

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE VARIABLES
FÍSICO QUÍMICAS, Y LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS COMO
BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO
GARAGOA

JULIE ANDREA GIL GÓMEZ



UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES ECONÓMICAS Y ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE
MANIZALES, 2014

DETERMINACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE VARIABLES
FÍSICO QUÍMICAS, Y LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS COMO
BIOINDICADORES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO
GARAGOA

JULIE ANDREA GIL GÓMEZ

Trabajo de investigación presentada(o) como requisito parcial para optar al título de
Magíster en Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente

Director (a):
Msc. Álvaro Gómez Martínez

Línea de Investigación:
Biosistemas Integrados

UNIVERSIDAD DE MANIZALES
FACULTAD DE CIENCIAS CONTABLES ECONÓMICAS Y ADMINISTRATIVAS
MAESTRÍA EN DESARROLLO SOSTENIBLE Y MEDIO AMBIENTE
MANIZALES, 2014

NOTA DE ACEPTACIÓN

Firma del presidente del jurado

Firma del jurado

Firma del jurado

Tunja, XX de XX de 2014

A la princesa que llegó a iluminar mi vida con sueños y alegrías y a nuestro ángel de la Guarda.

Este trabajo presenta las opiniones personales de los autores, por lo que los posibles errores y conceptos emitidos son de responsabilidad exclusiva de éstos y no comprometen a la Universidad de Manizales ni a sus directores, asesores y jurados.

AGRADECIMIENTOS

Álvaro Gómez, por ser excelente asesoría en el desarrollo de este trabajo y por compartir sus conocimientos en calidad hídrica.

Corporación Autónoma de Chivor, CORPOCHIVOR, por la colaboración y gestión de la información relacionada con la cuenca del Río Garagoa.

Patricia Jaime por su colaboración y conocimientos en macroinvertebrados.

Robert Noguera, Jefe del Laboratorio de Análisis Ambiental, y Lorena Celis, Analista de Laboratorio, Corporación Autónoma Regional de Chivor, CORPOCHIVOR, por la colaboración en los muestreos y análisis de laboratorio.

CONTENIDO

	pág.
INTRODUCCIÓN.....	15
1. OBJETIVOS.....	16
1.1 OBJETIVO GENERAL	16
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
2. MARCO TEÓRICO	17
2.1 LOS RÍOS TROPICALES DE MONTAÑA.....	17
2.2 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS	18
2.3 LA BIOINDICACIÓN	19
2.3.1 Los macroinvertebrados en la bioindicación	20
2.4 BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DE LOS MACRO-INVERTEBRADOS ACUÁTICOS	23
2.4.1 Factores que determinan la distribución de los macroinvertebrados acuáticos.....	24
2.5 ÍNDICES RELACIONADOS CON LA CALIDAD DEL AGUA	26
2.5.1 El enfoque saprobio.....	27
2.5.2 El enfoque de la diversidad	28
2.5.3 El enfoque biótico.....	28
2.6 EL MÉTODO BMWP PARA COLOMBIA (BMWP / COL.).....	29
2.6.1 Mapas de la calidad del agua.....	31
2.7 ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)	32
3. METODOLOGÍA.....	34
3.1 ÁREA DE ESTUDIO.....	34
3.2 TEMPORALIDAD DEL ESTUDIO Y SELECCIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO.....	34

3.3 MUESTREO PARA ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS.....	35
3.4 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO DE HORTON	37
3.5 MUESTREO PARA EVALUACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS Y CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA.....	38
3.5.1 Fase de campo	38
3.5.2 Fase de laboratorio.....	38
3.6 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN	39
3.7 CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA.....	39
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	40
4.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO	40
4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO.....	42
4.2.1 Conductividad y sólidos	42
4.2.2 Temperatura del agua	44
4.2.3 pH	44
4.2.4 Nitritos y nitratos	45
4.2.5 Oxígeno disuelto.....	47
4.2.6 Fosfatos.....	47
4.2.7 Demanda biológica de oxígeno (DBO)	48
4.2.8 Demanda química de oxígeno DQO.....	49
4.2.9 Parámetros microbiológicos	50
4.3 DESCRIPCIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA.....	51
4.4 DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS	52
4.4.1 Comunidades de macroinvertebrados encontrados en la temporada de verano, mayo 2013	53

4.4.2 Comunidades de macroinvertebrados encontrados en la temporada de invierno, noviembre 2013	62
4.4.3 Variación temporal	71
4.4.4 Relación entre la composición de macroinvertebrados acuáticos y las variables físico-químicas.....	72
5. CONCLUSIONES.....	75
BIBLIOGRAFÍA	78

LISTA DE TABLAS

	pág.
Tabla 1. Calidad de agua según sistema de saprobiedad.....	27
Tabla 2. Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/ Col. de acuerdo a los valores originales de BMWP y ajustados por Roldán (2003) para Colombia	31
Tabla 3. Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/ COL y colores para representaciones cartográficas	32
Tabla 4. Intervalos e interpretación del índice de calidad del agua ICA.....	33
Tabla 5. Nombre, nomenclatura, altitud, subcuenca y coordenadas de las estaciones de muestreo	35
Tabla 6. Recipientes y preservación de muestras	36
Tabla 7. Métodos utilizados para determinar parámetros in-situ y en laboratorio	36
Tabla 8. Peso asignado a los parámetros para calcular el índice de calidad del agua	37
Tabla 9. Características de las estaciones estudiadas	40
Tabla 10. Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados época de sequía, mayo 2013	53
Tabla 11. Índices ecológicos por estación de muestreo, mayo 2013.....	58
Tabla 12. Valores de BMWP calculados para los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa, mayo 2013	62
Tabla 13. Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados noviembre 2013	63
Tabla 14. Índices ecológicos cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013	67
Tabla 15. Valores de BMWP calculados, noviembre 2013.....	71

LISTA DE FIGURAS

	pág.
Figura 1. Conductividad	42
Figura 2. Sólidos totales	43
Figura 3. Temperatura.	44
Figura 4. pH.....	45
Figura 5. Nitritos	45
Figura 6. Nitratos	46
Figura 7. Oxígeno disuelto	47
Figura 8. Fosfatos	47
Figura 9. Demanda biológica de oxígeno.....	48
Figura 10. Demanda química de oxígeno.....	49
Figura 11. Coliformes totales	50
Figura 12. <i>E. coli</i>	51
Figura 13. Índice de calidad del agua (ICA)	52
Figura 14. Total de individuos macroinvertebrados encontrados a lo largo de la cuenca del Río Garagoa en época de sequía, mayo 2013	54
Figura 15. Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados mayo 2013.....	56
Figura 16. Abundancia total de familias de macroinvertebrados, mayo 2013	58
Figura 17. Índices ecológicos por estación de muestreo, mayo 2013	59
Figura 18. Dendrograma de agrupamiento cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa, mayo 2013	61
Figura 19. Total de individuos macroinvertebrados, noviembre 2013.....	63
Figura 20. Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados noviembre 2013	65
Figura 21. Abundancia total de familias de macroinvertebrados noviembre 2013	67

Figura 22. Índices ecológicos cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013.....	68
Figura 23. Dendrograma de agrupamiento cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013	69
Figura 24. Variación temporal comunidad de macroinvertebrados cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa	72
Figura 25. Análisis de componentes principales (ACP), mayo 2013	73
Figura 26. Análisis de componentes principales (ACP), noviembre 2013.....	74

RESUMEN

En este trabajo de investigación se realizó un análisis integral de la calidad de las aguas en la cuenca hidrográfica del Río Garagoa, departamento de Boyacá, Colombia. Utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos, complementados con parámetros físicos, químicos y microbiológicos, con el fin de aportar metodológicamente en la evaluación y monitoreo de los sistemas fluviales del país. En la cuenca, se establecieron 12 estaciones de muestreo, las cuales fueron seleccionadas considerando distinto grado de intervención, discutiendo la relación entre la estructura de la comunidad y la calidad del agua. Se midieron 11 variables ambientales y la fauna bentónica fue recolectada cuantitativamente utilizando red Surber, identificando los invertebrados acuáticos hasta nivel taxonómico de familia. Para estudiar la relación entre las variables ambientales se realizaron los análisis estadísticos que permitieron determinar cuáles son las presiones que más afectan a la comunidad bentónica. Los resultados obtenidos muestran que la distribución y composición de la comunidad bentónica es determinada por el gradiente de estrés de la cuenca.

PALABRAS CLAVE: calidad del recurso hídrico, índices biológicos de calidad del agua, macroinvertebrados.

ABSTRACT

In this research it was carried out a comprehensive analysis of the water quality in the basin of Garagoa river in Boyacá, Colombia, using benthic macroinvertebrates as biological indicators complemented by physical, chemical and microbiological parameters in order to provide methodologically in the evaluation and monitoring of river systems in the country. In the basin 12 sampling stations were established, which were selected considering different levels of intervention, discussing the relationship between community structure and water quality. 11 Environmental variables were measured and benthic fauna was collected quantitatively using Surber net, identifying aquatic invertebrates to family taxonomic level. To study the relationship between environmental variables statistical analyses helped to identify the pressures that affect the benthic community the most. The results show that the distribution and composition of the benthic community is determined by the stress gradient of the basin.

KEY WORDS: quality of water resources, biological indices of water quality, macroinvertebrates.

INTRODUCCIÓN

A lo largo de las civilizaciones el hombre ha usado el agua para sus diferentes actividades, generando consigo aguas residuales que son vertidas a los cuerpos de agua ocasionando degradación de las mismas, provocando el cambio del paisaje, el incremento de descargas de sedimentos y nutrientes a los sistemas fluviales y la pérdida de la capacidad reguladora de las cuencas. Estos cambios tienen traen consigo una fuerte influencia sobre sus ecosistemas, alterando la estabilidad del medio ambiente acuático (CORPOCHIVOR, 2005; Roldán, 2003).

A raíz de estos cambios, se ha generado un creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales, estimulado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de estas intervenciones en ellos (Roldán, 2003).

Dentro de los indicadores biológicos más utilizados en la evaluación de los ecosistemas fluviales del mundo se encuentran las comunidades de macroinvertebrados acuáticos, los cuales son sensibles a los cambios en las variables fisicoquímicas e hidrológicas que se producen por estas alteraciones. Mediante análisis de la composición taxonómica y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados se puede llegar a determinar el grado de afectación producido por diversas perturbaciones antrópicas (Roldán, 2003).

Los ríos tropicales presentan condiciones fluctuantes, sin embargo, las comunidades de macroinvertebrados se mantienen estables, con cambios ambientales sutiles (Esteves, 1998). Pero cuando se presentan variaciones ambientales extremas se evidencian cambios en las comunidades, los cuales indican el grado de afectación de recurso hídrico (Roldán, 2003).

Este trabajo se desarrolló con el fin de determinar la calidad del agua de la cuenca del Río Garagoa mediante variables físico químicas, y las comunidades de macroinvertebrados como bioindicadores, así mismo relacionar las variables ambientales con las comunidades de macroinvertebrados, indicando el grado de afectación actual del recurso hídrico.

1. OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar la calidad del agua mediante variables físico químicas, y la comunidad de macroinvertebrados como bioindicadores en la cuenca del Río Garagoa en los puntos de muestreo establecidos por la red de monitoreo (Caracol, Puente Olaya, la Guaya, El Punteadero, Fusavita, Quinchatoque, inicio del Río Garagoa, Las Delicias, Quebrada La Única y Puente Adriana).

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Caracterizar las comunidades de macroinvertebrados acuáticos y describir su variabilidad espacial en la cuenca del Río Garagoa en dos épocas climáticas.
- Determinar la estructura de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en dos épocas climáticas en cuanto a la composición, abundancia, diversidad, riqueza y equitatividad de la cuenca del Río Garagoa.
- Determinar la relación de las variables físicas y químicas con las comunidades de macroinvertebrados en periodo de sequía y en periodo de lluvias a lo largo de la cuenca del Río Garagoa.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 LOS RÍOS TROPICALES DE MONTAÑA

La complejidad de ríos a nivel mundial es muy alta y el estudio de los procesos ecológicos, biogeoquímicos, hidrológicos y geomorfológicos han producido un conocimiento de las características estructurales y funcionales con estudios y revisiones que muestran de forma ordenada la estructura y funcionamiento de los ríos, citando a (Giller & Malmqvist, 1998) y (Cushing, Cummins, & Minshall, 2006). En todos estos trabajos que describen modelos generales y características de los ecosistemas fluviales están enfocados principalmente a zonas templadas, ríos pequeños como en el caso de Europa y Norteamérica y ríos grandes en América del Sur como los ríos Orinoco y Amazonas (Sioli, 1984). No obstante, la información sobre las cabeceras y ríos de bajo orden de montaña tropicales es en general escasa (Jacoben, 2008).

Un río de montaña tropical es un curso de agua superficial con pendientes pronunciadas que presenta gran diferencia entre los caudales de crecida y de estiaje. Durante la época húmeda conducen caudales grandes y en época seca los caudales de escurrimiento son muy pequeños. (Bretschneider, 1976). La estacionalidad en el trópico se mide como cambios en el régimen de lluvias y no como cambios de temperatura, con variaciones de temperatura diaria, relacionadas con la radiación solar (Guhl, 1989).

En consecuencia, las cuencas tropicales poseen condicionantes particulares con predominio de los elevados procesos de erosión, gran transporte de sedimento y riesgos climáticos caracterizados por sequías y heladas (FAO, 1967). A pesar de esta gran diversidad, los ríos tropicales son uno de los ecosistemas menos analizados (Allan, Flecker, Segnini, Taphorn, Sokol, & Kilng, 2006).

La composición química de las aguas continentales está controlada directa o indirectamente por diversos factores como la litología, el relieve de la cuenca de drenaje, las condiciones climáticas, los procesos biológicos y la actividad antrópica (Pasquini, Grosso, Mangeaud, & Depetris, 2002). En este sentido, las vertientes, los arroyos y los ríos de montaña en contacto con suelos muy poco desarrollados, están influenciados por las características químicas de las precipitaciones que los alimentan a diferencia de lo que ocurre en otras cuencas de mayor extensión y espesor de suelos (Pasquini, Grosso, Mangeaud, & Depetris, 2002).

Geológicamente las cuencas andinas se encuentran en formación, lo cual se manifiesta en la fragilidad ecológica, por lo procesos de cambio geomorfológico rápidos como la erosión de los suelos (Dourojeanni, 1994).

Los ríos tropicales de montaña se caracterizan también por presentar comunidades diversas y heterogéneas (Salas & Lizarralde, 1998) La abundancia en la composición vegetal riparia asegura una buena disponibilidad de alimento, siendo este un factor limitante para el desarrollo de la fauna acuática.

Teniendo en cuenta los estudios realizados por varios investigadores, la composición de las comunidades de macroinvertebrados y su distribución espacial en los ríos de los trópicos está más ligada a los regímenes de caudal y perturbaciones hidrológicas que a otros factores ambientales (Flecker & Feifarek, 1994; Jacobsen, 2005; Jacoben, 2008). Los patrones de la variabilidad temporal en caudal de los ríos tiene efectos profundos en la estructura y funcionamiento de los ecosistemas así como en las dinámicas de macroinvertebrados acuáticos (Resh y otros, 1998) estos cambios originan, junto con la variabilidad del sustrato, la compleja disposición espacial de los macrinvertebrados, así como provocan cambios en la deriva y en la disponibilidad de los recursos, como la materia orgánica aloctona (Pearson, Tobin, Smith, & Benson, 1989).

Las regiones montañosas como consecuencia de su fuerte gradiente altitudinal, son de gran importancia en estudios con el fin de detectar y analizar fenómenos y procesos de cambio global. Estos se debe a que las condiciones hidrológicas, climáticas y ecológicas muestran cambios significativos en relativamente cortas distancias (Pasquini, Grosso, Mangeaud, & Depetris, 2002).

2.2 ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Se entiende por ecosistema a la unidad ecológica en la cual un grupo de organismos interactúa entre sí y con el ambiente (Roldán, 1992), en este sentido, de forma general podría hablarse de dos tipos básicos de ecosistema: acuáticos y terrestres.

Desde siempre, los ecosistemas acuáticos han estado influenciados por dos grandes grupos de factores: bióticos y abióticos. Los primeros se refieren a todas las interacciones entre los diferentes organismos del ecosistema, entradas, flujos de energía y zonas de ribera, mientras que los factores abióticos hacen referencia a variables climáticas, físico-químicos y

biogeográficos que influyen el medio en el cual se desenvuelven los organismos acuáticos (Roldán, 1992).

De forma general, se puede decir que los principales sistemas de aguas epicontinentales o dulces, son: lagos, lagunas, ríos, aguas subterráneas y embalses, estos sistemas a su vez se encuentra clasificados en dos grandes grupos a saber: sistemas lóticos y sistemas lentos (Roldán, 1992).

Por definición, los sistemas lóticos son todas las masas de agua que se mueven continuamente en una misma dirección. Los ríos tienen una enorme importancia por la función que tienen de conectar las cuencas terrestres con la atmósfera y con el mar. De esta forma, las aguas corrientes constituyen entonces, un sistema de transporte de sales, sedimento y organismos a través de un gradiente horizontal y ya no vertical. El carácter unidireccional de la corriente implica que existe una relación asimétrica entre las comunidades de tramos altos y las de tramos bajos, siendo las últimas las receptoras de los aportes de alimento y desechos que escapan a las primeras. Dentro de las variables que pueden afectar la biodiversidad de las comunidades fluviales se encuentran entre otras, factores climáticos, históricos y geológicos. Sin embargo, es importante resaltar que la propia dinámica fluvial podría ser la mayor responsable la biodiversidad de un lugar (Elosegi & Sabater, 2009).

2.3 LA BIOINDICACIÓN

La evaluación de la calidad del ambiente, en particular de las comunidades acuáticas, ha sido por tradición, desarrollada con base en métodos soportados por mediciones y determinaciones de las características físicas y químicas. Cuando se trata de estimar o determinar la calidad ambiental en general, son aplicados los procedimientos físico-químicos clásicos para denotar el grado de calidad o afectación del parámetro estudiado (Roldán, 1992). Para el análisis de la calidad de las aguas de un río pueden utilizarse diferentes métodos, tanto físico-químicos como biológicos. Los problemas de los parámetros físico-químicos radican en que sus resultados, más o menos exactos, son siempre puntuales. Así, estos métodos sirven para detectar un vertido en el momento en que está en el agua, pero pueden no detectar un vertido realizado unos días atrás. Además, no tienen en cuenta en muchas ocasiones otras alteraciones del ecosistema acuático que pueden afectar a sus componentes (Roldán, 1992).

Para complementar a los anteriores se recurre a métodos biológicos, basados en las

comunidades de organismos acuáticos, ya que éstos reaccionan ante alteraciones en la calidad de las aguas cambiando su composición específica. Aportan una visión, no sólo puntual, sino también histórica: así, el bentos fluvial es visto como una acumulación de la historia (Margalef, 1983) que afecta al tramo y aguas arriba

Los índices biológicos de calidad de las aguas estudian parámetros o aspectos biológicos del medio acuático, cuyos cambios indican la existencia de alteraciones de dicho medio. Están basados, pues, en la correspondencia entre las características del medio y los organismos que en él se desarrollan (Margalef, 1983). En efecto, las modificaciones del medio acuático producen un cambio en las comunidades de organismos, favoreciendo a ciertas especies y creando circunstancias intolerables para otras y, en definitiva, alterando la composición y estructura de dichas comunidades (García & González, 1986).

2.3.1 Los macroinvertebrados en la bioindicación

Los macroinvertebrados acuáticos se definen como aquellos organismos con tamaños superiores a 0.5 mm de longitud es decir, todos aquellos organismos que se pueden ver a simple vista; por lo tanto la palabra “macro” indica que esos organismos son retenidos por redes de tamaño entre 200–500 mm (Rosenberg & Resh, 1993).

Dentro de los cuerpos de aguas continentales, los macroinvertebrados han recibido una gran atención, tanto por su importancia como eslabones tróficos intermediarios entre los productores primarios y consumidores, como por el papel que desempeñan como transformadores e integradores de la materia orgánica alóctona (hojas, semillas, ramas, troncos caídos, entre otros) principal entrada de energía a los sistemas fluviales.

Los invertebrados se encuentran entre los organismos que mejor se han adaptado a los ecosistemas fluviales, ya que viven en la mayoría de los arroyos y ríos de todo el mundo, con excepción de aquellos más efímeros o muy contaminados. Además, la densidad y diversidad de invertebrados suele ser muy elevada, habiéndose encontrado hasta un millar de especies en arroyos particularmente bien estudiados. Habitan en los sedimentos, tanto blandos como rocosos, así como en plantas sumergidas (Rodríguez *et al.*, 2009).

El uso de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua, tiene cada vez mayor aceptación y es uno de los métodos más usados en la evaluación de los efectos ambientales causados por el desarrollo de proyectos de diferente índole (represas, minas,

carreteras, actividad petrolera y otros), que de alguna forma repercuten en los ecosistemas acuáticos (Rodríguez, Muñoz, Bonada, Gaudes, & Tamonova, 2009; Roldán, 1992).

La limnología ha estado siempre muy vinculada al estudio de la contaminación de ríos, lagos y al diseño de instalaciones de depuración aprovechando la actividad de los propios organismos en la descomposición de la materia orgánica y en el ciclado de sus elementos (Margalef, 1983a). Aunque, la utilización de métodos biológicos para determinar la calidad del agua se remonta a principios del siglo pasado, cuando (Kolkwitz & Marsson, 1908), presentaron el sistema saprobio, no es sino hasta estos últimos años cuando estos métodos adquieren verdadera relevancia. Dentro de los múltiples índices biológicos de calidad propuestos, Inhaber (1976), House & Ellis (1980) señalan que los macroinvertebrados son organismos que se consideran como indicadores biológicos principales. Este planteamiento surge debido a la existencia de una estrecha correlación entre las comunidades de estos organismos y los factores del ambiente donde se desarrollan, de modo que cuando estos cambian, unas especies son reemplazadas por otras adaptadas a las nuevas condiciones. El análisis estructural de las comunidades bénticas se usa a menudo para determinar la calidad del agua, ya que los taxones que las constituyen presentan ciclos de vida largos y escaso poder de locomoción, lo cual permite la acción directa y continua de sustancias que alteran las condiciones del medio acuático donde viven, de modo que resultan muy afectados (Vega, Aguilar, Diez, & Gil, 1989).

Al evaluar la calidad del agua mediante el estudio de la composición y la estructura de las comunidades de organismos surge el término de calidad biológica. Se considera que un medio acuático presenta buena calidad biológica cuando tiene unas características naturales que permiten que en su seno se desarrollen las comunidades de invertebrados (Tercedor, 1996). Se juzga que un organismo es indicador de la calidad de agua, cuando se encuentre invariablemente en un ecosistema de características definidas y cuando su población es porcentualmente superior al resto de los organismos con los que comparte el hábitat (Roldán, Bohorquez, Castaño, & Ardilla, 2001). Para Rosenberg & Resh (1993) los macroinvertebrados acuáticos han sido muy aceptados como uno de los componentes más adecuados para el monitoreo biológico en ecosistemas acuáticos por presentar las siguientes ventajas ecológicas:

- Son abundantes, de amplia distribución (prácticamente universales) y fáciles de recolectar.
- Son sedentarios en su mayoría y, por tanto, reflejan las condiciones locales.

- Relativamente fáciles de identificar, si se comparan con otros grupos, como las bacterias, virus, entre otros.
- Presentan los efectos de las variaciones ambientales de corto tiempo (extremadamente sensibles a perturbaciones).
- Proporcionan información para integrar los efectos acumulativos.
- Presentan un patrón de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas
- Poseen ciclos de vida largos.
- Son apreciables a simple vista.
- Se pueden cultivar en el laboratorio.
- Responden rápidamente a tensores ambientales.
- Varían poco genéticamente.
- Existen métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para algunas regiones.

Los métodos que consideran macroinvertebrados para determinar la calidad de las aguas han sido empleados en Europa desde principios del siglo XX. Muchos de ellos tiene su origen en los trabajos desarrollados por Kolkwitz & Marsson (1908) quienes propusieron el Sistema Saprobiótico Continental, base para el desarrollo de nuevos índices (o modificaciones), como: Trent Biotic Index (TBI), Biological Monitoring Working Party (BMWP), Belgium Biotic Index (BBI), the River Invertebrate Prediction and Clasification System (RIVPACS).

Diversos estudios realizados con estos métodos han determinado que taxones como Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Coleóptera son altamente sensibles a la contaminación. A diferencia de estos, entre los taxones que resisten diferentes grados de contaminación se encuentran Oligochaeta, Hydrúnea, Chironomidae (Diptera y Gastropoda, los cuales pueden vivir en bajas concentraciones de oxígeno (Figuroa, Valdovinos, Araya, & Parra, 2003).

En ríos de montaña de aguas frías, transparentes, oligotróficas y bien oxigenadas se espera encontrar poblaciones dominantes de efemerópteros, tricopteros y plecópteros. Adicionalmente estarían presentes odonatos coleópteros, hemípteros, dípteros, neurópteros, ácaros, crustáceos y otros grupos en bajas proporciones (Figuroa, Valdovinos, Araya, & Parra, 2003).

En ríos y quebradas contaminados con materia orgánica, de aguas turbias, con poco oxígeno y eutróficas, se espera encontrar poblaciones dominantes de oligoquetos, quironomidos y ciertos moluscos (Roldán, Bohorquez, Castaño, & Ardilla, 2001).

En aguas intermedias, que comienzan a mostrar síntomas de contaminación, o por el contrario, que comienzan a recuperarse, es común encontrar poblaciones dominantes de turbelarios, hirudíneos, quironómidos, oligoquetos y algunos moluscos (Roldán, 2003).

2.4 BIOLOGÍA Y ECOLOGÍA DE LOS MACRO-INVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Los macroinvertebrados son organismos generalmente bentónicos, sin embargo, se han determinado tres tipos principales: el neuston, incluye aquellos organismos que viven sobre la superficie del agua. Sus uñas, sus patas y su exoesqueleto se encuentran recubiertos por una sustancia cerosa que los hace impermeables (Roldán, 2003); el necton, está conformado por todos aquellos organismos que nadan libremente en el agua; el bentos, se refiere a todos aquellos organismos a que viven en el fondo de ríos y lagos, adheridos a piedras, rocas, troncos, restos de vegetación y sustratos similares (Roldán, 2003).

Según su tamaño pueden ser clasificados en 3 categorías, microbento dentro de la cual se encuentran los protozoarios, los rotíferos y los gastrotriqueos cuyo tamaño máximo es de 0,3 mm; mesobento o meibento, comprende organismos con un tamaño entre los 0,3 y 0,8 mm, entre estos se encuentran los harpacticoides, ostrácodos, nematoides y pequeños anélidos. Finalmente, el macrobento encierra los organismos con tamaños entre 1 y 2 mm, dentro de estos se encuentran moluscos, anélidos, larvas de insectos y crustáceos como anfípodos e isópodos (Esteves, 1998). También se han realizado clasificaciones según el ciclo de vida, alimentación, mecanismos y estructuras que cada organismo posee para la obtención de su alimento, en este caso pueden ser herbívoros, omnívoros, carnívoros, detritívoros, micróvoros y macróvoros.

Muchas familias de Trichoptera, Plecóptera, Crustacea y algunos dípteros y coleópteros, consumen materia orgánica particulada gruesa no leñosa hojas primarias y microbiota, especialmente hongos. Existen también algunos filtradores, que consumen principalmente materia orgánica particulada fina, microbiota y perifiton, entre estos están algunos Trichoptera, Diptera y algunos Ephemeroptera. Algunos raspadores, como un gran número de familias efemerópteros, tricópteros y algunos dípteros, lepidópteros y coleópteros, basan su dieta en perifiton, especialmente diatomeas y microcapas orgánicas, finalmente, los depredadores pueden consumir macrofitas por perforación de tallo y hojas, o presas animales como en el caso de los odonatos, megalopteros, algunos plecópteros, tricópteros y coleópteros (Roldán, 1992; Allan, Flecker, Segnini, Taphorn, Sokol, & Kilng, 2006; Allan, 1995).

Factores como la disponibilidad de oxígeno son también determinantes para el desarrollo de los macroinvertebrados. Así el incremento de materia orgánica en el agua produce una proliferación de los microorganismos encargados de su descomposición. Esto genera entre otros efectos, una reducción de la concentración de oxígeno disuelto en el agua y un aumento de la concentración de nutrientes inorgánicos, como el amonio y el fosfato (Allan, 1995).

La mayoría de los invertebrados son sensibles a esta reducción de oxígeno disuelto, de tal forma que reducen su abundancia o incluso desaparecen. Por el contrario, otros grupos toleran bien las bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Estos grupos presentan adaptaciones a la anoxia, con mayor cantidad de pigmentos respiratorios específicos capaces de fijar oxígeno a muy baja concentración o la capacidad de obtener energía por medio de fermentación anaerobia (Hoback & Stanley, 2001).

2.4.1 Factores que determinan la distribución de los macroinvertebrados acuáticos

La estructura de las comunidades de macroinvertebrados es afectada principalmente por la disponibilidad y calidad del alimento, el tipo de sedimento, el sustrato, la temperatura del medio y la concentración del CO₂ y ácido sulfúrico, factores muy variables en ambientes fluviales (Esteves, 1998). De la misma forma, la distribución y abundancia de los nutrientes dentro de los sistemas loticos es influenciada por factores como el tamaño del río, las áreas iluminadas y el sustrato, entre otros (Allan, 1995). En aguas poco profundas y con poca sombra, el periofiton se convierte en un recurso muy importante, por su abundancia y amplia distribución, las formaciones de microcapas orgánicas sobre piedras y otros sustratos, constituyen a su vez, la principal fuente de alimento para las larvas de insectos (Allan, 1995).

Sumado a esto, en los ríos existen diversos hábitats o biotipos, que son las unidades homogéneas que conforman el lecho, estos pueden ser clasificados en rápidos, corrientes y remansos sobre la base de la composición del sustrato, la velocidad de la corriente y la materia orgánica acumulada (Allan, 1995).

Los hábitats que contienen sustratos variados y permiten la retención de detritus en los espacios intersticiales, como es el caso de las corrientes rápidas, presentan una mayor heterogeneidad (Minshall, 1984). Por esta razón, pueden ser más resistentes al barrido producto de aumentos repentinos de las descargas o caudal, resultando así más estable (Pérez & Segnini, 2005). Por lo tanto la diversidad, la densidad y la coexistencia de los organismos

deben ser altas en estos hábitats si se comparan con aquellos cuyas características físicas resulten menos heterogéneas y más susceptibles al barrido como en el caso de los remansos (Pérez & Segnini, 2005).

Sin embargo (Allan, Flecker, Segnini, Taphorn, Sokol & Kilng, 2006) sostienen que en los ríos de montaña la diversidad no parece diferir entre hábitats dada la predominancia de los sustratos rocosos de variado tamaño, tanto en los rápidos como en los remansos. En este sentido, se presume que en un río de montaña la fauna bentónica presente en los hábitats de rápidos y remansos, debe diferenciarse en cuanto a la composición y densidad, mientras que la diversidad no debe ser diferente.

Relación de los factores fisicoquímicos del agua con la macrofauna acuática

La composición química del agua está relacionada directamente con la capacidad que tiene esta de mantener elementos y sustancias sólidas y gaseosas en solución, fundamentales para el desarrollo de la biota (Mora & Soler, 1993).

Los parámetros fisicoquímicos del agua determinados por factores ambientales influyen de manera directa en la diversidad de las comunidades de los macroinvertebrados. Factores como la profundidad, pH, alcalinidad, dureza, iones de calcio, clase de sedimentos, materia orgánica, contaminantes tanto industriales como domésticos, determinan la abundancia relativa de las comunidades (Mora & Soler, 1993; Prat & Rieradeval, 1998; Xie, Cai, Tang, Ma, Liu & Ye, 2003; Paukert & Willis, 2003; Dugel & Kazanci, 2004). Adicionalmente la calidad del agua está influida por las interacciones de la vegetación, suelos y tiempo de inundación (Batlle & Golladay, 2001).

De igual forma la cobertura de la vegetación (macrofitas), no solo influye en la producción de nutrientes en el agua, también influye en la calidad del hábitat para los macroinvertebrados, determinando así el incremento de la abundancia y diversidad de las comunidades (Paukert & Willis, 2003). Por otro lado la eutrofización es un factor relevante que se relaciona con la calidad del agua y las comunidades de macroinvertebrados.

A pesar de que los sistemas lenticos y loticos presenten grandes diferencias en cuanto a la dinámica, las características de velocidad de la corriente y el flujo direccional confiere otros atributos a los cuales las comunidades deben adaptarse, existen evidencias de que en ambos ambientes los factores físicos y químicos alteran las comunidades de macroinvertebrados.

La turbiedad, el color y los sólidos suspendidos afectan directamente aquellos organismos que requieren directamente de las plantas para su alimentación, ya que estos factores reducen la entrada de los rayos solares suprimiendo la producción primaria. La turbiedad afecta la relación-depredador presa ya que dificulta la visualización de la presa y los sólidos suspendidos atrofian aquellos organismos que se alimentan de microorganismos. La temperatura afecta la eclosión de los huevos (Hawker, 1980; Roldán, 1992) y la colonización y acelera el ciclo de vida de los insectos incrementando la emergencia, aunque algunos son buenos tolerantes a la misma. La toxicidad aumenta la población de ciertos organismos tolerantes a esta, lo cual afecta en la competencia y la depredación. Adicionalmente, la salinidad en ciertos grados es una variable de toxicidad, al igual que el pH comportándose como un factor secundario de toxicidad.

Uno de los factores que más se ha estudiado es la materia orgánica, ya que esta desestabiliza por completo el balance del sistema; la demanda de la respiración microbiana causa un gasto de oxígeno disuelto en el agua, eliminando especies no tolerantes a este factor (Hawker, 1980).

Por otro lado existen otros factores del cuerpo de agua que influyen en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos como la heterogeneidad de los hábitats, el tamaño del espejo de agua, el tipo de sustrato, el fitoplacton, la profundidad y la permanencia de la profundidad del mismo (Hawker, 1980; Prat & Rieradeval M., 1998; Grillet, Legendre, & Borcard, 2002; Paukert & Willis, 2003; Lillie, 2003).

2.5 ÍNDICES RELACIONADOS CON LA CALIDAD DEL AGUA

En general los índices de Calidad de las Aguas se han venido utilizando desde hace algún tiempo, con el propósito de simplificar en una expresión numérica las características positivas o negativas de cualquier fuente de agua (Arce, 2006). Dichos índices tienen como objeto la estimación de un número generalmente entre 0 y 1, que define el grado de calidad de un determinado cuerpo hídrico continental.

El análisis de las comunidades requiere utilizar expresiones matemáticas sencillas, empleando para ello datos taxonómicos y de tolerancia, en general se utilizan tres tipos de índices o enfoques: de diversidad, sapróbicos e índices bióticos (Marrugan, 2004).

2.5.1 El enfoque saprobio

El término "saprobio" significa la dependencia de un organismo sobre las sustancias orgánicas descompuestas como fuente de alimento. Este índice parte del hecho de que algunos organismos se desarrollan preferiblemente en aguas con presencia de mucha materia orgánica (Kolkwitz & Marsson, 1908). En este hábitat se hizo el primer intento para establecer un índice biológico que refleje los distintos estados de deterioro y progresiva recuperación de las comunidades de organismos como respuesta al efecto del enriquecimiento orgánico de las aguas, producido por un vertido de esta naturaleza. En el sistema saprobio se utilizan todos los organismos acuáticos, desde los hongos y las algas hasta los vertebrados, como indicadores de calidad de agua. También se tienen en cuenta aspectos fisicoquímicos como la demanda biológica de oxígeno, el amonio y el oxígeno disuelto; igualmente se incluye el índice saprobico, el cual con valores que van desde 1.0 a 4.0 y se obtiene mediante la ecuación que señala (Roldán, 2003).

La ventaja del hábitat saprobico radica en incluir gran variedad de taxa y es aplicable a todo tipo de ríos. La desventaja se debe a que los bioindicadores deben emplearse a nivel de especie y en el neotrópico esta información está sólo parcialmente disponible (Roldán, 2003). El índice saprobico está basado en la presencia de especies indicadoras que reciben un valor saprobico dependiente de su tolerancia frente a la polución; estos valores varían de 0 a 8 siendo 0 el de menor tolerancia y 8 la máxima tolerancia (Roldán, 2003).

Tabla 1

Calidad de agua según sistema de saprobiedad

Nivel	S	Descripción
Catarobica	1	Aguas puras de ríos de montaña, agua potable
Xenosaprobica	0	Aguas no contaminadas
Oligosaprobica	1	Aguas poco contaminadas
β -mesosaprobica	2	Aguas medianamente contaminadas
α -mesosaprobica	3	Aguas muy contaminadas
Polisaprobica	4	Aguas fuertemente contaminadas
Isosaprobica	5	Aguas de alcantarilla, dominio de ciliados
Metasaprobica	6	Pozos sépticos, zona de H ₂ S, dominio de flagelados
Hipersaprobica	7	Aguas industriales, descomposición fuerte, bacterias
Ultrasaprobica	8	Aguas abióticas no tóxicas

Fuente: Bervoets, 2006.

2.5.2 El enfoque de la diversidad

El concepto de diversidad hace referencia a la variedad de especies que se presentan en una dimensión espacio-temporal definida, resultante de conjuntos de interacción entre especies que se integran en un proceso de selección, adaptación mutua y evolución, dentro de un marco histórico de variaciones medioambientales locales (Marrugan, 2004).

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

Se han desarrollado varios índices para medir la calidad del agua. Uno de los más conocidos es el de Shannon-Weaver (1949). Este índice refleja igualdad: mientras más uniforme es la distribución entre las especies que componen la comunidad, mayor es el valor (Smith & Smith, 2001).

Existen otros índices de diversidad, como el de Simpson (1949) y el de Margalef (1951), pero al igual que el anterior tienen para nuestro medio la limitante del uso de los organismos a nivel de especie. Por supuesto, si se pueden diferenciar las especies (por ejemplo sp1, sp2, sp. 3...) se pueden usar estas fórmulas para obtener resultados de manera aproximada. Aunque el concepto de diversidad es muy atractivo, sus resultados pueden variar con los métodos de muestreo, la naturaleza del sustrato y la época del año (Smith & Smith, 2001; Baddi, Garza, & Landero, 2005).

2.5.3 El enfoque biótico

Suelen ser específicos para un tipo de contaminación y/o región geográfica, y se basan en el

concepto de los organismos indicadores. Permiten la valoración del estado ecológico de un ecosistema acuático afectado por un proceso de contaminación. Para ello se les asigna un valor numérico a los grupos de invertebrados de una muestra en función de su tolerancia a un tipo de contaminación. Los más tolerantes reciben un valor numérico menor y los más sensibles un valor numérico mayor, la suma de todos estos valores indica la calidad de ese ecosistema (Baddi, Garza & Landero, 2005). Incluye los aspectos esenciales de la saprobiedad, combinando una medida cuantitativa de diversidad de especies con la información cualitativa sobre la sensibilidad ecológica de taxones de individuos en una expresión numérica simple. Para poder implementar los índices bióticos, es necesario realizar un inventario de las especies presentes en el lugar de estudio, de la manera más específica posible, esto actualiza los conocimientos taxonómicos y de composición sobre la fauna acuática, que en algunos grupos no se conocía (Burillo, 1997).

2.6 EL MÉTODO BMWP PARA COLOMBIA (BMWP / COL.)

El Biological Monitoring Working Party (BMWP) fue establecido en Inglaterra en 1970, como un método sencillo y rápido para evaluar la calidad del agua usando los macroinvertebrados como bioindicadores. Este método sólo requiere llegar hasta nivel de familia y los datos son cualitativos (presencia o ausencia). El puntaje va de 1 a 10 de acuerdo con la tolerancia de los diferentes grupos a la contaminación orgánica (Roldán, 2003).

Las familias más sensibles como Perlidae y Oligoneuriidae reciben un puntaje de 10; en cambio, las más tolerantes a la contaminación, por ejemplo, Tubificidae, reciben una puntuación de 1. La suma de todos los puntajes de todas las familias proporciona el puntaje total BMWP. El puntaje promedio por taxón conocido como ASPT (Average Score per Taxón), esto es, el puntaje total para la evaluación del sitio. Los valores ASPT van de 0 a 10; un valor bajo de ASPT asociado a un puntaje bajo de BMWP indicará condiciones graves de contaminación. Los valores de puntaje para las familias individuales reflejan su tolerancia a la contaminación con base en el conocimiento de la distribución y la abundancia (Roldán, 2003).

Teóricamente, una medida ideal de la calidad del agua estaría dada por la determinación del grado de composición al cual una comunidad difiere de la que fue considerada típica para un determinado ecosistema acuático. Usando un modelo computarizado llamado RIPACS (River Invertebrate Prediction y Classification System) desarrollado en Inglaterra, es posible

comparar la comunidad de invertebrados encontrada en un sitio determinado con la prevista en un lugar no contaminado (Roldán, 2003).

La bioindicación en Colombia se remonta a los años setenta con los trabajos de (Roldán, 1980) cuando por primera vez se realizó un estudio de la fauna de macroinvertebrados como indicadores del grado de contaminación del río Medellín. Posteriormente, Mathhias & Moreno (1983) realizaron un estudio fisicoquímico y biológico del mismo río utilizando los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua. Bohórquez & Acuña (1984) realizaron los primeros estudios para la sábana de Bogotá. Roldán (1988) publicó la primera guía para la identificación de los macroinvertebrados acuáticos en el departamento de Antioquia, y luego se comprobó su aplicación para la mayoría de los países neotropicales. También en 1992 publicó el libro *Fundamentos de Limnología Neotropical* y posteriormente adaptó el sistema del BMWP para evaluar la calidad del agua en Colombia mediante el uso de macroinvertebrados acuáticos. Zúñiga, Rojas, & Serrato (1994) hicieron una adaptación de esta metodología para algunas cuencas del Valle del Cauca. Reinoso (1999) realizó un estudio del río Combeima en el departamento del Tolima. Después, Roldán (2003) adaptó el sistema para la cuenca de Piedras Blancas en el departamento de Antioquia y finalmente Zamora (2005) realizó una adaptación del índice BMWP para la evaluación de la calidad de las aguas epicontinentales en Colombia.

Las publicaciones más recientes e importantes destacan el libro *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia* (Roldán, 2003) y los trabajos realizados en la Sabana de Bogotá por Riss, Ospina, & Guitérrez (2002), en el que se incluye una lista, con los valores de indicación propuestos para las familias de macroinvertebrados reportadas durante su estudio (Roldán, 2003; Roldán, 2012).

Teniendo en cuenta que no todas las familias reportadas en la cuenca del Río Garagoa se encuentran referenciadas en el trabajo en cuestión, y con el fin de dar una estimación de la calidad del agua más acertada, para familias como Veliidae, Mesoveliidae, Corydalidae y Naucoridae se tuvieron en cuenta además los valores propuestos por (Roldán, 2003).

Con base en el conocimiento que actualmente se tiene en Colombia sobre los diferentes grupos de macroinvertebrados hasta el nivel de familia, se propone utilizar el método BMWP / Col. Como una primera aproximación para evaluar los ecosistemas acuáticos del país (Roldán, 2003).

A continuación se presentan los valores de indicación calculados para cada familia en el estudio realizado por Riss, Ospina, & Gutiérrez (2002) y los valores propuestos en la adaptación realizada del BMWP / Col para macroinvertebrados en Colombia, publicados en el libro de Roldán (2003).

Tabla 2

Puntaje de las familias de macroinvertebrados acuáticos para el índice BMWP/Col. de acuerdo a los valores originales de BMWP y ajustados por Roldán (2003) para Colombia

Familia	Puntaje
Anomalopsychidae, Atriplectididae, Blepharoceridae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Chordodidae, Gomphidae, Hidridae, Lampyridae, Lymnessiidae, Odontoceridae, Oligoneuriidae, Perlidae, Polythoridae, Psephenidae	10
Ampullariidae, Dytiscidae, Ephemeridae, Euthyplociidae, Gyrinidae, Hydrobiosidae, Leptophlebiidae, Philopotamidae, Polycentropodidae, Xiphocentronidae.	9
Gerridae, Hebridae, Helicopsychidae, Hydrobiidae, Leptoceridae, Lestidae, Palaemonidae, Pleidae, Pseudothelpusidae, Saldidae, Simuliidae, Vellidae.	8
Baetidae, Caenidae, Calopterygidae, enagrionidae, Corixidae, Dixidae, Dryopidae, Glossosomatidae, Hyalellidae, Hydroptilidae, Hydropsychidae, Leptohiphidae, Naucoridae, Notonectidae, Planariidae, Psychodidae, Scirtidae.	7
Aeshnidae, Ancyliidae, Corydalidae, Elmidae, Libellulidae, Limnichidae, Lutrochidae, Megapodagrionidae, Sialidae, Staphylinidae.	6
Belostomatidae, Gelastocoridae, Mesoveliidae, Nepidae, Planorbidae, Pyralidae, Tabanidae, Thiaridae.	5
Chrysomelidae, Stratiomyidae, Halplidae, Empididae, Sphaeridae	4
Lymnaeidae, Hydrometridae, Noteridae, Dolichopudidae, Ceratopogonidae, Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Hydrophilidae, Physidae, Tipulidae,	3
Culicidae, Chironomidae, Muscidae, Sciomyzidae, Syrphidae	2
Tubificidae	1

Valores ajustados por Roldán (2003) para Colombia.

2.6.1 Mapas de la calidad del agua

La tabla 3 muestra las cinco clases de calidad de aguas resultantes al sumar la puntuación obtenida por las familias encontradas en un ecosistema determinado. El total de los puntos se designan como valores BMWP / Col.

De acuerdo al con el puntaje obtenido en cada situación, se califican las distintas clases de agua, asignándoles a cada una de ellas un color determinado. Este color es el que se usa luego para marcar los ríos y corrientes en el mapa de la región estudiada.

Tabla 3

Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/COL y colores para representaciones cartográficas

Clase	Calidad	BMWP/Col	Significado	Color
I	Buena	>150. 101-120	Aguas muy limpias a limpias	AZUL
II	Aceptable	61-100	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
III	Dudosa	36-60	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
IV	Crítica	16-35	Aguas muy contaminadas	NARANJA
V	Muy crítica	<15	Aguas fuertemente contaminadas	ROJO

Fuente: Roldán (2003).

2.7 ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA (ICA)

El Índice de Calidad del Agua (ICA), se calcula mediante la agrupación de algunos parámetros fisicoquímicos y microbiológicos, se considera que es el indicador que determina el deterioro de los cuerpos de agua en términos de calidad (León, 1992).

El monitoreo de un cuerpo de agua para detectar su grado de contaminación, conduce a obtener una inmensa cantidad de datos de varios parámetros, incluso dimensionalmente distintos, que hace difícil detectar patrones de contaminación. Horton (1965) y Liebman (1969) son los pioneros en el intento de generar una metodología unificada para el cálculo del ICA.

Posteriormente con trabajos de mayor envergadura, la Fundación Nacional de Saneamiento (NSF por sus siglas en inglés), realizó un estudio para evaluar el ICA con base en nueve parámetros. Pratti, Pavanello, & Pesarin (1971) presenta un trabajo con trece parámetros y Dinus (1972) realiza otro similar con once parámetros (León, 1992).

Un índice de calidad de agua, consiste básicamente en una expresión simple de una combinación más o menos compleja de un número de parámetros, los cuales sirven como una medida de la calidad del agua. El índice puede ser representativo por un número, por un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color. Su ventaja radica, en que la información puede ser fácilmente interpretada que una lista de valores numéricos. Consecuentemente, un índice

de calidad de agua es una herramienta comunicativa para transmitir información (Universidad de Pamplona, 2006).

De acuerdo con el índice obtenido, la calidad de un cuerpo de agua según el INSF (National Sanitation Foundation, 1970) queda definida como (tabla 4):

Tabla 4

Intervalos e interpretación del índice de calidad del agua ICA

Intervalo ICA	Interpretación
0.81 – 1.00	Cuerpo de agua con niveles de calidad aceptables
0.51 – 0.80	Corrientes con indicios de contaminación
0.21- 0.50	Estado de contaminación que requiere atención inmediata
<0.2	Ecosistema fuertemente contaminado

Fuente: León (1992).

Si bien la formulación de los ICA (Índice Calidad de Agua) ha resultado muy significativa en el contexto ecológico y medio ambiental, sus falencias constituyen un obstáculo importante para su aplicación, ya que al concentrarse en un único número la calidad de un cuerpo de agua, se produce una inmensa pérdida de información, y con ello, se enmascara la condición real y los cambios que se suceden sobre éste.

Es importante recalcar lo anterior, puesto que se viene pretendiendo relacionar estos índices con indicadores biológicos de contaminación (Zúñiga, Rojas, & Serrato, 1994); no obstante, una calidad mala (por ejemplo menor a 0,5) no permite asociar la presencia-abundancia de una determinada especie o taxón, a un problema de contaminación como por ejemplo de tipo orgánico. Para lograr esto último, tendría que retornarse a la matriz de variables fisicoquímicas y observar el comportamiento de cada una de ellas, hecho que debilita la utilidad de los ICA (Ramírez & Viña, 1998).

3. METODOLOGÍA

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

La cuenca del Río Garagoa está localizada en el borde oriental de la cordillera oriental, su extremo superior hace parte del altiplano Cundiboyacense y drena en la vertiente oriental andina (CORPOCHIVOR, 2005). Forma parte de la cuenca del Orinoco a través de los ríos Upía y Meta, por lo que el Río Garagoa está inmerso en una cuenca de primer orden (río Meta) y el Río Garagoa-Bata pertenece al orden dos (CORPOCHIVOR, 2005; IDEAM, 2004).

En el área predominan los climas templados y fríos, cuyas temperatura anuales varían entre 24°C y menos de 10°C respectivamente. La precipitación anual varía para la totalidad del área entre 1.000 y 3.000 mm (CORPOCHIVOR, 2005). Por sus condiciones físicas y geográficas, a diferencia de otras zonas ubicadas en la región andina, se genera un patrón de lluvias de tipo monomodal a lo largo del año, con máximos en los meses de mayo - junio, y los mínimos se alcanzan durante los meses de diciembre - enero generando déficit de agua (CORPOCHIVOR, 2005).

3.2 TEMPORALIDAD DEL ESTUDIO Y SELECCIÓN DE LAS LOCALIDADES DE MUESTREO

La cuenca del Río Garagoa está conformada por 15 subcuencas o cuencas de orden tres, (IDEAM, 2004) las cuales entregan tributarios a la corriente principal del Río Garagoa, objeto de este estudio.

La red de monitoreo hídrico establecida por CORPOCHIVOR y el IDEAM, para la cuenca del Río Garagoa está compuesta por 24 estaciones de monitoreo, el presente trabajo se realizó en 12 estaciones de muestreo, dentro de la corriente principal del Río, estas estaciones fueron establecidas en una investigación preliminar de Chavarro & Ramos, Diseño de la red de monitoreo de la calidad y cantidad de las corrientes superficiales de la jurisdicción de CORPOCHIVOR (2000) donde consideraron diversos aspectos tales como la naturaleza geológica, características físicas como altura, afluentes, actividades de la cuenca, grados de intervención antrópica, accesibilidad al lugar, disponibilidad de datos de caudales, entre otros (tabla 5).

Tabla 5

Nombre, nomenclatura, altitud, subcuenca y coordenadas de las estaciones de muestreo

Estación de muestreo	Nombre de la estación	Altitud msnm	Subcuenca	Coordenadas geográficas	
				LN	LW
E1	Puente Adriana	2050	Río Jenesano	5°23'14,7"	73°21'53,6 [^]
E2	Quebrada La Única	2035	Río Jenesano	5°22'10,5"	73°22'3,2"
E3	Las Delicias	1990	Río Jenesano	5°19'25,7"	73°23'34,2"
E4	Tibaná	1950	Río Jenesano	5°17'18,4"	73°24'14,9"
E5	Inicio de Río Garagoa	1950	Río Jenesano	5°17'18,1"	73°24'17,9"
E6	Quinchatoque	1760	Río Jenesano	5°14'37,7"	73°24'19,6"
E7	Río Fusavita	1660	Río Garagoa sector medio	5°12' 10"	73°23'5"
E8	El Punteadero	1630	Río Garagoa sector medio	5°11'19,4"	73°23'10,8"
E9	La Frontera	1525	Río Garagoa sector medio	5°8'5,4"	73°22'0,9"
E10	Quebrada La Quigua	1430	Río Garagoa sector medio	5°5' 55,2"	73°22'48,1"
E11	Puente Olaya	1385	Río Garagoa sector medio	5°4'34,3"	73°23'24,5"
E12	El Caracol	1340	Río Garagoa sector medio	5° 3´	73° 24´

Fuente: Autora.

En este estudio, los muestreos fisicoquímicos y biológicos se realizaron los meses de mayo y noviembre del 2013 (sequía y lluvias respectivamente) periodos en los cuales se esperaba encontrar una comunidad más estable y mayor abundancia de organismos bentónicos. Las fechas de estos muestreos fueron establecidos con base en los registros históricos de las estaciones pluviométricas existentes, esperando contar con regímenes de sequía y lluvias.

3.3 MUESTREO PARA ANÁLISIS FÍSICO-QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS

Para el desarrollo de la propuesta investigativa, se tomaron muestras simples o puntuales las cuales representan la composición del cuerpo de agua original para el lugar, tiempo y circunstancias particulares en la que se realiza su captación (IDEAM, 2002), las muestras fueron almacenadas y trasportadas al laboratorio (tabla 6).

Tabla 6

Recipientes y preservación de muestras

Parámetro	Recipiente	Volumen mínimo de muestra (ml)	Preservación
O.D	Botella DBO	*	*
K	Vidrio	500	Refrigeración 4°C
Turbiedad	Vidrio	*	Análisis inmediato
pH	Vidrio	50	Análisis inmediato
Temperatura	Vidrio	*	Análisis inmediato
Nitratos	Vidrio	200	Refrigeración 4°C
Cloruros	Vidrio	50	No requiere
Color aparente	Vidrio	500	Refrigeración 4°C
Color real	Vidrio	1000	Refrigeración 4°C
DBO5	Vidrio	1000	Refrigeración 4°C
DQO	Vidrio	100	Refrigeración 4°C
Sólidos totales	Vidrio	*	*
Coliformes totales	Vidrio estéril	100	Refrigeración 4°C

Fuente: IDEAM (2002).

Para cada una de las estaciones de muestreo se determinaron 11 parámetros entre fisicoquímicos y microbiológicos. A continuación en la tabla 7 se muestran los métodos utilizados para las variables analizadas tanto *in-situ* como en laboratorio para determinar los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos.

Tabla 7

 Métodos utilizados para determinar parámetros *in-situ* y en laboratorio

	Variable	Unidades	Standard methods	Equipo
Variables <i>in situ</i>	Sólidos disueltos totales	(mg/l)	Electrometrico 2540 c	Sonda multiparametros
	Oxígeno disuelto	(mg/l o ₂)	Electrometrico 4500-og	Sonda multiparametros
	Temperatura del agua	("c)	Thermistor 2550 b	Sonda multiparametros
	Ph	(unid.)	Electrometrico 4500-h b	Sonda multiparametros
	Conductividad	(ms/cm)	Electrometrico 2510 b	Sonda multiparametros
	Turbiedad	(ntu)	Espectrofotometrico 2130 b	Turbidimetro
Variables determinadas en laboratorio	Dbo5	(mg/l o ₂)	Dilución wincler 5210 b	Botellas wincler, incubadora
	Dqo	(mg/l)	Reflujo cerrado 5220 d	Espectrofotometro
	Nitritos	(mg/l no ₂)	Diazotizacion - copulacion 4500-no ₂ b	Espectrofotometro
	Nitratos	(mg/l no ₃)	Reducción cadmio 4500-no ₃ e	Espectrofotometro
	Sulfatos	(mg/l so ₄)	Cloruro de bario 4500-so ₄ c	Espectrofotómetro
	Fósforo soluble	(mg/l po ₄)	Acido ascórbico 4500-p e	Espectrofotómetro
	Nitrógeno amoniacal	(mg/l nh ₃)	Titulométrico	Montaje para titulación
	Cloruros	(mg/l cl)	Cloruro de mercurio 4500	Montaje para titulación
	Color aparente	(un. Pt.co)	Espectrofotométrico 2120 c	Espectrofotómetro
	Color real	(un. Pt.co)	Espectrofotométrico 2120 c	Espectrofotómetro
	Sólidos suspendidos totales	(mg/l)	Gravimétrico 2540 d	Estufa, mufla, crisoles, balanza analítica
	Coliformes totales	(ufc/100 cm ³)	Filtración en membrana 9222 b	Incubadora, agar cromocult

Fuente: IDEAM (2002).

3.4 CÁLCULO DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA MEDIANTE LA APLICACIÓN DEL MÉTODO DE HORTON

El índice de calidad del agua fue determinado a partir de los parámetros fisicoquímicos con la ecuación desarrollada por Horton (Chavarro & Ramos, 2000).

$$ICA: KCiPCi / \sum Pi$$

Donde:

Ci: valor porcentual asignado a los parámetros

Pi: peso asignado a cada parámetro

K: Constante que toma los siguientes valores

1.00= para aguas claras sin aparente contaminación.

0.75= para aguas con ligero color, espumas, ligera turbiedad aparente.

0.50= para aguas con apariencia de estar contaminada y fuerte olor.

0.25= para aguas que presentan fermentaciones y olores.

Para calcular los índices de calidad del agua se debe tener en cuenta los parámetros que se relacionan en la tabla 8 en la siguiente tabla:

Tabla 8

Peso asignado a los parámetros para calcular el índice de calidad del agua

Valor Ci	OD mg/l	K ms/cm	Turb NTU	pH Unidades	T °C	NO3 mg/l	SO4 mg/l	Cl mg/l	DBO mg/l	ST mg/l	Coliformes totales UFC/100ml		
0	0	16	500	1	14	50	-8	100	250	90	15	10000	4500
10	1	12	400	2	13	45	-6	50	200	75	12	5000	4000
20	2	8	300	2,5	12	40	-4	20	150	60	10	3000	3500
30	3	5	200	3	11	36	-2	15	100	45	8	2000	3000
40	3,5	3	150	3,5	10,5	32	0	10	60	30	6	1500	2500
50	4	2,5	100	4	10	30	5	8	50	20	5	1000	2000
60	5	2	80	4,5	9,5	28	10	6	40	15	4	750	1500
70	6	1,5	60	5	9	26	12	4	30	10	3	500	1000
80	6,5	1,25	40	5,5	8,5	24	14	2	20	5	2	250	500
90	7	1	20	6	8	22	15	1	10	2	1	100	100
100	7,5	0,75	0	6,5	7,5	21	16	0	0	0	0,5	0	0
Valor Pi	4	3	2	1	1	2	1	1	3	2	2		

Fuente: Chavarro & Ramos (2000).

3.5 MUESTREO PARA EVALUACIÓN DE MACROINVERTEBRADOS Y CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA

3.5.1 Fase de campo

Dentro de cada estación de muestreo se limitó un tramo entre 30 y 50 metros en donde se muestrearon diferentes coriotipos (Rincón, 2002) determinados por el sustrato y la velocidad de la corriente. Los coriotipos fueron roca corriente lenta y rápida, arena, macrófitas y superficie del agua.

La colecta de macroinvertebrados acuáticos, se realizó según el método Kick Sampling (Roldán, 2003). Utilizando una red de mano con una malla de apertura de 250 μ m de 0.25 m² y 1 m de largo. La estandarización del método consistió en introducir la red de mano al fondo del río en cada coriotipo que se encontró en las estaciones de muestreo, se agito el sustrato mientras se lavaba todo el material colocando la red contracorriente, de modo que los organismos se desprendían y llegaban a ella (Rincón, 2002), este procedimiento se realizó por un tiempo de 15 minutos, en cada una de las 12 estaciones de muestreo en las dos épocas climáticas evaluadas. Con el fin de obtener una medida más precisa acerca de la estructura de la comunidad esta colecta se hizo teniendo en cuenta la diversidad de microambientes presentes en el transecto estudiado en cada estación de muestreo.

El material, junto con los organismos colectados por la red se depositó en frascos plásticos con capacidad de 500g y preservados inicialmente en alcohol al 96%.

3.5.2 Fase de laboratorio

Una vez transportadas al laboratorio, las muestras fueron lavadas, depositándolas en una columna de tamices (U.S.A Standart Test Sieve-ASTM E-11 Especification) inicialmente con un tamiz con poro de malla de 2mm para separar la materia más gruesa y luego un tamiz de 250 μ m de poro para retener los organismos.

El material retenido, junto con las muestras de macroinvertebrados retenidos fue revisado en su totalidad bajo el estereoscopio, y los organismos encontrados fueron separados por órdenes, contados y determinados (al mayor nivel de resolución taxonómica posible).

Para la determinación taxonómica de los organismos se emplearon las siguientes claves especializadas de Pennak (1978), Mc.Cafferty & Provonsha (1981), Loppretto & Tell (1995) y Merrit & Cummins (1996).

3.6 ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Para el análisis de los datos, se aplicaron los índices ecológicos de riqueza de Margalef, diversidad de Shannon, equidad de Pielou y análisis de agrupamiento. El cálculo de estos atributos de la comunidad se hizo utilizando el paquete estadístico PAST.

Para determinar los patrones en la composición de las comunidades de macroinvertebrados se empleó el análisis de correspondencia.

Las variaciones entre las condiciones físicas, químicas e hidrológicas que presentan en los diferentes puntos de muestreo se establecieron con el análisis de componentes principales (Jongman, Braak, & Tongeren, 1995).

Con los resultados de estos análisis se pudo establecer cuáles fueron las principales variables que afectan a la comunidad de macroinvertebrados, y las familias son potenciales indicadores de la calidad del agua en la cuenca del Río Garagoa.

3.7 CALIDAD BIOLÓGICA DEL AGUA

La evaluación de la calidad del agua, se realizó por medio del cálculo de los índices BMWP (Biological Monitoring Working Party). La asignación de valores para cada familia se hizo teniendo en cuenta los valores obtenidos por (Riss, Ospina & Gutiérrez, 2002) para la Sabana de Bogotá.

Para la aplicación, se designó el valor establecido para cada familia y al final se realizó la sumatoria de todas las familias encontradas por estación de muestreo, proporcionando de esta forma un puntaje total del índice BMWP para determinar la calidad del agua del sitio en cuestión. Este procedimiento se repitió de igual forma para cada estación de muestreo. Con los valores obtenidos de la sumatoria se determinó la calidad biológica de las estaciones de muestreo.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 CARACTERÍSTICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

En la tabla 9 de muestran las características encontradas en las estaciones estudiadas.

Tabla 9

Características de las estaciones estudiadas

Nombre de la estación	Numeración	Nombre del río	Sustrato	Morfología del terreno	Tipo de vegetación	Uso del suelo
Puente Adriana	E1	Río Jenesano	Roca, grava particulada, sedimento fino	Plana	Herbácea, arbustos	Silvopastoril Agrícola Ganadería intensiva rudimentaria
Quebrada la Única	E2	Río Jenesano	Roca, Grava particulada, sedimento fino	Plana	Herbácea, arbustos	Silvopastoril Ganadería intensiva rudimentaria
Las Delicias	E3	Río Tibaná	Roca, Grava particulada, sedimento fino	Semi-inclinado	Herbácea, arbustos, árboles, matorrales	Cultivos agrícolas Bosque natural Ganadería intensiva rudimentaria
Tibaná	E4	Río Tibaná	Roca, sedimento fino	Inclinado	Herbácea, arbustos, árboles, matorrales	Silvopastoril Cultivos agrícolas Bosque natural Ganadería intensiva rudimentaria
Inicio de Río Garagoa	E5	Río Garagoa	Roca, sedimento fino	Inclinado	Herbácea, arbustos, árboles, matorrales	Cultivos agrícolas Ganadería intensiva rudimentaria
Quinchatoque	E6	Río Garagoa	Roca, grava particulada, sedimento fino	Semi-inclinado	Herbácea, arbustos, árboles, matorrales	Bosque natural Cultivo agrícola Ganadería intensiva rudimentaria
Río Fusavita	E7	Río Garagoa	Roca, grava particulada, sedimento fino	Inclinado	Arbustos, árboles, matorrales	Bosque natural Cultivos agrícolas Ganadería intensiva rudimentaria
El Punteadero	E8	Río Garagoa	Grava particulada, roca, sedimento fino, arena	Inclinado	Arbustos, herbácea, arbórea.	Bosque natural Cultivos agrícolas Ganadería intensiva rudimentaria
La Frontera	E9	Río Garagoa	Roca, grava particulada, sustrato fino, arena	Semi-inclinado	Árboles, herbácea, matorrales	Cultivos agrícolas Bosque natural Potreros abiertos Ganadería intensiva rudimentaria
Quebrada la Quigua	E10	Río Garagoa	Roca, grava particulada, sustrato fino, arena	Semi-inclinado	Árboles, herbácea, matorrales	Cultivos agrícolas Bosque natural Potreros abiertos Ganadería intensiva rudimentaria

Puente Olaya	E11	Río Garagoa	Roca, grava particulada, sustrato fino, arena	Plano	Árboles, herbácea, matorrales, matorrales con afloramiento rocoso	Cultivos agrícolas Bosque natural Ganadería intensiva rudimentaria
El Caracol	E12	Río Garagoa	Grava particulada, sustrato fino, arena	Plano	Arbustos, herbácea.	Cultivos agrícolas Bosque natural Ganadería intensiva rudimentaria

Fuente: Autora.

En general, las estaciones estudiadas presentaron dominancia por sustratos finos, y en muchos casos con presencia de sustratos rocosos de diversos tamaños, desde grava particulada hasta roca.

Dentro de la vegetación ribereña, se encontró mayoría de herbáceas, árboles y arbustos, igualmente se encontraron pequeños cultivos de café, tomate, arveja, feijoa, tomate de árbol, fríjol, caña de azúcar y algunas hortalizas, al mismo tiempo se encontraron grandes pastizales, cabezas de ganado, algunas porcícola pequeñas y una avícola importante cerca de E11 (Puente Olaya).

Adicionalmente se encontraron algunos vertimientos de agua residuales municipales, procedentes de los municipios que cercanos a la cuenca, cabe resaltar que algunos de los vertimientos son el efluente de plantas de tratamiento de agua residual y otros son vertidos sin tratamiento previo.

Las estaciones E1, E2, E3, Puente Adriana, Quebrada la Única y las Delicias respectivamente, son estaciones que se caracterizan por la amplitud del cauce, poca profundidad y presencia de flujo de agua mixto, es decir se presentan tanto zonas de corriente como zonas de deposición de materia donde se facilita la acumulación de detritos.

Las estaciones E4, E5 y E6, Tibaná, inicio de Río Garagoa y Quinchatoque respectivamente, se caracterizan por la presencia de piedras de gran tamaño y mayor pendiente, donde se ve favorecida la formación de zonas de caída de agua donde la velocidad de la corriente es mayor. La estación E7, río Fusavita, se encuentra ubicada aguas abajo de la confluencia del Río Fusavita y la estación E5, Río Garagoa, esta se caracteriza por la poca pendiente y la presencia de zonas de deposición.

Las estaciones E8 a E12, el Punteadero, la frontera, Quebrada la Quigua, Puente Olaya y Caracol presentan características típicas de los ríos de piedemonte, donde se hace evidente la

amplitud del cauce y la disminución de la velocidad de la corriente.

4.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS Y QUÍMICAS DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO

Las características fisicoquímicas de las estaciones de muestreo fueron evaluadas y comparadas durante las dos jornadas de muestreo realizadas para macroinvertebrados (mayo y noviembre 2013). Los resultados indicados en mayo son asociados a periodo de sequía (verano) y los de noviembre se asocian a periodo de lluvias (invierno).

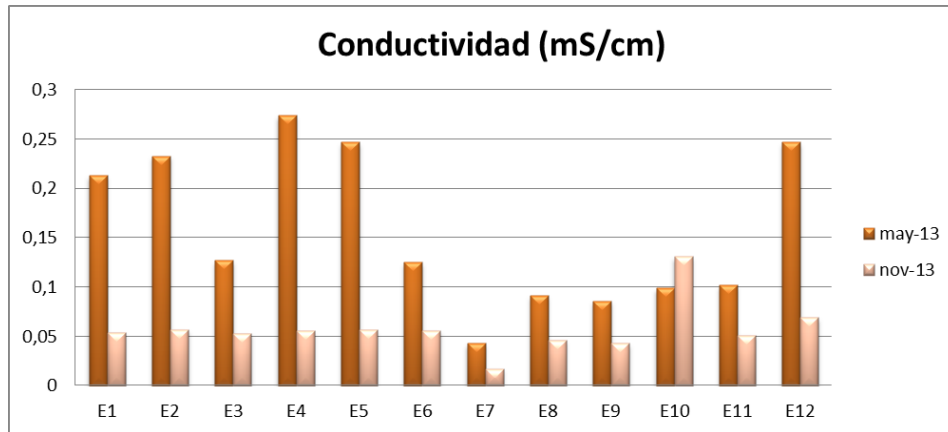
Como indican los resultados, las características fisicoquímicas del agua se encontraron directamente relacionadas con las condiciones climáticas en las cuales se estudiaron, adicionalmente, se encontraron relacionadas con los sistemas productivos presentes.

4.2.1 Conductividad y sólidos

Los mayores valores de conductividad (figura, 1) se presentaron en época de sequía, principalmente en las primeras estaciones, presentando el valor más alto (0,274ms/cm) en E4 (Tibaná). Estas estaciones se encuentran influenciadas por los municipios de Jenesano y Tibaná, quienes descargan sus aguas residuales cerca de estas estaciones y tienen un alto impacto agrícola, sin embargo, los aniones evaluados, presentaron bajas concentraciones en estas estaciones, mientras que la DBO se mantiene relativamente alta, lo que podría indicar que estas conductividades se atribuyen a las descargas de aguas residuales y no a la actividad agrícola. Adicionalmente, estos altos valores registrados pueden obedecer al fuerte verano registrado en la época de sequía, el cual disminuyó el caudal, el material de arrastre y la dilución de la contaminación y los aniones en general, lo que también explica las bajas concentraciones encontradas en el periodo de lluvias.

Figura 1

Conductividad



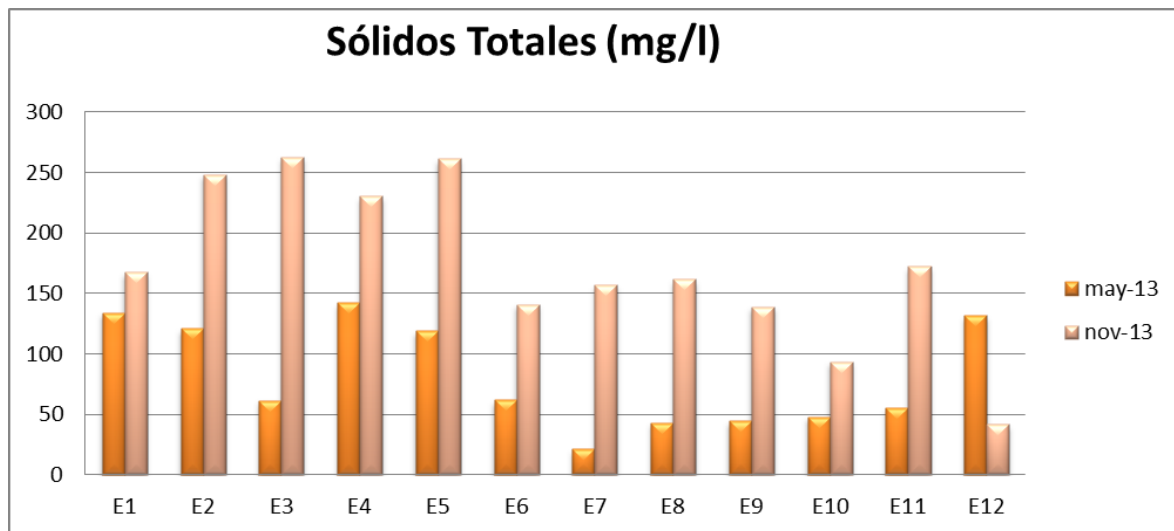
Fuente: Autora.

El parámetro sólidos totales (figura, 2) presentó una gran variación entre las estaciones evaluadas observándose notoriamente aumentados en la época de invierno, debido a la gran intensidad de las lluvias que aumentaron el material de arrastre, adicionalmente las estaciones más influenciadas por cultivos agrícolas muestran las concentraciones más altas, con un valor máximo de 261,10 mg/l en E5 (inicio Río Garagoa).

Los resultados encontrados en época de sequía, evidencian que el Río Garagoa presenta un gran arrastre de material y sedimentos ya que se pueden encontrar valores relativamente altos, razón por la cual la hidroeléctrica que utiliza sus aguas presenta grandes problemas en su tratamiento (AES Chivor).

Figura 2

Sólidos totales



Fuente: Autora.

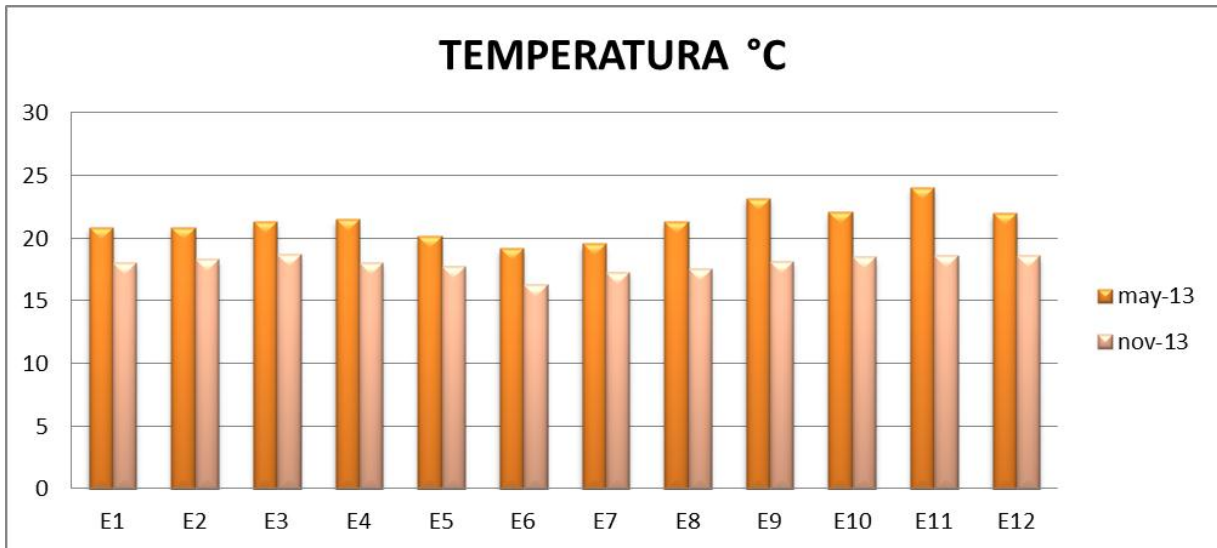
4.2.2 Temperatura del agua

El comportamiento de la temperatura es consecuencia de la altura sobre el nivel del mar y la época de muestreo, presentándose temperaturas más altas en periodo de sequía y en la parte baja de la cuenca, (ultimas estaciones, figura, 3).

La temperatura más alta se presentó en periodo de sequía en E10, Quebrada la Quigua, con un valor de 24,3°C y la más baja en E6, Quinchatoque con un valor de 16°C en periodo de lluvias. A pesar de esto la temperatura no muestra grandes variaciones, debido a la ausencia de descargas industriales y la baja actividad que pueda influenciar este parámetro de forma significativa.

Figura 3

Temperatura



Fuente: Autora.

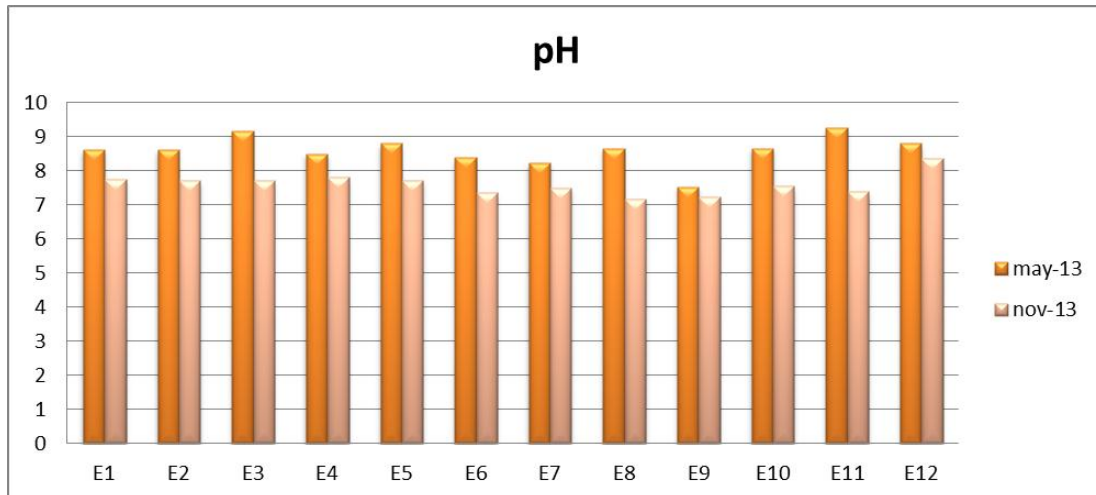
4.2.3 pH

Los valores de pH fueron muy similares en todas las estaciones (figura, 4), presentándose relativamente más altos en época de sequia pero en general muy cerca de la neutralidad, conservándose dentro del rango admisible para aguas naturales y para la vida acuática. El pH más alto se encontró en E11, Puente Olaya, en periodo de verano con un valor de 9,25, estación influenciada por los cultivos agrícolas y una industria avícola, a pesar de esto, los demás resultados de pH en esta estación no se muestran significativamente elevados. Por otro lado el pH más bajo se encontró en E8, El Puenteadero, en el periodo de lluvias con un valor

de 7,18. Esto demuestra que la cuenca presenta normalmente valores promedio de 7,8 aprox. Los cuales tienden a disminuir de manera no significativa en época de lluvias por el fenómeno de dilución. Los datos encontrados clasifican las estaciones como aguas neutras, de acidez y alcalinidad débil y media ya que se encuentran en su mayoría en un rango de 6 a 9.

Figura 4

pH



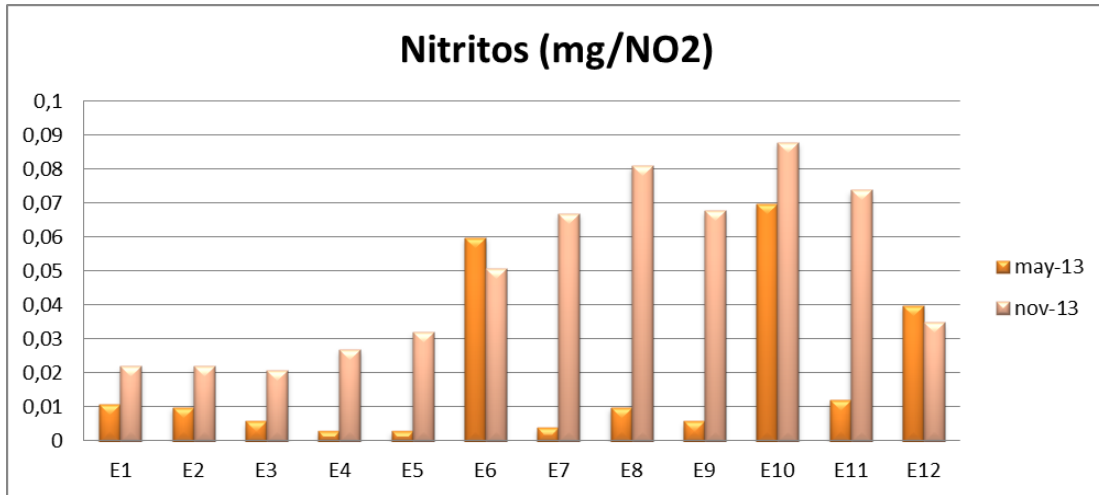
Fuente: Autora.

4.2.4 Nitritos y nitratos

Los nitritos (figura, 5) se presentaron en valores bajos en todas las muestras en periodo de sequía; en periodo de lluvias se encontraron valores significativos de nitritos entre las estaciones E6 a E12, con un valor máximo en E10, Quebrada la Quigua, de 0,088mg/NO₂, estaciones influenciadas por la ganadería intensiva rudimentaria y los cultivos agrícolas actividades que en época de lluvias generan un mayor arrastre de materia orgánica rica en nitrógeno.

Figura 5

Nitritos

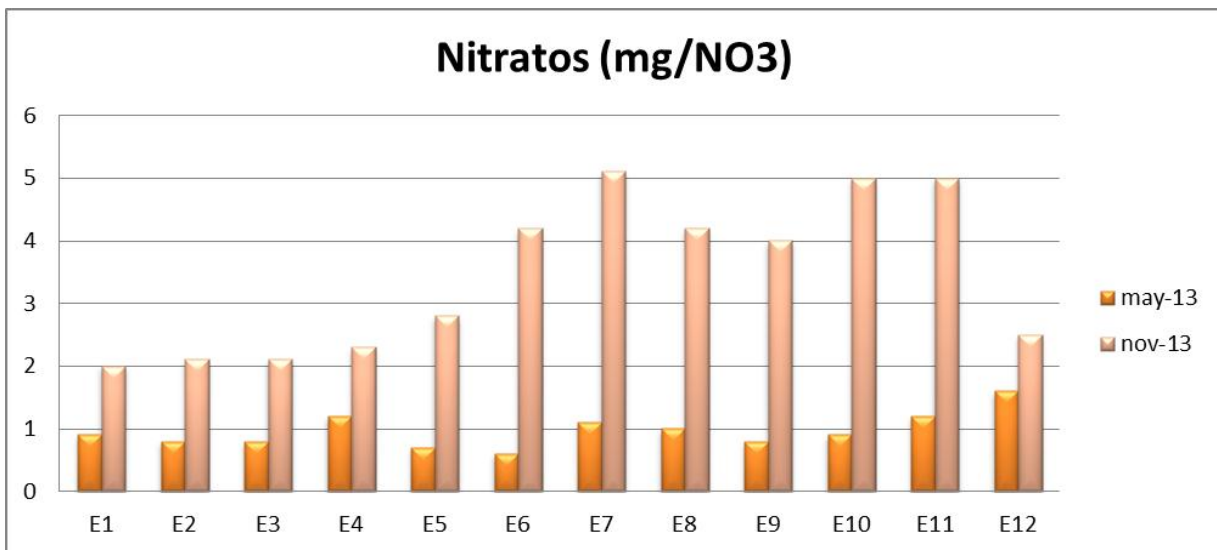


Fuente: Autora.

De la misma forma, la concentración de nitratos en invierno se observa superior a los valores de verano (figura, 6). A partir de E6, Quinchatoque, junto con la E7, Rio Fusavita, se observa un importante aporte de este componente, esta tendencia es explicable debido al aumento de vertimientos de materia orgánica nitrogenácea en el transcurso del río, o a una posible alteración momentánea ya que en las últimas estaciones no muestran este comportamiento a pesar de estar influenciadas por cultivos agrícolas, avícolas y aguas residuales.

Figura 6

Nitratos



Fuente: Autora.

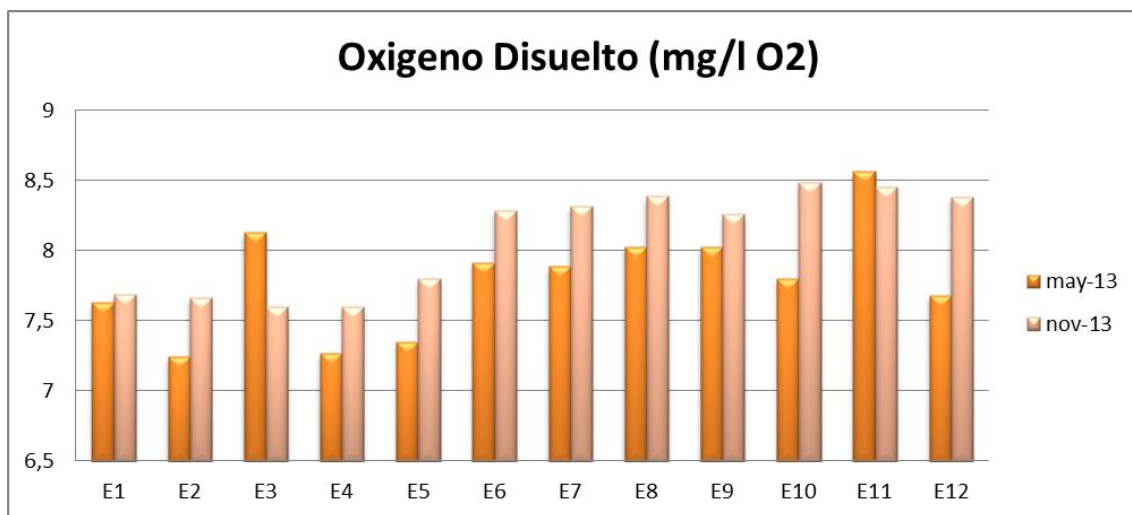
4.2.5 Oxígeno disuelto

La concentración de saturación de oxígeno disuelto, es función de la temperatura, presión atmosférica y salinidad del agua. Los valores de oxígeno disuelto fueron muy similares en todas las estaciones en las dos temporadas evaluadas (figura, 7). Los valores más altos se encontraron en E11, Puente Olaya, debido probablemente a la topografía de la cuenca en la estación.

El promedio de datos encontrados y la ausencia de diferencias significativas sobre los valores de oxígeno disuelto encontrados, evidencian un buen estado, la ausencia de estancamientos, aseguran un correcto desarrollo de las especies propias de la región.

Figura 7

Oxígeno disuelto



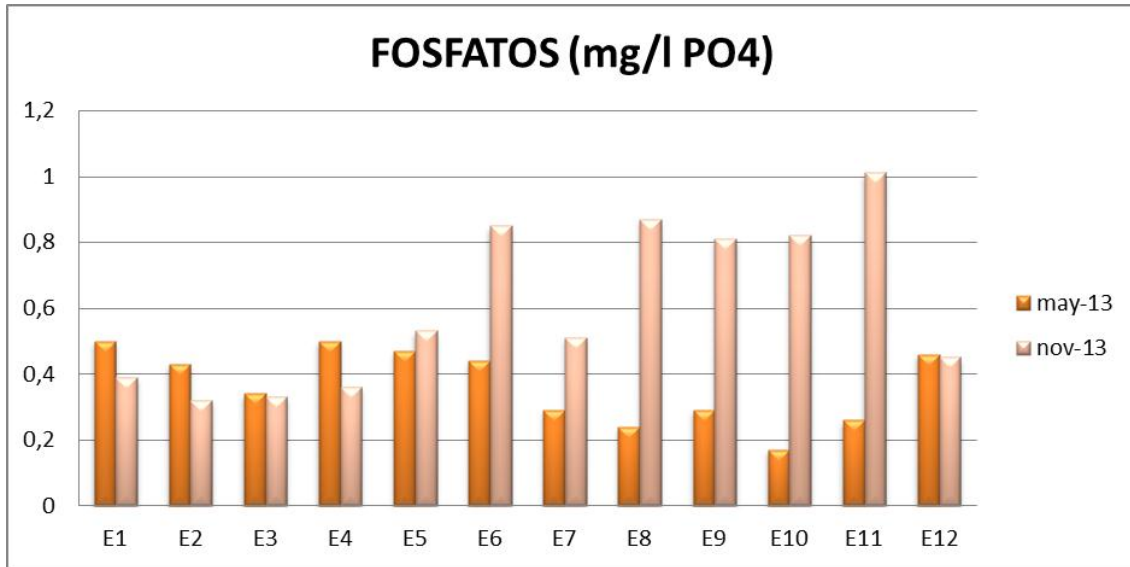
Fuente: Autora.

4.2.6 Fosfatos

Los valores de fosfatos en general se presentaron más altos en periodo de lluvias de las estaciones E5 a E12 (figura, 8). Con un valor máximo de 1.01 mg/l PO₄ en E11, Puente Olaya, estación fuertemente influenciada por los cultivos agrícolas y la industria avícola.

Figura 8

Fosfatos



Fuente: Autora.

4.2.7 Demanda biológica de oxígeno (DBO)

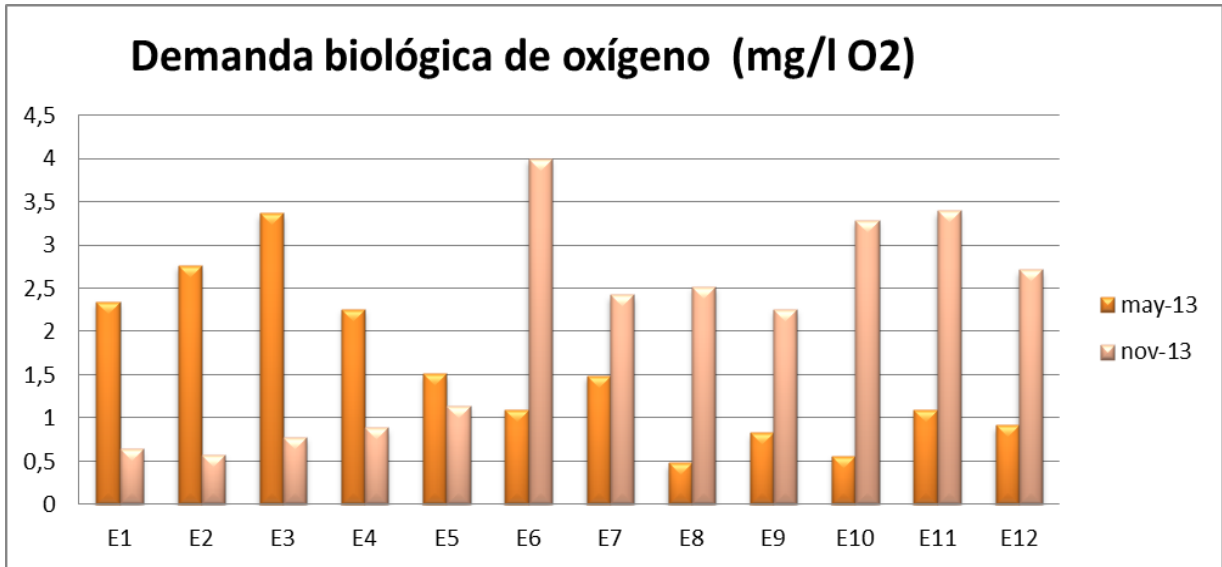
La demanda biológica de oxígeno presentó un comportamiento no asociable a las condiciones climáticas presentes en el momento del muestreo, ya que en algunas estaciones fue mayor en época de sequía y en otras en época de lluvias (figura, 9).

El valor máximo encontrado en época de sequía se presentó en la E3, Las Delicias, con un valor de 3,37mg/l O₂ y en época de lluvias en la E6, Quinchatoque, con un valor de 4 mg/l O₂. El valor más bajo encontrado en época de sequía se encontró E9, la frontera, con 0,48mg/l O₂ y en época de lluvias en la E2, Quebrada la Única con un valor de 0,28mg/l O₂.

De forma contraria al estudio realizado previamente en la CORPOCHIVOR, la DBO no presenta un comportamiento creciente a medida que avanza en el transcurso del Río, pero si se pueden observar picos de altas concentraciones debido a puntos de contaminación localizados. Este comportamiento es difícil de explicar, pero puede ser debido al conducta que tiene cada estación o cada tramo del río, ya que en verano algunas de las quebradas que reciben vertimientos se secan y en invierno se observa un fenómeno de dilución pero al mismo tiempo ocurre una arrastre de materia orgánica, razón por la cual el comportamiento es muy variable en las dos temporadas.

Figura 9

Demanda biológica de oxígeno



Fuente: Autora.

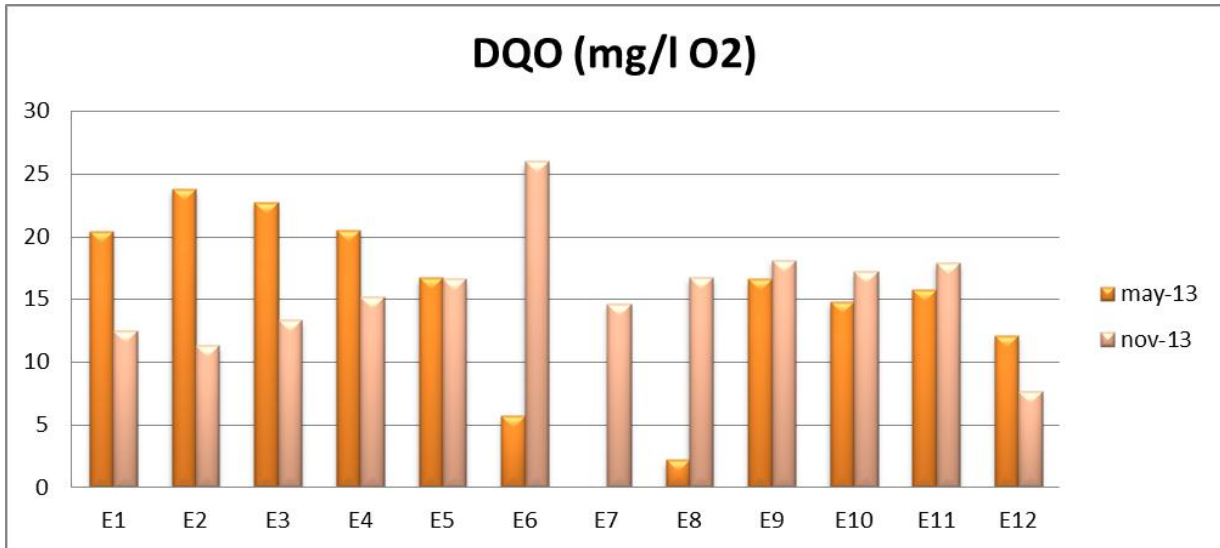
4.2.8 Demanda química de oxígeno DQO

Así como la DBO, la (DQO) demanda química de oxígeno presentó un comportamiento no asociable a las condiciones climáticas presentes en el momento del muestreo, ya que en algunas estaciones fue mayor en época de sequía y en otras en época de lluvias (figura, 10).

El valor máximo encontrado en época de sequía se presentó en la estación E2, Quebrada la Única, con un valor de 23,8 mg/l O₂ y en época de lluvias en la estación E6, Quinchatoque con un valor de 26 mg/l O₂. El valor más bajo encontrado en época de sequía se encontró en la E8, El Punteadero con 2,2 mg/l O₂ y en época de lluvias en la estación E12, El Caracol, con un valor de 7,6mg/l O₂.

Figura 10

Demanda química de oxígeno



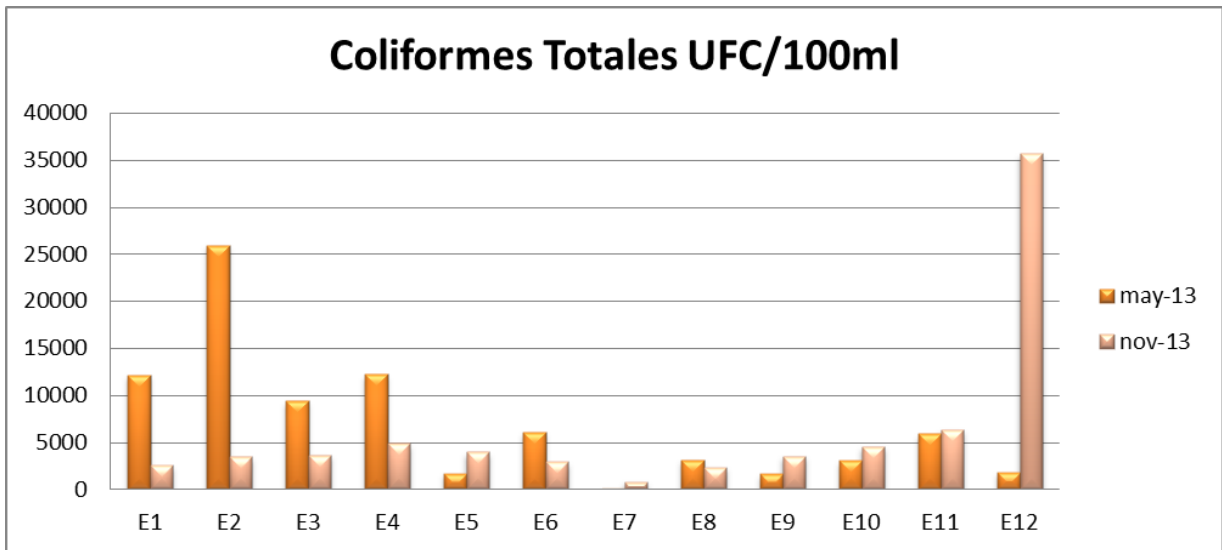
Fuente: Autora.

4.2.9 Parámetros microbiológicos

En cuanto a los parámetros microbiológicos evaluados, se puede observar una mayor contaminación fecal en las estaciones E2, La Frontera y E12, Quebrada la Quigua. En general la calidad microbiológica del agua fue mejor en las estaciones medias presentando concentraciones menores de coliformes totales (figura, 11). En cuanto a *E.coli*, todas las estaciones presentan concentraciones considerables, que indican la presencia de vertimientos de aguas residuales durante todo el recorrido convirtiendo el agua de la cuenca en agua no apta para el consumo humano (figura 12).

Figura 11

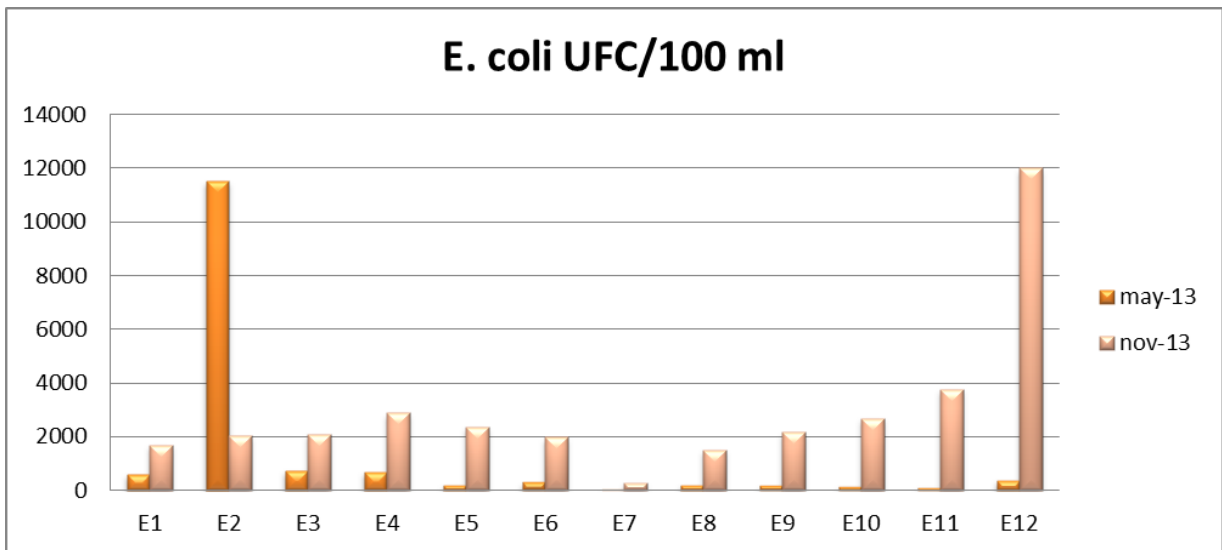
Coliformes totales



Fuente: Autora.

Figura 12

E. coli



Fuente: Autora.

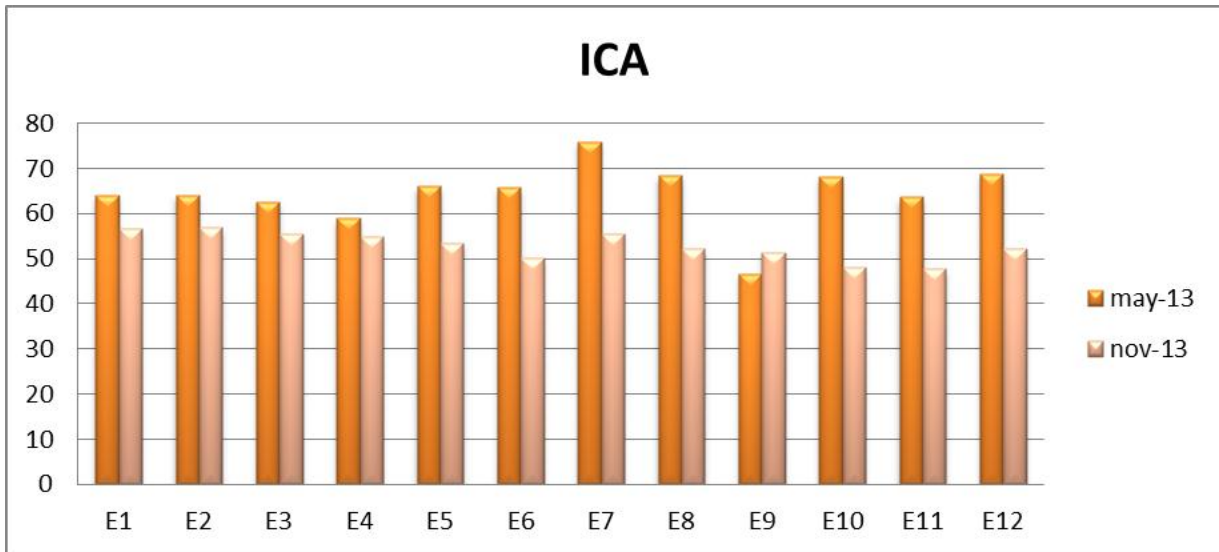
4.3 DESCRIPCIÓN DEL ÍNDICE DE CALIDAD DEL AGUA

En general, el índice de calidad del agua se encontró mayor en la época de sequía y menor en la época de lluvias (figura, 13). Encontrando solo la estación E7, Río Fusavita, en periodo de sequía como la única muestra en el intervalo mayor (81 a 100) que indica cuerpo de agua con niveles de calidad aceptables.

La gran mayoría de las estaciones se encuentran en el intervalo de corrientes con indicios de contaminación, (51 a 80), independiente del periodo en el cual se realizó el muestreo, con excepción de la estación E9, La Frontera, en los dos periodos de muestreo y las estaciones E10, Quebrada la Quigua y E11, Puente Olaya, que en el periodo de lluvias, se encuentran en el intervalo de 21 a 50 e indican un estado de contaminación que requiere atención inmediata.

Figura 13

Índice de calidad del agua (ICA)



Fuente: Autora.

4.4 DESCRIPCIÓN DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

La comunidad de macroinvertebrados reportada en las estaciones de muestreo de la cuenca del Río Garagoa, en temporada de sequía estuvo representada por 7.170 individuos pertenecientes a 3 phylum, 5 clases, 14 órdenes, 37 familias y 54 géneros. Dentro de los órdenes reportados, se destaca la presencia de los dípteros con un total de 4384 organismos equivalentes al 61% del total de la comunidad reportada. El restante 39% estuvo representado principalmente por caracoles del orden Basommatophora y por individuos pertenecientes al orden Trichoptera.

Durante el segundo monitoreo época de invierno, la comunidad de macroinvertebrados estuvo representada por 3947 individuos, pertenecientes a 3 phylum, 4 clases, 9 órdenes, 20 familias y géneros 32. Dentro de los órdenes se destacaron por su porcentaje de abundancia Diptera con el 60% y Ephemeroptera con el 31%, el restante 9% estuvo representado por los

órdenes con abundancias iguales o inferiores 278 individuos, dentro de los que se encuentran entre otros Trichoptera, Heteroptera, Coleoptera y Tricladida.

4.4.1 Comunidades de macroinvertebrados encontrados en la temporada de verano, mayo 2013

La subcuenca del Río Garagoa estudiada posee una elevada diversidad con respecto a otras áreas estudiadas en el territorio Colombiano (CORPOCHIVOR, 2005). Se registró un total de 53 taxa, los órdenes más diversos fueron Coleoptera, Diptera Ephemeroptera, Heteróptera y Trichoptera, (Figura, 14) a pesar de la reducida superficie estudiada (60 Km aprox.).

Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados

En relación con el hábitat fluvial, el Río Garagoa presenta a lo largo de prácticamente todo su cauce diferentes características nombradas con anterioridad, por lo cual se esperaría encontrar una biota de distribución espacial poco homogénea en toda la cuenca, situación que fue claramente observada (Whiles, Brock, Frazen, & Dinsmore, 2000; Rice, Greenwood, & Joyce, 2001).

La Biota no presentó una única tendencia desde la primera estación hasta unos kilómetros arriba de su confluencia con el embalse la esmeralda, revelando que la riqueza específica no muestra una tendencia, sino que es variable dependiendo de las características de cada estación en particular (tabla, 10).

Tabla 10

Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados época de sequía, mayo

2013

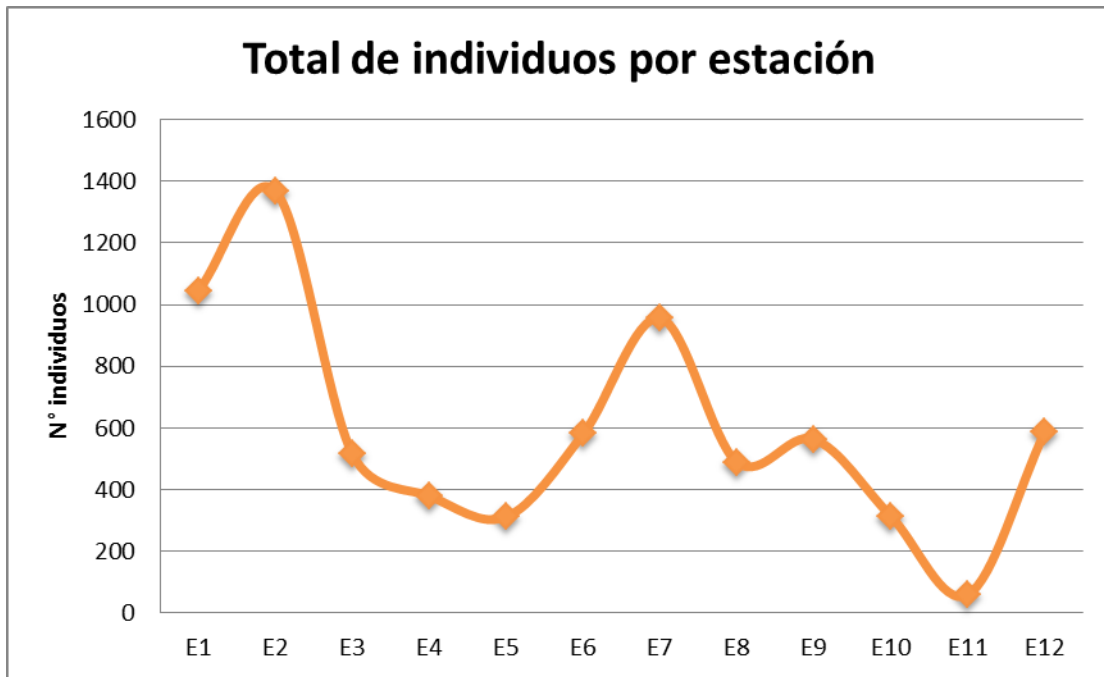
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12																																											
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Lumbrineridae	N.D.					4																																																		
			Naididae	N.D.												15																																											
			Tubificidae	N.D.			10	1		17	14						7	4																																									
Artropoda	Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae	<i>Hyalella sp.</i>	4	1	2																																																				
			Insecta	Acari	N.D.	N.D.					1					1																																											
					Colembolla	N.D.	N.D.												3																																								
						Coleoptera	Elmidae	<i>Cyloepus sp.</i>		1	4																																																
								<i>Heterelmis sp.</i>		13	4	19	24		5		1																																										
								<i>Hexacyloepus sp.</i>							5																																												
								<i>Hexanchorus sp.</i>				2		2	2	7		1	1	1																																							
								<i>Macrelmis sp.</i>					6																																														
								<i>Pseudodesersus sp.</i>		1						2																																											
								Gyrinidae	<i>Dineutus sp.</i>						1																																												
									<i>Gyretes sp.</i>							1																																											
									Staphylinidae	N.D.	N.D.							2																																									
										Diptera	Ceratopogonidae	<i>Ceratopogon sp.</i>		1						2																																							
												<i>Probezzia sp.</i>			5	1	1		1																																								
												Chironomidae	Chironominae			20	398	26	254	146	230	191	73			88	24	52																															
														Orthoclaadiinae			511	294	277	4	38	247	497	96	67		16	2	70																														
															Tanytopodinae			14	144	14	2	9		38				2	4	3																													
																Culicidae	<i>Mansonia sp.</i>											1																															
																	Empididae	<i>Chelifera sp.</i>			2	1	3				5																																
																		N.D.	N.D.													1																											
																		Psychodidae	<i>Maruina sp.</i>							4	2																																
																			Simuliidae	<i>Simulium sp.</i>		6	387						2		28	76	1																										
																				Stratiomyidae	<i>Odontomya sp.</i>											1																											
																					Tipulidae	<i>Limonia sp.</i>				2																																	
																						Ephemeroptera	Baetidae	<i>Americabaetis sp.</i>		12	4		2			13	4	6			3																						
																								<i>Baetodes sp.</i>								7				1		2																					
																								<i>Leptohyphes sp.</i>		20		33	2	11		29				2																							
																								Leptophlebiidae	<i>Thraulodes sp.</i>		4	1		1			31																										
																									Mesoveliidae	<i>Mesovelia sp.</i>					1																												
																										Naucoridae	<i>Cryphocricos sp.</i>					1	1	1			1																						
																											<i>Limnecoris sp.</i>											2	1		1																		
																											<i>Pelocoris sp.</i>										1	1																					
																											Veliidae	<i>Raghovelia sp.</i>		9	2	11			4																								
																												Pyrilidae	N.D.	N.D.		1			3		3	2			1																		
																													Corydalidae	<i>Corydalus sp.</i>		1	2		1						1																		
																														Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria sp.</i>								6																			
																																Trichoptera	Calamoceratidae	<i>Phylloicus sp.</i>										1	3														
																																		Glossosomatidae	<i>Protoptila sp.</i>		1		12																				
																																			Helicopsychidae	<i>Helicopsyche sp.</i>		35		17	9	35	5	43	45	197	36	1	195										
																																				Hydrobiosidae	<i>Atopsyche sp.</i>		3			3	6	5	3	1		1											
																																					Hydropsychidae	<i>Smicridea sp.</i>		1	4	29	31	17	9	28	3		1			10							
																																						Hydroptilidae	<i>Alisotrichia</i>		3	2		2		1													
																																							<i>Metrichia sp.</i>		12	7	29	6	8	22	33	21	17	1	1								
																																							<i>Ochotrichia sp.</i>											1									
																																							<i>Oxyethira sp.</i>									5	18		14		3						
																																							Leptoceridae	<i>Grumichella sp.</i>											3	14		40					
																																								<i>Oecetis sp.</i>									2										
																																								Polycentropodidae	<i>Polycentropus sp.</i>		3	2															
																																									Mollusca	Bivalvia	Veneriodes	Sphaeriidae	<i>Pisidium sp.</i>				1										
																																												Gastropoda	Basommatophora	Physidae	<i>Physa sp.</i>	370	101	27	26	25	19	3	222	236	57		203
																																														Planorbidae	<i>Helisoma sp.</i>												1

Fuente: Autora. N.D: No Disponible

Figura 14

Total de individuos macroinvertebrados encontrados a lo largo de la cuenca del Río Garagoa

en época de sequía, mayo 2013



Fuente: Autora.

Podemos observar una escasa representación faunística en la estación E11, Puente Olaya, a su vez se destaca su vez la ausencia casi total de ejemplares del orden Plecopetera en todo el tramo estudiado, representante en aguas frías y bien oxigenadas indicando estas condiciones en el tramo estudiado. Adicionalmente se detecta una elevada representación de macroinvertebrados con 23 géneros diferenciados en la estación E1, Puente Adriana, y 22 en la estación E4, Tibaná y también se puede observar un elevado número de ejemplares en la estación E2, Quebrada la Única con 1368 individuos, lo que demuestra que este río puede llegar a albergar una diversidad importante, aunque la causa podría estar en los aportes de diferentes quebradas y riachuelos existentes a lo largo del río.

Contrarrestando con esta, estación 11, Puente Olaya, es la única con muy pocos individuos, pues solo se recolectaron 59 ejemplares de 10 géneros.

Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados

Es particularmente interesante presentar la frecuencia de las capturas de los ordenes mencionados en el listado faunístico (figura, 15), se destaca por su marcada abundancia del orden Díptera puede obedecer en gran medida a su capacidad de colonización y establecimiento de estos organismo, ya que de acuerdo con autores como Merrit & Cummins

(1996, Tejerina & Molineri (2007), Marchese & Paggi (2004), suelen establecerse en todo tipo de sistemas acuáticos, y poseen una gran tolerancia a la contaminación siendo capaces de habitar por extensos periodos en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno, llegando a ser espacialmente abundantes en sistemas como la estación 2, Quebrada la Única, donde la gran cantidad materia orgánica observada, consecuencia del vertimiento de las aguas residuales del municipio de Jenesano aguas arriba del punto de muestreo y la presencia de zonas de deposición facilita su establecimiento y la adquisición de alimento, para los organismos pertenecientes a este grupo, ya que su mayoría son de habito colector-recolector.

Los miembros del orden Basommatophora son en su mayoría caracoles de agua dulce aunque los hay también terrestres y algunos marinos, en general son organismos con gran capacidad para desarrollarse en diferentes ambientes debido al número de familias que componen el grupo y a la diversidad de hábitos tróficos que exhiben (Iannacone, Mansilla, & Ventura, 2003; Paraense, 2003). Los Gastrópodos clase a la que pertenecen, poseen características de gran tolerancia a la contaminación, de la misma manera que el orden Diptera.

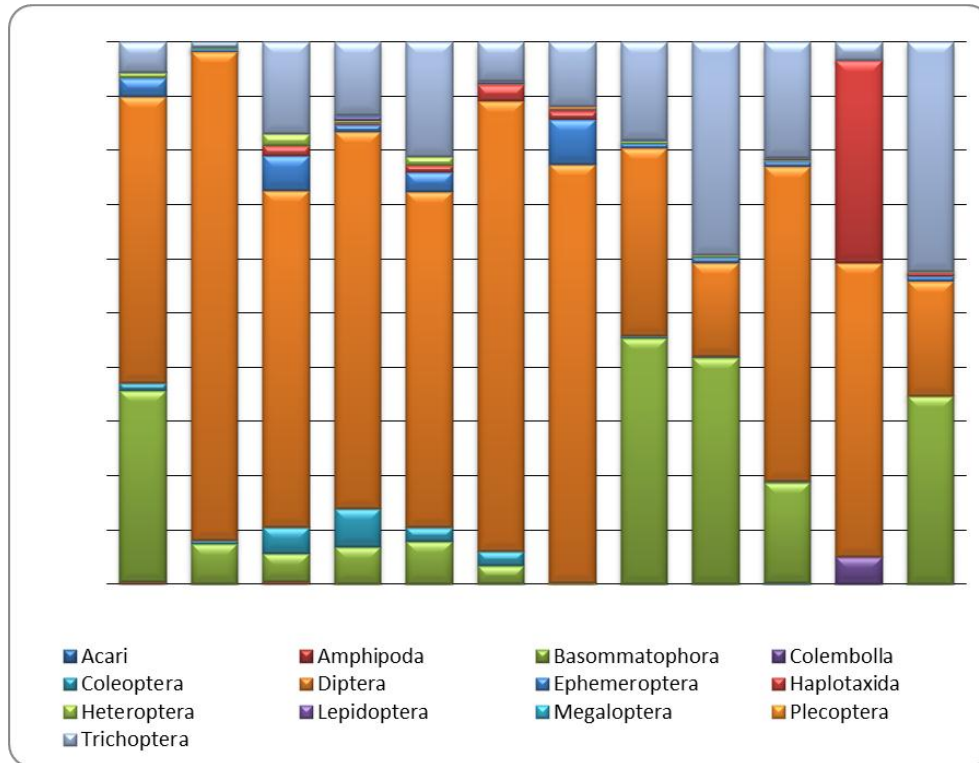
Se puede observar que la mayor parte de los taxas tolerantes a la contaminación se encuentran en todo el tramo estudiado con abundancias significativas, favorecidos por la elevada disponibilidad de detritus orgánico que hacen parte de su dieta.

Por otro lado, los Trichoptera son insectos holometábolos con adultos voladores. Las larvas son acuáticas y viven en refugios fijos o transportables que elaboran con seda, estos organismos suelen ser muy abundantes en los sistemas de aguas de corrientes, aunque se desarrollan bien en aguas cálidas, presentan cierta preferencia por las aguas frías; son moderadamente sensibles a la contaminación y dependen en gran medida de la diversidad de biotopos y de la velocidad de la corriente siendo más abundantes y diversos en estaciones como E12, El Caracol, E9, La Frontera y E7, Río Fusavita, donde estos dos factores presentan condiciones muy favorables para la representatividad de este grupo (Posada & Roldán, 2003).

Se destaca por su escasa frecuencia a los Acari, Amiphoda, Colembolla, Megaloptera, Plecoptera y Venerioda que no superan el 1% para cada orden, y no son comunes en todas las estaciones.

Figura 15

Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados mayo 2013



Fuente: Autora.

Abundancia total de familias de macroinvertebrados

En cuanto a las familias reportadas, se destacaron por su abundancia Chironomidae, Physidae y Helicopsychidae.

La familia con mayor representatividad espacial durante el muestreo fue Chironomidae, del orden Diptera, taxa reconocido como tolerante a la contaminación, que puede estar siendo favorecida por la abundante presencia de sedimentos en el sistema ya que los géneros pertenecientes a esta familia se caracterizan por su preferencia por sistemas con abundante carga de materia orgánica particulada fina y donde como se mencionó anteriormente, se les facilita la obtención de alimento, tanto para colectores como para los predadores (Merrit & Cummins, 1996; Mc.Cafferty & Provonsha, 1981).

La familia Physidae y en especial el género Physa representante de los gastrópodos, gran tolerante de la contaminación, presenta preferencia por zonas de remanso con aguas claras y presencia de algunas rocas de diferente diámetro, donde se fijan y se les facilita la consecución de alimento (Iannacone, Mansilla, & Ventura, 2003; Paraense, 2003) como se observa en la figura 16 la mayor abundancia de esta familia se presentó en las estaciones E1, Puente Adriana y E10, Quebrada la Quigua, donde las condiciones observadas facilitan su establecimiento y

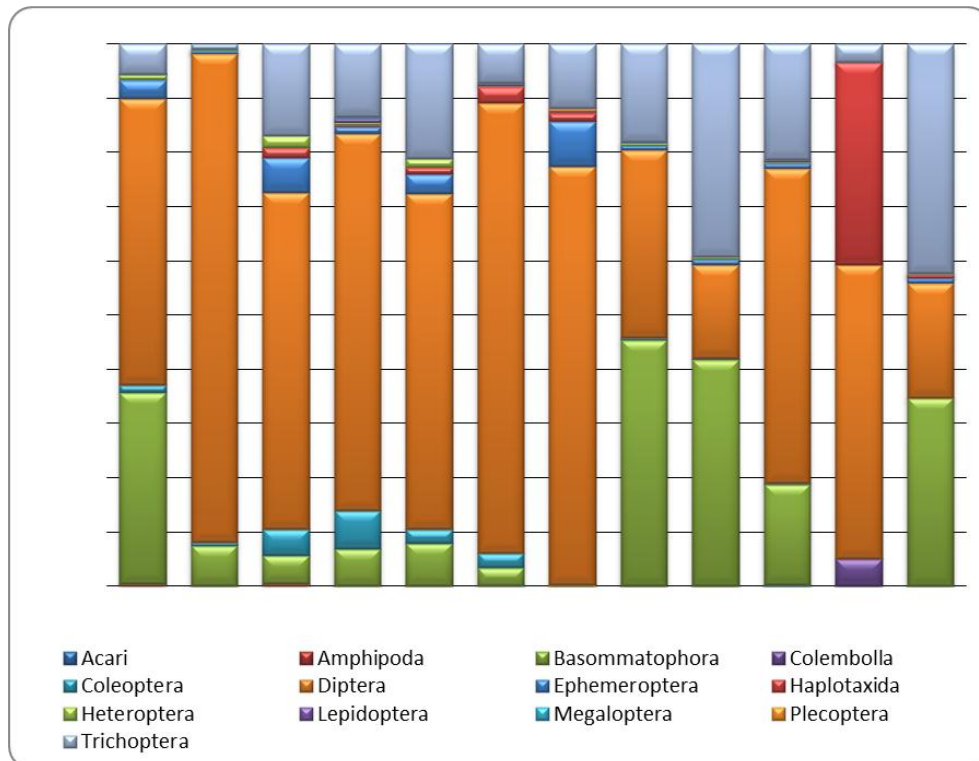
expresión en abundancias como las reportadas.

Las larvas de los helicopsíquidos son quizá los tricópteros más fácilmente reconocibles, debido a que construyen un estuche espiral que semeja la concha de un caracol, se alimentan raspando algas y detritus de la superficie superior de las piedras (Monson, Holzenthal, & Ahlstrand, 1988). Estos organismos son moderadamente sensibles a la contaminación y suelen colonizar diferentes tipos de sustratos y ambientes, es decir pueden ser abundantes tanto en zonas de rápidos como en zonas de remansos y en lugares con algún grado de intervención antrópica (Guevara, Reinoso & Villa, 2005) como la observada a lo largo de las estaciones de muestreo, especialmente en las estaciones E9, La Frontera y E12, El Caracol, donde se hace más evidente la presencia de algún tipo de asentamiento humano en la ronda del río.

Se destaca por la diversidad de familias encontradas con baja abundancia, hallando 1 ejemplar por estación.

Figura 16

Abundancia total de familias de macroinvertebrados, mayo 2013



Fuente: Autora.

Índices ecológicos

Tabla 11

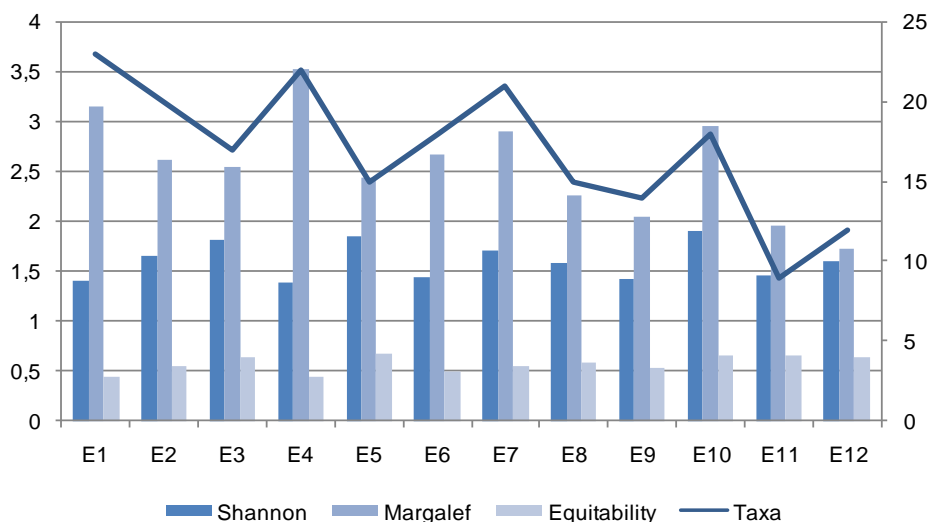
Índices ecológicos por estación de muestreo, mayo 2013

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12
Taxa	23	20	17	22	15	18	21	15	14	18	9	12
Shannon	1,407	1,669	1,827	1,396	1,855	1,455	1,71	1,598	1,42	1,916	1,459	1,6
Margalef	3,164	2,631	2,562	3,535	2,438	2,671	2,914	2,261	2,052	2,957	1,962	1,726
Equitability	0,4488	0,5572	0,645	0,4516	0,6851	0,5032	0,5617	0,5899	0,538	0,663	0,6639	0,6439

Fuente: Autora.

Figura 17

Índices ecológicos por estación de muestreo, mayo 2013



Fuente: Autora.

Los ambientes que proporcionan una mayor variedad de microhábitats, denominados ambientes heterogéneos, darán a su vez una mayor diversidad.

Si todas las especies de una muestra se presentan en igual proporciones, alcanzarían el valor de la diversidad máxima. Este valor puede compararse con la diversidad conjunta mediante el cálculo de la equitatividad (figura 17).

Su utilización permite normalizar los índices de diversidad registrados en comunidades de macroinvertebrados que poseen valores muy distintos en el número de especies y poder deducir cuál de ellas está más alejada de su diversidad máxima como es el caso de la estación E1, Puente Adriana y E4, Tibaná; estaciones que representan puntos donde terminan procesos desequilibradores provocados por vertidos de origen urbano, favoreciendo el desarrollo de especies oportunistas.

La diversidad de macroinvertebrados del área estudiada se encontró entre 1.39 y 1.91 bits/ind, siendo los valores más relevantes los observados en las estaciones E10, Quebrada la

Quigua, E5, Inicio Río Garagoa y E3, Las Delicias. Teniendo en cuenta que el rango en el que oscila este índice está entre 0 y 1 bits/ind, podría decirse en general que los valores reportados son bajos, esto debido probablemente a las marcadas abundancias de algunos de los taxones reportados (tabla, 11).

El índice de equitabilidad de Pielou oscila entre 0 y 1, siendo los valores cercanos a 1 los representativos de una comunidad mejor distribuida, en este orden de ideas, la comunidad en la cual se encontró una mejor correspondencia entre el número de taxones y sus abundancias fue la reportada en la estación E5, inicio Río Garagoa, donde a pesar de las marcadas abundancias de la familia Chironominae no se ve muy afectado este atributo de la comunidad, seguido de esta estación, las estaciones E10, Quebrada la Quigua y E11, Puente Olaya, mostraron valores similares indicando buena distribución, encontrando en la estación E11 pocos taxones pero con proporciones entre ellas fueron muy próximas. Todas las demás estaciones oscilan entre 0,50 y 0,64 y con una mínima de 0,44 tal y como se comentó líneas arriba. En este caso el número de individuos recolectados de las especies *Orthocladinae* y *Physa* sp. (511 y 370 respectivamente) fueron los causantes del desequilibrio (tabla, 11).

Los valores de riqueza (número de taxones reportado) por su parte fueron más representativos que los de diversidad, siendo el valor más alto el registrado en la estación E5, Inicio Río Garagoa, donde posiblemente la amplitud del cauce junto con la diversidad de hábitats y tipos de corriente observados proporciona un ambiente propicio para el desarrollo de una comunidad de macroinvertebrados mejor estructurada.

El valor más bajo de riqueza (número de taxones reportado) se presentó en la estación E12, El Caracol, donde además de la escasa profundidad, el tipo de sustrato y la influencia antrópica pueden estar generando condiciones limitantes para el establecimiento de algunos organismos con mayores requerimientos ecológicos (tabla, 11).

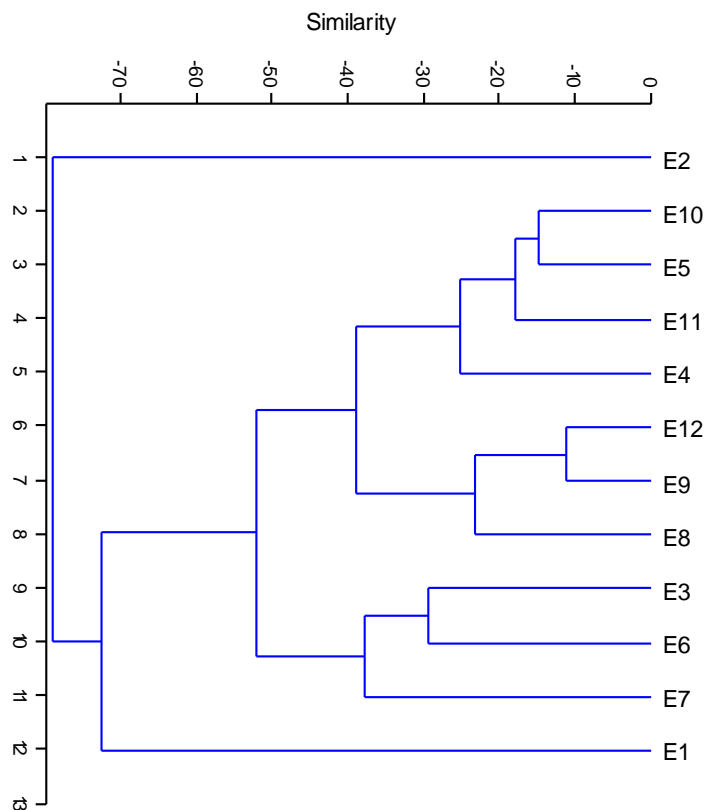
Análisis de agrupamiento

La clasificación de las estaciones de muestreo mediante análisis clúster de conglomerados, permitió observar un dendrograma (figura, 18) en el que claramente se observa la formación de cinco grupos definidos, los cuales no se ajustan a una ubicación espacial, dentro de la cuenca. El primero se encuentra conformado por 4 estaciones: E10, E5, E11 y E4, (Quebrada la Quigua, Inicio Río Garagoa, Puente Olaya y Tibaná) en las que se observó tanto el menor número de

individuos como el menor número de taxones. De igual forma, las estaciones del grupo dos E12, E9 y E8 (El Caracol, La Frontera y El Punteadero) y tres E3, E6 y E7 (Las Delicias, Inicio Río Garagoa y río Fusavita) se encuentran conformados por aquellas estaciones en las que se observaron valores intermedios de estos factores y cuyas diferencias en cuanto a estructura no son tan significativas. Las estaciones E1, Puente Adriana (grupo 4) y E2, Quebrada la Única, (grupo 5) no se encuentran haciendo parte de ninguno de los anteriores grupos debido a la marcada densidad de organismos reportada en estas, donde posiblemente condiciones como la abundante cantidad de detritos y presencia de corrientes de efecto no abrasivo, puede estar favoreciendo las abundancias de organismos como *Physa sp*, Chironominae, Orthicladiinae y *Simulim sp*.

Figura 18

Dendrograma de agrupamiento cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa, mayo 2013



Fuente: Autora.

Índice BMWP

Al utilizar el índice BMWP en los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del Río

Garagoa, se obtiene (Tabla, 12), que las aguas de estos ecosistemas pueden categorizarse en tres tipos así:

- Aguas muy limpias a limpias de calidad Buena (E1, Puente Adriana) en las que la comunidad de macroinvertebrados parece no encontrar limitaciones para su establecimiento, por el contrario, parece presentar condiciones propicias para el asentamiento de una comunidad rica en taxones.
- Aguas ligeramente contaminadas de calidad Aceptable (desde E2 hasta E10) en las que las condiciones ecológicas de los sistemas pueden estar limitando el establecimiento de algunos organismos con requerimientos ecológicos más específicos.
- Aguas moderadamente contaminadas de calidad Dudosa (E11, Puente Olaya y E12, El Caracol), en las que al parecer se está viendo favorecido el establecimiento de organismos con rangos de tolerancia un poco más amplios que los reportados en las estaciones anteriores.

Tabla 12

Valores de BMWP calculados para los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa, mayo 2013

ESTACION	BMWP	CLASE	CALIDAD	SIGNIFICADO	COLOR
E1	113	I	BUENA	Aguas muy limpias a limpias	AZUL
E2	90	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E3	82	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E4	100	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E5	68	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E6	68	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E7	97	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E8	68	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E9	64	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E10	84	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E11	39	IV	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E12	50	IV	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO

Fuente: Autora.

4.4.2 Comunidades de macroinvertebrados encontrados en la temporada de invierno,

noviembre 2013

Tabla 13

Composición y abundancia de la comunidad de macroinvertebrados noviembre 2013

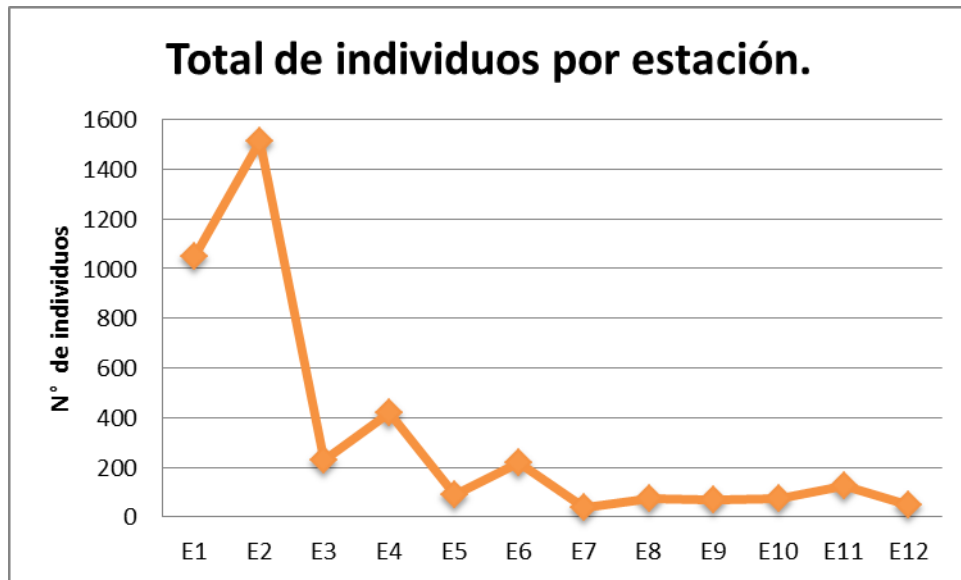
Phylum	Clase	Orden	Familia	Género	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12				
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	N.D.				1	3	5			1							
Artropoda	Arachnida	Acari	N.D	N.D.									1							
		Insecta	Coleoptera	Elmidae	Haxacylloepus sp.													1		
	Heterelmis sp.					1		7										1		
	Macrelmis sp.						6													
	Microcyllloepus sp.							1		4										
	Diptera		Chironomidae	Chironominae		68			98	25	22	3	2		2	5	3			
				Orthoclaadiinae		620	673			25	22	7	3				3			
				Tanypodinae									5							
				Empididae	Chelifera sp.		1													
				Muscidae	Limnophora sp.											1				
				Simuliidae	Simulium sp.		74	516	54	117	12				1				24	
		Ephemeroptera		Baetidae	Americabaetis sp.		38	34	12			16	2	10	4	8				
			Anacroneuria sp.										1							
			Baetodes sp.			73	51	14	64	9		4		3	18	22	13			
					Camellobaetidius sp.		85	91	25	110	12		5	52	11	16	33			
	Mayobaetis sp.													2						
	Zelus sp.					79	93	77			61				2	6	7	1		
	Leptohyphidae				Leptohyphes sp.							18			2		2			
	Leptophlebiidae				Thraulodes sp.					1			9	4	8		8			
	Heteroptera				Naucoridae	Limnocoris sp.											1			
						Veliidae	Raghovalia sp.		9	12			10		1					
	Megaloptera	Corydalidae	Corydalus sp.			1														
	Trichoptera	Glossosomatidae	Protoptila sp.				9		1		1		30	24	25	2				
Helicopsychidae			Helicopsyche sp.				7			9					3					
Hydrobiosidae			Atopsyche sp.								1									
Hydropsychidae		Smicridea sp.		3	47	13	25		29				6		12	1				
		Hydroptilidae	Metrichia sp.		7								1			3				
Leptoceridae			Grumichella sp.					3												
			Oecetis sp.										14							
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesidae	Dugesia sp.					1											

Fuente: Autora. N.D: No Disponible.

En temporada de invierno, la subcuenca del Río Garagoa muestra una disminución significativa de la diversidad con respecto al periodo de verano. Se registró un total de 32 taxa, los órdenes más diversos fueron Coleoptera, Diptera Ephemeroptera, y Trichoptera, coincidiendo con el primer muestreo en cuanto a la baja homogeneidad en la biota encontrada. La Biota presentó un gradiente en la riqueza a lo largo del sector de la cuenca evaluada disminuyendo con el avance del río, presentándose la misma tendencia en cuanto a abundancia (tabla,13).

Figura 19

Total de individuos macroinvertebrados, noviembre 2013



Fuente: Autora.

Se detecta una menor representación de macroinvertebrados con respecto a la temporada de verano, con un máximo de 2 géneros diferenciados en la estación E6, E9 y E11 (Quinchatoque, La Frontera y Puente Olaya); sin embargo, el número total de géneros encontrados no mostró una diferencia significativa entre las estaciones. Por otro lado, se encontró un elevado número de ejemplares en la estación E1, Puente Adriana, y E2, Quebrada la Única, con 1048 y 1515, mostrándose muy parecido en estas dos estaciones este valor. Contrarrestando con las estaciones E7, Río Fusavita, y E12, El Caracol, con 39 y 46 ejemplares respectivamente.

Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados

A pesar de la diferencia en el número total de individuos encontrados (muestreo 1: 7170 individuos; muestreo 2: 3947 individuos) (figura, 20), el orden con mayor abundancia no se altero; el orden Diptera que es reconocido por poseer una gran tolerancia a la contaminación siendo capaces de habitar por extensos periodos en aguas con concentraciones muy bajas de oxígeno; siendo uno de los órdenes de holometábolos más numerosos y diversificados en todo el mundo, ocupando en sus distintos estadios inmensa variedad de nichos ecológicos tanto terrestres como acuáticos, estos organismos incluyen además parásitos, predadores y degradadores. Este orden ocupa el cuarto lugar en cuanto a tamaño entre todos los insectos, comprende más de sesenta mil especies. Tanto las larvas como los adultos presentan un amplio campo de diferencias en cuanto a hábitos alimenticios y al medio ambiente que ocupan

(Mc.Cafferty & Provonsha, 1981; Merrit & Cummins, 1996). La gran abundancia reportada especialmente en las estaciones E1, Puente Adriana y E2, Quebrada la Única (en los dos muestreos) puede deberse además del ancho del cauce, a la cercanía de material vegetal en la ribera que permite la creación de un microhábitat donde además de refugio, se ve favorecido el proceso de recolección de alimento (figura, 19).

Por su parte, el segundo orden representativo fue Ephemeroptera, reconocidos como organismos moderadamente sensibles a la contaminación. Las altas densidades reportadas durante el monitoreo se pueden deber a las diferentes formas especializadas en las que han evolucionada las ninfas que les permiten aprovechar los diferentes hábitats acuáticos donde se les facilita la obtención de alimento y refugio. Las ninfas generalmente se alimentan de detritus, algas y diatómeas, aunque unas pocas especies son depredadoras. En cuanto a refugio, pueden encontrarse desde fondos lodosos y arenosos hasta en paquetes de hojarasca o debajo de rocas o en túneles en el fondo de sistemas lenticos (Zúñiga, Molineri, & Domínguez, 2004).

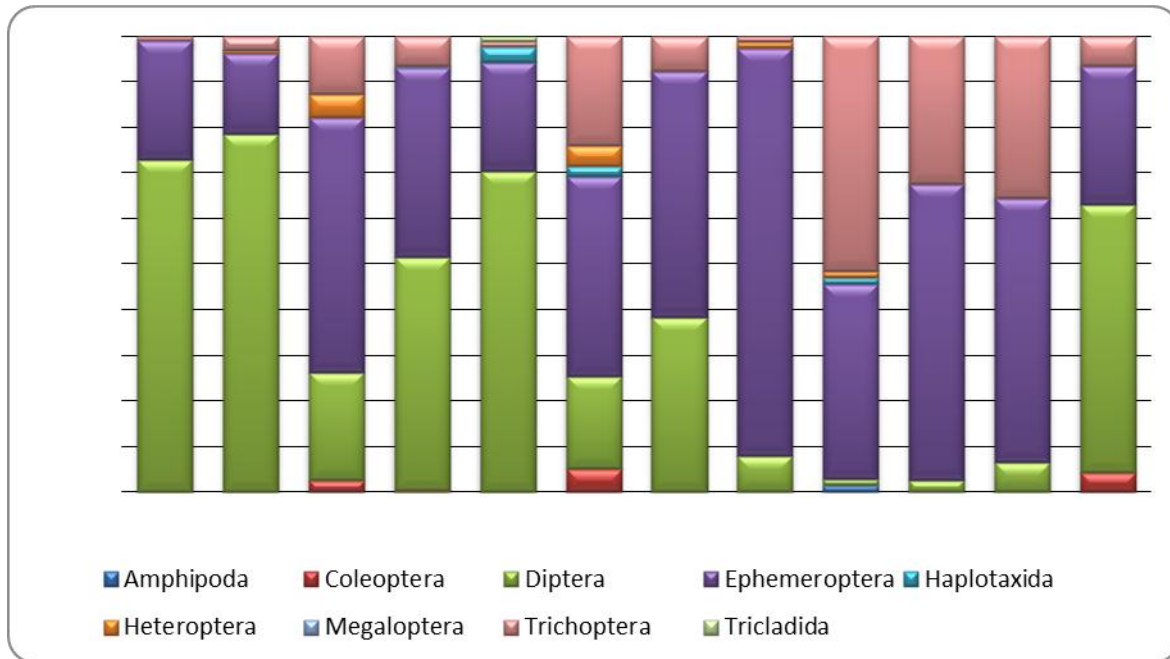
Por otro lado, los Trichoptera también presentaron una alta representabilidad en este muestreo, siendo moderadamente sensibles a la contaminación y dependen en gran medida de la diversidad de biotopos y de la velocidad de la corriente siendo más abundantes y diversos en estaciones como E9, E10 y E11 (La Frontera, Quebrada la Quigua, Puente Olaya) (Posada & Roldán, 2003).

Se puede observar que la mayor parte de los taxos moderadamente sensibles a la contaminación se encuentran en todo el tramo estudiado con abundancias significativas, favorecidos por la dilución de la contaminación presentada en esta temporada.

Se destaca por su escasa frecuencia a los Amiphoda, Colembolla, Heteroptera, Megaloptera, que no superan el 1% para cada orden, y no son comunes en todas las estaciones, adicional a la ausencia total de los demas ordenes encontrados en el epoca de verano.

Figura 20

Abundancia total de órdenes de macroinvertebrados noviembre 2013



Fuente: Autora.

Abundancia total de familias de macroinvertebrados

De la misma forma que en los órdenes, la familia más representativa fue Chironomidae en los dos muestreos, seguida por Simuliidae y Baetidae, familias que no fueron representativas en el primer muestreo (figura, 21).

Dentro de los dípteros, la familia con mayor representatividad durante el muestreo fue Chironomidae, reconocido como tolerante a la contaminación, puede estar siendo favorecida por la abundante presencia de material alóctono en el sistema ya que los individuos pertenecientes a esta familia se caracterizan por su preferencia por cuerpos de agua con abundante carga material suspendido, favorecido por el invierno, donde se les facilita la obtención de alimento, especialmente para los de habito colector recolector (Mc.Cafferty & Provonsha, 1981; Merrit & Cummins, 1996).

Por otra parte la familia Simuliidae pueden estar siendo favorecida por lo torrentoso del caudal ya que en general estas larvas se encuentran asociadas a zonas de aguas rápidas donde se les facilita descolgarse en la corriente para capturar su alimento ya que este grupo de organismos tiene un habito trofico colector filtardor (Shelley, Hernandez, & Davies, 2004).

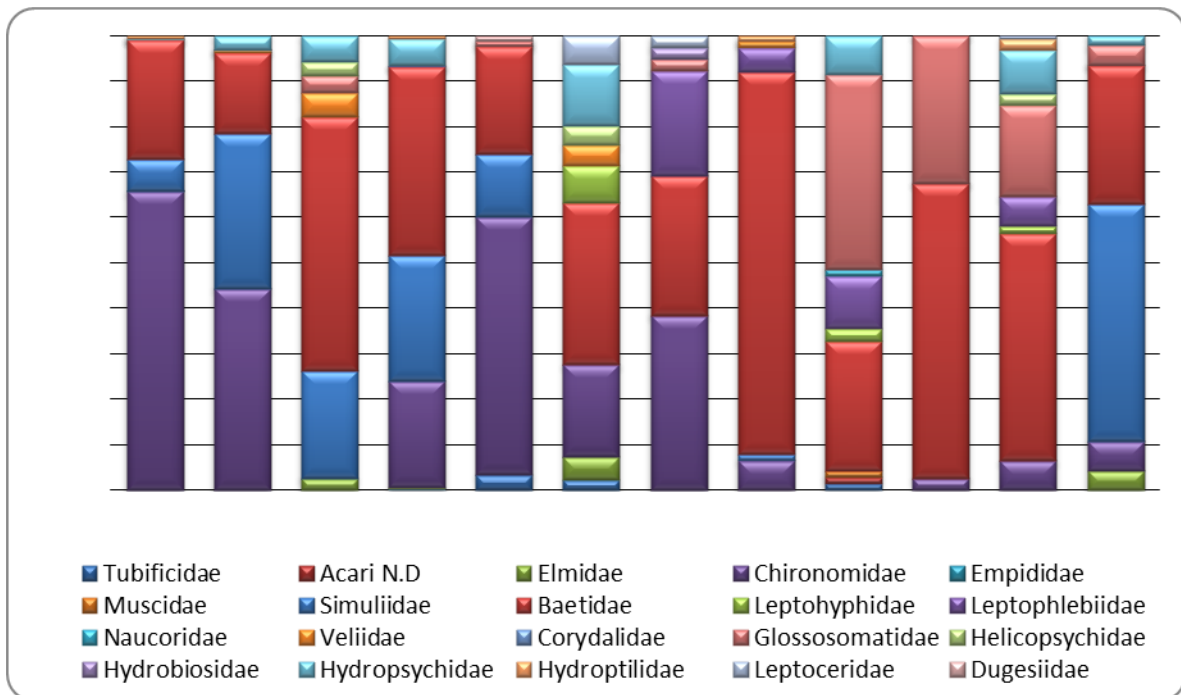
Al mismo tiempo de los ephemerópteros, la familia Baetidae se destaca por su frecuencia de aparición y marcada abundancia, especialmente en la estación E1 (Puente Adriana) donde

se encuentra representando el 26% del total de individuos registrados para este punto de muestreo. De acuerdo con lo reportado por autores como Tercedor (1996, Muñoz & Ospina (1999) puede estar siendo favorecida por la facilidad que presentan las ninfas para establecerse en diferentes tipos de hábitats de agua dulce entre los que se encuentran humedales, zonas de presa o aguas estancadas y zonas de rápidos y remansos de los ríos, siendo más diversos y abundantes en los últimos.

Por otro lado, este mismo factor de velocidad de corriente puede estar siendo limitante para las familias Leptohiphidae y Leptophlebiidae que en general presentan preferencia por zonas de remanso con acumulación de materia orgánica fina donde se les facilita la obtención de alimento ya que los géneros reportados son de hábito colector (Merrit & Cummins, 1996).

Figura 21

Abundancia total de familias de macroinvertebrados noviembre 2013



Fuente: Autora.

Índices ecológicos

Tabla 14

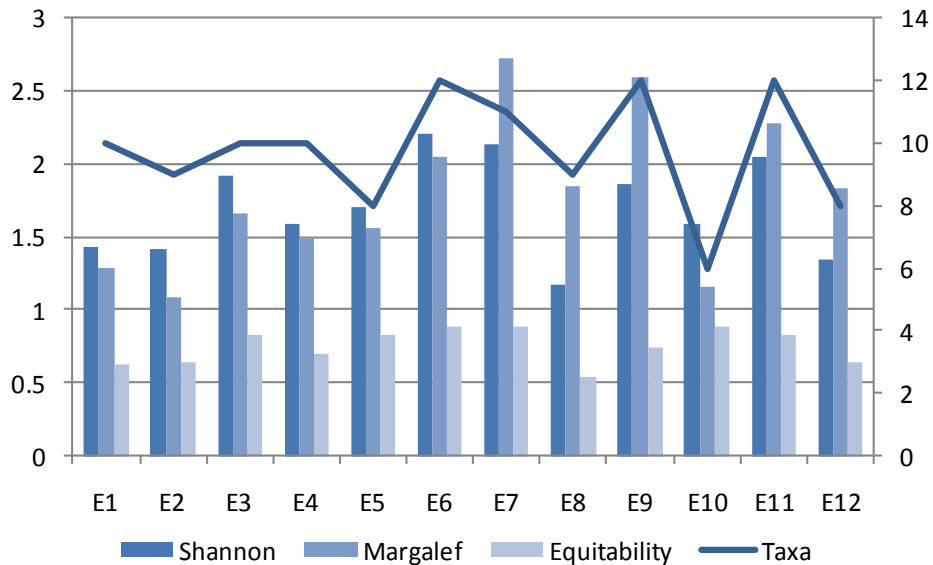
Índices ecológicos cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013

	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12
Taxa	10	9	10	10	8	12	11	9	12	6	12	8
Shannon	1,436	1,41	1,921	1,593	1,709	2,21	2,13	1,171	1,857	1,582	2,052	1,34
Margalef	1,294	1,092	1,656	1,489	1,563	2,05	2,73	1,847	2,589	1,162	2,282	1,83
Equitability	0,6239	0,6417	0,8343	0,6916	0,822	0,89	0,89	0,533	0,7473	0,8829	0,8258	0,65

Fuente: Autora.

Figura 22

Índices ecológicos cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013



Fuente: Autora.

Los valores de diversidad observados en los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa se encontraron entre los 1.34 y 2.21 bits/individ, siendo el valor más relevante el reportado en la estación E6, Quinchatoque, donde aparente las condiciones de ecológicas específicas del sitio parecen favorecer la oferta de un mayor y más estable número de biotopos en donde los organismos integrantes de esta comunidad encuentran condiciones propicias para su establecimiento y permanencia este punto de muestreo (tabla,14).

En cuanto a la equitabilidad podría decirse que se encontró mejor distribuida con respecto al muestreo en época de verano, teniendo en cuenta que en este muestreo se obtuvo una mejor correspondencia entre el numero de taxones y sus abundancias, las estaciones E6, Quinchatoque y E7, Río Fusavita, son la que muestran los mayores valores, donde la proporción entre el número de taxones y sus abundancias se encuentra favoreciendo la mejor expresión de este atributo de la comunidad, seguido de estas estaciones, las estaciones E4, E10

y E11 (Tibaná, Quebrada la Quigua y Puente Olaya) mostraron valores similares indicando buena distribución, encontrando en estas estaciones presentan pocos taxones con proporciones muy diferentes cada de cada una. Todas las demás estaciones oscilan entre 0,62 y 0,74 y con una mínima de 0,53 de la estación E12, El Caracol (tabla, 14).

La riqueza por su parte presento sus valores más altos en las estaciones E7, Río Fusavita y E9, La Frontera) donde posiblemente el establecimiento de un mayor número de especies este siendo favorecido las condiciones de heterogeneidad espacial observadas; así mismo, el valor más bajo de este índice se reportó en la estación E2, Quebrada la Únca donde la marcada abundancia de organismos como Orthocladiinae y *Simulim sp.* puede estar provocando una subestimación de la representatividad de los demás taxones reportados en este punto de muestreo (figura, 22).

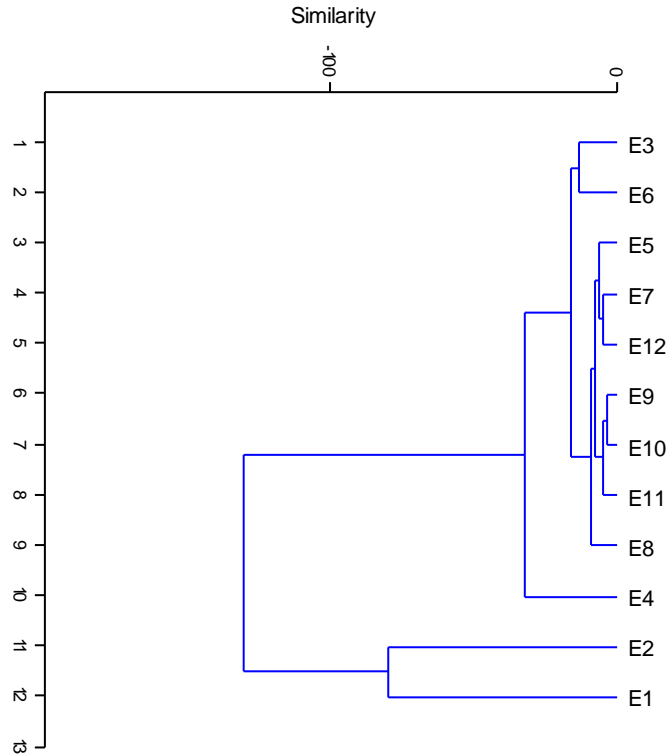
Análisis de agrupamiento

De acuerdo con el análisis de agrupamiento, durante este muestreo, se observó la formación de 3 grupos principales (figura, 23). El primero, con el porcentaje de similaridad más alto, se encuentran conformado por 9 de las 12 estaciones base de estudio, dentro de este grupo a su vez se observa la formación de subgrupos donde el patrón de similaridad parece estar dado las características microambientales específicas, tales como tipo de corriente y sustrato que de acuerdo con autores como (Manjarrés & Manjarrés, 2004) son de gran relevancia y direccionan la estructura y dinámica de la comunidad.

El segundo grupo observado, se encuentra conformado por una única estación Tibaná (E4) que se une al primero, y que puede estar alejándose del resto por la densidad total de organismos reportada. El tercer y último grupo de encuentra integrado por las estaciones E1, Puente Adriana y E2 Quebrada la Única, caracterizadas por la amplitud del cauce observada y el mismo tipo de paisaje, es decir, con un grado igual de intervención antrópica y con predominio de pastizales en las riberas que se encuentra favoreciendo el establecimiento y representatividad de los mismos taxones.

Figura 23

Dendrograma de agrupamiento cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa, noviembre 2013



Fuente: Autora.

Índice BMWP

De acuerdo con los resultados obtenidos del cálculo del índice BMWP (tabla, 15), podría decirse que los cuerpos de agua de la cuenca del Río Garagoa presentan aguas en su mayoría moderadamente contaminadas de calidad Dudosa en las que la comunidad de macroinvertebrados encuentra ciertas limitaciones para su establecimiento, para este caso específico, dichas limitaciones más que mostrar un deterioro en las condiciones ecológicas de los sistemas, podrían estar asociadas al periodo hidrológico en que se realizó el muestreo, ya que los altos caudales producto de las lluvias pueden generar condiciones de estrés y abrasión de organismos que se ven reflejadas en la composición de la comunidad.

Por otra parte, en las estaciones E5, Inicio Río Garagoa y E10, Quebrada la Quigua, se reportaron aguas muy contaminadas de calidad crítica en las que las fuertes corrientes observadas junto con factores como la pendiente y el tipo de sustrato pueden generar condiciones bastante limitante para los individuos de la comunidad reflejadas en una comunidad más pobremente conformada.

Tanto la amplitud como la horizontalidad del cauce pueden ser los factores responsables de la calidad de agua reportada en la estación E11, Puente Olaya, donde al parecer la reducción

de la intensidad de las condiciones hidráulicas del sistema se encuentra favoreciendo el asentamiento de mayor número de taxones reflejado en un agua ligeramente contaminada de calidad aceptable.

Tabla 15

Valores de BMWP calculados, noviembre 2013

ESTACION	BMWP	CLASE	CALIDAD	SIGNIFICADO	COLOR
E1	37	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E2	38	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E3	47	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E4	47	II	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E5	27	IV	CRITICA	Aguas muy contaminadas	NARANJA
E6	52	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E7	37	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E8	36	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E9	55	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO
E10	16	IV	CRITICA	Aguas muy contaminadas	NARANJA
E11	62	II	ACEPTABLE	Aguas ligeramente contaminadas	VERDE
E12	37	III	DUDOSA	Aguas moderadamente contaminadas	AMARILLO

Fuente: Autora.

4.4.3 Variación temporal

Al establecer una comparación temporal entre los datos de riqueza (# sp), densidad total y diversidad de Shanon de los dos muestreos realizados durante el primer semestre del año 2013, se observa:

En cuanto a la riqueza, podría decirse que se presenta una tendencia a una mejor expresión en temporada de baja precipitación (Mayo), posiblemente por la no fluctuación de caudal, lo que se refleja en una mayor estabilidad en cuanto a condiciones de hábitat y de disponibilidad de alimento evidenciada en el reporte de una comunidad más rica.

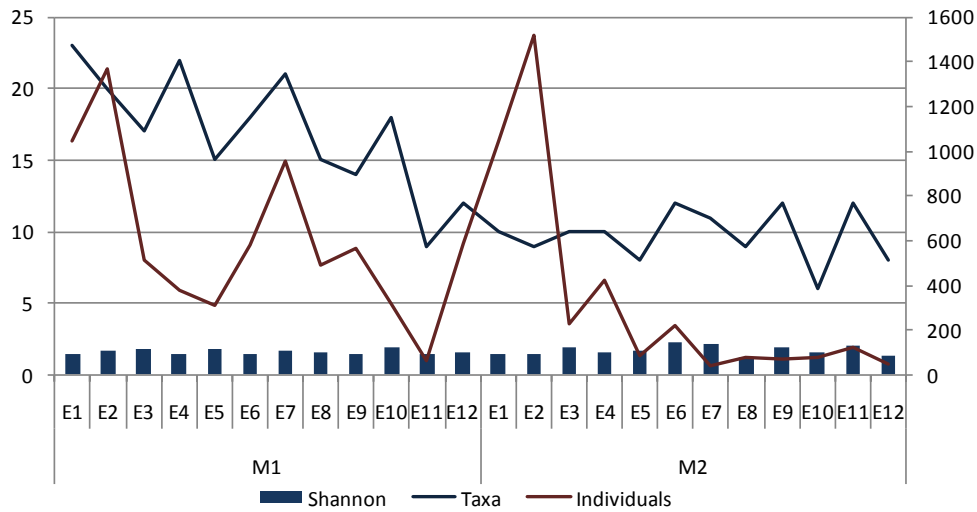
La abundancia, al igual que la riqueza presentó sus valores más altos durante el muestreo realizado en el mes de Mayo, debido posiblemente a que la estabilidad de ambientes favorece además la expresión de una comunidad más densa, ya que de acuerdo con autores como Allan (1995), Torralba & Alonso (2010) los ambientes con menor grado de perturbación ya sea antrópica o debida a cambios en los factores abióticos suelen estar mejor estructuradas y ser más estables.

La diversidad por su parte presentó sus valores más altos durante el segundo muestreo (noviembre), donde posiblemente la disminución en las densidades se encuentra favoreciendo

la mejor expresión de este atributo durante este monitoreo.

Figura 24

Variación temporal comunidad de macroinvertebrados cuerpos de agua cuenca del Río Garagoa



Fuente: Autora.

4.4.4 Relación entre la composición de macroinvertebrados acuáticos y las variables físico-químicas

Las comunidades biológicas propias de los sistemas acuáticos, suelen estar determinadas por diferentes factores que no necesariamente se derivan de acciones naturales sino en los que la acción antrópica puede tener gran injerencia, es por ello que a lo largo del tiempo diversos autores como (Torralba & Alonso, 2010) entre otros, han dedicado gran parte de sus estudios a tratar de entender este tipo de relaciones. Partiendo de lo anterior se realizó un análisis de componentes principales, buscando establecer si los valores reportados por los parámetros físico-químicos medidos en los cuerpos de agua de la cuenca del Río Garagoa tienen algún tipo de relación con la estructuración de la comunidad.

De acuerdo con la Figura 25, durante el primer muestreo, las variables que presentaron mayor relación con los individuos reportados en la comunidad fueron: Sólidos totales (ST), Sólidos Suspendedos Totales (SST), Sólidos Disueltos (SD), Demanda Química de oxígeno (DQO), Coliformes Totales y E. Coli, que en su mayoría, se encuentra afectando de forma positiva a organismos como Hyallellidae, Physidae, Elmidae, Ceratopogonidae, Chironomidae, Simuliidae y Veliidae; este tipo de relación indica que a mayor concentración de estas variables

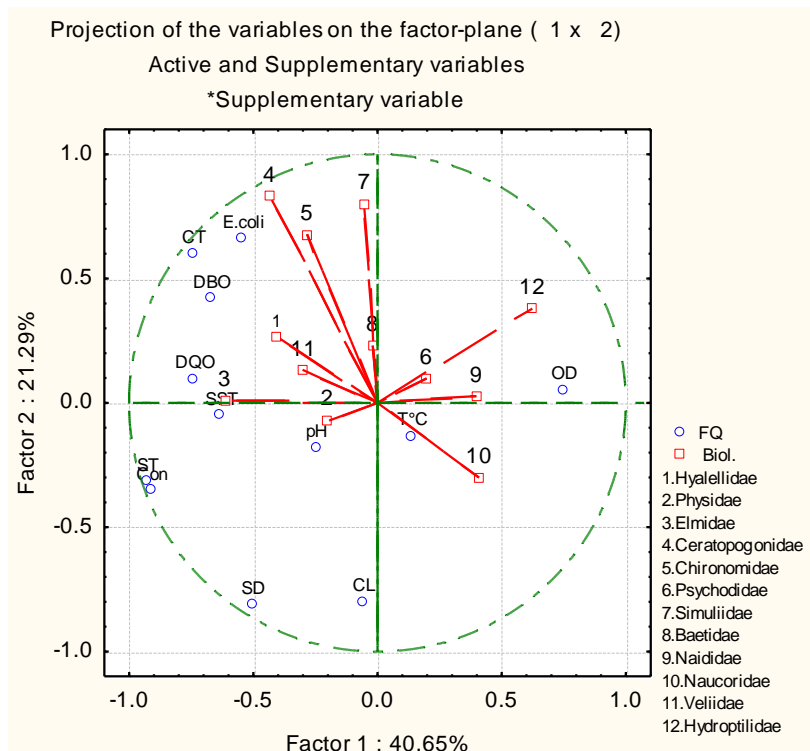
en el medio mayor puede llegar a ser la abundancia reportada por estos organismos.

Los valores de las variables en mención pueden ser el reflejo del bajo caudal observado a lo largo de la cuenca durante el muestreo, ya que durante los periodos de baja precipitación suele verse favorecida la acumulación de materia orgánica reflejada en una mayor densidad de organismos de hábito detritívoro, que encuentran en esta condición una situación propicia para su representatividad dentro de la comunidad.

Oxígeno Disuelto (OD) por su parte, parece estar influyendo en el establecimiento de organismos como Hydroptilidae, Naididae y Psychodidae.

Figura 25

Análisis de componentes principales (ACP), mayo 2013



Fuente: Autora.

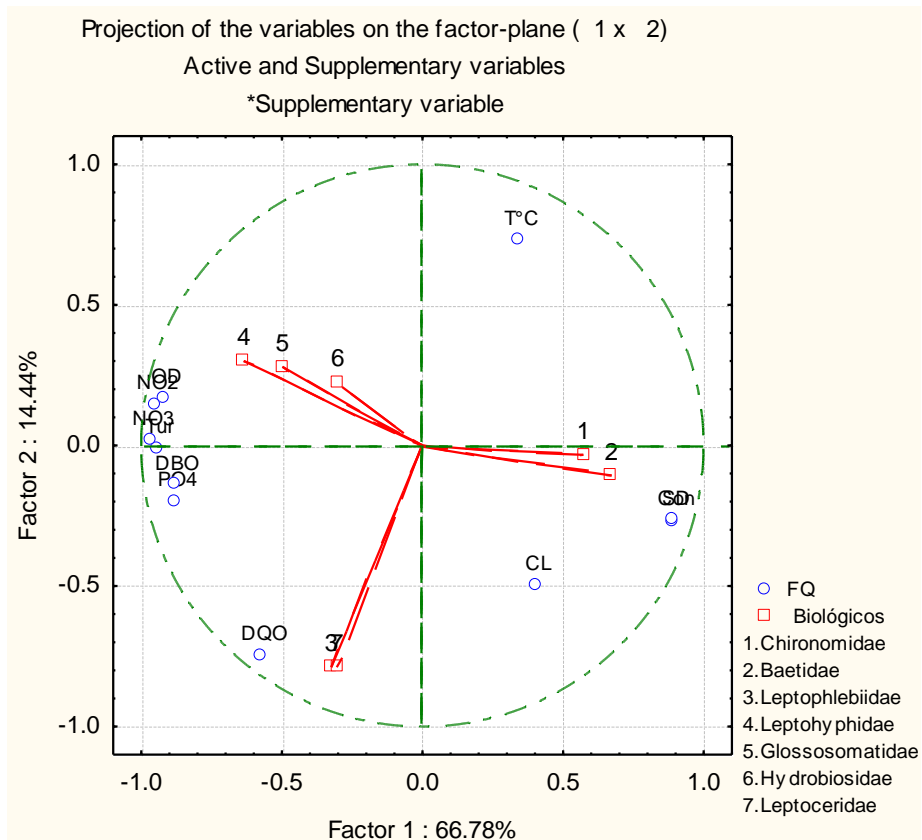
Durante el segundo muestreo las variables que al parecer tuvieron mayor importancia en el establecimiento y composición de la comunidad fueron aquellas relacionadas con los nutrientes (nitritos, nitratos, fosfatos), y con algunos factores derivantes de la condición de caudal y velocidad de la corriente como el oxígeno, la demanda biológica de oxígeno y demanda química de oxígeno (figura, 26)

Las familias que al parecer se encuentran relacionadas de forma directamente proporcional con el aumento de la concentración de variables como NO₂, NO₃ y OD son Leptohiphidae,

Glossosomatidae e Hydrobiodidae, consideradas buenas colonizadoras de aguas con fuerte velocidad de corriente donde las adaptaciones morfológicas con las que cuentan le facilitan su expresión en cantidades relevantes dentro de la comunidad, de igual forma, los organismos que presenta relación inversamente proporcional con estas variables Chironomidae y Baetidae.

Figura 26

Análisis de componentes principales (ACP), noviembre 2013



Fuente: Autora.

5. CONCLUSIONES

La comunidad de macroinvertebrados reportada en la cuenca del Río Garagoa durante los muestreos realizados en los meses mayo y noviembre del año 2013 estuvo mejor representada durante el primer muestreo, donde posiblemente las condiciones de bajo caudal se encontraban favoreciendo la exposición de un mayor número de microhábitats en los que gracias a la baja velocidad de corriente se favoreció el establecimiento de una comunidad más representativa y mejor estructurada.

Las comunidades de insectos acuáticos reportadas en los cuerpos de agua de la cuenca del Río Garagoa parecen estar fuertemente influenciadas por el efecto del régimen hidrológico, que no solo modifica las condiciones físicas de los sistemas sino que además ocasiona cambios en la concentración de diversas variables químicas que favorecen o limitan en diferentes grados y formas la composición y abundancia de la comunidad.

En cuanto al índice BMWP podría decirse que la calidad biológica del agua de los sistemas loticos de la cuenca del Río Garagoa tiende a ser mejor en la época de baja precipitación, donde la estabilidad de ambientes favorecida por el bajo caudal, puede estar viéndose reflejada en una mejor condición ecológica para la comunidad, al mismo tiempo se puede observar principalmente en el primer muestreo y en el segundo muestreo si no se tiene en cuenta el resultado de la estación E11 (resultado que puede ser un error experimental) que la calidad del agua tiene una tendencia empeorar y se ve afectada con el transcurso y el avance del río, resultado que es similar a las conclusiones obtenidas con análisis fisicoquímicos.

Se logró conocer algunas de las especies de macroinvertebrados presentes a lo largo de la cuenca del Río Garagoa durante el muestreo se establecieron órdenes y familias que pueden ser base para nuevos estudios de ecología de la región. El establecimiento de estas especies durante dos jornadas de muestreo puede no ser una representación faunística suficiente, es necesario realizar el mismo estudio durante otras épocas del año.

En el primer muestreo a pesar de la limitación que representa el descenso de los niveles de agua para la comunidad de macro invertebrados, a lo largo de los ríos y quebradas pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa se observó de forma generalizada gran representatividad de órdenes como Díptera y Basommatophora, que al parecer no se encuentran siendo afectados y por el contrario pueden estar siendo favorecidos ya que el aumento en los sedimentos y la materia orgánica generan en el sistema condiciones adecuadas para su establecimiento, permanencia y representatividad dentro del sistema y la comunidad.

De acuerdo con los valores obtenidos del cálculo de los índices ecológicos en la comunidad de macroinvertebrados de la Cuenca del Río Garagoa, la diversidad de Shannon fue mayor en las estaciones E10, E5 y E3 (Quebrada la Quigua, Inicio Río Garagoa, Las Delicias; mientras que la riqueza presentó sus valores máximos en la estación E5, Inicio Río Garagoa, donde posiblemente las condiciones de heterogeneidad ambiental está favoreciendo esta situación.

El análisis de agrupamiento permitió observar la formación de cinco grupos en la época de sequía, en los que el factor determinante puede ser la estructura y morfología de las estaciones de muestreo.

De acuerdo con los resultados del cálculo del índice de calidad BMWP/Col para el muestreo realizado durante el mes de mayo de 2013 en los sistemas acuáticos pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa podría decirse que se distinguen 3 tipos de calidad de agua:

El primero conformado por la estación E1, Puente Adriana, que presenta aguas muy limpias de calidad Buena donde la comunidad de macroinvertebrados encuentra condiciones propicias para su establecimiento y representatividad dentro de los sistemas.

El segundo grupo se encuentra conformando por las estaciones E2, E3, E4, E5, E6, E7, E8, E9 y E10 (desde Quebrada la Única hasta Quebrada la Quigua) que presentan aguas ligeramente contaminadas con calidad Aceptable donde las condiciones como altos valores de descarga y abundante materia orgánica pueden estar limitando el establecimiento de algunos organismos con requerimientos más altos.

El tercero conformado por las estaciones E11 y E12, Puente Olaya y El Caracol, que presentan aguas moderadamente contaminadas de calidad Dudosa en las que se pueden estar viendo favorecido el establecimiento y permanencia de organismos con amplios rangos de tolerancia.

Durante el segundo muestreo, la comunidad de macroinvertebrados reportada durante el mes de noviembre en los cuerpos de agua pertenecientes a la cuenca del Río Garagoa, estuvo representada principalmente por organismos con hábito colector, asociados a zonas de aguas rápidas donde se les facilita tanto la colección como en filtrado de alimento desde la corriente.

En cuanto a los índices ecológicos, podría decirse que los valores más altos tanto de diversidad como de riqueza se reportaron en las estaciones E6, E7 y E9 (Quinchatoque, Río Fusavita, La Forntera) donde posiblemente factores como la oferta de un mayor y más estable número de biotopos pueden favorecer el establecimiento de comunidades mejor estructuradas.

De acuerdo con el análisis de agrupamiento durante el mes de noviembre las estaciones de muestreo presentan una agrupación donde el patrón de similaridad parece estar dado las características microambientales específicas de cada estación de muestreo, tales como tipo de corriente y sustrato, factores de gran relevancia y que además direccionan la estructura y dinámica de la comunidad.

De acuerdo con los resultados obtenidos del cálculo del índice BMWP, podría decirse que los cuerpos de agua de la cuenca del Río Garagoa presentan en su mayoría aguas moderadamente contaminadas de calidad dudosa donde la comunidad de macroinvertebrados encuentra ciertas limitaciones de tipo hidráulico que limitan su establecimiento, de igual forma se reportaron además aguas ligeramente contaminada de calidad aceptable en la estación E11, Puente Olaya, y aguas muy contaminadas de calidad Crítica estaciones E5 y E10 (inicio Río Garagoa y Quebrada la Quigua).

BIBLIOGRAFÍA

- AES Chivor. (s.f.). *Página principal AEs Chivor*. Recuperado el 14 de 07 de 2013, de http://www.chivor.com.co/global/index?page=reports_overview&view=CHIVOR&cat=HYDROLOGY&locale=es
- Allan, J. D., Flecker, S., Segnini, S., Taphorn, D. C., Sokol, E., & Kilng, G. W. (2006). Limnology of Andean piedemont rivers of Venezuela. *Journal of the North American Benthological Society* (25), 66-81.
- Allan, J. D. (1995). *Stream ecology: structure and function of running waters*. Great Britain: Chapman y Hall.
- Arce, O. (2006). *Indicadores biológicos de calidad del agua*. Cochabamba: Universidad Mayor de San Simón.
- Baddi, Z., Garza, C., & Landero, F. (2005). Los indicadores biológicos en evaluación de la contaminación por agroquímicos en ecosistemas acuáticos asociados. *Cultura Científica y Tecnológica*, 2(6), 4-20.
- Battle, J., & Golladay, S. (2001). Water quality and macroinvertebrate assembles in three types of saesonally inundated limesink wetland in southwest Georgia. *Journal of Freshwatwer Ecology*, 16(2), 189-208.
- Bervoets, L. (2006). Tolerance of chironomus riparius larve (Diptera: Chironomidae) to sanity. *Bulletinor Enviromental Contamination and Toxicology*, 57(5), 829-835.
- Bohórquez, A., & Acuña, A. (1984). Inventario de las morfofamilias de las clases Gasteropoda y Clitelata como bioindicadores. *Memorias XIX Congreso Nacional y III Grancolombiano de Ciencias Biológicas* (p. 70). Bucaramanga: Universidad Industrial de Santander.
- Bretschneider, H. (1976). *Regulación de ríos*. Bolivia: Instituto de Hidráulica e Hidrológica de La Paz.
- Burillo, B. (1997). La calidad de las aguas en los humedales: los indicadores biológicos. *Boletín CEDE para el estudio de los humedales mediterráneos*, 1(1), 1-2.
- Chavarro, A., & Ramos, D. (2000). *Diseño de la red de monitoreo de la calidad y cantidad de las corrientes superficiales de la jurisdicción de CORPOCHIVOR*. Garagoa: Universidad Santo Tomás.
- Chavarro, A., & Ramos, D. (2000). *Diseño de la red de monitoreo de la calidad y cantidad de las corrientes superficiales de la jurisdicción de Corpochivor*. Garagoa: Corporación Autónoma Regional de Chivor.

- CORPOCHIVOR. (2005). *Plan de ordenamiento y manejo ambiental de la cuenca del Río Garagoa*. Garagoa: Corporación Autónoma Regional de Chivor.
- CORPOCHIVOR. (2005). *Plan de ordenación y manejo ambiental de la cuenca del Río Garagoa*. Garagoa: Corporación Autónoma Regional de Chivor.
- Cushing, C., Cummins, K., & Minshall, G. (2006). *River and stream ecosystems of the world*. Univ California Press.
- Dinus, S. (1972). Social accounting system for evaluating water resources. *Water Resources Research*, 8, 1159-1177.
- Dourojeanni, A. (1994). *Políticas públicas para el desarrollo sustentable: gestión integrada de las cuencas*. Lima: Ministerio de Agricultura.
- Dugel, M., & Kazanci, N. (2004). Assessment of water quality of the buyuk menderes river Turkey by using ordenation and classification of macroinvertebrates and enviromental variables. *Journal or Freshwater Ecology*, 19(4), 605-611.
- Elosegi, A., & Sabater, S. (2009). Otros factores físicos de importancia para los seres vivos: luz, temperatura, corriente. En A. Elosegi, & S. Sabater, *Conceptos técnicos en ecología fluvial*. España.
- Esteves, F. (1998). *Fundamentos de limnología* (2a ed.). Río de Janeiro: Interciencia Ltda.
- FAO. (1967). *La erosión del suelo por el agua*. Roma: FAO.
- Figueroa, R., Valdovinos, E., Araya, E., & Parra, O. (2003). Macroinvertebrados bentonicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 275-285.
- Flecker, A. S., & Feifarek, B. (1994). Disturbance and the temporal variability of invertebrate assamblages in 2 andean streams. *Freshwater Biology* (31), 131-142.
- García, D., & González, T. (1986). *Métodos biológicos para el estudio de la calidad de agua: aplicación a la cuenca del Duero*. Madrid: Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación.
- Giller, P., & Malmqvist, B. (1998). *The biology of streams and rivers*. Oxford University Press.
- Grillet, M., Legendre, P., & Borcard, D. (2002). *Community structure of neotropical wetland insects in northem Venezuela: I temporal and enviromental factors*. Venezuela: Arch Hydrobiology.
- Guevara, C., Reinoso, G., & Villa, F. (2005). Estudio del orden Trichoptera en su larval en la

- cuenca del río Coello departamento del Tolima. *Revista de la Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 17, 59-70.
- Guhl, E. (1989). Efectos geocológicos en la dinámica de la vegetación antropogénica en los páramos y sus consecuencias biogeográficas en los Andes ecuatoriales. *Ecológica*, 40-45.
- Hawker, H. (1980). Invertebrates as indicators of river water quality. En A. James, & L. Evinson, *Biological Indicators or water quality* (p. 234). New York.
- Hoback, W., & D Stanley. (2001). Insects in hipoxia. *Journal of Insect Physiology*, 47, 533-542.
- Horton, R. (1965). An index number system for rating water quality. *WPCF*, 37, 36-44.
- House, m., & Ellis, J. B. (1980). *Water quality indices: and additional management tool*. Programa water technology.
- Iannacone, J., Mansilla, J., & Ventura, K. (2003). Macroinvertebrados en las lagunas de Puerto Viejo, Lima. *Ecología Aplicada*, 2, 116-124.
- IDEAM. (2002). *Temas ambientales, toma, reservación de muestras*. Bogota: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM. (2004). *Guía técnico científica para la ordenación y manejo de cuencas hidrográficas en Colombia*. Decreto 1729, Bogotá.
- Inhaber, H. (1976). *Environmental indices*. New York: John Wiley and sons.
- Jacoben, D. (2008). *Tropical high-altitude streams*. San Diego: Elsevier Inc Academico Press.
- Jacobsen, D. (2005). Temporally variable macroinvertebrate-stone relationships in streams. *Hidrobiología* (544), 201-214.
- Jongman, R., Braak, C., & Tongeren, O. (1995). *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press.
- Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1908). *Okilogie del pflannxinchen saprobien*. Ber. Deutsch. Bot. Hes.
- León, V. (1992). *Índices de calidad del agua, forma de estimarlos y aplicación*. Morelos: VII Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental.
- Liebman, H. (1969). *Atlas of water quality: methods and practical conditions*. Munich: Idenbourgh.
- Lilie, R. (2003). Macroinvertebrates community structure as a predictor of water duration in Wisconsin wetlands. *Journal of the American Water Resources Asociation*, 39(2), 389-400.

- Loppretto, E., & Tell, G. (1995). *Ecosistemas de aguas continentales: metodologías para su estudio*. Argentina: Editores del Sur.
- Manjarrés, G., & Manjarrés, G. (2004). Contribución al conocimiento hidrobiológico de la parte baja de los ríos de la vertiente noroccidental de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Revista Antrópica* (1), 39-50.
- Marchese, M., & Paggi, A. (2004). Diversidad de Oligochaeta (Annelida) y Chironomidae (Diptera) del litoral fluvial argentino. *Temas de la Biodiversidad del Litoral Fluvial Argentino, INSUGEO* (2), 217-224.
- Margalef, R. (1983). *Ecología*. Barcelona, España: Omega.
- Margalef, R. (1983). *Limnología*. Barcelona: Ediciones Omega.
- Marrugan, A. (2004). *Measuring biological diversity*. India: Blackw Ell Publishing.
- Mathias, U., & Moreno, H. (1983). Estudio de algunos parámetros físicos y biológicos en el río Medellín y sus principales afluentes. *Actualidades Biológicas*, 12(46), 106-107.
- Mc.Cafferty, P., & Provonsha, A. (1981). *Aquatic entomology*. Boston: Books International.
- Merrit, M., & Cummins, K. (1996). *Aquatic insect of North America*. Kendall: Hunt Publishing Company.
- Minshall, W. (1984). Aquatic insect-substratum relationships. *The ecology of aquatic insects*. New York: Praeger Scientific, 358-400.
- Monson, M., Holzenthal, R., & Ahlstrand, G. (1988). The larva and pupa of *Cochliopsyche Vazquezae* (Trichoptera: Helicopsychidae). *Journal of The North American Benthological Society*. *Journal of North*, 7(2), 152-159.
- Mora, A., & Soler, M. (1993). *Estudio limnológico con énfasis en los macroinvertebrados bentónicos de la parte alta del río Bogotá* (Tesis de Biología). Universidad Nacional de Colombia.
- Muñoz, D., & Ospina, R. (1999). Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá, Colombia: ninfas y algunos géneros de adultos. *Actualidades Biológicas*, 21(70), 47-60.
- Paraense, W. (2003). *Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Peru (Mollusca: Basommatophora)*. Memorias Instituto Oswaldo Cruz.
- Pasquini, A., Grosso, L., Mangeaud, A., & Depetris, P. (2002). Geoquímica de los ríos de montaña: vertientes y arroyos del batoito de Achala, provincia de Córdoba, Argentina. *Revista de la Asociación Geológica de Argentina*, 57(4), 437-444.

- Paukert, C., & Willis, D. (2003). Aquatic invertebrate assemblages in shallow prairie lakes: fish and environmental influences. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(4), 523-533.
- Pearson, R. G., Tobin, R. E., Smith, W., & Benson, J. (1989). Standing crop and processing of rainforest litter in a tropical Australian stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 115, 481-498.
- Pennak, R. (1978). *Freshwater invertebrates of the United States*. New York: Wiley Interscience.
- Pérez, B., & Segnini, S. (2005). Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (insecta) en un río tropical altoandino. *Entomotropica*, 20(1), 49-57.
- Posada, J., & Roldán, P. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas Trichoptera en el Nor-Occidente de Colombia. *Caldasia*, 25(1), 169-192.
- Prat, N., & Rieradeval M. (1998). Criterios de evaluación de la calidad del agua en los lagos y embalses basados en macroinvertebrados bentónicos. *Actualidades Biológicas*, 20(69), 137-147.
- Pratti, L., Pavanello, R., & Pesarin, F. (1971). Assessment of surface water quality by a single index of pollution. *Water Res*, 5, 741-751.
- Ramírez, G., & Viña, V. (1998). *Limnología colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Bogotá: Panamericana.
- Reinoso, G. (1999). Estudio de la fauna béntica del río Combeima. *Asociación Colombiana de Ciencias Biológicas*, 11(1), 35-44.
- Resh, V. A., Brown, A. V., Covich, A. P., Gurtz, M. E., Minshall, G. W., Reice, R., y otros. (1998). The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Bentological Society* (7), 433-455.
- Rice, S., Greenwood, M., & Joyce, C. (2001). Tributaries, sediment sources, and the longitudinal organization of macroinvertebrate fauna along river systems. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 824-840.
- Rincón, M. (2002). Comunidad de insectos acuáticos de la quebrada Mamarramos. *Revista Colombiana de Entomología*, 28(1), 101-108.
- Riss, W., Ospina, R., & Gutiérrez, J. (2002). Establecimiento de valores de bioindicación para los macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá. *Caldasia*, 24, 136-156.
- Rodríguez, C., Muñoz, A., Bonada, I., Gaudes, A., & Tamonova, S. (2009). La biota de los ríos: los invertebrados. *Conceptos y técnicas en ecología*.

- Roldán, G. (1980). Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neotropicales diferentes con especial referencia a su fauna de efemerópteros. *Actualidades Biológicas*, 9(34), 103-107.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Santafé de Bogotá: Presencia.
- Roldán, G. (1992). *Fundamentos de limnología tropical*. Medellín: Universidad de Medellín.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia*. Medellín: Universidad de Medellín.
- Roldán, G. (2012). Desarrollo de la limnología en Colombia: cuatro décadas de avances progresivos. *Actualidades Biológicas*, 31(91), 227-237.
- Roldán, G., Bohórquez, A., Castaño, R., & Ardilla, J. (2001). Estudio limnológico del embalse del Guavio. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas y Naturales*, 24(90), 25-33.
- Rosenberg, D. M., & Resh, V. H. (1993). *Frechwatwer biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman Hall Publ.
- Salas, L. B., & Lizarralde, B. (1998). Composición de zoobentos del arroyo El Simbolar (Capayan- Catamarca). *Congreso de Desarrollo Regional. Ambiente y Recursos Naturales* (p. 14). Universidad Nacional de Catamarca.
- Shelley, A., Hernández, L., & Davies, J. (2004). *Blackflies (Diptera: Simuliidae) of southern Guyana with keys for the identification of adults and pupae*. Memorias Instituto Oswaldo Cruz.
- Sioli, H. (1984). *The amazon: limnology and landscape ecology oyf a mighty tropical river and its basin*. Dr.W.Junk. The Hague Netherland.
- Smith, R., & Smith, T. (2001). *Ecología*. Madrid: Addison Wesley.
- Tejerina, E., & Molineri, C. (2007). Comunidades de Chironomidae (Diptera) en arroyos de montaña del NOA: comparación entre Yungas y Monte. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 66(3-4), 169-177.
- Tercedor, J. A. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. *IV Simposio del Agua en Andalucía (SIANGA)* (p. 203-213). Almería II.
- Torralba, A., & Alonso, M. (2010). Biodiversidad de odonatos de la sierra de Fonfria y cuenca del Jiloca (Teruel): faunística. *Xiloca*, 38, 111-147.
- Universidad de Pamplona. (2006). *Unipamplona*. Recuperado el 3 de 05 de 2013, de

[www.uniplateina.edu.co/uniplateina/hermesoft/portaling/home_18/recursos/01_genera
l/documentos/.../icatest_capitulo2.pdf](http://www.uniplateina.edu.co/uniplateina/hermesoft/portaling/home_18/recursos/01_genera
l/documentos/.../icatest_capitulo2.pdf)

- Vega, E., Aguilar, C. I., Diez, D., & Gil, H. (1989). Macroinvertebrados acuáticos presentes en algunas corrientes del oriente antioqueño. *Revista del I.C.N.E.*, 2(1), 19-38.
- Whiles, M., Brock, B., Frazen, A., & Dinsmore, S. (2000). Stream invertebrate communities, water quality, and land-use patterns in an agricultural drainage basin of north eastern Nebraska, USA. *Environmental Management*, 26, 563-576.
- Xie, Z., Cai, Q., Tang, T., Ma, K., Liu, R., & Ye, L. (2003). Structure of macrobenthos of the east dongting nature reserve, with emphasis on relationships with environmental variables. *Journal of Freshwater Ecology*, 18(3), 405-413.
- Zamora, H. (2005). El índice BMWP y la evaluación biológica de la calidad del agua en los ecosistemas acuáticos epicontinentales naturales de Colombia. En U. A. occidente (Ed.), *Memorias XL Congreso Nacional de Ciencias Biológicas*. Cali.
- Zúñiga, M., Molineri, C., & Domínguez, E. (2004). El Orden Ephemeroptera (Insecta) en Colombia. En F. Fernández, G. Andrade, & G. Amat, *Insectos de Colombia* (vol. 3, p. 17-45). Santafé de Bogotá: Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias.
- Zúñiga, M., Rojas, A., & Serrato, C. (1994). Interrelación de indicadores ambientales de calidad en cuerpos de aguas superficiales del valle del cauca. *Revista Colombiana de Entomología*, 20(2), 12-130.