 respecto a todas las variables cuantitativas, 2, 3) y 4 en términos de riqueza y uno 1, 3 y 4 en la equidad de Pielou. (Se recomienda ver la tabla 2.3.1 del anexo 2)

Tabla 2. Prueba Post Hoc para estaciones de muestreo. Se utiliza el T3 de Dunnett. Los valores de color rojo en la tabla son significativos,

Variable dependiente	(I)Estación	(J)Estación	Diferencia de medias (I-J)	Error Típico	Sig. 0,05
N	1	2	*-57,83	19,384	0,02
		3	*80,44	15,452	0,001
		4	*90,25	15,738	0,001
	2	3	*138,28	15,293	0,001
		4	*148,08	15,582	0,001
S	1	2	*5,01	0,937	0,001
		3	*4,9	0,966	0,001
		4	*4,39	0,971	0,001
H'	1	2	*0,4467	0,0613	0,001
		3	*0,2491	0,6959	0,003
		4	*0,2291	0,07106	0,009
	2	3	*-1,976	0,05625	0,004
		4	*-2,176	0,05805	0,002
J'	1	2	*0,0688	0,01063	0,001
	2	3	*-0,0782	0,00876	0,001
		4	*-0,0741	0,00952	0,001

*La diferencia entre las medias es significativa a nivel de 0,05

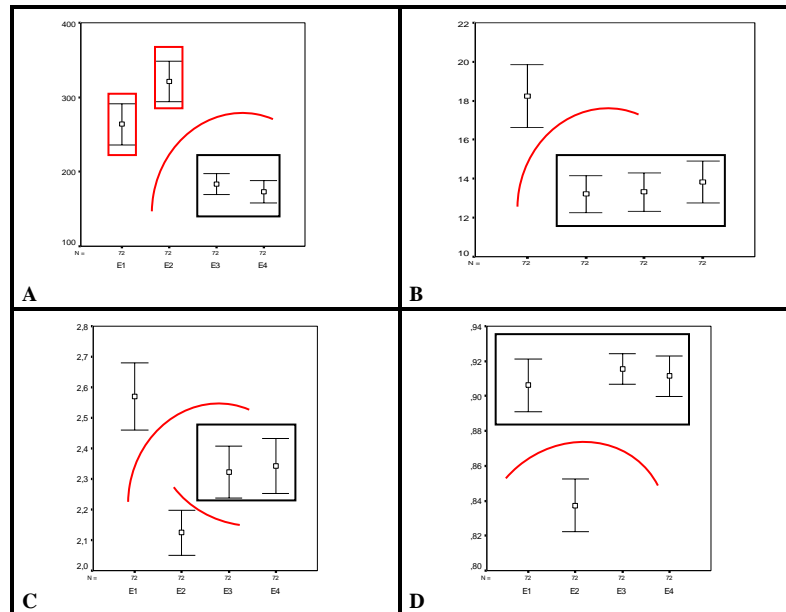


Figura 10. Barras de error para Estaciones. Densidad de géneros (A), riqueza total de géneros (B), índice de Shannon-Weaver (C) e índice de Pielou (D). La amplitud de la barra de error es el intervalo de confianza y en el medio de la barra de error se encuentra la media. Los cuadros y la parábola de coloración roja indica la diferencia significativa entre estaciones; las estaciones que no tienen diferencia significativa se agrupan en un cuadro negro.

8.4.2.2.2 Dinámica de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en los meses de muestreo.

La prueba Pos Hoc específica los meses de muestreo en donde existe diferencia significativa (ver **Tabla 3**). Enero y mayo presenta la mayor riqueza que febrero,

mayor índice de Shannon-Weaver que diciembre y febrero y mayor índice de Pielou que diciembre. Teniendo en cuenta la **Figura 11**, los meses resaltados en un cuadro rojo presentan diferencias significativas. (Se recomienda ver la tabla 2.3.2 del anexo 2).

Tabla 3. Prueba Post Hoc para meses de muestreo. Se utiliza el T3 de Dunnett. Los valores de color rojo en la tabla son significativos.

Variable dependiente	(I) MES	(J) MES	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig. 0,05
S	Enero	Febrero	*2,85	0,91	0,03
	Febrero	Mayo	*-3,23	1,07	0,04
H'	Diciembre	Enero	*-0,24	0,06	0,004
		Mayo	*-0,26	0,07	0,007
	Enero	Febrero	*0,25	0,08	0,018
	Febrero	Mayo	*-0,28	0,08	0,02
J'	Diciembre	Enero	*-0,04	0,01	0,037
		Abril	-0,05	0,01	0,017
		Mayo	-0,05	0,01	0,002

*La diferencia entre las medias es significativa a nivel de 0,05

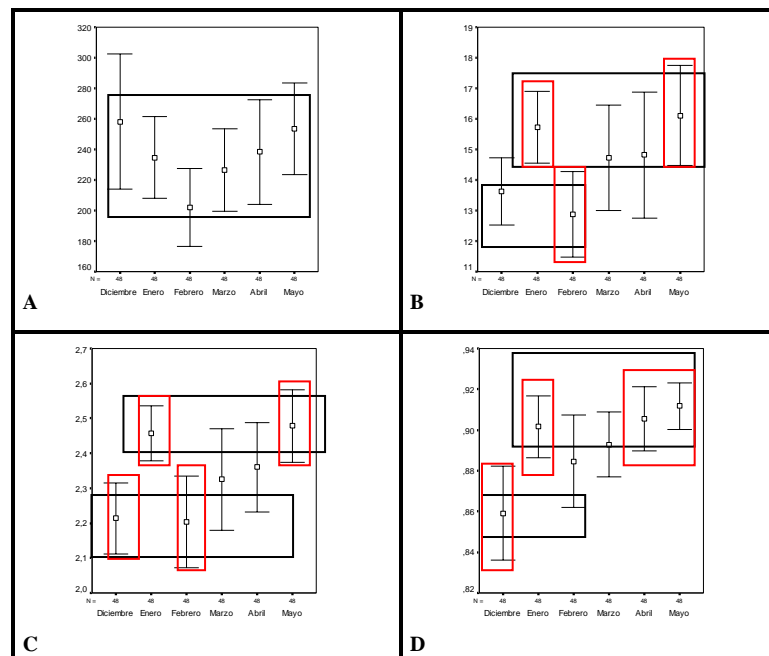
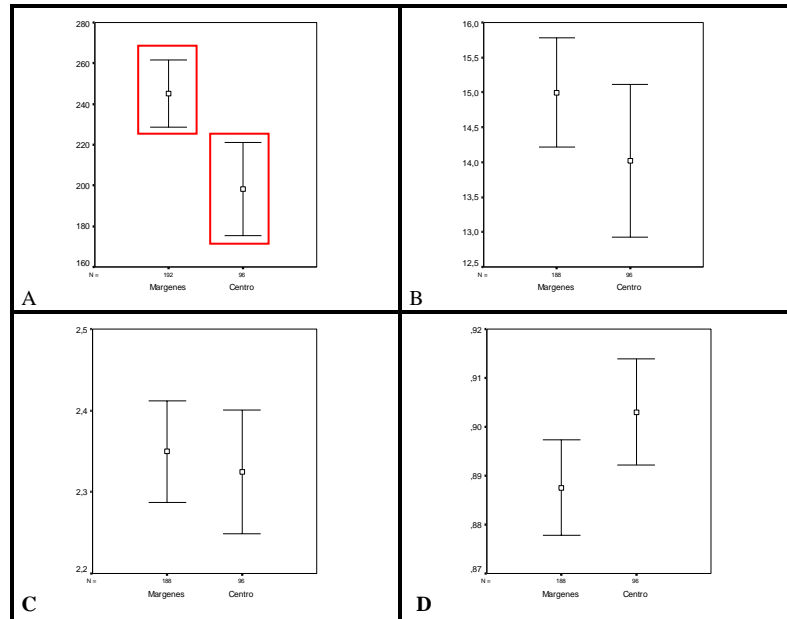


Figura 11. Barras de error para meses. Densidad de géneros (A), riqueza total de géneros (B), índice de Shannon-Weaver (C) e índice de Pielou (D). La amplitud de la barra de error es el intervalo de confianza y en el medio de la barra de error se encuentra la media. Las barras de error resaltadas en cuadros rojos indican diferencia significativa entre meses de muestreo; las barras de error agrupadas en los cuadros negros no presentan diferencias significativas.

8.4.2.2.3 Dinámica de la estructura de la comunidad de macroinvertebrados en los microambientes evaluados.

La **Figura 12** muestra la diferencia significativa que existe entre microambientes, con base a la densidad. (Se recomienda ver la tabla 2.3.3 del anexo 2).



*La diferencia entre las medias es significativa a nivel de 0,05

Figura 12. Barras de error para microambientes. A (densidad), B (riqueza), C (Shannon), D (Pielou).

8.4.4 Análisis de correspondencia canónica

En la **Figura 13** se identifica 3 grupos de géneros de macroinvertebrados colectados y relacionados directamente con la estaciones de muestreo las cuales presentan condiciones físico-químicas propias.

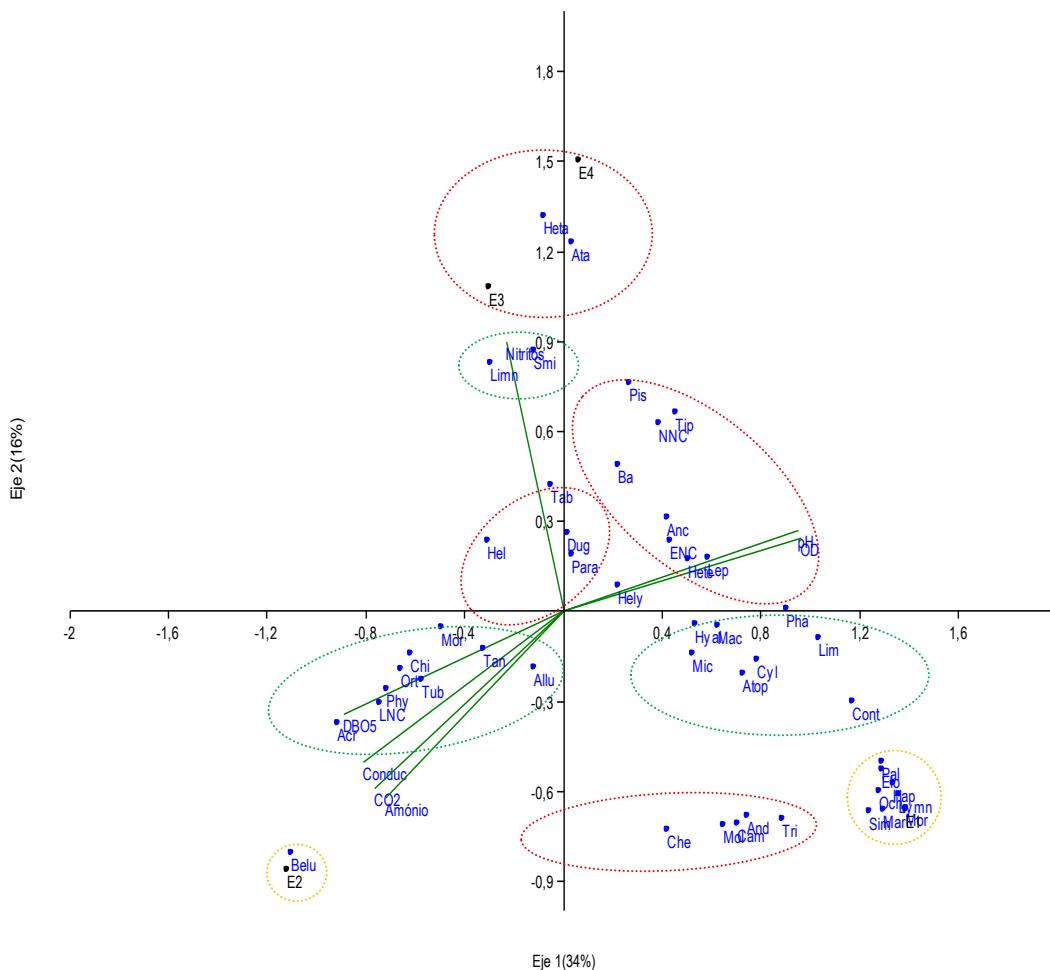


Figura 13. Análisis de correspondencia canónica (CCA). Correlación entre las estaciones de muestreo con algunas variables físico-químicas, y las densidades de macroinvertebrados con respecto a la estación de muestreo. Las flechas verdes son las variables físico-químicas; los géneros aparecen en azul y codificados (según **Tabla 1**). Los porcentajes de los ejes son los valores propios o el "R" de correlación. El círculo anaranjado indica géneros propios del lugar; Los círculo verde resalta los géneros que mayor densidad presentan en cada estación; los círculos rojos representan los géneros que se comparten entre estaciones.

8.3 DATOS FÍSICO-QUÍMICOS, CAUDAL Y PRECIPITACIÓN MENSUAL

8.3.1 Variables físico-químicas

En la **Figura 14** se muestra la variación mensual de cada variable físico-química por estación. Al contrastar los meses de muestreo teniendo en cuenta las variables físico-químicas solo hay diferencia significativa con los nitritos como se muestra en las tabla 2.3.2 del anexo 2;

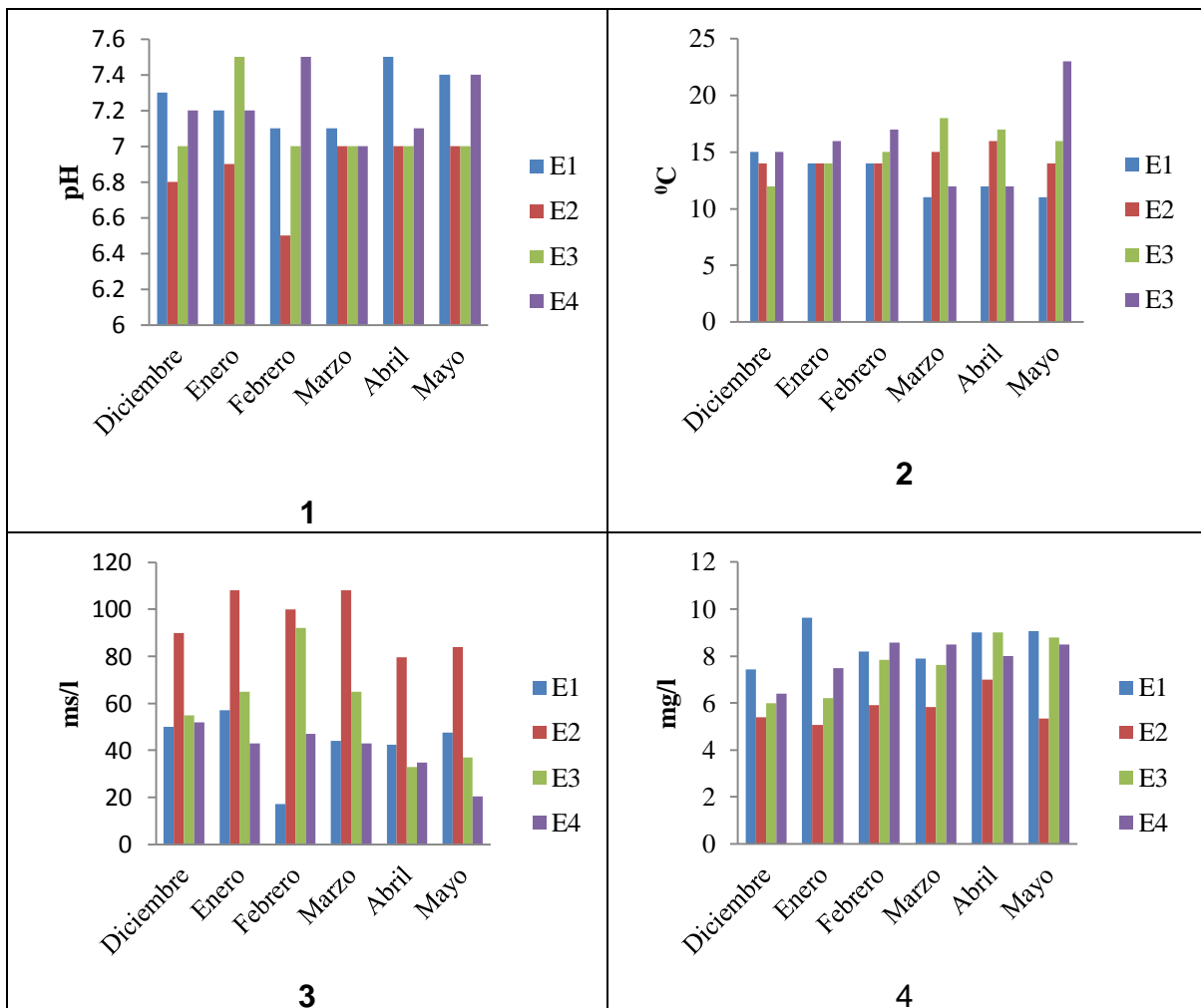


Figura 14 A. Variaciones mensuales de las variables físico-químicas. pH (1), temperatura del agua (2), conductividad (3), oxígeno disuelto (4).

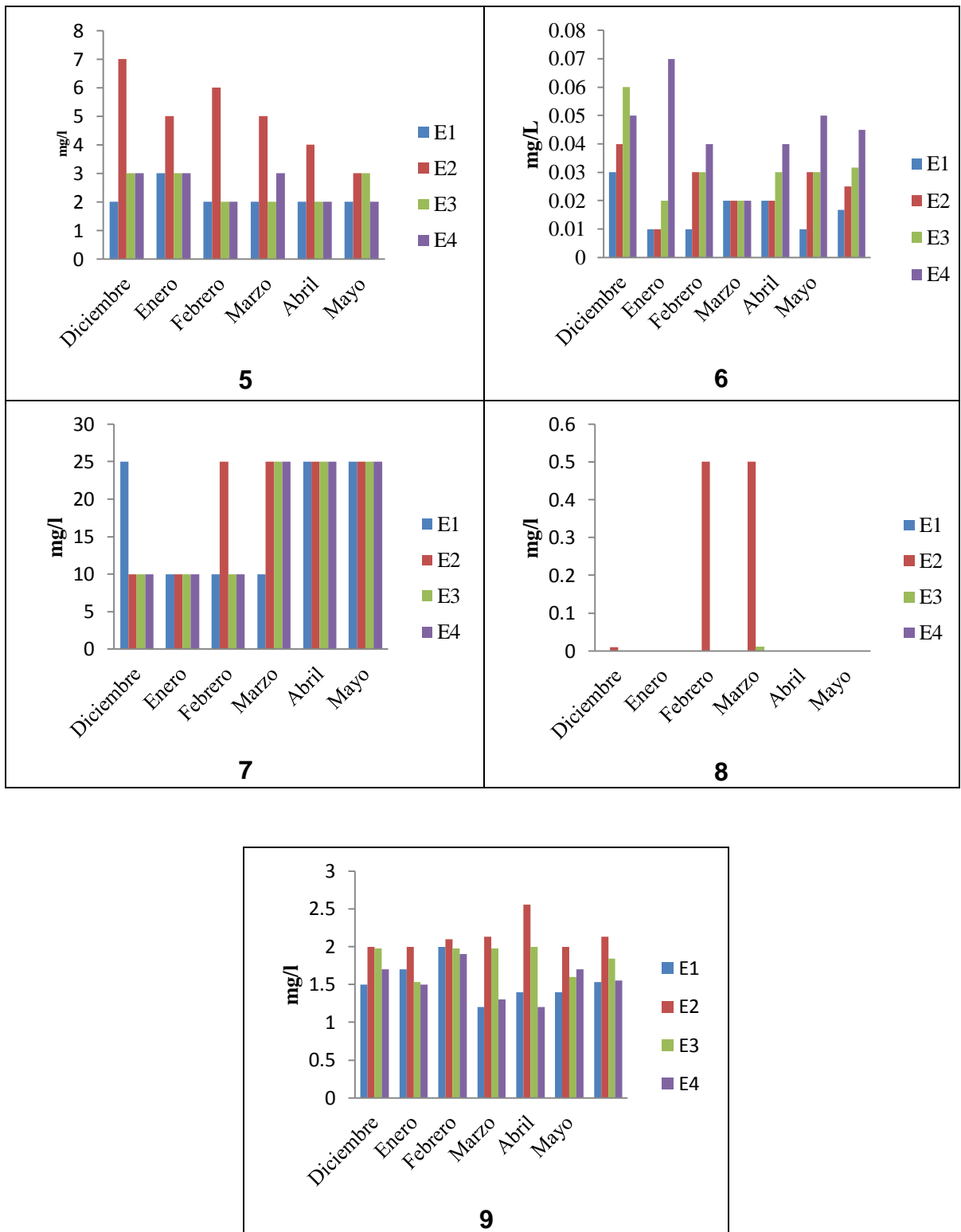


Figura 14 B. Variaciones mensuales de las variables físico-químicas. Dióxido de carbono (5), nitritos (6), nitratos (7), amonio (8), demanda biológica de oxígeno (9).

Tabla 4. Resultados promedio de variables físico-químicas.

ESTACIÓN	TEMP. AG A (°C)	pH	CONDUCTIVIDAD (mS/cm)	CO ₂ (mg)	OD (mg)	DBO ₅	AMÓNIO (mg/l)	NITRITOS (mg/l)	NITRATOS (mg/l)
1	12,81	7,3	42,99	1,18	8,53	1,5	0	0,02	17,5
2	14,41	6,9	79,91	2,85	5,75	2,13	0,168	0,025	20
3	15,35	7,1	57,8	1,37	7,5	1,85	0,001	0,032	17,5
	15,43	7,2	39,99	1,18	7,91	1,55	0	0,045	17,5

En la **Tabla 5** se aplica una prueba “post Hoc” encontrando diferencias significativas entre las estaciones de muestreo con relación a la varianza total de las variables físico-químicas.

Tabla 5. Prueba Post Hoc para variables físico-químicas. Se utiliza el T3 de Dunnett. Los valores de color rojo en la tabla son significativos.

Variable	(I) Estación	(J) Estación	Diferencia entre medias (I-J)	Error típico	Sig.
pH	E2	E1	0.4	0.104	0.019
		E4	-0.4	0.111	0.041
OD	E2	E1	2.77	0.44	0.001
		E4	-2.15	0.44	0.004
CO2	E1	E2	-1.672	0.416	0.046
	E2	E4	1.675	0.416	0.046
Conductividad	E2	E1	51.927	7.508	0.000
		E3	37.115	10.144	0.034
		E4	54.925	6.775	0.001
Nitritos	E1	E2	-0.008	0.005	0.580
DBO5	E2	E1	0.598	0.145	0.013
		E4	0.582	0.140	0.012

8.3.2 Porcentaje de saturación de oxígeno y calidad del agua

La **Tabla 6** muestra la calidad del agua con base al porcentaje de saturación de OD, de acuerdo a la tabla propuesta por Lynch y Poole (1979).

Tabla 6. Calidad del agua con relación al %S OD. Con base a Lynch y Poole (1979).

ESTACIÓN	% S OD.	Calidad del agua
1	80	Regular
2	61	Dudosa
3	75	Regular
4	78	Regular

8.3.3 Correlación entre variables físico-químicas y estaciones

En la **Figura 15** se detalla la correlación que existe entre las variables físico-químicas y cada estación de muestreo; la conductividad, DBO₅, Amonio y CO₂ están más correlacionadas con la estación 2 por presentar mayor valores; el oxígeno y pH se correlaciona más con la estación 1 y 4; la estación tres es un punto intermedio entre la estación 2 respecto a la estación 3 y 4. El comportamiento de los nitritos aumentan a lo largo del tramo en estudio, encontrando el mayor valor en la estación 4 (ver **Tabla 4** y **figura 19**).

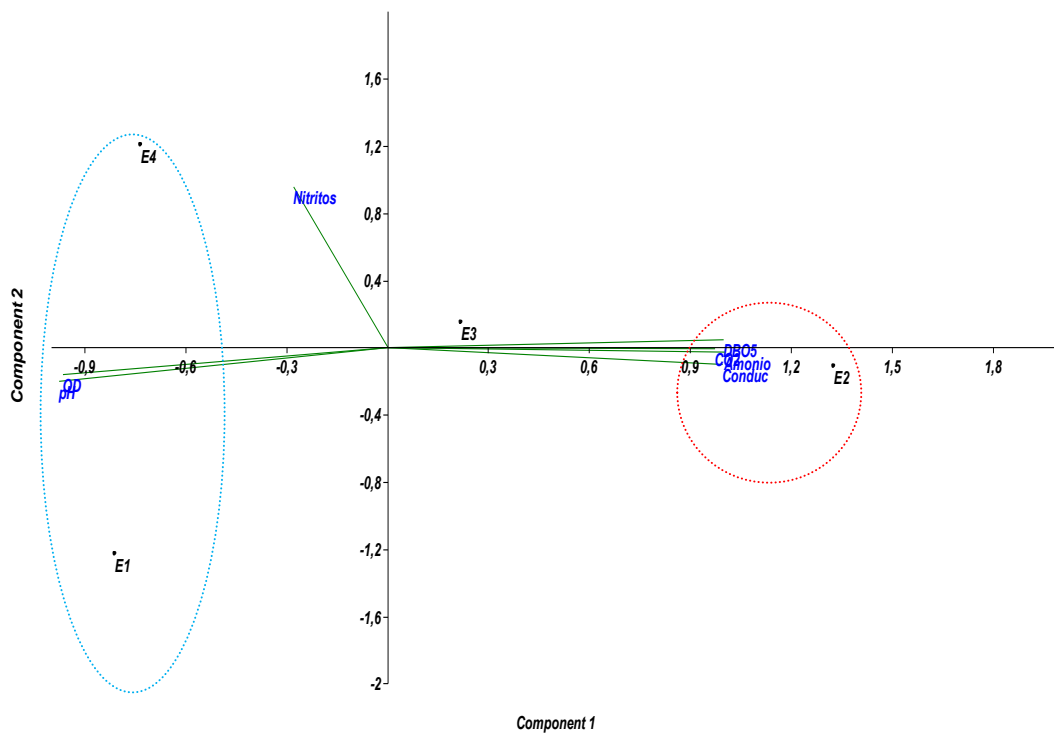


Figura 15. Análisis de componentes principales. El círculo rojo indica alteración en el sistema acuático, el círculo azul es de aguas de buena calidad.

8.3.3 Valores de caudal y precipitación mensual

Con base en la **figura 16** los valores de precipitación varían en los meses de muestreo, encontrando la menor precipitación en el mes de enero y la mayor precipitación en el mes de marzo.

Detallando la **Figura 17** de valores medio de caudal en los meses de muestreo corresponde a los valores de precipitación que se representan en la **Figura 10**, encontrando el menor caudal en el mes de enero y el mayor caudal registrado en el mes de marzo.

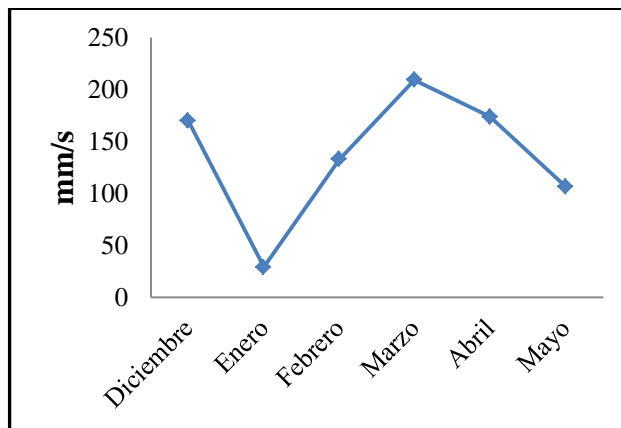


Figura 16. Valores totales de precipitación mensual.

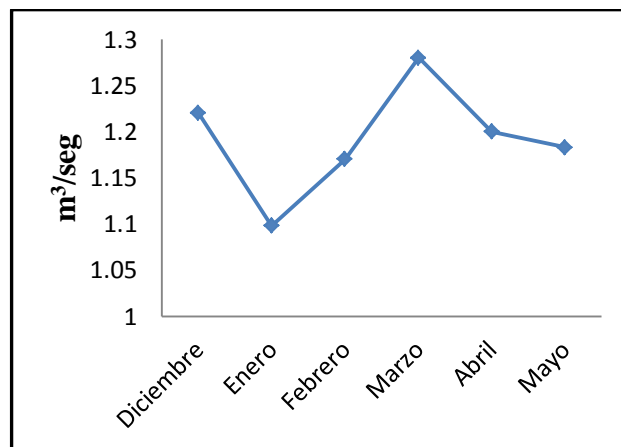






Figura 17. Valores promedio de caudal mensual.

8.2 CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA, METODOLOGÍA BMWP/COL (ZAMORA, 2007)

Con base en la metodología propuesta por Zamora en el 2007 se calculó el **BMWP/Col** en cada estación de estudio, teniendo en cuenta las familias de macroinvertebrados colectados; el cálculo del **BMWP/Col** se hace para cada microambiente estudiado (margen derecho (**D**), margen izquierdo (**I**) y centro (**C**), promediando estos valores con el propósito de obtener el valor de calidad del agua. Estos resultados se ilustran en la **Tabla 7**.

Tabla 7. Resultados BMWP/Col. Las barras de color son para cartografía; ver mapa del área de estudio; margen derecho (D), centro (C), margen izquierdo (I), promedio (X).

ESTACIÓN	SALIDA	D	C	I	X	X, POR 6 MESES	CALIDAD DEL AGUA	CARACTERÍSTICAS
1	Diciembre	82	113	125	107	133	Muy buena	Aguas muy limpias 
	Enero	132	118	139	130			
	Febrero	118	133	105	119			
	Marzo	152	169	118	146			
	Abril	147	145	155	149			
	Mayo	153	154	143	150			
2	Diciembre	79	95	95	90	91	Aceptable	Aguas medianamente Contaminadas 
	Enero	81	105	104	97			
	Febrero	78	80	70	76			
	Marzo	92	94	88	91			
	Abril	117	97	112	109			
	Mayo	83	86	95	88			
3	Diciembre	102	79	113	98	104	Buena	Aguas limpias 
	Enero	126	109	91	109			
	Febrero	102	98	111	104			
	Marzo	119	102	95	105			
	Abril	109	101	101	104			
	Mayo	93	103	111	102			
4	Diciembre	111	104	122	112	121	Muy buena	Aguas muy limpias 
	Enero	127	104	114	115			
	Febrero	117	110	123	117			
	Marzo	136	100	114	117			
	Abril	163	112	125	133			
	Mayo	146	112	139	132			

Aplicando pruebas paramétricas, la diferencia significativa ($p < 0,05$) se evidencia entre las estaciones de muestreo como se ilustra en la **Tabla 8**. Los resultados se expresan gráficamente en la **Figura 18**. (Se recomienda ver la tabla 2.1.1-3 de anexos).

Tabla 8. Prueba Post Hoc para BMWP. Se utilizando T3 de Dunnett no asumiendo varianzas homogéneas; variable dependiente (**BMWP**) y la variable independiente (**Estaciones**). Se asume una significancia entre las medias a nivel de **0,05***, resaltada en los valores de color rojo.

Estación (I)	Estación (J)	Diferencia de medias (I-J)	Error típico	Sig.
E1	E2	41,667	5,891	0,001
	E3	29,778	5,710	0,001
E3	E4	-17,444	4,612	0,004

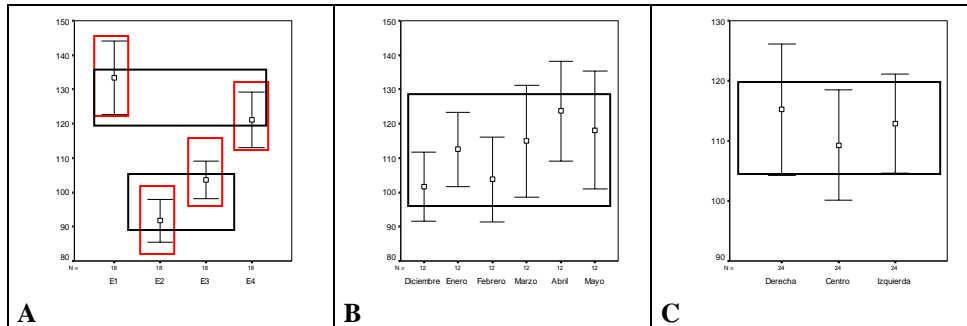


Figura 18. Gráficos de barra de error para el BMWP/Col. Se expresa las estaciones (cuadro A), meses de muestreo (cuadro B) y microambientes (cuadro C) con respecto al intervalo de confianza del BMWP. Las barras de error resaltadas en rojo muestran diferencia significativa; las que están agrupadas en el cuadro negro no presentan diferencia significativa.

8.5 AUTODEPURACIÓN

8.5.1 Físico-químico

Con base en los datos físico-químicos de la **Tabla 4** se realiza la **Figura 19 y 20**, donde se representa el comportamiento de variables respecto a la estación de muestreo. En La estación 2 el oxígeno y pH disminuyen su concentración y en el resto de variables aumenta.

Siguiendo el comportamiento de las variables, en la estación 3 y cuatro 4 se observa una tendencia de retorno de los valores físico-químicos a las condiciones de la estación inicial (E1), resaltando que el comportamiento de los nitritos es diferente, aumentando su concentración.

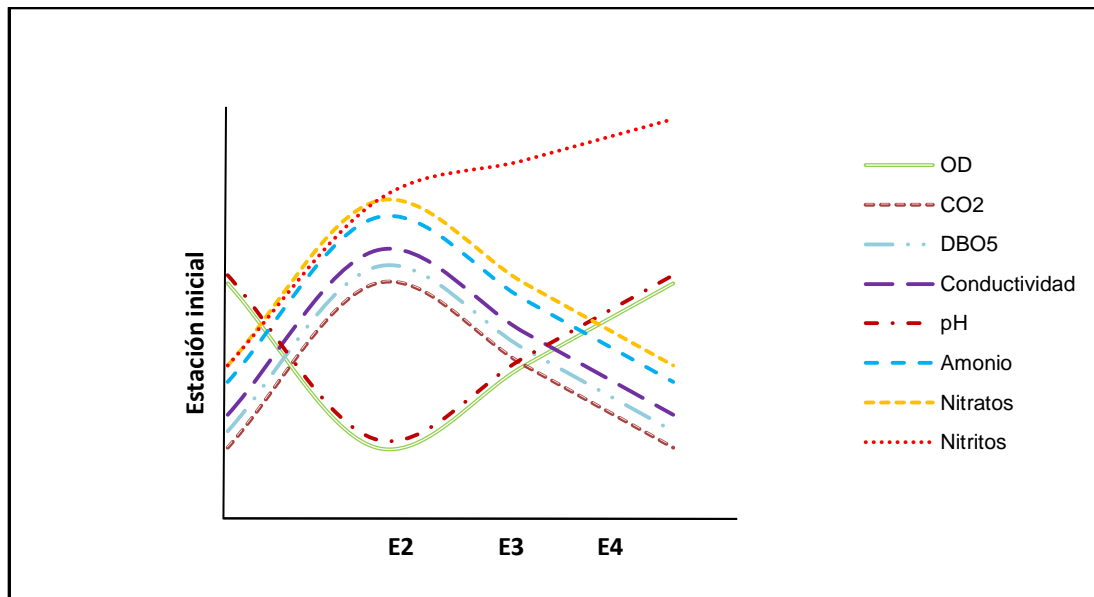


Figura 19. Modelo de autodepuración 1. Esta grafica tiene en cuenta el modelo teórico planteado por Hynes (1974) donde se evidencia los efectos de contaminación sobre los parámetros físico-químicos.

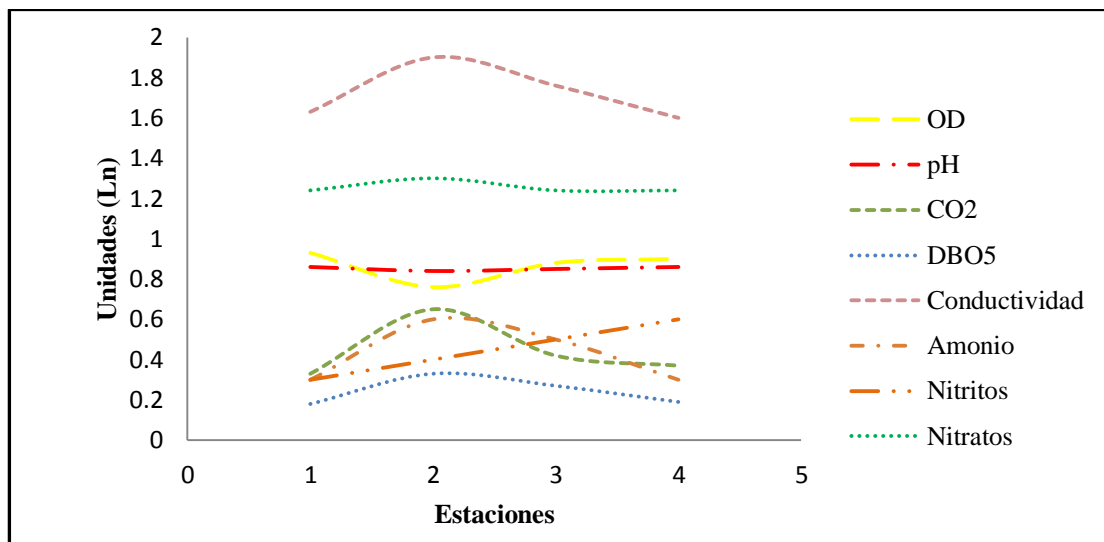


Figura 20. Modelo de autodepuración 2. Esta grafica tiene en cuenta las unidades de cada variable físico-química, los cuales han sido transformados a Logaritmo normal.

8.5.2. Géneros de macroinvertebrados

En la **Figura 21** se muestra como un grupo de macroinvertebrados acuáticos aumentan su densidad en la estación dos (géneros favorecidos), y en la **Figura 22** se ve otro grupo en el cual se ve disminuida la densidad de organismos en esta estación (géneros afectados); en la estación tres y cuatro las densidades de los organismo anteriormente mencionados tienden hacia una recuperación parcial a la estación 1 la cual se encuentra ubicada antes de la cabecera municipal.

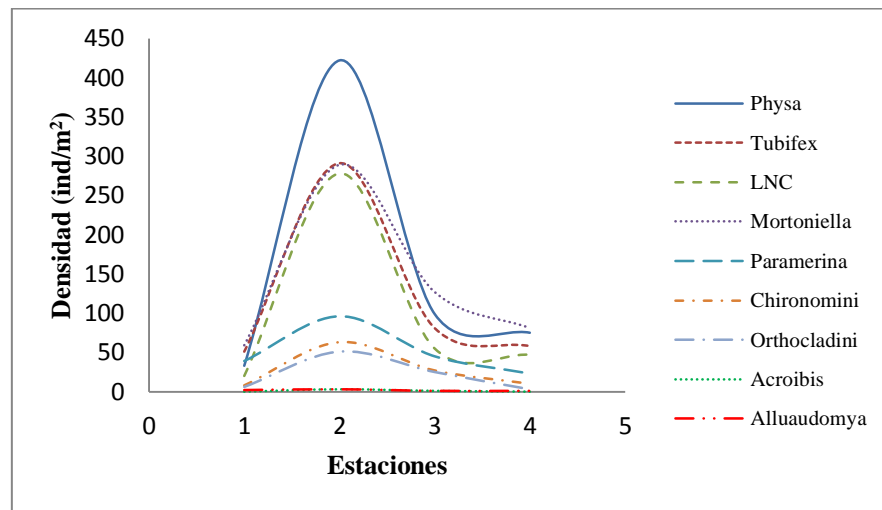


Figura 21. Géneros de macroinvertebrados favorecidos por el tensor antrópico

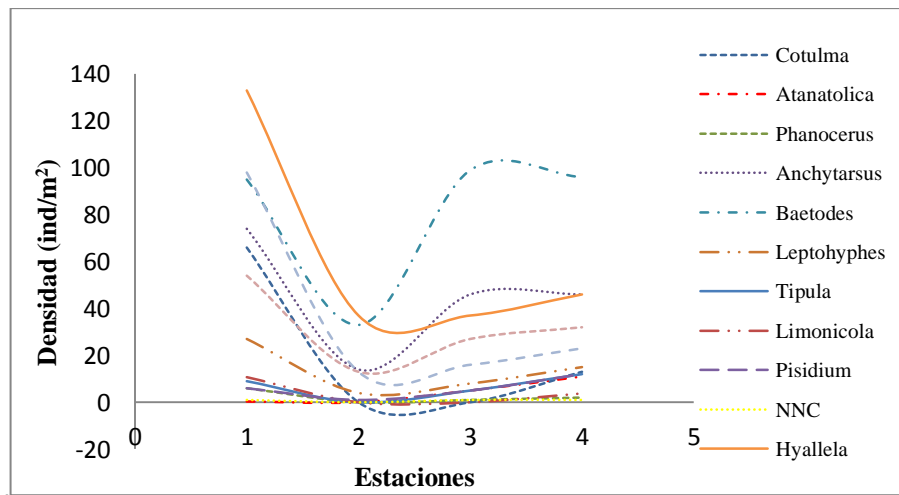


Figura 22. Géneros de macroinvertebrados afectados por el tensor antrópico

8.5.3. Relación del BMWP/Col y la autodepuración

Teniendo en cuenta los datos de la **Tabla 7** se grafican los valores promedio de BMWP/Col por estación (**Figura 21**), observando una disminución del valor BMWP/Col en la estación dos (**E2**) y una tendencia de estabilidad y recuperación en la estación tres (**E3**) y cuatro (**E4**).

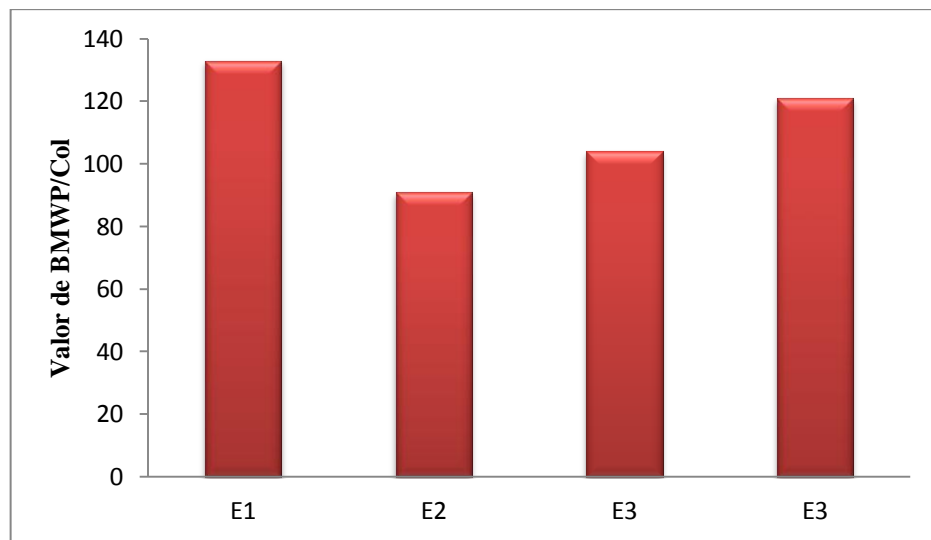


Figura 22. Valores de BMWP/Col y la autodepuración.

8. ANALISIS DE RESULTADOS

9.1 ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD

9.1.1 Análisis de composición

El orden **Díptera** presenta la mayor composición de géneros en las cuatro estaciones, ya que este orden posee una amplia distribución, ocupando medios donde según Roldan (1988) entre otros autores, se pueden encontrar en aguas limpias bien oxigenadas, como el caso de la familia Blephariceridae (Género Limnicola encontrado en la estación 1 y 4) y aguas contaminadas, como la familia Chironomidae (Géneros Paramerina, Orthocladini y Chironomini, colectados en las 4 estaciones); si se tiene en cuenta el BMWP/Col (Zamora, 2007), las familias de Dípteros van desde la puntuación 10 hasta la 2, evidenciando su rango de distribución en el ecosistema acuático con diferentes niveles de perturbación.

Al orden **Díptera** los sigue el orden **Coleóptera** y **Trichoptera**, considerados por Roldan (1988, 2001) que la mayor riqueza de estos 2 órdenes está en sistemas lóticos fríos. Por último está el orden Ephemeroptera, cuyos individuos también se pueden encontrar en aguas bien oxigenadas y con contaminación moderada (Roldan, 1988). En la región caucana, Zamora (2000) y Villareal (2007) en sus trabajos encuentran un orden de dominancia de similar.

Teniendo en cuenta a Moreno (2001), la estación 1 y 4 y con tendencia en la 3 se ajusta al modelo de curva normal o Lognormal, debido a que los diferentes individuos en los diferentes géneros tienen una distribución independiente, encontrando muchos géneros con valores intermedios de densidad de individuos y pocos con una pequeña o gran abundancia; esto se debe a que no hay un efecto selectivo que elimine variedades sensibles de organismos o disminuya la composición de géneros, generando un cambio en la estructura de la comunidad como si se evidencia en la estación 2 al existir ciertos géneros con densidades que sobresalen al adaptarse mejor a una condición negativa que cambia la dinámica de la comunidad.

9.1.2 Análisis de Estructura

De acuerdo al Clúster de similaridad de Bray-Curtis, las estaciones 3 y 4 presentan mayor porcentaje de similitud con un valor aproximado del 72 %, debido a que existe una composición de macroinvertebrados muy similar, corroborando esta similitud a nivel de estructura, donde no existe diferencia significativa con relación a los índices de diversidad alfa (D , S , H' , J'). Los sigue la estación 1 con un 48% de similaridad en composición y la estación 2 con un 40%, compartiendo una menor composición con el resto de estaciones. Si se detalla la estación 1 y 2 tienen unas distancias euclidianas muy parecidas entre los meses de muestreo, indicando aparentemente que existe un alto porcentaje de similitud, pero esto en el campo no es así ya que existen una riqueza, densidad e índices de diversidad significativos.

Al encontrar variación en las medias de la estadística descriptiva y diferencias significativas en el análisis de comparación aplicando pruebas no paramétricas y Post Hoc, los resultados evidencian que la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados en el tramo de estudio no es estable en términos de estructura generando cambios.

EL cambio en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos a nivel de estructura y composición se evidencia en la estación 2; en esta zona se encuentra los puntos de desagüe de la cabecera municipal de Totoro que alteran la físico-química como se ha mencionado anteriormente, existiendo una relación en términos de disminución de oxígeno y aumento de materia orgánica, que afecta algunos géneros al disminuir su densidad e incluso se extinguen géneros que se encuentran en las estación 1 como el caso de *Lymnessia*, lo que disminuye la riqueza, el índice de Shannon-Weaver y la equidad de Pielou, beneficiando algunos géneros que resisten mejor condiciones de anoxia en términos de densidad.

Si se tiene en cuenta los meses de muestreo, existe diferencia en 3 índices de diversidad (H' , J' , S), debido a que no todos los géneros fueron colectados en todo el tiempo de muestreo y con relación a la gráfica de precipitación (Figura 16) como variable ambiental y la gráfica caudal como variable de estrés hídrico, la mayor riqueza, índice de Shannon-Weaver y Pielou se encuentra en los meses de menor registro (enero y mayo), y el cambio en la estructura se origina en el mes de febrero que es donde sube el valor de precipitación y caudal . Trabajos realizados por Orozco y Rojas (2009) en el río Palace concluyen que el estrés ecohidráulico define la distribución y abundancia de los macroinvertebrados; Alvares (2009), Molina et al. (2008) encuentran que la estructura de la comunidad de macroinvertebrados es influenciada por el caudal de manera positiva o negativa dependiendo de los niveles de precipitación que aumente o disminuya el caudal.

Respecto a los microambientes, la diferencia significativa se observa a nivel de densidad, esto se debe a que la vegetación ribereña acumula mayor cantidad de materia orgánica, sedimentos, perifiton entre otras fuentes alimenticias que permite una mejor adaptación de algunos géneros a las zonas ribereñas. Según Beisel et al (1998), al aparecer raíces y algunos

biofitos en las riberas de los ríos se crean microambientes heterogéneos que permiten el desarrollo de una mayor densidad y diversidad de taxones, que en este caso no se cumple en términos de riqueza; Orozco y Rojas (2009) también mencionan que el estrés ecohidráulico también define la preferencia de subhábitas por parte de los macroinvertebrados.

9.1.3 Análisis de correspondencia canónica

En el análisis de correspondencia canónica se definen 3 grupos:

- **Grupo 1:** *Physa (Phy)*, *Mortoniella (Mor)*, *Lombriculidae (LNC)*, *Paramerina (Par)*, *Orthocladini (Ort)*, *Chironomini (Chi)*, *Tubifex (Tub)*, *Acroibis (Acr)*, agrupados en la estación 2, siendo estos organismos en su mayoría indicadores de contaminación o condiciones de anoxia (Escobar, 1989; Machado y Roldan, 1981; Mora y Soler, 1993; Roldan, 1988; Zúñiga, 1985) que se generan al existir una alteración del ambiente acuático por parte la cabecera municipal de Totoró y privilegia el desarrollo de sus poblaciones; *Contulma (Cont)*, *Limnicola (Lim)*, *Hyallolella (Hyal)*, *Microcylloepus (Mic)*, *Macrelmis (Mac)*, *Atopsyche (Atop)*, *Cylloepus (Cyl)* que posee mayor presencia (Densidad) en la estación 1, de característica indicadora de buena calidad (Escobar, 1989; Ramirez y Roldan, 1989; Roldan, 1988); y *Hetaerina (Heta)*, *Atanatólica (Ata)*, *Limnophora (Limn)*, *Smicridea (Smi)*, que aparecen en la zona intermedia (Estación 3) y de recuperación (Estación 4), caracterizando aguas con contaminación moderada a limpias (Escobar, 1989; Machado y Roldan, 1981; Ramírez y Roldan, 1989).
- **Grupo 2:** Los géneros que aparecen en la distancia media entre las estaciones, comparten densidades similares.

- **Grupo 3:** los que se encuentran casi o sobre la estación, son propios de ese lugar, como en el caso de *Lymnessia* (**Lymn**), *Maruina* (**Mar**), *Simulium* (**Sim**), *Paltostoma* (**Pal**), *Haplohyphes* (**Hap**), *Moribaetis* (**Mori**), *Elodes* (**Elo**), *Ochrotrichia* (**Och**) son exclusivos de la estación 1 y *Belluera* (**Bell**) de la estación dos (**E2**).

9.2 DATOS FÍSICO-QUÍMICOS

La variación mensual de los parámetros físico-químicos registrado en el estudio se debe a que estas variables son puntuales como lo mencionan algunos autores desde el aspecto teórico y dependen de las condiciones ambientales (precipitación, radiación, presión etc.), hidrológicas (caudal, velocidad de la corriente etc.) biológicas (descomposición) y antrópicas (contaminación por industria, agricultura) que se ejerzan sobre el ecosistema acuático. Es importante mencionar que no existe diferencia significativa entre meses de muestreo al no existir una variación grande entre las variables.

En el análisis de componente principales, las variables que se agrupan en la estación 2 son indicadores de contaminación al aumentar su valor (Marín, 2006); en este punto se encuentra los vertimientos que genera la cabecera municipal de Totoro hacia el cuerpo hídrico desde aguas domésticas, residuos del matadero y alcantarillado que cambian la físico-química al existir un aumento en la materia orgánica que consume el oxígeno y disminuye el pH, a diferencia de las variables que se agrupan en la estación 1 y 4 ilustrando que no existe un tensor antrópico que altere las condiciones de calidad buena del sistema permitiendo un buen desarrollo de la fauna béntica como se ve en los resultados de estructura, composición y BMWP/Col. La estación 3 es un punto intermedio debido a que en esta zona el río empieza a recuperar las condiciones en términos de calidad del agua y de comunidad

cuyos valores físico-químicos tienden hacia los datos registrados en las estaciones 1 y 4. Zamora (1998), Villareal (2007) y Feriz y Ortega (2009) también encuentran cambios similares en las variables físico-químicas evaluadas, por efectos residuos de asentamientos humanos.

El valor de oxígeno disuelto debería estar en un rango de 9 a 11 mg/l en estado natural de acuerdo a la altura y temperatura del agua. En la estación 1 se registra un valor de 8,53 mg/l de OD, identificado esta concentración por debajo de lo estipulada; posiblemente la causa de esta disminución sea por los lixiviados que se generan en la fumigación de los cultivos aledaños principalmente papa, que en el momento de recuperar esta condición química en la estación 3 y 4 persiste una concentración por debajo de lo estipulado. La estación 2 presenta un valor de 5,7 mg/l, mucho más bajo, evidenciando que hay un mayor consumo de oxígeno por materia orgánica en descomposición y posiblemente una demanda química de oxígeno a causa del tensor antrópico (casco urbano)

Teniendo en cuenta el porcentaje de saturación de oxígeno la calidad del agua según la tabla propuesta por Lynch y Poole (1979) es de carácter regular en la estación 1, 3 y 4 evidenciando una alteración moderada en el proceso de disolución de oxígeno, pero en la estación 2 presenta característica de aguas dudosas, indicando que el proceso de disolución de oxígeno en el ambiente acuático está siendo afectado al disminuir la concentración por factores endógenos como el aumento de materia orgánica en descomposición y la temperatura, y exógenos al existir vertimientos de aguas residuales del casco urbano. Este porcentaje corrobora las concentraciones de oxígeno presentes en cada estación.

La concentración de amonio en la estación 2 supera un poco el valor establecido de **0,1 mg/l** para dar indicios de aguas contaminadas por residuos domésticos; el resto de estaciones está por debajo (Marín, 2006);

los nitritos no superan el valor establecido de **0,1 mg/l** para indicar contaminación; los nitratos si superan el valor de **5 mg/l** en todas las estaciones de muestreo, evidenciando que si existe contaminación por desechos agrícolas como funguicidas o plaguicidas que aplican en cultivos como la papa, cultivo característico de la región (Marín, 2006).

9.3 CALIDAD DEL AGUA

La calidad del agua con base en la metodología **BMWP/Col** en la estación 1 presenta características de aguas muy limpias, indicando que no existe un efecto antrópico que altere la calidad que tiene el cuerpo hídrico antes de la cabecera municipal de Totoró. En la estación 2 ubicada a unos **400 metros** del último punto de desagüe de la cabecera municipal se evidencia una contaminación media; esto se debe a que el cuerpo hídrico recibe aportes de aguas residuales domésticas, aguas del matadero, aguas de alcantarillado y residuos hospitalarios que varían la físico-química. Según Roldan (2008), los aportes por contaminación orgánica e inorgánica generan modificaciones en el ecosistema desde los aspecto físico-químicos los cuales repercuten en la composición y distribución de las comunidades; Oscoz et al. (2006) encuentra que la variación de la comunidad de macroinvertebrados está muy relacionada con la calidad del agua; los trabajos desarrollados por Zamora (1998), Feriz y Ortega (2009) en el municipio de Popayán, Villareal (2007) en el municipio de Sibundoy, concluyen que los vertimientos de aguas residuales generados por asentamientos humanos influyen en la comunidad de macroinvertebrados acuáticos epicontinentales.

En la estación 3 la calidad del agua se recupera, observando características de aguas limpias y en la estación 4 la calidad del agua vuelve a ser buena de características muy limpias como la estación uno, demostrando estos

cambios que el río mantiene su proceso de autodepuración como se analiza más adelante.

No existe diferencia significativa para el **BMWP/Col** en cada estación en termino de periodo de muestreo y microambientes, ya que no existe una variación en las familias de macroinvertebrados, generando un diagnóstico más real de la calidad del agua; Itzep, Solis y Russo (2009) encontraron uniformidad en los valores del BMWP en los meses donde se toman la muestras y Sandoval, J. en información verbal sugiere que le valor de BMWP/Col hay que calcularlo para cada microambiente a lo ancho del río, lo que soporta teóricamente la forma como se calcula el índice de calidad del agua.

9.4 ANÁLISIS DEL PROCESO DE AUTODEPURACIÓN

En la estación 4 ubicada a 2,2 km de la estación 2, las condiciones físico-químicas del río son similares a la estación 1, esto se debe a los factores que intervienen en el proceso de autodepuración en el cuerpo hídrico como lo son la **Dilución** y la **turbulencia** ; teniendo en cuenta a Branco (1984), considera que la dilución ejerce una acción ecológica a dispersar y reducir la concentración de los compuestos nocivos, generando una reducción en la DBO₅ y elevando la concentración de oxígeno disuelto como se registra en este estudio, y la turbulencia que se evidencia en la agitación del agua determinada por la velocidad, los vientos y algunos accidentes del terreno generan un proceso de oxigenación a partir de la película saturada de oxígeno que se mezcla con la masa de agua.

Detallando los nitritos en el modelo 1 de autodepuración, en la cuarta estación su concentración no desciende; para poder explicar este comportamiento hay que tener en cuenta el ciclo del Nitrógeno; el Amonio

(NH_3) pasa a Nitritos (NO_2) y luego a Nitratos (NO_3), por consiguiente, la concentración de amonio tendría que aumentar para que descienda los nitritos, lo que no sucede en la última estación. Se puede considerar que un más debajo de la 4 estación, los nitritos si descenderían teniendo en cuenta el ciclo.

Los macroinvertebrados bentónicos también indican este proceso de autodepuración a 2,2 km de la estación 2, pero no todos responden a este fenómeno natural debido a la gran variedad de respuesta sensible o adaptativas que pueden existir en una comunidad como lo menciona Bonada et. al (2006) y a las condiciones que se hallen en cada estación en relación a las variables físico-químicas definidas por el tensor antrópico.

Los géneros favorecidos son indicadores de contaminación, los cuales soportan niveles bajo de oxígeno disuelto asociado al consumo de materia orgánica en descomposición (Roldan, 1988), generando un buen desarrollo en sus poblaciones.

Según Roldan (1988) entre otros autores, Physa, Acroibis, Tubifex y Lombriculidae, género no identificado (LNC) están asociados en medios donde existe gran cantidad de material fino en forma de detritos y fango en piedras y vegetación, siendo estas características las que se encuentran en la estación 2; Mortoniella es un género que indica buena calidad del agua (Roldan, 1988) y está asociado a las rocas, pero en este estudio se encuentra en condiciones de contaminación moderada, lo que conlleva a cuestionar el carácter indicador que se le está dando; Paramerina, Chironomini, Orthocladini y Alluaudomya pueden vivir en condiciones de Anoxia (Roldan, 1988).

Los géneros desfavorecidos por el tensor antrópico en su mayoría son indicadores de buena calidad (Roldan, 1988), viéndose afectada la densidad

de sus poblaciones en la estación 2 por la influencia que tiene la cabecera municipal de Totoro sobre el cuerpo hídrico. Estos organismos en general no soportan niveles bajos de oxígeno, ni altos contenidos de materia orgánica en descomposición (*Roldan, 1988; Roldan, 2001; Roldan, 2008*), ni son característicos de sustratos fangosos.

10. CONCLUSIONES

- La composición de la comunidad de macroinvertebrados en términos de riqueza de géneros está dominada por el orden Díptera en las 4 estaciones de muestreo; siguen los órdenes coleóptera, Trichoptera y Ephemeroptera con un porcentaje representativo dentro de los 49 géneros totales encontrados.
- La curva de distribución normal de la comunidad se afecta en la estación 2 en razón al impacto de las aguas residuales del casco urbano.
- Las estaciones 3 y 4 presentan la mayor similitud con base al clúster de Bray-Curtis, debido a que comparten en sus comunidades una composición y estructura parecida.
- Las condiciones del sustrato, fuentes de alimentación y hábitat definen el aumento o disminución de géneros de macroinvertebrados acuáticos.
- Con base en análisis de correlación canónica se identifican 3 grupos de macroinvertebrados; los que presentan mayor densidad, los que se comparten y los géneros propios.
- Las variables físico-químicas presentan variaciones leves no significativas entre meses de muestro, pero entre estaciones de muestreo si existen diferencias significativas.
- Los valores obtenidos para nitritos y el porcentaje de saturación de oxígeno indican contaminación por vertimientos agrícolas en las 4 estaciones de

muestreo y el oxígeno disuelto revela contaminación por materia orgánica en la estación 2.

- En el análisis de componentes principales las variables físico-químicas generan 3 grupos; las estaciones 1 y 4 que se ubican en condiciones de buena calidad, la estación 2 en condiciones de contaminación y la estación 3 siendo un punto intermedio.
- Las variables ambientales como el caudal y la precipitación también influyen en la dinámica de la comunidad de macroinvertebrados al cambiar la densidad, riqueza, índice de Shannon-Weaver e índice de Pielou.
- Calculando el BMWP para cada microambiente y mes de muestreo, al promediar los valores, el resultado está más acorde a la realidad de la calidad del agua del ecosistema
- En el tramo estudiado del río cofre la distancia de recuperación con base en las variables físico-químicas y el análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos mediante la determinación del BMWP y estructura y composición, se encuentra a **2,2 km** de la estación 2, donde se ubica el punto de impacto.
- Los nitritos son la única variable físico-química que no tiene un comportamiento que indiquen el proceso de autodepuración a 2,2 km, debido a que el proceso de transformación a partir del amonio requiere una mayor distancia.
- El conocimiento obtenido durante el desarrollo del presente trabajo de grado permite analizar el estado ecológico del tramo estudiado en el río Cofre, demostrando que es necesario implementar un plan de manejo

ambiental de la microcuenca para evitar un deterioro progresivo en un futuro mediato.

10. RECOMENDACIONES

- Es importante que en el momento de utilizar aparatos electrónicos, kits Aquamerck se verifique su estado y funcionamiento que evite registrar datos erróneos, generando una mala lectura la cual repercute en el momento de analizar y relacionar los parámetros físico-químicos con otras variables dentro del ecosistema acuático.
- Hay que aclarar que las comunidades de macroinvertebrados nunca van a depender de las condiciones físico-químicas; existe una relación en términos de materia orgánica, ciclos bioquímicos y calidad del agua, pero hay otros factores como las fuentes alimenticias, altura, competencia, adaptabilidad que definen una comunidad en un ecosistema acuático.
- Dentro de este trabajo se encontró un género (*Mortoniella*) que de acuerdo a la teoría vive en aguas de muy buena calidad, pero en este caso se encontró en aguas con contaminación moderada; por tal razón se recomienda verificar el género colectado y evaluar la condición de bioindicación comparándolo con otros registros.
- Las cadenas tróficas también juegan un papel importante en la existencia de una población determinada; es importante tener en cuenta este aspecto al momento de evaluar las condiciones del ambiente que definen la adaptación de los organismos.
- Como el periodo de muestreo no registró altas precipitaciones se recomienda muestrear en tiempo donde aumente la intensidad de lluvias con el fin de comparar la información.

- Se recomienda poner a funcionar la planta de tratamiento de aguas que está cerca de la segunda estación de muestreo para que esta pueda ayudar a depurar el cuerpo hídrico, ya que en un futuro la población del casco urbano aumentara y no existe un buen manejo de los vertimientos que caen sobre el río Cofre.
- Teniendo en cuenta el gran deterioro que existe en las zonas ribereñas por falta de vegetación y extensión de la frontera agrícola y ganadera, se hace necesario trabajara con la comunidad en una propuesta de educación ambiental que permita concientizar a la gente sobre la importancia de conservar las cuencas hidrográficas.

11. BIBLIOGRAFÍAS

- Alba-Tercedor J. y Jiménez–Millán F. 1987. Evaluación de las variaciones estacionales de la calidad de las aguas del río Guadafeo, basada en el estudio de las comunidades de macrorinvertebrados acuáticos. Lucdeme III. ICONA, Monografía; 48: 1 – 91.
- Alvares, M. 2009. Estudio de la variabilidad espacio-temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en los ecosistemas fluviales de Catambria. Repercusiones para la aplicación de la directiva marco del agua. Tesis doctoral, Universidad de Catambria. Santander. 185p.
- Arango, M. y Alvarez, L., 2008. Calidad del agua de las quebradas La Cristalina y La Risaralda, San Luis, Antioquia. En: Revista EIA, número 9, p. 121-141.
- Armitage P., B. Moss, D., Wright, J.F. y Furse, M.1983. The performance of a new biological water quakity score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running – water. Water Res. 17(3): 333 – 347.
- Bohórquez J. y Acuña A. 1984. Inventario de las Morfo-familias de las Clases Gasteropoda y Clitelata, como bioindicadores limnológicos de la Laguna de la Herrera p.22. En: Memorias XIX Congreso Nacional y III Grancolombiano de Ciencias Biológicas. Bucaramanga. Universidad Industrial de Santander. 70p.
- Branco, S. 1984. Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas Continentales. Sao Paulo, S.P. Brasil: The General Secretariat of the Organization of American State Washington, D.C. 120p.
- Beisel-J., N., Usseglio-Polatera P., Thomas S. y Moretau J. C., 1998. Stream community structure in relation to spacial variation: the influence mesohabitat characteristics. Hidrobiología, 389: 733-88.

- Bonada N.; C. Prat, V. H. Resh & B. Statzner. 2006. Developments In Aquatic Insects Biomonitoring: A Comparative Analysis of Recent Approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495-523.
- Burrial, A y Menendez, J., 2006. Efectos de tres piscifactorías de salmónidos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos donde se ubican. CIVA, IV congreso Iberoamericano Virtual de Agricultura. 1-12p.
- Cairns, J. 1968. The sequential comparisons index: a simplified method for non- biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. *J. Wat. Pollut. Fed.*, 40: 1607-13.
- Domínguez, E. y H. R. Fernández. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. 2009. Sistemática y biología. Fundación Miguel Lilio, Tucuman, Argentina. 654p.
- Dresnack R. and Dobbins W. E. 1968. Numerical analysis of BOD and DO profiles. *J. Sanit. Engng Div., Am. Soc.Cir. Engrs* 94(SA5), 789-807.
- Edmonson, W. T. (ed), 1959. *Freshw. Biol.*, Nueva York, Jonh Wiley and Sons.
- Escobar N., A. 1989. Estudio de las comunidades de macroinbentónicas en el río Manzanares y sus principales afluentes a su relación con la calidad del agua. *Actualidades biológicas (Medellin)*, 18, (65), 45-60.
- EOT. 2002. Esquema de ordenamiento territorial del municipio de Totoró-Cauca.
- EOT. 2003. Esquema de ordenamiento territorial del municipio de Totoró-Cauca.
- Guisande, C., A. Barreiro, I. Maneiro, I. Riveiro, A. Vergara & A. Vaamonde. 2006. Tratamiento de datos. Ed. Diaz de Santos, España.
- Marin, R. Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: 2006. Tratamiento y control de calidad del aguas. Ediciones Díaz de Santos, España. 450p.

- Machado, T. y Roldan, G. 1981. Estudio de las características físico-químicas y biológicas del río Anorí y sus principales afluentes. *Actualidades biológicas*, 10 (35), pp. 3-19.
- Meneses, L., Martin A., Cano P. M. 2004. La vigilancia ambiental y el voluntariado: Análisis de calidad del agua en el PN de los picos de Europa. Asociación de ciencias ambientales, Madrid, 15 p.
- Molina C., M. G. Francois, Pinto J. y Rosales, C. 2008. Estructura de macroinvertebrados acuáticos en un río altoandino de la cordillera real, Bolivia: variación anual y longitudinal en relación a factores ambientales. *Ecología aplicada*, 7 (1,2).
- Mora, A. y Soler, M. 1993. Estudio limnológico, con énfasis en los macroinvertebrados bentónicos de la parte alta del río Bogotá (Quebrada del valle – Planta de tratamiento de Tibitó). Tesis biólogas, Universidad Nacional de Colombia, Santafé de Bogotá. 154 p.
- Gonzalez, A. 2005. *Ecología Aplicada, Diseños y Análisis Estadísticos*. Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano. 326p.
- Gonzalez-Guisante, C. 2006. *Tratamiento de Datos*. España. Ediciones Díaz de Santos. 357p.
- Hynes, H. B. N., 1972. *The ecology of running waters*, Ontario, University of Toronto Press.
- Holdridge, L. R. 1967. «Life Zone Ecology». Tropical Science Center. San José, Costa Rica. (Traducción del inglés por Humberto Jiménez Saa: «Ecología Basada en Zonas de Vida», 1a. ed. San José, Costa Rica: IICA, 1982).
- Itzep, J., Solis R., Kolhmann B. y Russo R. O, 2009. Manejo de bioindicadores de calidad de aguas en comunidades rurales. *Tierra tropical*, 5 (1): 55-60.
- Jaramillo L., J., 2006. Estudio de las Comunidades de Macroinvertebrados Acuáticos en el área del embalse porce II y su relación con la calidad del agua. En: *Revista de Ingeniera*, Universidad de Medellin., p 45-58.

- Lynch, J. M. & Poole J. N. (ed.). 1979. *Microbial Ecology: A Conceptual Approach*. Blackwell Sci. Publ., Oxford.
- Lopreto, E. y Tell, G. 1995. "Ecosistemas de Aguas Continentales" Metodologías para su uso y estudio. Tomo 1. Argentina: Ediciones Sur. 337p.
- Mathias, U., Moreno, H., 1986. Estudio de algunos parámetros fisicoquímicos y biológicos del río Medellín y sus principales afluentes, *Actual. Biol.*, 12(46): 106-117.
- Margalef, R., 1983. *Limnología*, Barcelona, Ediciones Omega, S.A., 1010 p.
- Meneses, L. y Parra, M., 2004. La vigilancia ambiental y el voluntariado. Analisis de calidad de aguas en el PN de los picos de Europa. (ACA, TRAGSA y OAPN). 15p.
- Moreno, C. 2001. *Métodos para Medir la Biodiversidad*. 1a edición Zaragoza (España): CYTED, ORCYT/UNESCO y SEA. 84p.
- Narcis P., Blanca R., Raúl A., y Rieradevall M. 2009. Los Macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. Capítulo 20, libro de Dominguez y Fernandez, 2009 (Eds).
- Nuñez, J. y Zuluaga, C. 2007 *Índices de calidad del agua del Arrollo Paraluz, Caño Garrapata y Ciénaga matepalma en jurisdicción del Municipio del Paso Cesar*. Tesis de pregrado, Programa de microbiología, Universidad Popular del Cesar, Valledupar.
- Nuñez, J. C., 2008. Caracterización biológica (Macroinvertebrados acuáticos) del sistema de tratamiento de aguas residuales El Salguero de la Ciudad de Valledupar al igual que su fuente receptora – Rio Cesar. En: EMDUPAR S.A E.S.P. 10p.
- O'connor, D.J., J.P. St. John, and D.M. Di Toro. 1968. "Water quality analysis of the Delaware River Estuary." *J. Sanitary Engr. Div. ASCE* 94: 1225-1252.

- Oscoz J., Campos, F., Escala M.C., 2006. Variación de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad del agua. *Limnética*, 25(3): 683-692.
- Pinilla, A. 2000 Indicadores Biológicos en Ecosistemas Acuáticos Continentales de Colombia. Santa Fe de Bogotá: Universidad Jorge Tadeo Lozano. 67p.
- Plan de desarrollo 2008-2011. Municipio de Totoró-Cacua.
- Prat, N., 1998. “Los Bioindicadores de la calidad del agua”, Manuscrito del curso Bioindicadores de la calidad del agua, Medellín, Universidad de Antioquia. 15p.
- Ramirez R. J. J. y Roldan P. G. 1989. Contribución al conocimiento limnológico y de los macroinvertebrados acuáticos de algunos ríos de la región del Urabá antioqueño. *Actualidades biológicas (Medellin)*, Vol. 18., No. 66, pp. 113-121.
- Reinoso, G. 1998. Estudio de la fauna béntica del río Combeima, Ibagué. Colombia. Memorias XXXIII Congreso Nacional de Ciencias Biológicas. Universidad del Tolima – Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas. Ibagué.
- Resh, V., 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ. Monit. Assess* 138: 131-136.
- Roldán, G., 1978. Problemas de eutrofización en lagos y embalses colombianos. *Revista Cont. Amb.*, 2(3): 51-56.
- Roldán, G. (1988) Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Bogotá. Editorial Presencia Ltda., 1988. 217p.
- Roldán, G., Posada, J. Gutierrez, J. 2001. Estudio Limnológico de los Recursos Hídricos del Parque de Piedras Blancas. Bogotá: Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales, Colección Jorge Alvarez Lleras No. 18, 152p.

- Roldan, G., 2003. "Bioindicación de la calidad del agua en Colombia", Uso de la Metodología BMWP/Col. Medellín: Universidad de Antioquia, 171p.
- Roldan, G. y R, J. 2008 Fundamentos de lignología neotropical. 2a edición. Medellín: Universidad de Antioquia. 440p.
- Reinoso, G., 1998. Estudio de la fauna béntica del rio Combeima. En: Memorias XXXIII Congreso Nacional de Ciencias Biológicas. Universidad del Tolima – Asociación colombiana de Ciencias Biológicas. Ibagué.
- Rengifo, J. 2003. Estudio de la calidad de aguas basado en la comunidad de macroinvertebrados en el Sistema de Lagunas. En: EMDUPAR S.A E.S.P.
- Tortorelli, MC y DA hernández. 1995. Calidad de agua de un ambiente acuático sometido a efluentes contaminantes. Pp. 217-230 en: E Lopretto & G Tell. *Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio*. Tomo I. Ediciones Sur. La Plata, Argentina.
- Streeter, H.W. & Phelps, E.B. 1925. "A study of the pollution and natural purification of the Ohio river". Vol III, Public Health Bulletin, N° 146, U.S. PublicHealth Service.
- Usinger, R. L. 1956. Aquatic insects of California, Berkeley. University of California Press.
- Orozco, A. y Rojas, F. 2009. Estudio de la influencia de algunos factores ecohidraulicos sobre la distribución de los macroinvertebrados acuáticos en un tramo del río Palace. Trabajo de grado, Universidad del Cauca, 86p.
- Villareal, L. 2007. Efectos de los vertimientos de aguas residuales domésticas en la calidad biológica y físico-química de la quebrada lavapies, municipio de Sibundoy-Putumayo. 98p.
- Zamora, G. H., 1995. Relaciones de similitud entre comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas de ecosistemas loticos ubicados entre la Costa Pacífica Caucana y el Piedemonte Amazónico. En:

Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas; 9 (1-2):7-21.

- Zamora, H. 1998. Niveles de alteración de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos del río Molino por efectos de las actividades antrópicas y la contaminación doméstica. Unicauca Cienca. 3: 11-30.
- Zamora, H. 2000. Análisis biogeográfico de los macroinvertebrados acuáticos epicontinentales (MAE) en el departamento del Cauca. Departamento de Biología, Universidad del Cauca. 5:11-30.
- Zamora, H., 2007. El índice BMWP y la evaluación de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos Epicontinentales naturales de Colombia. Universidad del Cauca.
- Zuñiga de C., M.C. 1985. Estudio de la ecología del río Cali con énfasis en su fauna bentónica como indicador biológico de calidad. Revista AINSA (Medellin), No. 8, pp.63-85.

ANEXO 1. CALIDAD DEL AGUA

1.1 METODO PARA CALCULAR EL PORCENTAJE DE SATURACIÓN DE OXIGENO Y SU CALIDAD.

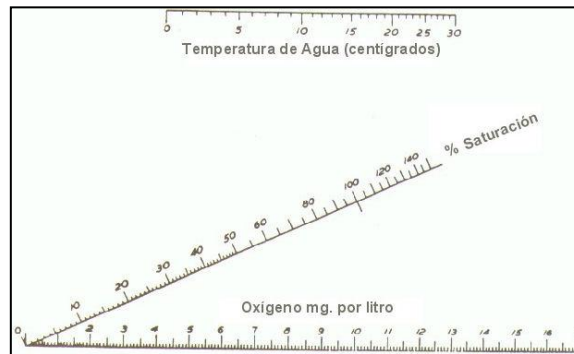


Figura 1.1 Forma de determinar el % de saturación de O₂, a partir de la temperatura del agua y concentración del O₂.

* Datos tomados de Reid (1966), citado por Roldan (2008).

Tabla 1.1. Calidad del agua en función del % de saturación de oxígeno

Calidad	% de saturación de oxígeno (a temperatura prevaeciente en el ambiente)
*Buena	90
*Regular	89-75
*Dudosa	74-50
*Mala	<50

* Datos tomados de Lynch y Poole (1979).

1.2 CALIDAD DEL AGUA A PARTIR DEL BMWP/COL (ZAMORA, 2007)


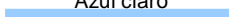




Tabla 1.2.1 Sistema para la determinación del Índice de Monitoreo Biológico – BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System). Adaptación para Colombia, Zamora (2007)

Orden	Familia	Puntaje
Plecoptera	Perlidae	
Ephemeroptera	Oligoneuridae, Euthyplocidae, Polymtarcyidae	
Trichoptera	Odontoceridae, Glossosomatidae, Rhyacophilidae Calamoceratidae, Hydroptilidae, Anomalopsychidae,	

Coleoptera Odonata Unionida Acari Hidroida	Atriplectididae. Psephenidae, Ptilodactylidae, Lampirydae. Polythoridae Unionidae Lymnesiidae Hidridae	10
Ephemeroptera Trichoptera Coleoptera Odonata Diptera Gordioidae Lepidoptera Mesogastropoda Hirudiniformes	Leptophlebiidae, Efemeridae Hydrobiosidae, Philomotamidae, Xiphocentronidae Gyrinidae, Scirtidae Gomphidae, Megapodagrionidae, Coenagrionidae Simuliidae Gordiidae, Chordodidae Pyraliidae Ampullariidae Hirudinae	9
Ephemeroptera Trichoptera Coleoptera Odonata Hemiptera Diptera Decapoda Basommathophora	Baetidae, Caenidae Hidropsychidae, Leptoceridae, Helicopsychidae Dysticidae, Dryopidae Lestidae, Calopterygidae Pleidae, saldidae, Guerridae, Veliidae, Hebridae Dixidae Palaemonidae, Pseudothelpusidae Chilinnidae	8
Ephemeroptera Trichoptera Coleoptera Odonata Hemiptera Diptera Basommathophora Mesogastropoda Archeogastropoda	Tricorythidae, Leptohiphidae Polycentropodidae Elmidae, Staphylinidae Aeshnidae Naucoridae, Notonectidae, Mesolveiidae, Corixidae Psychodidae Ancyliidae, Planorbidae Melaniidae, hydrobiidae Neritidae	7
Coleoptera Odonata Hemiptera Diptera Megalóptera Decapoda Amphipoda Tricladidae	Limnichidae, Luthrochidae Libellulidae Belostomatidae, Hydrometridae, Gelastocoridae, Nepidae Dolichopodidae Corydalidae, Sialidae Atyidae Hyallelidae Planariidae, Dugesidae	6
Coleoptera Diptera Basommathophora	Chrysomelidae, Haliplidae, Curculionidae Tabanidae, Stratiomyidae, Empididae Thiaridae	5
Coleoptera Diptera Basommathophora	Hidrophilidae, Noteridae, Hydraenidae, Tipulidae, Ceratopogonidae Limnaeidae, Sphaeridae	4
Diptera Basommathophora Glossiphoniiformes	Culicidae, Muscidae, Sciomizidae Physidae Glossiphoniidae, Cyclobdellidae	3
Diptera Haplotaxida	Chironomidae, Ephydriidae, Syrphidae Todas las familias exepcto Tubificidae	2
Haplotaxida	Tubificidae	1

).

Tabla 1.2.2. Clases, Valores y Características para aguas naturales clasificadas mediante el índice BMWP, Zamora (2007)

	Rango	Calidad		Color Cartográfico
I	≥121	Muy Buena	Aguas muy limpias	Azul oscuro 
II	101 -120	Buena	Aguas limpias	Azul claro 
III	61 - 100	Aceptable	Aguas medianamente contaminadas	Verde 
IV	36 - 60	Dudosa	Aguas Contaminadas	Amarillo 
V	16 - 35	Crítica	Aguas muy contaminadas	Naranja 
VI	≤ 15	Muy crítica	Aguas Fuertemente contaminadas	Rojo 

ANEXO 2. SOPORTE ESTADÍSTICO

2.1 TABLAS DE PRUEBAS PARAMÉTRICAS (BMWP/COL)

Se asume aplicar una ANOVA de un factor soportado en que los datos que se analizan se ajustan a la distribución normal y tienen homogeneidad de varianzas.

Tabla 2.1.1. ANOVA de un factor para meses de muestreo. Se contrasta el BMWP/Col de acuerdo a los 6 meses de muestreo en campo.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	4278,611	5	855,722	1,809	,123
Intra-grupos	31215,167	66	472,957		
Total	35493,778	71			

Tabla 2.1.2. ANOVA de un factor para microambientes. Se contrasta el BMWP/Col con respecto a los 2 microambientes (derecho, centro e izquierdo).

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	425,528	2	212,764	,419	,660
Intra-grupos	35068,250	69	508,236		
Total	35493,778	71			

Tabla 2.1.3. ANOVA de un factor para estaciones. Se contrasta el BMWP/Col con respecto a las 4 estaciones de muestreo. Existe diferencia significativa cuyo resultado se resalta en rojo.

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	18364,667	3	6121,556	24,302	,000
Intra-grupos	17129,111	68	251,899		
Total	35493,778	71			

2.2 TABLAS DE ESTADÍSTICA DESCRIPTIVA (Estructura)

Tabla 2.2.1. Estadística descriptiva, índices de diversidad con respecto a los microambientes. En la tabla aparece como datos de comparación la media o promedio de la muestra con su respectiva desviación típica y el coeficiente de variación para ver las diferencias a partir de la dispersión de datos y el porcentaje con respecto a la media.

Índice	Microambiente	Media	Desviación típica	CV
N	Márgenes	245,760	114,011	46,391
	Centro	215,000	101,693	47,299
S	Márgenes	14,979	5,494	36,680
	Centro	13,979	5,244	37,509
H'	Márgenes	2,347	0,436	18,570
	Centro	2,324	0,368	15,840
J'	Márgenes	0,888	0,067	7,536
	Centro	0,902	0,054	5,969

Tabla 2.2.2. Estadística descriptiva, índices de diversidad con respecto a las estaciones. En la tabla aparece como datos de comparación la media o promedio de la muestra con su respectiva desviación típica y el coeficiente de variación para ver las diferencias a partir de la dispersión de datos y el porcentaje con respecto a la media.

Índice	Estación	Media	Desviación típica	CV
N	E1	264	117,057	44,387
	E2	322	115,545	35,933
	E3	183	59,068	32,229
	E4	173	64,271	37,050
S	E1	18	6,863	37,664
	E2	13	4,021	30,442
	E3	13	4,155	31,194
	E4	14	4,566	33,005
H'	E1	2,571	0,467	18,156
	E2	2,124	0,311	14,663
	E3	2,322	0,362	15,579
	E4	2,342	0,382	16,299
J'	E1	0,906	0,063	6,990
	E2	0,837	0,064	7,672
	E3	0,916	0,037	4,079
	E4	0,911	0,049	5,372

Tabla 2.2.3 Estadística descriptiva, índices de diversidad con respecto a los meses de muestreo. En la tabla aparece como datos de comparación la media o promedio de la muestra con su respectiva desviación típica y el coeficiente de variación para ver las diferencias a partir de la dispersión de datos y el porcentaje con respecto a la media.

Índice	Mes	Media	Desviación típica	CV
N	Diciembre	258,125	152,450	59,061
	Enero	234,750	92,941	39,592
	Febrero	201,917	87,406	43,288
	Marzo	226,583	92,535	40,839
	Abril	238,250	118,688	49,816
	Mayo	253,417	103,703	40,922
S	Diciembre	13,625	3,762	27,613
	Enero	15,729	4,062	25,824
	Febrero	12,875	4,801	37,288
	Marzo	14,729	5,953	40,415
	Abril	14,813	7,139	48,195
	Mayo	16,104	5,643	35,039
H'	Diciembre	2,213	0,353	15,931
	Enero	2,457	0,270	10,980
	Febrero	2,203	0,451	20,493
	Marzo	2,326	0,501	21,562
	Abril	2,360	0,442	18,710
	Mayo	2,478	0,360	14,531
J'	Diciembre	0,859	0,079	9,231
	Enero	0,902	0,052	5,743
	Febrero	0,885	0,078	8,785
	Marzo	0,893	0,055	6,127
	Abril	0,906	0,054	5,974
	Mayo	0,912	0,039	4,330

2.3.1 TABLAS DE PRUEBAS NO PARAMÉTRICAS (Estructura)

Se asume aplicar pruebas no paramétricas ya que los datos que se analizan no se ajustan a la distribución normal y no existe en su mayoría prueba de homogeneidad de varianza.

Tabla 2.3.1.1 Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para estación. La tabla indica el valor de χ^2 , los grados de libertad y el valor de significancia estadística, resaltando con rojo la existencia de diferencias significativas. Variable dependiente (N, S, H', J') y variable independiente (Estación).

	N	S	H'	J'
Chi-cuadrado	81,264	31,192	50,929	85,146
gl	3	3	3	3
Sig. asintót.	,000	,000	,000	,000

Tabla 2.3.1.2. Prueba de Kruskal-Wallis para mes. La tabla indica el valor de χ^2 , los grados de libertad y el valor de significancia estadística, resaltando con rojo la existencia de diferencias significativas. Variable dependiente (N, S, H', J') y variable independiente (Mes).

	N	S	H'	J'
Chi-cuadrado	5,059	14,202	17,289	15,682
gl	5	5	5	5
Sig. asintót.	,409	,014	,004	,008

Tabla 2.3.1.3 Prueba U de Mann-Whitney para microambientes. La tabla indica la suma de rangos de cada grupo, así como el estadístico de U. El valor de Z es el ajuste normal y su P o significancia asintota bilateral a partir de los datos brutos. Variable dependiente (N, S, H', J') y variable independiente (Microambientes).

	N	S	H'	J'
U de Mann-Whitney	7650,500	7932,500	8439,500	8013,500
Z	-2,350	-1,930	-1,165	-1,805
Sig. asintót. (bilateral)	,019	,054	,244	,071

2.3.2 Tablas de pruebas no paramétricas (Físico-química)

Tabla 2.3.2. Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para variables físico-químicas. Se contrastan los meses de muestreo con base a los datos registrados en las variables físico-químicas no encontrando diferencia significativa.

	PH	OD	CO2	CONDUCT.	AMONIO	NITRITOS	NITRATOS	DBO5
Chi-cuadrado	1.77	5.27	4.94	4.133	5.726	6.743	14.315	2.499
gl	2	2	2	5	5	5	5	5
Sig. asintót.	.880	.384	.423	.530	.334	.240	.014	.777

**ANEXO 3. IMÁGENES DE MACROINVERTEBRADOS
ACUÁTICOS**

	
<p>Género: <i>Dugesia</i></p>	<p>Género no confirmado (<i>NNC</i>)</p>
	
<p>Género <i>Physa</i></p>	<p>Género <i>Acroibis</i></p>
	
<p>Género <i>Pisidium</i></p>	<p>Género <i>Tubifex</i></p>



Género no confirmado (**LNC**)



Género **Helobdella**



Género **Hyallega**



Género **Lymnessia**



Género **Baetodes**



Género **Moribaetis**



Género *Andesiosp*



Género *Leptohyphes*



Género *Tricorythodes*



Género *Hetaerina*



Género *Parapoynx*



Género *Bellura*



Género *Atopsyche*



Género *Smicridea*



Género *Mortoniella*



Género *Helicopsyche*



Género *Contulma*



Género *Atanatolica*



Género *Ochrotrichia*



Género *Tabanus*



Género *Tipula*



Género *Molophilus*



Género *Alluaudomyia*



Género *Simulium*



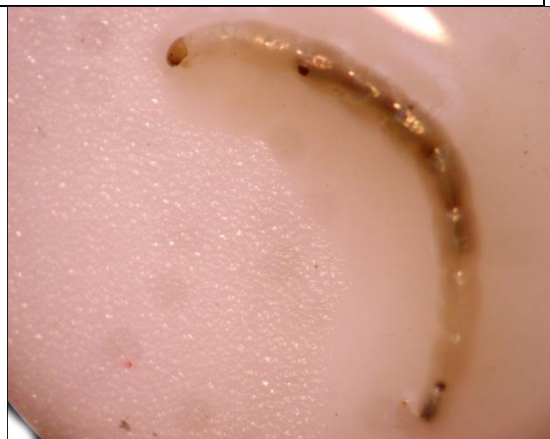
Género *Lymnophora*



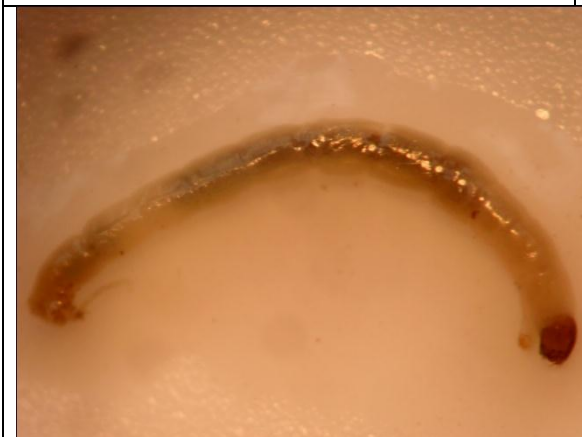
Género *Limonicola*



Género *Maruina*



Género *Paramerina*



Género *Chironomini*



Género *Orthocladini*



Género *Microcylloepus*



Género *Macrelmis*



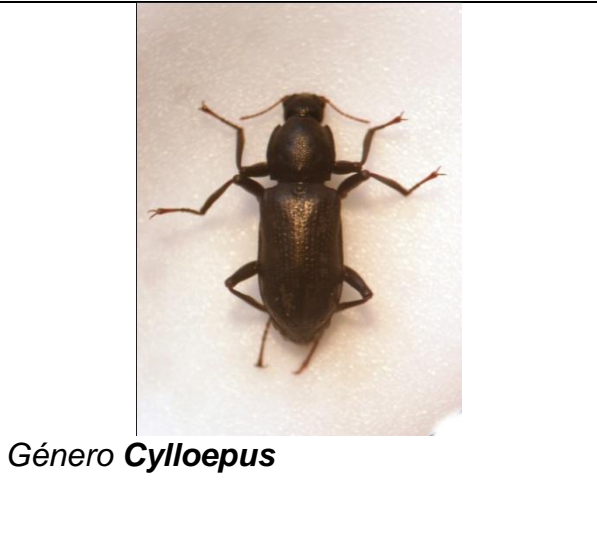
Género *Phanocerus*



Género *Anchytarsus*



Género *Elodes*



Género *Cylloepus*



*Género **no confirmado***