

Información Importante

La Universidad Santo Tomás, informa que el(los) autor(es) ha(n) autorizado a usuarios internos y externos de la institución a consultar el contenido de este documento a través del Catálogo en línea del CRAI-Biblioteca y el Repositorio Institucional en la página Web de la CRAI-Biblioteca, así como en las redes de información del país y del exterior con las cuales tenga convenio la Universidad.

Se permite la consulta a los usuarios interesados en el contenido de este documento, para todos los usos que tengan **finalidad académica**, nunca para usos comerciales, siempre y cuando mediante la correspondiente cita bibliográfica se le dé crédito al trabajo de grado y a su autor.

De conformidad con lo establecido en el Artículo 30 de la Ley 23 de 1982 y el artículo 11 de la Decisión Andina 351 de 1993, la Universidad Santo Tomás informa que “los derechos morales sobre documento son propiedad de los autores, los cuales son irrenunciables, imprescriptibles, inembargables e inalienables.”

Centro de Recursos para el Aprendizaje y la Investigación, CRAI-Biblioteca

Universidad Santo Tomás, Bucaramanga

Evaluación del recurso hídrico del balneario Hurtado, Río Guatapurí, determinada a través de macroinvertebrados acuáticos implementando índices biológicos y fisicoquímicos

Nicolás Martínez García

Álvaro Alexander Zequeira Cuervo

**Trabajo de grado para optar el título de Magister En Ciencias Y Tecnologías
Ambientales Énfasis en Química Ambiental**

Directora del Proyecto

Laura Rojas Martínez

Bióloga, M.Sc.

Universidad Santo Tomás, Bucaramanga

División de Ingenierías y Arquitectura

Facultad de Química Ambiental

2018

Nota de aceptación

Firma del presidente del jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

Bucaramanga (15, enero del 2018)

Dedicatoria

Primeramente, a Dios por brindarme la vida, salud y sabiduría para emprender este maravilloso proyecto profesional, sin él no hubiese sido posible.

A la memoria de mi Madre, quien junto a mi Padre me impulsaron para iniciar con estos estudios. Te amaré por siempre mamá.

A mi esposa, Cecilia y mis hijas Gaby & Nicole, quienes son el amor de mi vida.

Nicolás Martínez.

A Paola, Ivanna y Alejandro, su existencia le da sentido a la mía.

Álvaro Zequéira.

Agradecimientos

A la Universidad Popular del Cesar, por brindarnos apoyo laboral y material durante el desarrollo de los estudios de la maestría y la tesis de grado, sin este apoyo no hubiese sido posible.

Agradecidos, También, con la Profesora Laura Rojas Martínez por permitirnos hacer parte del Grupo de Investigación de Biodiversidad del Caribe (GRESBIOCA) de la Universidad Popular del Cesar y por asesorarnos durante la ejecución de este trabajo de grado.

A la Universidad Santo Tomas, sede Bucaramanga, por acogernos durante todo este tiempo y formarnos en el maravilloso campo de las Ciencias Ambientales.

Al profesor Ricardo Restrepo Manrique, porque fue quien nos motivó en el estudio de los índices biológicos y fisicoquímicos para evaluar calidad de agua.

Contenido

1. Definición del problema	24
1.1 Delimitación del problema	25
1.1.1 Delimitación espacial.	25
1.1.1.1 Río Guatapurí.	26
1.1.2 Delimitación cronológica.	27
2. Justificación.....	28
3. Objetivos.....	31
3.1 Objetivo general	31
3.2 Objetivos específicos.....	31
4. Marco referencial.....	32
4.1 Antecedentes y estado del arte	32
4.2 Marco teórico	37
4.2.1 Los macroinvertebrados como organismos indicadores de la calidad del agua.	38
4.2.2 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party).	39
4.2.3 Índice Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera EPT.....	43
4.2.4 Índice de contaminación biótico (ICOBIO).	44
4.2.5 Índice de contaminación trófico (ICOTRO).	45
4.2.6 Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS).	46
4.2.7 Índice de contaminación por mineralización ICOMI.....	46
4.2.8 Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO).	47
4.2.9 Índice de diversidad de Shannon.	49
4.2.10 Índice de equidad de Pielou.	50
4.2.11 Índice de calidad de bosque de ribera (QBR).	51
4.2.12. Bosques secos tropicales en Colombia.....	52
5. Metodología	57
5.1 Área de estudio.....	57
5.2 La metodología de investigación comprendió tres fases.....	62
1º Fase: Caracterización preliminar de los sitios de muestreo, recolección e identificación taxonómica <i>in situ</i> de la colecta de macroinvertebrados acuáticos.	62
5.2.1 Para la colecta de macroinvertebrados acuáticos.	63
5.2.2 Medición de factores fisicoquímicos <i>in situ</i> en los tramos de muestreo.	63
5.2.3 Método de muestreo de corriente (Kikc-Sampling).	64
5.2.4 Recomendaciones generales para el muestreo que se tuvieron en cuenta.	68
5.3 Control de calidad para la separación de macroinvertebrados bénticos.....	68

5.4 Identificación de los macroinvertebrados	70
5.5 Determinación taxonómica de macroinvertebrados acuáticos	70
5.6 Registro de los datos	71
5.6.1 <i>Control de la calidad para la toma de muestras de macroinvertebrados, según IDEAM 2006.</i>	72
5.7 Índice de calidad del bosque de ribera (<i>Qualitat del Bosc de Ribera</i> : QBR).....	73
5.7.1 <i>Vegetación del bosque ripario.</i>	74
5.8 Delimitación del espacio fluvial Ámbito de aplicación del índice QBR	82
5.9 Grado de cobertura de la zona de ribera.....	84
5.10 Análisis EPT.....	96
5.11 Análisis de los resultados de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos	100
5.12 Porcentaje de saturación del Oxígeno	101
5.13 Relación entre los índices BMWP/Col y los ICO establecidos	103
6. RESULTADOS Y DISCUSIONES	104
6.1 Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos	104
6.1.1 <i>Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados.</i>	112
6.2 Índices biológicos para calidad de agua.....	113
6.3 Índices de biodiversidad.....	117
6.4 Resultados y análisis de los índices de contaminación ICOMI, ICOMO, ICOSUS, ICOTRO e ICOBIO	121
6.4.1 <i>Índice por mineralización ICOMI.</i>	123
6.4.2 <i>Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO).</i>	128
6.4.2.1 Índices ICOMO (sequía).....	128
6.4.2.1.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de Oxígeno.	128
6.4.2.1.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).	129
6.4.2.1.3 Coliformes fecales.....	130
6.4.2.1.4 Valor del índice ICOMO (Sequía).	130
6.4.2.2 Índices ICOMO (lluvia).	133
6.4.2.2.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de Oxígeno.	133
6.4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅).	133
6.4.2.2.3 Coliformes fecales.....	134
6.4.2.2.4 Valor del índice ICOMO (lluvias).	135
6.4.3 <i>Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS).</i>	137
6.4.4 <i>Índice de contaminación trófica (ICOTRO).</i>	141
6.4.5 <i>Índice biótico (ICOBIO).</i>	143
6.5 Índice de Bosque de Ribera (QBR).....	148
6.5.1 <i>Vegetación identificada en el bosque de ribera de Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo.</i>	148

6.5.2 <i>Grado de cubierta de la zona de ribera del área de estudio (solo se considera la ribera).</i>	155
6.5.3 <i>Estructura de la cubierta del área de estudio (se contabiliza toda la zona de ribera).</i>	159
6.5.4 <i>Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera).</i>	163
6.5.5 <i>Grado de naturalidad del canal fluvial.</i>	170
6.5.6 <i>Calidad del bosque ripario de los tramos estudiados.</i>	174
Conclusiones	184
Bibliografía	187
Apéndices	210

Lista de tablas

Tabla 1. <i>Posición geoastronómica y límites del Municipio de Valledupar</i>	26
Tabla 2. <i>Puntuación de familias de macroinvertebrados acuáticos</i>	41
Tabla 3. <i>Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/COL y colores para representaciones cartográficas</i>	42
Tabla 4. <i>Calidad del agua según el índice EPT</i>	43
Tabla 5. <i>Rangos de interpretación del nivel de incidencia de aguas abajo arriba y aguas abajo sobre la comunidad de macroinvertebrados.</i>	44
Tabla 6. <i>Escala del índice ICOTRO</i>	45
Tabla 7. <i>Significancia de los índices ICO</i>	48
Tabla 8. <i>Valoración de la calidad del bosque de ribera, según índice QBR.</i>	51
Tabla 9. <i>Matriz de tipos de residuos sólidos hallados en el área de estudio</i>	59
Tabla 10. <i>Georreferenciación de las estaciones de muestreo en el río Guatapurí</i>	61
Tabla 11. <i>Formato hoja de campo 01</i>	72
Tabla 12. <i>Caracteres morfológicos de las plantas muestreadas.</i>	76
Tabla 13. <i>Hoja de campo A: Pautas para la aplicación del índice QBR. Tomado de Munné et al., (1998)</i>	78
Tabla 14. <i>Bloque 1 Determinación del grado de cobertura de la zona de ribera. (Munné et al., 1998)</i>	82
Tabla 15. <i>Bloque 2 determinación de la estructura de la cobertura. (Munné et al., 1998)</i>	84
Tabla 16. <i>Bloque 3 determinación de la calidad de la cobertura. (Munné et al., 1998)</i>	86
Tabla 17. <i>Determinación del grado de naturalidad del canal fluvial. (Munné et al., 1998)</i> ...	88

Tabla 18. <i>Niveles de calidad del bosque de ribera. (Munné et -al., 1998)</i>	89
Tabla 19. <i>Escala del índice ICOTRO</i>	92
Tabla 20. <i>Escala del índice ICO y colores representativos de cada grado de contaminación.</i>	93
Tabla 21. <i>Parámetros y métodos utilizados para análisis de parámetros fisicoquímicos en agua</i>	94
Tabla 22. <i>Hoja de campo 3. Análisis EPT</i>	98
Tabla 23. <i>Promedio de valores de parámetros fisicoquímicos medidos in situ</i>	100
Tabla 24. <i>Determinación de porcentaje de saturación de Oxígeno</i>	102
Tabla 25. <i>Identificación de organismo en periodo de sequía.</i>	106
Tabla 26. <i>Identificación de organismos en periodo de lluvia.</i>	109
Tabla 27. <i>Resultados índice BMWP, estaciones de muestreo río Guatapurí Balneario Hurtado.</i>	115
Tabla 28. <i>Índice de abundancia EPT, estaciones de muestreo rio Guatapurí, Balneario Hurtado</i>	116
Tabla 29. <i>Promedio de Índices ecológicos aplicados en el rio Guatapurí, balneario Hurtado.</i>	119
Tabla 30. <i>Valores Índices ICO/COL en diferentes estaciones de muestreo</i>	121
Tabla 31. <i>Reporte del ICOMI de los tres tramos de estudio y en época de sequía</i>	125
Tabla 32. <i>Reporte del ICOMI de los tres tramos de estudio y en época de lluvias</i>	127
Tabla 33. <i>Valores del ICOMO para los tres tramos y sus valores promedio para cada variable que conforman este índice, en época de sequía</i>	132

Tabla 34. Valores del ICOMO para los tres tramos y los valores promedio de cada variable que conforman este índice, en época de lluvias.....	136
Tabla 35. Valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio de las variable que conforman este índice, en época de sequía.	138
Tabla 36. Valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio de la variable que conforma este índice, en época de lluvias	140
Tabla 37. Resultados de fósforo total e ICOTRO en periodo de sequía y lluvias.....	142
Tabla 38. Valores del ICOBIO para los tramos comparados y los valores promedio de las variables que conforman este índice, en época de sequía y lluvias.....	144
Tabla 39. Especies leñosas identificadas en el bosque ripario de los tramos de estudio	149
Tabla 40. Especies de plantas referenciadas por cada tramo de muestreo	150
Tabla 41. Grado de cubierta vegetal de los tramos estudiado	156
Tabla 42. Puntuación de la estructura de la cubierta del área de estudio.	159
Tabla 43. Puntuación de la calidad de la cubierta del área de estudio.....	163
Tabla 44. Resultados de determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera.....	167
Tabla 45. Tipo geomorfológico de cada una de los sitios muestreados	169
Tabla 46. Grado de naturalidad del canal fluvial de los tramos de estudio.....	170
Tabla 47. Puntajes de cada componente del QBR y puntaje total.	174
Tabla 48. Calidad del bosque de ribera según puntaje del QBR.	175
Tabla 49. Resultados QBR, nivel de calidad, puntaje y color que representa el índice en cada tramo de estudio.....	176

Lista de figuras

<i>Figura 1.</i> Localización área de estudio. A. República de Colombia, B. Departamento del Cesar. C. Valledupar, tramos de muestreo: Aguas Arriba del balneario Estaciones E1, E2 Y E3; Balneario Hurtado E4, E5 Y E6 y aguas abajo E7 E8 Y E9. Fuente: Autores & Google	27
<i>Figura 2.</i> Ecuación 1 Determinación del índice ICOBIO.....	44
<i>Figura 3.</i> Ecuación 3 Cálculo del índice ICOMI. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997).....	46
<i>Figura 4.</i> Ecuación 4 determinación del I. conductividad. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997).....	46
<i>Figura 5.</i> Ecuación 5 determinación del I. dureza. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997).....	47
<i>Figura 6.</i> Ecuación 6 Determinación de I. alcalinidad. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)	47
<i>Figura 7.</i> Ecuación 7 Determinación del índice ICOMO. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997).....	48
<i>Figura 8.</i> Ecuación 8. I. DBO. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)	48
<i>Figura 9.</i> Ecuación 9. I. Coliformes Totales. Fuente: Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)	48
<i>Figura 10.</i> Ecuación 10. I. Oxígeno. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)	48
<i>Figura 11.</i> Ecuación 11. Determinación del índice de diversidad de Shannon. Fuente: Autores.....	49
<i>Figura 12.</i> Ecuación 12. Determinación del Índice de Pielou. Fuente: Autores.....	50

<i>Figura 13.</i> El Bosque Seco Tropical. Fuente: Autores	52
<i>Figura 14.</i> Fases del proceso metodológico	58
<i>Figura 15.</i> Localización Del Área De Estudio. A. República De Colombia, B. Departamento Del Cesar. Ciudad Valledupar. Fuente: Autores.....	60
<i>Figura 16.</i> Tramos y estaciones de muestreos: Aguas Arriba E1, E2 y E3; Balneario Hurtado E4, E5 y E6 Y Aguas Abajo E7, E8 y E9. Fuente: Autores & Google Earth.....	62
<i>Figura 17.</i> Redes de mano para recolectar macroinvertebrados. Fuente: Autores.	67
<i>Figura 18.</i> Rótulo de conservación de las muestras macroinvertebrados acuáticos. Fuente: autores	67
<i>Figura 19.</i> Interfaz del programa ICATEST, Universidad de Pamplona. Fuente: ICATest v1.0	96
<i>Figura 20.</i> Nivel de saturación de Oxígeno. Fuente: http://ciese.org/curriculum/waterproj/saturation/	103
<i>Figura 21.</i> Porcentaje de Abundancia de Familias de Macroinvertebrados, periodo de lluvia y sequía.	112
<i>Figura 22.</i> Abundancia relativa de macroinvertebrados entre estaciones y periodos de muestreo. Fuente: Autores	113
<i>Figura 23.</i> Correlación de Pearson para índices biológicos. Fuente: Autores.....	120
<i>Figura 24.</i> Resultados de los Índices ICO Implementados en el Estudio en Época de Sequía y Lluvias. Fuente: Autores.....	123
<i>Figura 25.</i> Gráficos Del Índice ICOMI Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Sequía. Fuente: Autores	124

<i>Figura 26.</i> Gráficos Del Índice ICOMI Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias. Fuente: Autores	126
<i>Figura 27.</i> Gráficos Del Índice ICOMO Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Sequía. Fuente: Autores	131
<i>Figura 28.</i> Los Gráficos Del Índice ICOMO Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias. Fuente: Autores	136
<i>Figura 29.</i> Gráficos Del Índice ICOSUS Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Sequía. Fuente: Autores	138
<i>Figura 30.</i> Gráficos Del Índice ICOSUS Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias. Fuente: Autores	140
<i>Figura 31.</i> Gráficos del Índice ICOBIO Para los tramos Comparados	144
<i>Figura 32.</i> Distribución de la vegetación leñosa identificada en el bosque ripario de los tres tramos estudiados. Fuente: Autores.	149
<i>Figura 33.</i> Distribución de especies vegetales por tramos Fuente: Autores.	152
<i>Figura 34.</i> Puntuación del grado de cubierta de la zona de ribera, Para los tres tramos de estudio. Fuente: Autores	157
<i>Figura 35.</i> Puntuación para la estructura de la cubierta vegetal en los tres tramos de estudio. Fuente: Autores.	162
<i>Figura 36.</i> Puntuación para la calidad de la cubierta vegetal de los tres tramos de estudio. Fuente: Autores	166
<i>Figura 37.</i> Puntuación del grado de naturalidad del canal fluvial, para los tres tramos. Fuente: Autores	172
<i>Figura 38.</i> Puntaje total del QBR en los tramos de estudio. Fuente: Autores	175

<i>Figura 39.</i> Hoja de campo 02. Aguas arriba (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR). Fuente: Autores	232
<i>Figura 40.</i> Hoja de campo 02. Balneario Hurtado (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR). Fuente: Autores	234
<i>Figura 41.</i> Hoja de campo 02. Aguas abajo (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR). Fuente: Autores	236

Lista de Apéndices

Apéndice A. Tramo de Estudio Aguas Arriba	210
Apéndice B. Tramo de Estudio Balneario Hurtado	211
Apéndice C. Tramo de Estudio Aguas Abajo	213
Apéndice D. Muestreo y análisis fisicoquímicos.....	214
Apéndice E. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS.....	216
Apéndice F. Valor p de las prueba de normalidad y homogeneidad de varianzas (Sequia).....	220
Apéndice G. Hoja de campo (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR).....	231

LISTA DE ACRONIMOS

1. **BMWP/COL:** Biological Monitoring Working Party para Colombia
2. **BMWP/CU:** Biological Monitoring Working Party para Cuba
3. **bs-T:** Bosque seco tropical.
4. **Ce:** Conductividad eléctrica
5. **DBO:** Demanda Bioquímica de Oxígeno
6. **DQO:** Demanda Química de Oxígeno
7. **E1:** Estación uno
8. **ETP:** *Ephemeropteros, Trichopteros y Plecopteros*
9. **GRESBIOCA:** Grupo de Investigación en Biodiversidad del Caribe
10. **ICOBIO:** Índice de Contaminación Biológico
11. **MAIA:** Macroinvertebrados acuáticos
12. **pH:** Potencial del Hidrógeno
13. **SD:** Sólidos disueltos
14. **T°:** Temperatura

Glosario

Acuícola: organismos que necesariamente viven en el agua en al menos un estadio de su metamorfosis.

Antibiosis: interacción biológica que consiste en la imposibilidad de vivir unos organismos en las inmediaciones de otros, debido a que estos segregan una sustancia, llamada antibiótico, que provoca la muerte de aquellos.

Antropogénico: originado por la actividad humana.

Balneario Hurtado: sitio turístico ubicado en el río Guatapurí, en la ciudad de Valledupar, Colombia.

Bentónico: organismos que habitan en los bentos.

Bentos: se llama así a la comunidad formada por los organismos que habitan en la interfase sólido-agua (fondo o profundidad) de los ecosistemas acuáticos.

Bioindicador: Especie vegetal, hongo o animal; o formado por un grupo de especies (grupo eco-sociológico) o agrupación vegetal cuya presencia (o estado) da información sobre ciertas características ecológicas, es decir, (físico-químicas, micro-climáticas, biológicas y funcionales), del medio ambiente, o sobre el impacto de ciertas prácticas en el medio.

Biomonitoreo: Es un conjunto de técnicas basadas en la reacción y sensibilidad de distintos organismos vivos a diversas sustancias contaminantes presentes en un ecosistema. En otras palabras, es la evaluación de los efectos de una sustancia perturbadora que afecta negativamente sobre distintos organismos. Estos organismos son empleados como indicadores biológicos de la toxicidad y/o perturbación por parte de un compuesto (por ejemplo, un aumento en la temperatura del agua) y que se mide a través de diferentes índices biológicos.

Calidad de agua: se refiere a las características químicas, físicas, biológicas y radiológicas del agua. Es una medida de la condición del agua en relación con los requisitos de una o más especies bióticas o a cualquier necesidad humana o propósito.

Coliformes: La denominación genérica coliformes designa a un grupo de especies bacterianas que tienen ciertas características bioquímicas en común, pueden ser aerobias o anaerobias, son bacilos gram negativos, no son esporógenas.

Coliformes fecales: Grupo bacteriano presentes en los intestinos de los mamíferos y los suelos, que representan una indicación de la contaminación fecal del agua. Son fáciles de identificar y contar en laboratorio por su capacidad de fermentar la lactosa.

Comunidad biótica: es el conjunto de organismos de todas las especies que coexisten en un espacio definido llamado biótomo, que ofrece las condiciones ambientales necesarias para su supervivencia.

Caudal: es la cantidad de fluido, medido en volumen, que se mueve en una unidad de tiempo.

Cuenca hidrográfica: parte de la superficie terrestre cuyas aguas fluyen hacia un mismo río, lago o porción de mar.

Ecosistema acuático: Aquellos que tienen por biotopo algún cuerpo de agua, como pueden ser: mares, océanos, ríos, lagos, pantanos, riachuelos, laguna entre otros.

EPT: Método utilizado para evaluar la calidad del agua según la riqueza de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera.

Fitomasa: biomasa generada por las plantas.

Familia: En biología, la **familia** es una unidad sistemática y una categoría taxonómica situada entre el orden y el género; o entre la **superfamilia** y la **subfamilia** si estuvieran descritas.

Género: el género es una categoría taxonómica que se ubica entre la familia y la especie; así, un género es un grupo de organismos que a su vez puede dividirse en varias especies (existen algunos géneros que son monoespecíficos, es decir, contienen una sola especie).

Índice biológico: son parámetros utilizados para poner de manifiesto el grado de contaminación de un organismo o de un ecosistema. Puede servir como criterios para valorar el grado de afectación de estos.

Índice de calidad del bosque de ribera (QBR): Es un índice de aplicación rápida y sencilla, que integra aspectos biológicos y morfológicos del lecho del río y su zona inundable y los utiliza para evaluar la calidad ambiental de las riberas.

Macroinvertebrados: El término macroinvertebrados se utiliza comúnmente para referirse a animales invertebrados tales como crustáceos, moluscos y anélidos, usualmente de tamaño superior a 0,5 mm.

Macrofauna: Son todos aquellos organismos encargados de la descomposición de la materia orgánica que miden más de un centímetro de largo y más de dos milímetros de diámetro o ancho (Bignell, Constantino, CsuzdI, & Karyanto, 2008).

Microfauna se refiere a las formas de vida animal de ancho menor a 0.1 mm.

Parque Lineal: Franja de la margen derecha del río Guatapurí ubicada en la zona urbana, dedicada al turismo y caracterizada por la presencia de estructuras construidas con fines recreativos.

Propágulo: En biología es cualquier germen, parte o estructura de un organismo (planta, hongo o bacteria), producido sexual o asexualmente, capaz de desarrollarse de manera separada para dar lugar a un nuevo organismo idéntico al que le formó.

Turrículo: son las excretas de invertebrados que dan origen al humus. Tiene aspecto terroso, suave, ligero y olor a tierra mojada.

Resumen

Entre la primera época climática seca y de lluvias de 2017 se realizó un estudio limnológico en el Balneario Hurtado, río Guatapurí, en nueve puntos de monitoreo distribuidos entre Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo, para conocer la calidad ambiental del área de estudio, es decir, calidad de agua, biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y del bosque de ribera, debido a la importancia sociocultural que este sitio representa para la comunidad y turistas. Se implementaron los índices biológicos BMWP y EPT, el índice de calidad de bosque de ribera (QBR) y algunos de los índices de contaminación ICO.

Según el índice BMWP/Col la calidad de agua en los diferentes puntos de muestreo corresponde a aguas limpias o poco contaminadas, mientras que la implementación del índice EPT arrojó calidad de agua buena solo en las estaciones ubicadas Aguas arriba, en el caso del Balneario y Aguas abajo la calidad del agua fue regular. Los índices de Shannon, Margalef y Pielou determinaron una alta biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos, a pesar de la evidente actividad antrópica evidenciada en el área de estudio.

Los índices de contaminación ICO (ICOMI, ICOSUS, ICOMO, ICOTRO e ICOBIO) complementaron los resultados de los índices BMWP/Col y EPT.

Los resultados del índice QBR califican el estado del bosque de ribera de Aguas arriba como de buena calidad mientras que en el Balneario Hurtado y Aguas abajo fue de mala y pésima calidad respectivamente.

El uso de estos índices permitió conocer que el área de estudio presentó calidad de agua limpia, fisicoquímicamente no detectaron concentraciones que generaron contaminación; mientras que el bosque de ribera no presentó un grado de naturalidad con puntaje mayor de 95.

El deterioro del bosque ribereño es considerado como un factor que afecta la calidad de agua y las comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

Los resultados constituyen una herramienta para que las autoridades ambientales y administrativas de la ciudad generen acciones de conservación de este tramo del río, uno de los iconos de la ciudad.

Palabras clave: Bioindicadores, macroinvertebrados, biomonitoreo, balneario Hurtado.

1. Definición del problema

Durante los últimos años el Balneario Hurtado, perteneciente al río Guatapurí, ha sufrido un gran impacto producto del incremento en el número de turistas que lo frecuentan provenientes de Valledupar y otras zonas del país. Esto adquiere relevancia si se tiene en cuenta el aumento del volumen de residuos sólidos que llegan al río resultado de todas las actividades antrópicas, así como el tradicional paseo de olla común en este lugar causa la incorporación de cenizas producto de la combustión de la leña utilizada para la cocción de los alimentos, situación que podría elevar el contenido de materia orgánica, los sólidos suspendidos, sólidos totales, sólidos sedimentables.

Otras fuentes de perturbación para el balneario son las actividades agropecuarias (potreros de las fincas aledañas al río) puede causar el aumento de Coliformes fecales con las escorrentías contaminadas con excremento del ganado y demás animales de criaderos de estos sitios. En este sentido también se observan captaciones para sistemas de riego establecidos en fincas vecinas que puede alterar el cauce de la cuenca, afectando su caudal y posiblemente la biodiversidad del mismo por alteración del ecosistema.

En esta zona no existe un monitoreo constante de las autoridades ambientales para determinar la calidad del agua, tampoco existe una cultura de conservación del recurso hídrico y especímenes de la biota nativa, por parte de las personas que visitan el balneario con fines recreativos.

Con este proyecto se pretende utilizar los macroinvertebrados acuáticos para evaluar la calidad de agua del balneario Hurtado utilizando los índices BMWP, QBR y los ICO (ICOMI, ICOMO, ICOSUS, ICOTRO e ICOBIO) para Colombia.

¿Cuál es la calidad del agua del Balneario Hurtado, río Guatapurí, determinado con los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores, los índices de contaminación ICO y el QBR?

1.1 Delimitación del problema

1.1.1 Delimitación espacial.

La ciudad de Valledupar es la capital del departamento del Cesar, Colombia. Está ubicada al nororiente de la Costa Caribe Colombiana, a orillas del río Guatapurí, en el valle del río Cesar, formado por la Sierra Nevada de Santa Marta y la serranía del Perijá, ver tabla N°1. La ciudad se encuentra a una altitud que oscila entre los 220 m.s.n.m. al norte y 150 m.s.n.m. a sur, siendo la altitud media de 168 m.s.n.m. A nivel térmico, Valledupar es la ciudad de Colombia con la temperatura media más elevada si se tienen en cuenta sólo las capitales departamentales según el IDEAM, (2017) Las precipitaciones son moderadas en torno a 1000 mm anuales, repartidos entre abril y noviembre con máximas en mayo y octubre; el valle del río Cesar pertenece a la clasificación climática Bosque Seco Tropical (Instituto Alexander von Humboldt, 1998).

El territorio del municipio de Valledupar es regado por los ríos Cesar, Badillo, Guatapurí (con su afluente el río Donachuí), Ariguaní, Cesarito, río Seco, Diluvio y Mariangola. El valle del río Cesar cubre la mayor parte de la superficie del municipio.

Tabla 1.

Posición geoastronómica y límites del Municipio de Valledupar

POSICIÓN GEOASTRONOMICA	LIMITES
LATITUD: 10°29'47" N	NORTE: Departamento de la Guajira y
LONGITUD: 73°15'11" O	Magdalena
AREA: 4.493 Km ²	SUR: Municipios de San Diego, La Paz
ALTITUD SOBRE EL NIVEL DEL	y el Paso.
MAR: 168 metros, en promedio.	ESTE: la Guajira y los municipios de
TEMPERATURA PROMEDIO:	San Diego y la Paz.
28°C promedio anual.	OESTE: con el Magdalena y los
	municipios de Bosconia y el Copey.

Nota: La tabla muestra la posición geoastronómica y sus respectivos límites. Adaptado de "Gobernación del Cesar"

1.1.1.1 *Río Guatapurí.*

Su nombre proviene de la lengua Chimila y significa "agua fría". Es un corto río de la Costa Caribe Colombiana, al norte del país, ubicado en el departamento del Cesar. Nace en la laguna Curigua, en la Sierra Nevada de Santa Marta, a 3.500 m.s.n.m. y desemboca en la margen derecha del río Cesar, cerca de la ciudad de Valledupar. A lo largo de su curso recibe, entre otros, los ríos Donachuí, Curiba, Los Mangos y Mamanqueca. En un descenso de 89 km, sus aguas son vertidas en Valledupar, al río Cesar.

A su paso por el norte de Valledupar se encuentra el Balneario Hurtado, principal lugar de recreación y diversión de la capital del Cesar, se encuentra localizado en la carrera 19, en la vía que de Valledupar conduce a Patillal. Un gran número de turistas se citan cada fin de semana en el balneario Hurtado.

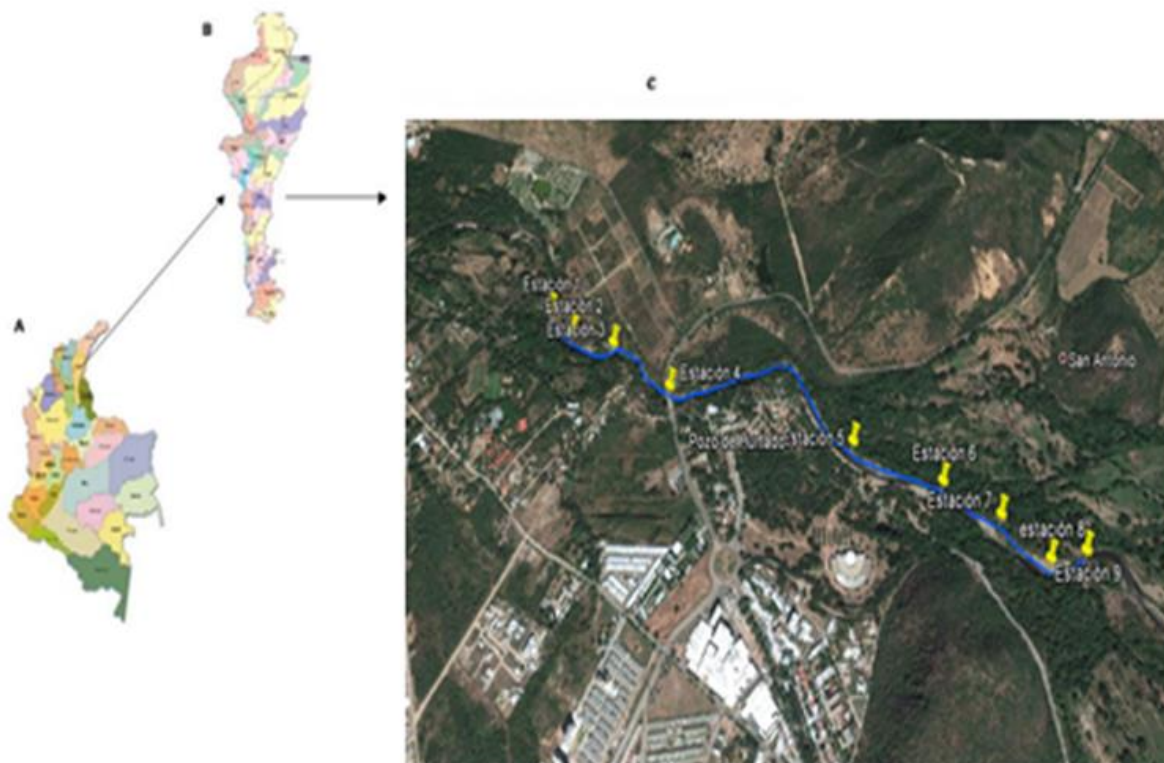


Figura 1. Localización área de estudio. A. República de Colombia, B. Departamento del Cesar. C. Valledupar, tramos de muestreo: Aguas Arriba del balneario Estaciones E1, E2 Y E3; Balneario Hurtado E4, E5 Y E6 y aguas abajo E7 E8 Y E9. Fuente: Autores & Google

1.1.2 Delimitación cronológica.

Este proyecto se realizó entre los meses de enero 2017 y junio del 2017 garantizando así las épocas climáticas de sequía (enero, febrero y marzo) y de lluvia (abril, mayo y junio).

2. Justificación

El principal objetivo de esta investigación fue inventariar los macroinvertebrados dulceacuícolas que habitan en el balneario Hurtado, Río Guatapurí, de Valledupar, para evaluar la calidad del agua, aplicando el método BMWP/Col y comparara con los índices QBR e ICO/Col. El interés por diagnosticar la calidad del agua del balneario ha sido motivado, además, por situaciones como las siguientes:

1. En el balneario Hurtado solo existe un estudio sobre su calidad de agua, realizado durante el año 2010, por lo que no se encontró documentación de un estado del arte significativo que evidenciara la condición, histórica, de la calidad del agua de este tramo del afluente a través de un biomonitoreo sistemático. Usualmente la determinación de calidad en una fuente hídrica, se realiza con parámetros fisicoquímicos, pero en este caso se implementa una evaluación aplicando el método BMWP/Col el cual permite establecer su calidad de agua, se complementó con parámetros fisicoquímicos para establecer índices de contaminación ICO y el índice de calidad de bosque de ribera (QBR) para así diagnosticar integralmente el estado ambiental del tramo. Con los resultados alcanzados se lograría conocer cómo la actividad del uso recreacional del balneario estaría impactando ambientalmente el curso hídrico.

2. Los resultados de este estudio proporcionan información acerca de las condiciones del agua en el que se recrean los valduparenses y turistas. Esto no quiere decir que se sustituya o que son obsoletos los métodos tradicionales de análisis fisicoquímicos, pero su implementación en gran medida simplifica las actividades de campo y laboratorio ya que solo requiere de la identificación y la cuantificación de los organismos, basados en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua.

3. Implementar este sistema de biomonitoreo ambiental, con macroinvertebrados acuáticos, proporciona ventajas ya que son generalmente abundantes, fáciles de recolectar y tienen el suficiente tamaño para ser observados sin necesidad del estereoscopio, o cuando menos se prescinde de infraestructura sofisticada. Presentan las siguientes ventajas según (Rosenberg & Resh, 1992):

- a) Prácticamente universales.
- b) Son abundantes, de amplia distribución y fáciles de recolectar.
- c) Son sedentarios en su mayoría y, por tanto, reflejan las condiciones locales.
- d) Relativamente fáciles de identificar, si se comparan con otros grupos, como las bacterias, virus, entre otros.
- e) Son apreciables a simple vista.
- f) Se pueden cultivar en el laboratorio.
- g) Son extremadamente sensibles a perturbaciones.
- h) Presentan largos ciclos de vida.
- i) Muestran una respuesta inmediata ante un determinado impacto.
- j) Existe un patrón de estímulo-respuesta ante alteraciones físico-químicas.
- k) Existen métodos de evaluación y conocimiento sobre taxonomía para algunas regiones.
- l) Varían poco genéticamente.

4. Que este tramo del río Guatapurí sirva para uso recreacional (El río Guatapurí no cuenta con un POMCA y el POT de la ciudad no hace referencia al uso recreacional del afluente) ya ocasiona un impacto antrópico debido a que se ha tenido que adecuar el espacio con obras civiles para la comodidad de los bañistas y turistas. Se construyó el parque lineal hace algunos años y

para esto hubo que fabricar el sistema de gaviones para contrarrestar la progresiva erosión de la margen derecha del balneario situación que llevó a desviar el río, generando la muerte de organismos acuáticos, aguas abajo.

Las personas que asisten diariamente al lugar, arrojan desechos orgánicos producto de la elaboración de comida. Es evidente la presencia de aguas grises al higienizar los utensilios de cocina y bañar mascotas. Todo esto se debe a una falta de instrucción y educación ambiental por los usuarios del balneario.

5. Para cocción de alimentos, las personas utilizan leña extraída de la vegetación propia de este ecosistema. Incluso, algunas personas tienen por oficio vender leña que han cortado de árboles vivos que se encuentran en las riberas del río, originándose finalmente cenizas que luego a través de las escorrentías superficiales provocada por la lluvia se incorporan y disuelven en el agua del balneario con lo que se puede estar incrementando (no se ha determinado en qué medida) la materia orgánica, los sólidos suspendidos, sólidos totales, sólidos sedimentables.

6. Se ha podido observar que por falta de educación ambiental y de infraestructuras para el depósito de residuos sólidos, estos son depositados o llegan al río por la acción del viento o por los mismos bañistas. Luego estas son arrastradas por la corriente, pero cierta cantidad se precipita permitiendo que se aumente en el agua la materia orgánica en descomposición y se facilite la formación de lodo que pueda favorecer la presencia de algunos tipos macroinvertebrados y otros vectores sanitarios adaptados a estas condiciones. Entre los residuos sólidos inorgánicos que son arrojados al río se encuentran latas de bebidas, botellas de vidrio y fragmentos de estas últimas.

3. Objetivos

3.1 Objetivo general

Evaluar la calidad del agua del balneario Hurtado, río Guatapurí, a través de macroinvertebrados acuáticos implementando índices biológicos y fisicoquímicos

3.2 Objetivos específicos

- Identificar las diferentes familias de macroinvertebrados acuáticos del Río Guatapurí - Balneario Hurtado, para determinar la calidad del agua utilizando el método BMWP y EPT.
- Determinar la calidad ambiental de la ribera del Río Guatapurí - Balneario Hurtado, utilizando el índice QBR.
- Evaluar los índices de contaminación (ICO) como elementos que complementan el estado ambiental del recurso hídrico: ICOMI (índice de contaminación por mineralización), ICOMO (por materia orgánica), ICOSUS (por sólidos suspendidos), ICOTRO (por Trófia) y el índice de contaminación biótica (ICOBIO).
- Determinar la biodiversidad de los macroinvertebrados acuáticos muestreados a partir del índice de Shannon & Wiener, Margalef y el índice de equidad de Pielou que proporcione un diagnóstico ecológico completo del recurso hídrico en la zona de estudio.

4. Marco referencial

4.1 Antecedentes y estado del arte

Producto de las actividades antrópicas, durante los últimos 2 siglos, se han venido acelerando los procesos de eutrofización situación que ha alterado la calidad de las aguas y la estructura de las comunidades biológicas debido al aumento de la carga orgánica e inorgánica en los cuerpos de agua. (*Burkholder, et al.*, 2001). Según Toro, J, Schuster, J, Kurosawa , J, Araya, E, & Contreras , M, (2003), en la mayoría de los países existe una marcada dependencia de los parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua, hasta el punto que se han diseñado métodos y protocolos muy precisos de análisis químico, estos métodos son útiles para evaluar las condiciones químicas instantáneas, pero no tienen en cuenta la evolución del contaminante y su efecto a largo plazo sobre los ecosistemas acuáticos.

Una alternativa a la utilización de parámetros fisicoquímicos para la evaluación de ecosistemas acuáticos ha sido la implementación de indicadores biológicos, en este sentido el uso de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos es una herramienta práctica para la evaluación y conservación de fuentes de agua lo que ha ido incrementando su utilización (Brown, Smith & Batzer, 1997).

A diferencia de los rutinarios y costosos análisis fisicoquímicos y microbiológicos, que tan sólo proporcionan información puntual e indirecta, la evaluación de las comunidades de macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos, con énfasis en insectos, proporcionan una excelente alternativa en el diagnóstico de la calidad del agua (Huryn & Wallace, 2000) (Baptista,

Buss, Dorville & Nessimian, 2001), (Galdean, Callista & Barbosa, 2001), (Royer, Robinson & Minshall, 2001).

Muchos representantes de estos grupos de invertebrados pueden distribuirse en distintos niveles de condiciones ambientales, así como ser muy susceptibles a la contaminación, motivo por el cuál, son recomendados en el establecimiento de sistemas de vigilancia y control de los ecosistemas hídricos (Leslie, Pavluk, De Vaate, & Kraak, 1999) (Rogers, Brabander, Barbour & Hemond, 2002) (Ogbeibu & Oribhabor, 2002) de manera especial en países Neotropicales que enfrentan serios problemas de contaminación de sus ríos, de acuerdo con estudios realizados con macroinvertebrados acuáticos brindaron información precisa de su calidad de agua (Carrasco, Portal & Ayala, 2001).

Se han realizado estudios a nivel mundial, sobre macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua, entre ellos se destacan España, El Salvador, Cuba, Perú, Brasil y Colombia.

Alonso & Camargo (2005) realizaron estudios sobre el estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles, los ríos españoles reciben vertidos contaminantes de naturaleza muy diversa. En este estudio los autores demostraron que los macroinvertebrados acuáticos son una herramienta eficaz para valorar perturbaciones causadas por la contaminación por materia orgánica, la eutrofización y las actividades mineras (p.1- 12).

Cada vez son más frecuentes en los trabajos científicos que emplean esta comunidad como bioindicadores.

Estudios sobre Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima, Perú, concluyeron que estas aguas presentan niveles fuertemente contaminadas o de calidad muy crítica, sugiriendo la aplicación de este método, en ambientes donde se evidencia una notable actividad antrópica que puede alterar la comunidad biótica afectando la calidad del recurso hídrico (Paredes, 2005).

Muñoz, (2005) afirma que los Macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad del agua tienen un uso en índices biológicos que no requerían del conocimiento de la fauna a un nivel específico de especie, que es compensado con un buen conocimiento de las familias más importantes. Por tanto, trazó como objetivo determinar las familias bioindicadoras de la calidad de agua en ríos y sus valores de tolerancia a la contaminación, aplicando el índice BMWP y validándolo con datos obtenidos en otras investigaciones realizadas. Afirmando que la metodología propuesta en esta investigación para el cálculo del índice BMWP, por la fiabilidad de los resultados obtenidos, la rapidez de su obtención y la facilidad de su utilización, la convierte en una magnífica herramienta para determinar la calidad de los cuerpos de aguas loticas, con un importante ahorro tanto económico como de tiempo.

El uso de macroinvertebrados acuáticos (MAIA) constituye hoy en día una herramienta ideal para la caracterización biológica e integral de la calidad de agua, siendo necesario para un adecuado control y conservación de un ecosistema, “un especialista del agua (ecólogo acuático), que al igual que un especialista clínico, conozcan los métodos y los equipos que le permitan hacer una evaluación más certera del cuerpo en estudio” (Roldán, 1996).

Basados en los estudios realizados en el departamento de Antioquia (Roldán, 1988), propone el índice BMWP para Antioquia; con base en ellos publica el método BMWP/Col validado para Colombia (Roldán, 2003) además, presenta un listado de las familias de macroinvertebrados acuáticos y la puntuación dada a cada una de ellas.

Escobar, (1985) realizó un estudio para evaluar la calidad del agua con el monitoreo de las comunidades macrobénticas del río Manzanares, en Santa Marta – Colombia, determinando a la familia Chironomidae como la más abundante, con densidades mayores del 73,16 % del total de los individuos.

Martínez, (2010) evaluó la calidad del agua del balneario Hurtado, río Guatapurí utilizando el método BMWP/Col y estableciendo correlación con los parámetros fisicoquímicos establecidos en los índices de contaminación ICO, concluyendo que el afluente tiene alta diversidad de macroinvertebrados y cuenta con una buena calidad de agua.

Un estudio realizado en el Río Gaira, Santa Marta – Colombia, (Aguirre, Rodríguez & Ospina, 2012) evaluó la variación espacial de la deriva de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios con diferente grado de perturbación del afluente, concluyendo que las diferencias encontradas pueden estar relacionadas con el efecto de la variación del caudal y el arrastre de sedimentos, a pesar de que la magnitud y frecuencia de la perturbación aparentemente no sea muy considerable.

Meza, Rubio, Díaz & Walteros, (2012) determinaron la composición de macroinvertebrados y la calidad de agua en zonas del Río Chinchiná provistas de vegetación ribereña nativa y exótica y zonas sin vegetación, llegando a la conclusión que las variables fisicoquímicas evaluadas y los resultados obtenidos con los índices bióticos BMWP y EPT indicaron que existen diferencias entre la calidad de agua de las diferentes estaciones estudiadas, además, concluyeron que la

vegetación ribereña es un factor determinante para el establecimiento y los hábitat de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos.

Restrepo, (2013) aplicó el método BMWP/ Col y los ICO, para evaluar la calidad del agua del Río Frío de municipio de Floridablanca, Santander, y determinó la complementariedad existente entre los índices bióticos y los fisicoquímicos, constituyéndose en herramientas de evaluación de la calidad de las aguas y el impacto ambiental de los vertimientos que confluyen sobre cuerpos receptores.

Martínez & Pinilla, (2014) evaluaron la calidad de agua de tres ciénagas del departamento del Cesar (Zapatoza, Mata de Palma y La Pachita) mediante la caracterización de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociados a la planta acuática flotante *Eichhornia crassipes* (Taruya o buchón de agua), estableciendo una correlación entre bioindicadores y parámetros fisicoquímicos.

En estudio realizado por Madera, Angulo, Díaz & Rojano, (2015) se evaluó la calidad del agua de los Ríos Maracas, Calenturitas y Tucuy, los cuales son afluentes del Río Cesar, en este estudio se compararon los resultados obtenidos en el biomonitoreo y los principales parámetros fisicoquímicos estableciendo una correlación entre ellos.

En otra investigación realizada en el departamento del Cesar (Hernández, Guzmán & Tamaris, 2016) estudiaron los macroinvertebrados acuáticos de la ciénaga de Sahaya y en tres de sus afluentes, determinando que la estructura de macroinvertebrados acuáticos fue diferente en los cuerpos de agua corriente, de igual forma varió espacialmente entre las estaciones de la ciénaga y de los tres afluentes.

4.2 Marco teórico

Según Escudero, (2009) los macroinvertebrados acuáticos son organismos que en algún momento de su ciclo de vida son habitantes de ecosistemas acuáticos y son retenidos por mallas de luz entre 0,2 mm y 0.5 mm. Los macroinvertebrados han sido de gran utilidad en todo lo relacionado con contaminación de aguas ya que al ser sedentarios se ven directamente afectados por cualquier tipo de sustancia que perturbe la integridad de su hábitat y su tamaño facilita su observación, recolección y manejo, (Rosenberg & Resh, 1992).

Según el Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales Universidad de Sevilla, (2009), los macroinvertebrados acuáticos son una importante herramienta como indicadores de las condiciones ecológicas y para la evaluación de la calidad del agua debido a:

- Son razonablemente sedentarios, ya que, debido a su escasa capacidad de movimiento, están directamente afectados por las sustancias vertidas en las aguas.
- Tienen un ciclo de vida largo en comparación con otros organismos, lo que permite estudiar los cambios acontecidos durante largos periodos de tiempo.
- Abarcan en su conjunto un amplio espectro ecológico.
- Tienen un tamaño aceptable frente a otros microorganismos.

Se debe tener en cuenta que los macroinvertebrados acuáticos rompen, transportan y mezclan el suelo del lecho del río al construir galerías, nidos, sitios de alimentación, turrículos o compartimientos (Villani, Allee, Díaz & Robbins, 1999); afectan procesos de manera directa (incorporación y redistribución de varios materiales) o indirecta (formación de comunidades microbianas, transporte de propágulos, antibiosis o reducción selectiva de la viabilidad, etc.). Sin embargo, la contribución de la macrofauna en el ciclo del carbono y nitrógeno no es tan alta

debido a los altos tiempos de consumo y generación de sustancias con elevada relación: carbono nitrógeno (Wolters, 2000). Lo que hace a estos organismos, relevantes en la ecología de los sistemas acuícolas.

Las respuestas de las comunidades de estos organismos a las perturbaciones ambientales, son útiles para determinar y medir el impacto de los diferentes modos de contaminación, residuos municipales, agrícolas, industriales e impactos de otros usos del suelo sobre los cursos de aguas superficiales.

Con la realización de estos estudios, se llevan a cabo Índices Bióticos, basados en la ordenación y ponderación de las especies de macroinvertebrados presentes en las aguas según su tolerancia a la contaminación orgánica. Entre los existentes se destaca el IBGN, índice biológico general normalizado, y el BMWP, *Biological Monitoring Working Party*. (Grupo De Tratamiento De Aguas Residuales Universidad De Sevilla, 2009). Esto hace necesario, la clara tipificación de cada una de las familias, según su distribución y caracteres biológicos que determinen las distintas proporciones en que se encuentren según el grado de perturbación del hábitat.

4.2.1 Los macroinvertebrados como organismos indicadores de la calidad del agua.

Muchos seres vivos pueden desarrollarse bien en aguas de calidad muy diversa, pero otros están estrechamente unidos a unas condiciones ambientales muy específicas; sólo estos últimos son apropiados como organismos indicadores (bioindicadores).

Un indicador podría definirse, entonces, como la capacidad de un elemento para informar acerca de las condiciones y/o características del sistema al que pertenece. De esta forma un "índice" no es más que una jerarquización o en general una ordenación de "indicadores" bajo la finalidad de cuantificar una o un conjunto de características del sistema en estudio, sin necesidad de abordarlo en su totalidad (Molero, 2012).

Tradicionalmente cuando se habla de organismo indicador, se hace referencia a la ausencia o presencia de una especie como evaluador de buena o mala calidad, este concepto ha evolucionado al de comunidad indicadora que resulta más conveniente, ya que al tener en cuenta toda la comunidad, se reducen los errores y aumenta la capacidad de detectar alteraciones en todo el ecosistema, este concepto se está incorporando a los diferentes métodos de evaluación de calidad del agua en países Europeos y estados de Norteamérica, (Alba, 1996).

Hasta ahora, la metodología seguida por los organismos competentes en el estudio de la calidad del agua se basa fundamentalmente en parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos (Gorza, 2009). El gran incremento de nuevos productos contaminantes, así como el hecho de que los vertidos son, generalmente, puntuales en el tiempo, necesita de nuevas metodologías.

4.2.2 Índice BMWP (Biological Monitoring Working Party).

La utilización de bioindicadores de la calidad del agua se comenzó a implementar desde el siglo XIX en Europa con la asociación de ciertos organismos a la calidad hídrica de determinados ecosistemas, (Roldan, 2016).

Según Roldan, (2016) en el siglo XX se desarrollan importantes índices de evaluación de los ecosistemas acuáticos, dentro de los que destacan el sistema saprobio para Alemania propuesto por Kolkowitz y Marsson en 1909, en Norte América se desarrollan métodos biológicos para evaluar las condiciones ecológicas de los ríos, y en 1959 Burge &Hynes proponen los macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua.

El uso de macroinvertebrados como bioindicadores se ha incrementado teniendo en cuenta la conveniencia práctica de estos, que se caracterizan por ser muy abundantes, de amplia distribución, facilidad de recolección e identificación y su sensibilidad a perturbaciones ambientales (Roldan, 2003).

Aunque existen diversos métodos para bioindicación con macroinvertebrados, en 1970 en Inglaterra se establece el Índice *Biological Monitoring Working Party* (BMWP), que es un método considerado muy sencillo, práctico y económico, ya que no requiere de mucho tiempo para su implementación, solo es necesario la identificación hasta el nivel taxonómico de familia y toma datos cualitativos de ausencia/ presencia. (Roldan, 2016). En Colombia el BMWP/Col se comenzó a aplicar en el departamento de Antioquia por (Roldán *et al.*1973), teniendo en cuenta que el método fue diseñado para ríos de zonas templadas de Europa y Norte América, se hizo necesario la creación de claves de identificación para macroinvertebrados acuáticos para Colombia. En este sentido en 1988, Roldan publica la “Guía para el Estudio de los Macroinvertebrados Acuáticos del Departamento de Antioquia.” Esta publicación fue de gran importancia en Colombia y Latinoamérica al ser considerada un referente en el estudio de la bioindicación utilizando comunidades de macroinvertebrados acuáticos.

La tabla 2 muestra las familias de macroinvertebrados acuáticos y la puntuación asignada para calidad de agua (Roldan, 2003). En la tabla 3 se evidencia la clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/COL.

Tabla 2.

Puntuación de familias de macroinvertebrados acuáticos

Puntuación dada para las diferentes familias de macroinvertebrados bentónicos acuáticos para el índice BMWP/Colombia de Roldán, 2003	
Familias	Puntuación
Perlidae, Oligoneuriidae, Helicopsychidae, Calamoceratidae, Ptilodactylidae, Lampiridae, Odontoceridae, Blepharoceridae, Psepheniidae, Hidridae, Chordodidae, Lymnessiidae, Polythoridae, Gomphidae	10
Leptophlebiidae, Euthyplociidae, Leptoceridae, Xiphocentronidae, Hydrobiidae, Dytiscidae, Polycentropodidae, Hydrobiosidae	9
Veliidae, Philopotamidae, Simulidae, Pleidae, Trichodactylidae, Saldidae, Lestidae, Pseudotheipusidae, Pyralidae.	8
Baetidae, Calopterygidae, Glossossomatidae, Corixidae, Notonectidae, Leptohyphidae, Dixidae, Hyalellidae, Naucoridae, Scirtidae, Dryopidae, Pschycodidae, Coenagrionidae, Planariidae, Hydroptilidae	7
Ancylidae, Lutrochidae, Noteridae, Aeshnidae Libellulidae, Elmidae, Staphylinidae, Limnychidae, Pilidae, Megapodagrionidae, Corydalidae	6

Hydropsychidae, Gelastocoridae, Belostomatidae, Nepidae, Pleuroceridae, Tabanidae, Thiaridae, Pyralidae	5
Curculionidae, Chrysomelidae, Mesovelidae, Stratiomyidae, Haliplidae, Empididae, Gerridae, Scarabidae, Dolycopodidae, Sphaeridae	4
Glossiphoniidae, Cyclobdellidae, Physidae, Lyninaeidae, Planorbidae, Hydrometridae, Hydrophilidae, Tipulidae, Ceratopogonidae	3
Chironomidae, Culicidae, Muscidae	2
Oligochaeta	1

Nota: Puntuación dada para las diferentes familias de macroinvertebrados bentónicos acuáticos para el índice BMWP/Colombia. Adaptado de Roldan (2003).

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. Aguas no contaminadas o poco contaminadas	AZUL
II	Aceptable	61 a 100	Se evidencia efectos de la contaminación.	VERDE

III	Dudos a	36 a 60	Aguas moderadamente contaminadas	AMARIL LO
IV	Critica	16 a 35	Aguas muy contaminadas	NARANJ A
V	Muy crítica	< 15	Aguas fuertemente contaminadas. situación crítica	ROJO

Nota: Clasificación de las aguas, significado ecológico de acuerdo al índice BMWP/COL y colores para representaciones cartográficas. Adaptado de Roldan (2003).

4.2.3 Índice Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera EPT.

Califica la calidad del agua por medio de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, estos tres órdenes de insectos son muy vulnerables a las alteraciones del ecosistema acuático especialmente a la degradación de la calidad del agua, (Carrera & Fierro, 2001). La tabla 4 muestra los valores para la calidad del agua según el método EPT.

Tabla 4.

Calidad del agua según el índice EPT

CLASE	INDICE EPT (%)	CALIDAD DEL AGUA
1	75-100	MUY BUENA
2	50-74	BUENA
3	25-49	REGULAR
4	0-24	MALA

Nota: Calidad del agua según el índice EPT. Adaptado de Carrera & Fierro 2001

4.2.4 Índice de contaminación biótico (ICOBIO).

Este método propuesto por Ramírez, Restrepo & Fernández, (2003) tiene en cuenta las especies de macroinvertebrados encontrados en cada una de las estaciones de muestreo mediante la comparación de pares de estaciones, estableciendo un valor teniendo en cuenta el número de familias comunes. Se califica según los criterios de la tabla 5 y se calcula utilizando el índice de presencia- ausencia (Jaccard, 1908), el cual tiene en cuenta la siguiente ecuación:

$$D = 1 - \frac{a}{a + b + c}$$

Figura 2. Ecuación 1 Determinación del índice ICOBIO.

D= Disimilitud entre 2 estaciones

a = Número de taxones comunes entre 2 estaciones

b = En sistemas lóticos; número de taxones que sólo existen aguas arriba.

En sistemas lénticos número de taxones que sólo existen en las proximidades del vertimiento

c = En sistemas lóticos; número de taxones que sólo existen aguas abajo.

En sistemas lénticos; número de taxones que sólo están en el centro o en el extremo radial,

según se compare el centro o el extremo radial con el punto próximo al vertimiento.

Tabla 5.

Rangos de interpretación del nivel de incidencia de aguas abajo arriba y aguas abajo sobre la comunidad de macroinvertebrados.

ICOBIO	Nivel de Incidencia
0 – 0,2	Ninguna

>	0,2 – 0,4	Baja
>	0,4 – 0,6	Media
>	0,6 – 0,8	Alta
>	0,8 – 1,0	Muy Alta

Nota: Rangos de interpretación del nivel de incidencia de aguas abajo arriba y aguas abajo sobre la comunidad de macroinvertebrados. Adaptado de Ramírez, Restrepo & Fernández, (2003)

4.2.5 Índice de contaminación trófico (ICOTRO).

Según Ramírez, Restrepo & Cardeñoso, (1999) “el ICOTRO se fundamenta en la concentración del Fósforo total”. A diferencia de los demás índices ICO’s, en los cuales se determina un valor particular entre 0 y 1, la concentración del fósforo total define por sí misma una categoría discreta a saber. A continuación, la tabla 6 describe la escala para el ICOTRO.

Tabla 6.

Escala del índice ICOTRO

Calidad de Agua	Fósforo total (mg/L)
Oligotrófia	<0,01
Mesotrófia	0.01-0,02
Eutrófia	0,02-1,00
Hipereutrófia	>1,00

Nota: Escala del índice ICOTRO. Adaptado de Ramírez, Restrepo & Cardeñoso, (1999)

4.2.6 Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS).

Según Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997) se determina tan sólo mediante la concentración de sólidos suspendidos, proponen la siguiente ecuación para su determinación.

Ecuación 2.

$$\text{ICOSUS} = -0,02 + 0,0003 \text{ sólidos suspendidos (mg/ L)}$$

Sólidos Suspendidos > 340 mg/L tienen ICOSUS = 1

Sólidos Suspendidos < 10 mg/L tienen ICOSUS = 0

4.2.7 Índice de contaminación por mineralización ICOMI.

Integra conductividad, dureza y alcalinidad (Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G., 1997) a continuación, se muestran las ecuaciones para su formulación.

$$ICOMI = \frac{1}{3}(I_{\text{Conductividad}} + I_{\text{Dureza}} + I_{\text{Alcalinidad}})$$

Figura 3. Ecuación 3 Cálculo del índice ICOMI. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

$$I_{\text{Conductividad}} = \text{Log}_{10} I_{\text{Conductividad}} = 3.26 + 1.34 \text{Log}_{10} \text{Conductivida}(\mu\text{S} / \text{cm})$$

$$I_{\text{Conductividad}} = 10^{\text{Log } I_{\text{Conductividad}}}$$

Conductividades mayores a 270 $\mu\text{S/cm}$, tienen un índice de conductividad = 1

Figura 4. Ecuación 4 determinación del I. conductividad. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

$$I. Dureza = \text{Log } 10. I. Dureza = -9.09 + 4.40 \text{Log} 10. Dureza \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$$

$$I. Dureza = 10 \text{ Log } I. Dureza$$

Figura 5. Ecuación 5 determinación del I. dureza. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

Durezas mayores a 110 mg/L tienen un índice = 1

Durezas menores a 30 mg/L tienen un índice = 0

$$I. Alcalinidad = -0.25 + 0.005 \text{ Alcalinidad} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$$

Figura 6. Ecuación 6 Determinación de I. alcalinidad. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

Alcalinidades mayores a 250 mg/L tienen un índice = 1

Alcalinidades menores a 50 mg/L tienen un índice = 0

4.2.8 Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO).

Ramírez *et al.*, (1999) consideró que este índice debe tener en cuenta la demanda Bioquímica de Oxígeno, Coliformes totales y el porcentaje de saturación de Oxígeno para estimar el índice de contaminación por materia orgánica. A través de las siguientes expresiones matemáticas que involucran las variables químicas y biológicas anteriores se pueden calcular su valor.

$$\text{ICOMO} = \frac{1}{3} (\text{I.DBO} + \text{I.Coliformes} + \text{I.Oxígeno}\%)$$

Figura 7. Ecuación 7 Determinación del índice ICOMO. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

$$\text{I.DBO} = -0.05 + 0.70 \text{Log}_{10} \text{DBO} \left(\frac{\text{mg}}{\text{L}} \right)$$

$$\text{DBO} > 30 \text{ (mg/l)} = 1$$

$$\text{DBO} < 2 \text{ (mg/l)} = 0$$

Figura 8. Ecuación 8. I. DBO. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

$$I_{\text{Coliformes Totales}} = -1.44 + 0.56 \text{Log}_{10} \text{Col.Tot. (NMP / 100 ml)}$$

$$\text{Coliformes Totales} > 20.000 \text{ (NMP/100 ml)} = 1$$

$$\text{Coliformes Totales} < 500 \text{ (NMP/100 ml)} = 0$$

Figura 9. Ecuación 9. I. Coliformes Totales. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

$$I_{\text{Oxígeno}\%} = 1 - 0.01 \text{Oxígeno}\%$$

$$\text{Oxígenos (\%)} \text{ mayores a } 100\% \text{ tienen un índice de oxígeno de } 0$$

$$\text{Coliformes Totales} < 500 \text{ (NMP/100 ml)} = 0$$

Figura 10. Ecuación 10. I. Oxígeno. Fuente: Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997)

Tabla 7.

Significancia de los índices ICO

ICO	Grado de Contaminación	Escala de Color
-----	------------------------	-----------------

	0 – 0,2	Ninguna	
>	0,2 – 0,4	Baja	
>	0,4 – 0,6	Media	
>	0,6 – 0,8	Alta	
>	0,8 – 1	Muy Alta	

Nota: Significancia de los índices IC. Adaptado de Ramírez *et al* (1999)

4.2.9 Índice de diversidad de Shannon.

Fue propuesto por (Shannon & Weaver, 1949), basado en la teoría de la información. En un contexto ecológico, como índice de diversidad, mide el contenido de información por individuo en muestras obtenidas al azar proveniente de una comunidad extensa de la que se conoce el número total de especies S . Se calcula con la siguiente ecuación

$$H' = - \sum_{i=1}^S (p_i \times \log_2 p_i)$$

Figura 11. Ecuación 11. Determinación del índice de diversidad de Shannon. Fuente: Autores.

S = Número de especies

P_i = proporción de individuos de la especie i respecto al total de individuos

n_i = número de individuos de la especie i

N = número de todos los individuos de todas las especies

Presenta valores entre 0 (bajas diversidades) e ∞ (diversidades altas). Aunque con frecuencia en la literatura se hacen afirmaciones acerca de diversidades cercanas a 5,0 como altas. Realmente estos valores dependen del taxón en cuestión y del tamaño de la muestra (Neotrópicos, 1996); para insectos, plantas vasculares, aves y otros grupos con muchas especies y valores de $H' > 5$ se consideran altos; pero para otras colecciones como las de peces de aguas dulces, anfibios, mamíferos, los valores de $H' > 3$ son considerados de alta diversidad

4.2.10 Índice de *equidad* de Pielou.

Es la relación entre el valor calculado de H' y el $H'_{\max}$ máximo que ocurre cuando todas las especies están igualmente representadas. Presenta valores entre 0 y 1, mientras más alto sea el valor, más equitativamente distribuidos en la muestra se encuentran los organismos.

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

Figura 12. Ecuación 12. Determinación del Índice de Pielou. Fuente: Autores.

H' = índice de Shannon-Wiener

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

S = Número de especies o riqueza

4.2.11 Índice de calidad de bosque de ribera (QBR).

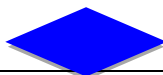
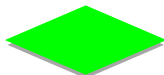
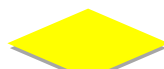
El índice de calidad de bosque de ribera, por su sigla en catalán (QBR: *Qualitat del Bosc de Ribera*) propuesto por (Munné *et al.*, 1998) pretende conocer la calidad de conservación de los bosques de ribera. El índice de calidad de bosque de ribera se articula en torno a cuatro grandes apartados en los que se trata de sintetizar los aspectos cualitativos que ayuden a determinar la calidad de las riberas. Cada uno de estos apartados tiene el mismo peso en la calificación final de la calidad ribereña, oscilando los posibles valores de cada parte entre 0 y 25 puntos (de menor a mayor calidad). Los intervalos de puntuación aparecen explicados en la hoja de campo A, ver Tabla 13 siendo valores de 0, 5, 10 y 25 puntos. (Indicadores hidromorfológicos, 2013). En la tabla 8 se describe la valoración de la calidad del bosque de ribera, según índice QBR

El índice de ribera tiene en cuenta cuatro aspectos:

- Grado de cubierta de la zona de ribera.
- Estructura de la cubierta.
- Naturalidad y complejidad de la cubierta.
- Grado de alteración del canal fluvial.

Tabla 8.

Valoración de la calidad del bosque de ribera, según índice QBR.

PUNTUACIÓ	CALIDAD	COLOR
N		
> = 95	Ribera sin alteraciones, estado natural	Azul
		
		
		

75-95	Ribera ligeramente perturbada, calidad buena	Verde
55-70	Inicio de alteración importante, calidad aceptable	Amarillo
30-50	Alteración fuerte, calidad mala	Naranja
0-25	Degradación extrema, calidad pésima	Rojo

Fuente: Munné *et al.*, (1998)

4.2.12. Bosques secos tropicales en Colombia.



Figura 13. El Bosque Seco Tropical. Fuente: Autores

Pizano & García *et al.*, (2014), a través del Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, han documentado información sobre el bosque seco tropical de algunas partes de América, Colombia y la región Caribe Colombiana. Se menciona a continuación información valiosa sobre este ecosistema:

Las plantas han sido de los organismos mejor estudiados en los bosques secos tropicales de diferentes regiones de Colombia. Se han identificado tres núcleos florísticos que incluyen el Caribe costero, los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena, y los afloramientos rocosos de la región de los Llanos (Orinoquía) (Linares-Palominos *et al.*, 2011). Estos núcleos combinan elementos florísticos de la región del norte del Caribe y Mesoamérica, de los Andes, y del Sur de América y Brasil (Pennington, Prado & Pendry, 2000). Como consecuencia, la composición florística del bs-T en Colombia puede variar significativamente en las diferentes regiones donde se encuentra este bosque: la región Caribe, la región Norandina que comprende Santander y Norte de Santander, los valles interandinos de los ríos Cauca y Magdalena, el Patía (Nariño y Cauca), y los llanos (Arauca, Casanare, Meta y Vichada).

La mayoría de los estudios florísticos que se han desarrollado en el bs-T de Colombia se han enfocado en hacer inventarios de alguna región en particular (Rodríguez *et al.*, 2012). Por ejemplo, hay un número considerable de estudios sobre la flora del bosque seco para la costa Caribe (Mendoza 1999, Lowy 2000, Flórez & Etter 2003, Marulanda *et al.*, 2003, Ruiz *et al.* 2005, Repizo & Devia 2008, Linares y Orozco 2009, Carbonó y García 2010, García y Rivera 2010, Rodríguez *et al.*, 2012), el cañón del Chicamocha y Norte de Santander (Albesino & Fernández 2006, Albesino & Rangel 2006; Carrillo, Rivera y Sánchez *et al.*, 2007, Valencia, Trujillo y Vargas *et al.* 2012), el Valle del Cauca (González & Deiva, 1995, Adarve *et al.*, 2010,

Torres *et al.*, 2012, Vargas 2012), Tolima y Huila (Figuerola y Galeano 2007), y el valle del río Patía (Fernández & Fernández, 1992). Sin embargo, para entender cómo varía la composición florística del bs-T en diferentes regiones biogeográficas de Colombia, es necesaria una mirada más general que compile información de los bosques secos de todas las regiones donde se encuentre este bioma.

Entre las características de las plantas del bosque seco tropical, se distingue el factor crítico de la estacionalidad de lluvias, dado que el agua determina la producción de hojas, fotosíntesis, la descomposición de la materia orgánica, la producción de raíces y la dinámica de nutrientes y microorganismos en el suelo (Jaramillo *et al.*, 2011). De ahí que las plantas del bs-T presentan una gran variedad de patrones fenológicos que van desde las especies que no pierden sus hojas nunca (“siempre verdes”), hasta aquellas que pierden todas sus hojas (“caducifolias”) durante la época de sequía o de lluvias (Frankie, Baker & Opler 1974, Reich, 1995).

Estas estrategias son ventajosas por que reducen la transpiración y la respiración durante la época seca, disminuyendo la pérdida de agua (Santiago *et al.*, 2004). En general, las especies del dosel pierden sus hojas durante la época seca, mientras que los árboles de altura media y baja que se encuentran en el sub-dosel y en el sotobosque retienen sus hojas durante todo el año (Murphy & Lugo 1986) (Justiniano & Fredericksen, 2000). Las especies caducifolias también se caracterizan por tener hojas de vida más corta, pero con mayor capacidad de fotosíntesis (Santiago *et al.*, 2004), cuyo tiempo de vida coincide con la duración de lluvias (Reich, 1995). Otras adaptaciones a la sequía incluyen la modificación de hojas a espinas que reducen la evapotranspiración, además, de constituir una defensa contra los herbívoros, los tallos fotosintéticos que representan una alternativa a la pérdida estacional de las hojas, las estructuras

suculentas que permiten el almacenamiento del agua, y el metabolismo ácido de las crasuláceas cuyas siglas en inglés es (CAM “*Crassulacean Acid Metabolism*”) que permite la fijación de CO₂ y reduce la transpiración en el día (Killeen *et al.*, 1998) (Soriano & Ruiz, 2003). Este tipo de fotosíntesis es común en grupos de plantas como las Cactáceas y Bromeliáceas (Reyes & Mejía *et al.*, 2012) comunes en el bs-T.

Paralelo a la estacionalidad en la producción de hojas, la floración y fructificación de la mayoría de las especies de bosque seco están determinadas por los cambios temporales en la disponibilidad de agua (Borchert, 1994), y se relacionan estrechamente con los síndromes de polinización y dispersión de semillas en estos bosques. Una de las características particulares del bs-T es que varias especies del dosel presentan floración en masa como lo son algunos del género *Tabebuia* (ahora *Handroanthus*) y varias especies de lianas de la familia Bignoniaceae (Frankie, Baker & Opler 1974) y (Ragusa & Silva, 2007). Estos patrones de floración son determinantes para los polinizadores, sin embargo, no existe mucha información sobre los síndromes de polinización en los bs-T. A pesar de esto, los estudios realizados en estos bosques en la Caatinga y el Cerrado brasileiro han producido una gran cantidad de información. Por ejemplo, han detectado que casi el 70% las especies de plantas en estos bosques secos son polinizadas por insectos, en mayor cantidad abejas (32- 65%), mientras que aproximadamente un 10% de las especies presentan polinización por colibríes y murciélagos, respectivamente, y tan solo el 2% son polinizadas por el viento (Silberbauer & Gottsberger, 1998) (Olivera & Gibbs 2000) (Machado & López, 2004). Con excepción de la polinización por abejas a ser más alta en los bosques secos que en los bosques húmedos, estos valores son similares para los dos bosques (Bawa, Perry & Beach, 1985). Por el contrario, hay diferencias marcadas en los síndromes de

dispersión de semillas entre los bosques secos y más húmedos. En los bs-T las frutas carnosas dispersadas por animales son comunes en la época de lluvias, mientras que las especies anemócoras y autocoras fructifican durante la época seca (Frankie, Baker & Opler, 1974) (Ragusa & Silva, 2007) y (Nunes & Braga, 2012). Así mismo, las especies dispersadas por el viento dominan el dosel del bosque, mientras que aquellas dispersadas por animales y por la gravedad son más abundantes en el sub-dosel y el sotobosque (Justiniano & Fredericksen, 2000).

En los bosques secos la estacionalidad en la herbívora es clave por la fuerte variación climática a lo largo del año y entre diferentes años (Filip *et al.*, 1995). Durante la época seca la abundancia de insectos herbívoros disminuye, mientras que en la temporada de lluvias es elevada (Coley 1983); (Coley & Barone 1996) y (Gerhardt, 1998). Como consecuencia, hay árboles que escapan de la herbivoría perdiendo sus hojas durante época de lluvias y produciendo hojas nuevas en época seca, según (Aide, 1992) y (Murali & Sukumar, 1993). Estas especies también cuentan con adaptaciones para guardar agua en sus tallos y raíces, ya que producir hojas nuevas en condiciones de sequía representa un reto fisiológico. Por otro lado, muchas plantas del bs-T cuentan con defensas como espinas, pelos, hojas rígidas, por ejemplo, en las familias Fabaceas, Rutaceas y Cactaceae presentan espinas y aguijones en sus troncos y ramas que son efectivas contra la herbivoría por parte de vertebrados (Grubb, 1992) incluyendo mamíferos (Belovsky & Schmitz, 1994).

El bosque seco tropical presenta valores de complejidad estructural mucho más bajos, una altura de dosel de apenas un 50%, y un área basal de 30-75% comparado a los bosques más húmedos en los trópicos (Brown & Lugo, 1982); (Murphy & Lugo, 1986); (Peña *et al.*, 2012). Por el contrario, las plantas del bs-T presentan una mayor proporción de biomasa radícula

comparada con la biomasa de tallos y hojas que las plantas de ecosistemas más húmedos (Murphy & Lugo, 1986) (Vargas & Allen, 2008). A nivel de diversidad de plantas, los bosques húmedos tropicales contienen el doble o más del número de especies de plantas por área que los bosques secos presentan una alta diversidad beta (Pennington *et al.*, 2009) (Linares *et al.*, 2011), lo que quiere decir que su composición florística varía significativamente a través de gradientes ambientales a una escala relativamente pequeña. Esto es evidente en Colombia, donde los bosques secos varían en las regiones donde están presentes.

5. Metodología

5.1 Área de estudio

El estudio se realizó entre los meses de enero y junio de 2017 (periodos de sequía y lluvias), en el río Guatapurí, en Valledupar-Cesar, delimitado en tres tramos, de la siguiente manera: balneario Hurtado, Aguas arriba en relación al Balneario y Aguas abajo, el propósito fue determinar y comparar la calidad ambiental del agua en estos tramos en diferentes épocas climáticas. La figura 14 describe de manera general las Fases del proceso metodológico:



Figura 14. Fases del proceso metodológico

En el área de estudio se desarrollaron dos jornadas de observación previas al desarrollo del proceso de muestreo, con el objeto de ubicar los puntos de toma de muestra y describir los tipos de residuos sólidos que generan contaminación en las riberas y aguas del Balneario Hurtado. Para esto se implementó la tabla 9 en la que se describe el tipo de residuo, su origen y la frecuencia con la que se encontró. Una vez realizados estos procedimientos, se establecieron los puntos de muestreo en cada uno de los tres tramos de estudio, se tuvo en cuenta los criterios para selección del punto de muestreo que se indican en la **1ª Fase** de la investigación. En cada uno de los puntos de muestreo establecidos, además de los macroinvertebrados recolectados, se tomaron muestras para realizar análisis fisicoquímicos, microbiológicos y datos de campo requerido para determinar los índices BMWP/Col, EPT, ICO/Col y de riberas, además de variables climáticas. Ver Tabla 11, formato de hoja de campo 01.

Tabla 9.

Matriz de tipos de residuos sólidos hallados en el área de estudio

Tipo de residuo sólido	Fuente principal	Frecuencia
Común o doméstico		
Peligroso		
Especial		

El área de estudio comprendió los siguientes tramos:

- **Aguas arriba:** Tramo comprendido desde 10°30'13.18" N 73°16'36.13"O hasta 10°30'04.55" N 73°16'17.58"O con un total de 0,65 km.
- **Balneario Hurtado:** ubicado a los 10°30'08.11" N 73°16'02.76"O hasta 10°29'55.29" N 73°15'40.43"O; comprendió toda la zona turística y recreativa, utilizada. Con un total de 1,17 km.
- **Aguas abajo:** Inició en el punto 10°29'52.10" N 73°15'33.29"O hasta 10°29'48.13" N 73°15'27.72"O, este tramo tuvo una longitud total de 0,47 km.

En total, el área de estudio comprendió 2,29 km de longitud.

Las estaciones de muestreo fueron las siguientes (tabla 9, figura 16).

- **Aguas arriba:**(0,67 Km de longitud y 1,392 km de perímetro) se ubicaron las estaciones de muestreo 1, 2 y 3; denominadas **E1, E2 y E3**. Se describieron características físicas del lecho del río en el que se incluyó el tamaño de la grava, presencia de arenas, sedimentos y flora acuática presente, tales como las macrófitas fijas a sustratos (emergentes y sumergidos), además

de características de las riberas y el estado del bosque ripario a través del índice de bosque de ribera.

- **En el Balneario Hurtado** (con longitud de 1,17 km y un perímetro de 2,40 km) se implementaron las estaciones de muestreo: **E4, E5 y E6** con la respectiva caracterización física y biótica descrita en aguas arriba, pero con mayor énfasis, ya que en este punto existe mayor actividad turística y problemas de afectación al cauce y bosque ripario.

- **Aguas abajo** (ubicado posteriormente al parque lineal hasta los 0,47 km de longitud con un perímetro de 1,00 km) se ubicaron las estaciones **E7, E8 y E9**. Al igual que en las anteriores se realizaron las respectivas caracterizaciones físicas y bióticas.

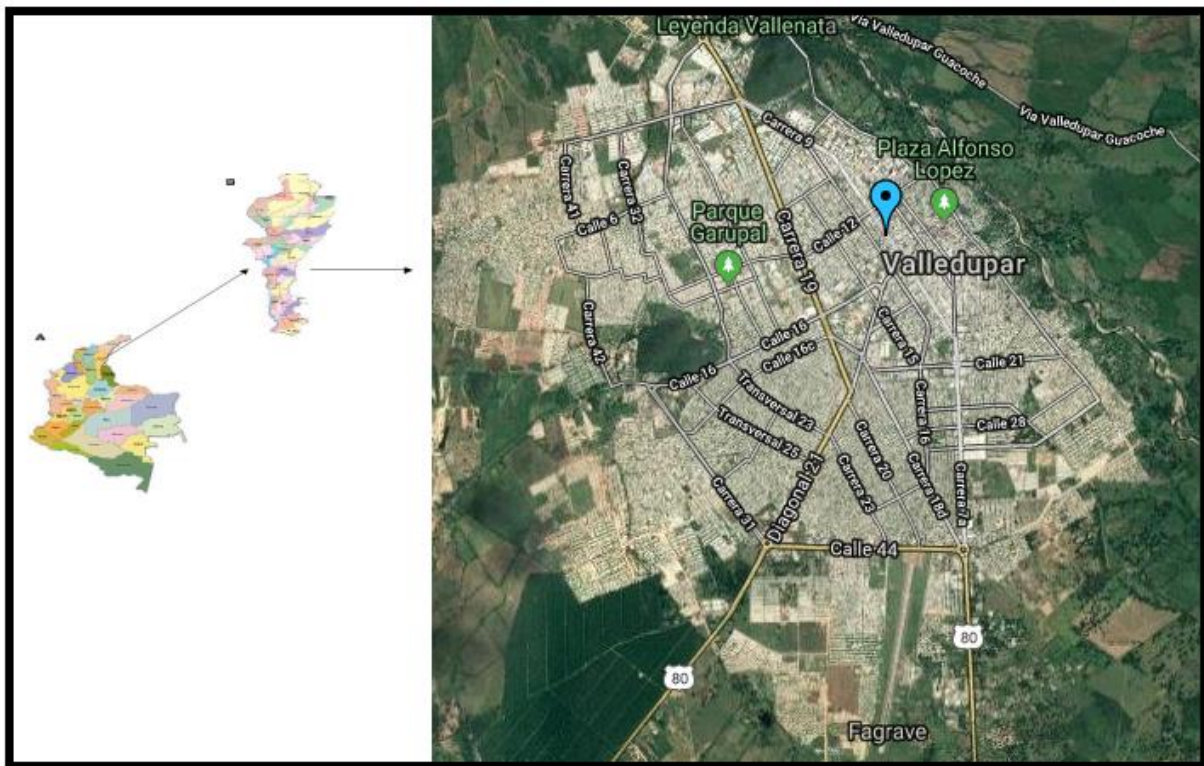


Figura 15. Localización Del Área De Estudio. A. República De Colombia, B. Departamento Del Cesar. Ciudad Valledupar.

Tabla 10.

Georreferenciación de las estaciones de muestreo en el río Guatapurí

Estación	Coordenadas	Altura msnm
E1	10°30'13.18" N 73°16'36.13"O	221
	10°30'10.62" N	218
E2	73°16'36.13"O	
E3	10°30'09.40" N	216
	73°16'26.30"O	
E4	10°30'04.55" N	215
	73°16'17.58"O	
E5	10°30'02.32" N	198
	73°15'53.39"O	
E6	10°29'55.29" N	198
	73°15'40.43"O	
E7	10°29'52.10" N	193
	73°15'33.29"O	
E8	10°29'48.13" N	194
	73°15'27.72"O	
E9	10°29'54.79" N	191
	73°15'23.89"O	

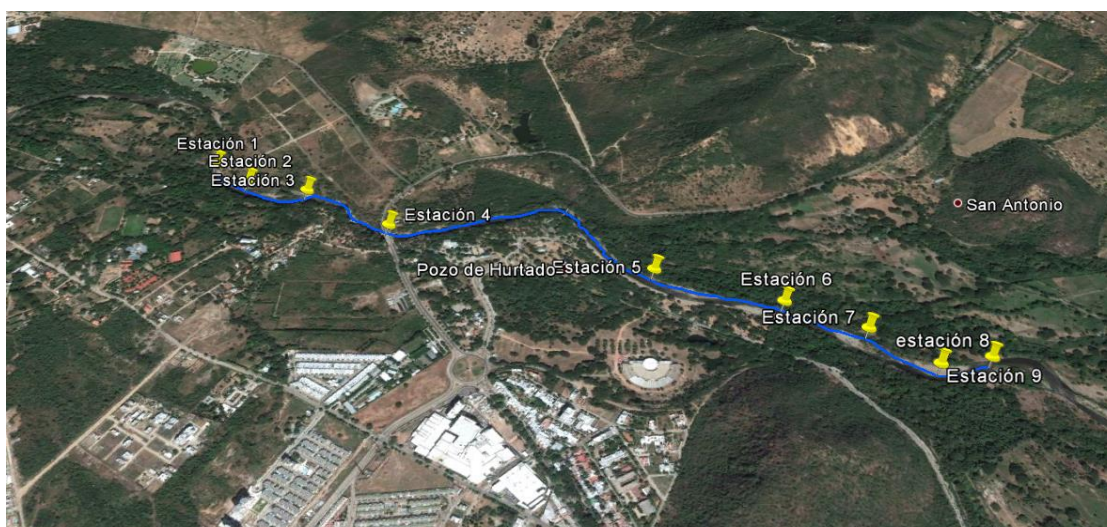


Figura 16. Tramos y estaciones de muestreos: Aguas Arriba E1, E2 y E3; Balneario Hurtado E4, E5 y E6 Y Aguas Abajo E7, E8 y E9. Fuente: Autores & Google Earth.

5.2 La metodología de investigación comprendió tres fases

1° Fase: Caracterización preliminar de los sitios de muestreo, recolección e identificación taxonómica *in situ* de la colecta de macroinvertebrados acuáticos.

2° Fase: Análisis fisicoquímico de muestras de agua, en laboratorio.

3° Fase: Evaluación de la información biológica y fisicoquímica que se obtuvo.

Desde un punto de vista procedimental se desarrolló lo siguiente para cada fase:

1° Fase: Caracterización preliminar de los sitios de muestreo, recolección e identificación taxonómica *in situ* de la colecta muestral de macroinvertebrados.

5.2.1 Para la colecta de macroinvertebrados acuáticos.

Recorrido preliminar: Antes de iniciar el muestreo, se realizó un recorrido visual a lo largo del tramo que se muestreó con el fin de seleccionar diversos hábitats acuáticos presentes, (ver párrafo siguiente). Para aplicar los métodos de evaluación propuestos fue muy importante la selección de áreas de estudio que se caracterizaron por tener todos o la mayor parte de los tipos de hábitat acuáticos, potencializando así la diversidad de organismos acuáticos encontrados.

Selección de hábitat: Estos hábitat se definieron de acuerdo con la profundidad en el río (de somero a profundo), velocidad del agua (rápida, mediana, lenta), naturaleza del sustrato (pedregoso, fangoso, arenoso) y presencia de vegetación acuática y de ribera.

Los tres tramos evaluados (Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo) permitieron obtener datos para hacer comparaciones bióticas, fisicoquímicas y de calidad ambiental.

La toma de las muestras (biológicas y de agua) se realizaron en los mismos puntos de monitoreo, cada uno de estos puntos fueron señalizados, por ello se documentó con mucho detalle sus características:

- Ubicación geográfica (coordenadas tomadas con GPS)
- Accesos
- Dibujos
- Registro fotográfico.
- También se tomaron detalles de los sustratos, vegetación y condiciones de la ribera.
- Los sitios seleccionados se ubicaron claramente en un mapa.

5.2.2 Medición de factores fisicoquímicos *in situ* en los tramos de muestreo.

Estas actividades se desarrollaron durante las colecciones muestréales, entre estas se midieron:

- **Factores del entorno:** Temperatura (por termometría) y Humedad relativa (por higroscopia).

Factores del curso de agua, tales como: Temperatura, Oxígeno disuelto, pH, conductividad y caudal.

Colecta, separación e identificación *in situ*:

Las muestras de macroinvertebrados acuáticos fueron identificadas y contabilizadas hasta la categoría taxonómica de familia y posteriormente liberados, con precauciones de no lastimarlos.

A continuación, se detalla el método que se utilizó en los muestreos de macroinvertebrados, método *Kick-Sampling*, (Abel, 2014). Hay que enfatizar que este método ha sido utilizado para ríos cortos y poco profundos, caso de los tramos objeto de estudio, el cual permitió la captura de una amplia gama de macroinvertebrados de agua dulce. Este método es cualitativo y está suficientemente estandarizado para permitir comparaciones entre muestras.

5.2.3 Método de muestreo de corriente (*Kick-Sampling*).

Este es el método de muestreo típico para arroyos y ríos. La técnica se empleó de la siguiente manera: se tomó una muestra en cada hábitat identificad, utilizando el mismo tiempo de muestreo en cada punto de monitoreo, haciendo un barrido y retroceso utilizando una red de mano hecha de tela de poliéster con porosidad estandarizada de 500 μm de ojo de malla (el cual fue estandarizado a través de la implementación del microscopio, específicamente con el objetivo de 10X el cual cuenta con un diámetro de 1500 μm). Se tomó 1cm² de la tela, se hizo el

montaje y se procedió a contar el número de poros de la tela en el ecuador del objetivo mencionado, posteriormente se dividió el valor del diámetro del objetivo de 10X entre el número de poros observados). Fue importante moverse por el sitio durante el tiempo de recolección para muestrear los diferentes hábitats en el área de muestreo, como lo fueron las corrientes de movimiento rápido, aguas poco profundas, aguas lentas, orillas, hierbas, raíces de árboles, hojarascas y detritos, para así poder tomar la mayor cantidad y diversidad de macroinvertebrados dulceacuícolas.

Las tomas de muestras de MAIA se realizaron utilizando la misma cantidad de tiempo para cada punto de muestreo, para que así el tiempo de muestreo en cada hábitat dentro de una estación de monitoreo fuera el mismo. Se colocó la red tipo surber en el lecho del río y se procedió a perturbar (con el pie, generando remoción por patalear el lecho) esto se hizo en los diferentes tipos de hábitat y en ambas orillas recorriéndolas de lado a lado. Así los macroinvertebrados acuáticos se movilizaron a favor de la corriente hasta llegar al fondo de la red. Cada estación de monitoreo fue muestreada tres veces por periodo climático. El trabajo de muestreo se realizó inicialmente en las estaciones de aguas abajo hasta aguas arriba para no perturbar a los invertebrados que son sensibles a los movimientos de los sedimentos y de las aguas (Fossati, Romero y Lebrunet, 2008).

Para las plantas herbáceas, las raíces de los árboles y arbustos del bosque ripario, se hizo un barrido en el área con la red de mano con las mismas características de porosidad de la red anterior durante un tiempo proporcional a la importancia del sitio, con sus diferentes hábitats.

También se realizó una búsqueda manual adicional en microhábitat como superficies de piedras, troncos, hojarascas, sedimentos y material detrítico, se extrajeron los

macroinvertebrados acuáticos con pinceles y pinzas de disección frotando suavemente las piedras en el agua dejando que los animales sean transportados por la corriente abajo hasta la red.

En una bandeja blanca, dos centímetros llenos de agua, se depositaron los macroinvertebrados colectados para identificarlos, se examinó el total de las muestras a través de sub-muestras para así poder tener mayor manejo y facilitar la contabilización e identificación de los especímenes. Para llevar a cabo este procedimiento, se vació el contenido de la red en un balde plástico lleno hasta la mitad de agua, se sacó una muestra de ese balde con la ayuda de un tamiz pequeño con ojo de malla no superior a las 500 μm ; luego se vació el contenido en una bandeja blanca, con agua del río, se continuó con este procedimiento hasta terminar con todas las submuestras del balde, teniendo el cuidado respectivo de no maltratar los individuos. Los macroinvertebrados acuáticos se identificaron *in situ*, a simple vista según (Roldán, 2016). Para esto se usaron lupas, con Lente Zoom 20X -60X adaptables a teléfonos celulares inteligentes, la guía de macroinvertebrados de (Roldán, 2003) (Roldán *et al.*, 2014) publicación cuyo contenido es hasta el presente, el documento más completo en taxonomía de macroinvertebrados acuáticos para nuestro país, (Roldán, 2016), además, claves taxonómicas como las de (McCafferty, 1981); (Roldán, 1988); (Machado, 1989); (Pennak, 1978); (Merritt & Cummins, 1996) ; (Muñoz Quesada, 1997); (Domínguez & Fernández, 2001), a cada espécimen se le tomaron fotografías, con cámara de alta definición, para una posterior revisión de la identificación de especímenes realizadas y comparaciones morfológicas entre especímenes de la misma familia. Al terminar, fueron devueltos los especímenes recolectados garantizando así un menor impacto en las poblaciones de artrópodos, moluscos y anélidos de estos hábitats.

Los muestreos se llevaron a cabo de 7:00 AM hasta las 5:00 PM. Se establecieron estas horas teniendo en cuenta que los macroinvertebrados acuáticos presentan mayor actividad ecológica en horario diurno. Se realizaron tres muestreos por estación y en cada época de sequía y lluvias.



Figura 17. Redes de mano para recolectar macroinvertebrados. Fuente: Autores.

Descripción: Macroinvertebrados acuáticos del Balneario Hurtado											
Número de la estación:	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	
Fecha: 8 noviembre 2016				Hora: 9:00 Am							
N° de individuos colectados			Familia:								
Colector: Pedro Pérez				Preservación: Etanol-Glicerina 2:1							

Figura 18. Rótulo de conservación de las muestras macroinvertebrados acuáticos. Fuente: autores

Aun cuando este método es sencillo, para el muestreo se tomó especial atención a diversas características del tramo del río del presente estudio; por ejemplo, corrientes rápidas con fuerte

pendiente tienden a contener una menor diversidad que las zonas menos rápidas; de otro lado, áreas pobladas de vegetación ribereña usualmente han tenido una mayor abundancia relativa de especies, (Ward, 1998); (Strayer *et al.*, 2003). Se tuvo en cuenta los criterios anteriores durante la selección de los nueve puntos de muestreo.

5.2.4 Recomendaciones generales para el muestreo que se tuvieron en cuenta.

1. No se muestreó después de lluvias intensas ya que se pueden arrastrar organismos propios del lugar o encontrarse otros que no son de allí, arrastrados por la corriente.
2. No se muestreó en la confluencia inmediata de afloramientos o arroyos sino después de ella.
3. Se recolectaron partes de plantas flotantes o sumergidas para posterior revisión de posibles hallazgos de macroinvertebrados, estas muestras sirvieron para identificación, (Roldán, 2003).
4. Independientemente del procedimiento utilizado, fue importante seguir normas preventivas de seguridad con las que se pudo evitar accidentes al realizar las actividades de muestreo, se asistió siempre acompañado por otra persona, permanecer en el agua a menos de un metro de profundidad, se utilizó cuerda de seguridad o chaleco cuando fue necesario, además, se estuvo atento a señales o avisos de posibles crecientes súbitas que pudieran presentarse en época de lluvias.

5.3 Control de calidad para la separación de macroinvertebrados bénticos.

Para esta fase se procedió como lo indica la guía macroinvertebrados acuáticos, determinación taxonómica y conteo, (IDEAM, 2006).

Personal de Control de Calidad en identificación de macroinvertebrados acuáticos, colegas experimentados en el tema, acompañaron las jornadas de muestreo y examinaron al menos 10% de las muestras separadas en cada lote. (Un lote se define como un estudio especial, estudio base, período entero de indizado o separación individual). Las encargadas de control de calidad examinaron los tamices y bandejas usadas en la separación y observación los organismos que se pudieron haber olvidado en la separación. Los organismos encontrados se adicionaron a las muestras. Si las encargadas del control de la calidad encontraron menos de 10 organismos en los tamices o bandejas de separación, la muestra pasó; si se encontraron más de 10 organismos, la muestra fue rechazada. Si el primer 10% del lote de muestras no pasó, el encargado de control de calidad debió chequear un segundo 10% del lote de muestras.

Para esta fase se contó con el apoyo de la Bióloga y Msc en Microbiología profesora Laura Rojas Martínez y la Lic. (Candidata a Magister) Cecilia Gómez Bolaño quienes cuentan con experticia en la identificación y taxonomía de estos organismos, al igual que los investigadores principales quienes son docentes de la Universidad Popular del Cesar con experiencia en Biología para ingenieros ambientales y el área de ecología, sistemática y evolución, pertenecientes al grupo de investigación **GRESBIOCA** de esta misma institución y reconocido por **COLCIENCIAS** . Dentro del equipo de trabajo se contó, también, con seis estudiantes de pregrado en ingeniería ambiental y sanitaria y licenciatura en Ciencias Naturales y educación ambiental quienes desarrollan sus proyectos de grado en esta temática.

5.4 Identificación de los macroinvertebrados

Dado el gran volumen de muestra y para economizar tiempo en una labor tan dispendiosa algunos investigadores han recomendado no observar toda la muestra, sino la separación y observación de submuestras de la muestra integrada. Sin embargo, otros científicos desaprueban esta práctica. Por lo tanto en esta investigación se analizaron las muestras en su totalidad.

El índice BMWP/Col se calculó con taxones de macroinvertebrados identificados hasta la categoría taxonómica de familia, ya que así lo propone su metodología, (Roldan, 2003), a partir de la identificación taxonómica de los especímenes hasta el nivel de familia y la contabilización de individuos se pudo realizar los cálculos de los índices ecológicos de biodiversidad Shannon-Weaver, Margalef y Pielou. Con toda esta información se pudo conocer mejor la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos en los tramos de estudio.

5.5 Determinación taxonómica de macroinvertebrados acuáticos

Para la identificación de las taxas hasta familia se utilizó las siguientes guías que presentan imágenes fotográficas y claves taxonómicas de los autores citados anteriormente.

1° “Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia” de (Roldán, 1988).

2° “Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col.” de Roldán (2003).

3° *Field Guide to Freshwater Invertebrates of North America* de Throp, J. & Rogers, CH. (2010).

4° Guía de campo de los macroinvertebrados acuáticos de la quebrada Menzuly-Santander
Gamarra, Y.; Restrepo, R. & Cajigas, A. (2012)

Además de las anteriores guías se contó con un gran archivo fotográfico y muestras conservadas, en viales, de macroinvertebrados acuáticos de diferentes tramos de la cuenca baja del río Guatapurí, entre este el Balneario Hurtado, que ha venido enriqueciéndose desde el año 2009 hasta la fecha, hacen parte de diferentes actividades académicas y son propiedad de los autores de esta investigación.

Para la implementación del BMWP/COL se identificaron los organismos hasta el nivel taxonómico de familia. La información taxonómica sirvió para el cálculo de la calidad ambiental del agua en Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo.

5.6 Registro de los datos

Los datos tenidos en cuenta para el monitoreo de macroinvertebrados dulce acuícolas (presencia de taxones, ubicación, fecha, hora, clases de hábitats) se registraron en libretas de campo y formato u hojas de campo para macroinvertebrados y muestras de agua para análisis fisicoquímicos. Esta hoja de campo también incluyó las lecturas de los parámetros fisicoquímicos a considerar: caudal, pH, temperatura del agua, temperatura ambiental, humedad del aire, conductividad y Oxígeno disuelto, medidos *in situ*. Ver tabla 10.

5.6.1 Control de la calidad para la toma de muestras de macroinvertebrados, según

IDEAM 2006.

Para esto, se utilizó la metodología propuesta por el IDEAM, 2006 (Muestreos de macroinvertebrados acuáticos, determinación taxonómica y conteo), que consiste en realizar el mismo esfuerzo durante la toma de cada una de las submuestras, hacer capturas en los diferentes microhábitat de cada estación y permanecer exactamente el mismo tiempo de muestreo en cada una de ellas para no sesgar la información de los muestreos de un determinado sitio.

Tabla 11.

Formato hoja de campo 01

Recolector:	Fecha:	Hora Inicio:	Estación De	Microhábitat
			Monitoreo	
Hora				
Finalización:				
T° Ambiente:	T° Agua:	pH:	OD(mg/L)	Conductividad
Caudal:	Humedad:	Soleado: Si___	Nublado: Si___	No___
		No___		
Taxones	Cantidad	Control De	Cantidad Corregida Por Taxón	
Identificados	De	Calidad		

(Categoría	Individuos	Identificación Del
Taxonómica De	Por Taxón	Taxón
Familia)		
TOTAL		

Nota: Adaptado Tomado IDEAM

5.7 Índice de calidad del bosque de ribera (*Qualitat del Bosc de Ribera*: QBR)

El índice Q.B.R., sigla proviene del catalán “*Qualitat del Bosc de Ribera*” y que significa Calidad del Bosque de Ribera, en español, puede rápidamente ser calculado en el campo a partir de características fácilmente mensurables del hábitat ripario. Es muy simple y puede ser usado en conjunto con otros índices de calidad de agua para determinar la calidad ecológica de cursos de agua (Munné *et al.*, 1998).

Para la estimación del índice del bosque de ribera, se tuvo en cuenta la metodología propuesta por (Munné *et al.*, 1998). Con este índice se pudo conocer la calidad ecológica del bosque ripario y establecer relación entre estos y la calidad ambiental del agua en los tres tramos del río estudiados.

La identificación de la vegetación riparia se hizo en las mismas nueve estaciones de monitoreo trabajadas para los macroinvertebrados acuáticos y análisis fisicoquímicos, en ambas riberas, las cuales presentan características de vegetación de Bosque Seco Tropical (bs-T). (Instituto Alexander Von Humbolt, 1998).

Las actividades para el cálculo del QBR se desarrollaron en dos fases: Una fase de campo y otra de análisis de datos.

Fase de campo del índice QBR: estuvo comprendida por dos momentos: inicialmente se realizó la identificación *in situ* de flora riparia, la medición de la densidad poblacional del bosque de ribera y el segundo momento por la aplicación del protocolo usando la hoja de campo de 02, ver anexo G. (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales, índice de calidad del bosque de ribera) que resume el protocolo del método del índice en mención, que se describe más adelante.

En la fase de análisis de datos: se inició con validaciones de la identificación botánica *In situ* (hojas, flores y frutos). Se utilizaron guías o manuales especializados para bosque seco tropical como el de (Delgado, A. M. y Parra, D. M. S. 2008) (Vélez Puerta, 2004) y el Manual de flora de Colombia del Instituto de Ciencias Naturales y Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional de Colombia, que cuentan con claves taxonómicas e imágenes que sirvieron para la identificación de los taxones botánicos lográndose así la identificación en laboratorio, se realizó un registro fotográfico para verificar o solucionar dudas concernientes a la identificación de una especie de planta. Posteriormente se realizó el cálculo y análisis de los resultados del índice QBR.

5.7.1 Vegetación del bosque ripario.

La caracterización florística del bosque de ribera de los tramos estudiados en el Río Guatapurí fue establecida por censo con identificación taxonómica *in situ*. Se definió como zona de bosque ripario las franjas de árboles y arbustos que se encuentran a lo largo de las riberas, no fueron

tenidos en cuenta las plantas anuales, (Munné *et al.*, 1998). Sin embargo, se tuvo especial cuidado con aquellas plantas que se ubican allí por ser producto de campañas de reforestación o aquellas que no son nativas de este ecosistema como fue el caso más frecuente, el árbol de mango (*Mangifera indica* L) entre otras. Estas especies foráneas restan puntuación en la valoración de la calidad de la cubierta índice del bosque de ribera.

Para establecer la estructura y composición de la vegetación del bosque de ribera, se establecieron áreas de muestreo de 600 m² en cada tramo (aguas arriba, balneario Hurtado y aguas abajo) esto en la ribera derecha e izquierda, teniendo en cuenta que las dos generan un solo valor de puntos ya que no se tomaron como independientes sus condiciones bióticas.

En cada área se establecieron 3 transectos paralelos de 50 m de largo por 4 m de ancho separados por 2 metros aproximadamente. Todas las plantas enraizadas dentro del transectos y con diámetro a la altura del pecho (DAP) mínimo de 2,5 cm fueron censadas (Umaña *et al.*, 2006).

Al tener solo en cuenta las plantas leñosas, se consideró como árbol aquel que tuviese características estándar como la de ser erguidos con un tronco definido y el arbusto las plantas leñosas erguidas sin un tronco definido o que ramifican muy cerca del suelo.

A cada planta muestreada se le midió el Diámetro a la Altura del Pecho (DAP) a 1,3 m del suelo, las de menor diámetro que 2,5 cm no se fueron consideradas para muestreo. Se tomaron datos morfológicos como la dirección de crecimiento, tipo de flores, frutos, forma de la hoja inserción de la hoja, margen de la hoja como se muestra a continuación en la tabla 12 caracteres morfológicos de las plantas muestreadas.

Tabla 12.

Caracteres morfológicos de las plantas muestreadas.

Carácter	Estado o modalidad
morfológico	
Dirección del crecimiento	a. Erecto
Tipo de flores	a. Solitarias b. Inflorescencias
Tipo de fruto	a. Seco dehiscente (folículo, silicua, legumbre, lomento) b. Seco indehiscente (cúpula, aquenio, cariopse) c. Carnoso (drupa, baya, semillas con arilos carnosos)
Inserción de la hoja	a. Peciolada b. Sésil
Margen de la hoja	a. Liso b. No liso
Forma de la hoja	a. Entera ancha (incluyendo las hojas de forma ovada, oblonga, obovada, orbicular, deltoide, cordada, reniforme) b. Entera angosta (incluyendo las hojas de forma lineal lanceolada, espatulada, falcada y filiforme) c. Hendida (incluyendo las hojas sagitadas, partidas, hastado lobadas) d. Compuesta

Estas observaciones morfológicas sirvieron para la determinación taxonómica de la especie, de cada transecto en cada tramo con la ayuda de guía taxonómica para la identificación de plantas, antes mencionada, y la colaboración de un experto forestal. Además, se estableció su abundancia y rango de cobertura. Para estimar la cobertura, se registraron el radio mayor y el menor de la copa de cada planta, mediante una cinta métrica.

Para establecer la composición florística de cada estación se elaboraron listados con el nombre científico y los correspondientes datos cualitativos y cuantitativos obtenidos de cada especie encontrada en los tramos estudiados.

El formato para la implementación del protocolo del índice QBR fue el diseñado y propuesto por (Munné *et al.*, 1998). Estos se describen en las tablas, 13, 14, 15 16 y 17. Los protocolos descritos están estructurados en dos columnas verticales paralelas. En la columna de la izquierda se describen los pasos que se siguieron para dar aplicación debida a cada uno de los cuatro bloques de los que consta la metodología del índice en mención. La columna de la derecha, por su parte, incluye observaciones, recomendaciones y explicaciones dadas por el autor de este con el fin de facilitar la comprensión y cuidados procedimentales para la ejecución de cada uno de los pasos descritos en la izquierda.

El Índice QBR cuenta con dos tipos de hojas de campo, una para ríos permanentes y semipermanentes (Hoja de campo A) y otra específica para ríos efímeros (Hoja de campo B). Se utilizó, únicamente, la hoja de campo A, la cual se denomina, en este trabajo como hoja de campo 02, ver anexo G, y fue implementada con su formato original según (Munné *et al.*, 1998). Este resultó ser un mecanismo sencillo, rápido y práctico para la evaluación del bosque ripario de las zonas estudiadas.

Tabla 13.

Hoja de campo A: Pautas para la aplicación del índice QBR. Tomado de Munné et al., (1998)

Pasos que se siguieron	Observaciones tenidas en cuenta
1 Selección del área de observación	Canal bajo. Zona del cauce inundada
Se seleccionó un tramo de 150 m	durante la mayoría de días del año.
procurando que albergara unas riberas	Orilla. Zona del cauce inundable en
representativas de la masa de agua. Se	crecidas ordinarias en un periodo
consideró la totalidad de la anchura del	aproximado de dos años.
bosque de ribera, (la cual es la suma de las	Ribera. Zona inundable en crecidas de
longitudes que van desde la orilla de río hasta	gran magnitud (periodos de hasta 100
el inicio del bosque adyacente) para el	años). Pueden estar incluidas diversas
cálculo del QBR. En ella se diferenció y	terrazas aluviales.
delimitó visualmente el canal bajo del río y la	La acción modeladora de las crecidas
orilla o ribera.	ordinarias suele resultar en la formación de
Se tuvo en cuenta que en zonas llanas de	un talud que marca el límite y se convierte
tramos medios y bajos las riberas pueden	en el mejor indicador del final de la orilla y
ocupar franjas de decenas o incluso	el inicio de la ribera.
centenares de metros de anchura.	La orilla se ve afectada de forma
Los indicadores útiles para diferenciar los	frecuente por crecidas de caudal, por lo
ámbitos de aplicación del índice fueron:	tanto, las especies vegetales que viven en
Límite orilla-ribera:	ella tienen que estar adaptadas a estas
	perturbaciones. Los halófitos y en especial

• Talud	las plantas de porte arbustivo son por su
• Especies presentes	flexibilidad las mejor adaptadas a estas
Límite externo de la ribera:	condiciones. La sustitución de estas
• Composición específica de la comunidad vegetal	especies por leñosas más rígidas puede ser indicativo de la interfase orilla-ribera.
• Manchas residuales de vegetación de ribera	Para determinar el límite externo de riberas con cobertura vegetal natural, el
• Cambio en la orografía del terreno: aumento de la pendiente	mejor indicador considerado ha sido el cambio de comunidades dominadas por especies de ribera a comunidades
Observación de la orilla opuesta o de tramos situados aguas arriba o aguas abajo	dominadas por especies propias del ecosistema forestal adyacente.
	En riberas alteradas por usos agrícolas o, de forma parcial, por usos urbanos o industriales, la presencia de manchas residuales de vegetación de ribera más allá de los prados, campos de cultivo o espacios construidos. Su existencia sirve de
	indicador de la proximidad del nivel freático a la superficie y por lo tanto la extensión de la zona de ribera.
	Un aumento significativo de la

pendiente también puede ser un buen indicador del límite de la ribera, dado que implica un distanciamiento entre la superficie y el nivel freático.

En casos en que la zona de ribera estuviese completamente alterada por actividades humanas y no se aprecie ninguno de los indicadores mencionados, o cuando a pesar de haber indicadores persisten las dudas sobre el límite de la ribera, busca referencias en la ribera opuesta o en otros tramos de río cercanos, de condiciones geomorfológicas (anchura y pendiente del río, pendiente de las riberas) parecidas. En estos casos se puede estimar la anchura de la ribera de estudio a partir de estos referentes.

2 independencia de los bloques a analizar

Los cuatro bloques en que se basa el QBR para su cálculo son independientes y la puntuación de cada bloque no excedió los 25 ni estuvo por debajo de 0.

3 Cálculo bloque por bloque	De las cuatro opciones principales se
En cada bloque se inició puntuando con	escogió sólo una.
una de las cuatro opciones principales, 25,	La puntuación final de cada bloque se
10, 5 o 0. Se pudo escoger solamente una	redondeó a 25 si excede de esta cifra o a 0
entrada: la que cumpla la condición exigida	si es negativa.
siempre leyendo de arriba a abajo.	Las condiciones se analizaron
La puntuación final de cada bloque pudo	considerando ambos márgenes del río
ser modificada por las condiciones expuestas	como una sola unidad.
en la parte baja de cada bloque, tantas veces	
como se cumpla la condición (sumando o	
restando puntos).	
4 Puntuación final	
La puntuación final se calculó a partir de	
la suma de los cuatro bloques y, por lo tanto,	
varió entre 0 y 100.	
5 Nota	Los tramos por los que se acceden a ríos
Los puentes y caminos utilizados para	suelen estar perturbados dado la fácil
acceder a la estación de muestreo no fueron	accesibilidad y pueden hacer disminuir la
tenidos en cuenta para la evaluación del	puntuación.
índice QBR de la zona. Se tuvo en cuenta que	Se realizaron diversos transectos por
el QBR debió ser analizado aguas arriba o	tramos de estudio y se evaluó el QBR en
abajo de estos lugares de acceso. Otros como	un tramo largo para tener una puntuación

puentes o las carreteras (por ejemplo, las representativa de la zona.
paralelas al río) sí se consideraron.

Fuente: Munné *et al.* (1998)

5.8 Delimitación del espacio fluvial Ámbito de aplicación del índice QBR

Índice de aplicación en riberas de cursos fluviales permanentes.

Tabla 14.

Bloque 1 Determinación del grado de cobertura de la zona de ribera. (Munné et al., 1998)

Consideraciones	Observaciones
Grado de cobertura riparia	Nos interesó puntuar la cobertura del
Se midió el % de cobertura de toda la	terreno por parte de la vegetación sin tener
vegetación, exceptuando las plantas de	en cuenta su estructura vertical, que se
crecimiento anual. Se tuvo en cuenta,	puntuó en el apartado siguiente. Se destaca
árboles, arbustos (tanto plantas pequeñas	en este bloque el papel de la vegetación
como grandes arbustos) y la posible	como elemento estructurador del ecosistema
presencia de trepadoras, cañas y herbáceas	de ribera.
no anuales. Se consideraron ambos lados	Tampoco se pretendió valorar la calidad
del río conjuntamente (ribera derecha e	de la cobertura. Se consideró pues toda la
izquierda).	vegetación (excepto las plantas anuales),
Se evaluó el grado de cobertura tan sólo	incluyendo las posibles plantaciones y
de las riberas, excluyendo las orillas y el	cultivos de especies no anuales, los frutales

canal bajo.	y también especies arbustivas indicadoras
Se hizo referencia en la conectividad	de alteración como las cactáceas.
entre el bosque de ribera y el ecosistema	Según Munné <i>et al.</i> , 1998, Los caminos
forestal adyacente a la hora de sumar o	no asfaltados con menos de 4 metros de
restar puntos.	ancho no se consideran como elementos de
	aislamiento con el ecosistema adyacente, ya
	que no son barreras que impidan el
	desplazamiento de especies o que sean un
	riesgo de muerte por accidentalidad para los
	animales. Se consideran elementos que
	rompen la conectividad, además, de las
	carreteras asfaltadas y los caminos anchos
	mayores de 4 metros, los campos de cultivo
	y en general todos los usos del suelo que
	implicaron la desaparición de la cobertura
	vegetal natural (construcciones, suelo
	industrial, actividades extractivas, etc.),
	tanto si se encontraron dentro de la zona de
	ribera como si se encuentran en el límite
	entre la ribera y el ecosistema adyacente.
	Los canales de derivación de agua a cielo
	abierto se consideraron elementos de

aislamiento cuando no contaron con estructuras que facilitaron el paso de las especies de fauna vinculadas a ambientes ribereños (pasos para cruzar, rampas para salir en caso de caída, etc.) Munné *et al.*, 1998.

Fuente: Munné *et al.* (1998)

5.9 Grado de cobertura de la zona de ribera

Tabla 15.

Bloque 2 determinación de la estructura de la cobertura. (Munné et al., 1998)

Consideraciones	Observaciones
Estructura de la cobertura	En este apartado lo que se pretendió fue
La puntuación se realizó según el porcentaje de cobertura de árboles y arbustos. Se valoró solamente sobre las zonas donde existe cobertura de vegetación, no sobre la totalidad de las riberas. Se tuvo en cuenta que, sobre una misma superficie, la suma del porcentaje de	medir la complejidad de la vegetación que se consideró como causa de una mayor biodiversidad animal y vegetal en la zona. Cuando la cobertura arbórea y la arbustiva se superpusieron, es decir, cuando por debajo de los árboles se encontr

cobertura de árboles y arbustos pudo ser superior al 100% dado que son estratos de vegetación diferentes que pueden sobreponerse.

La puntuación de la entrada principal seleccionada estuvo en función del grado de cobertura determinado en el bloque 1.

Se consideró las riberas de ambos márgenes (derecha e izquierda).

Elementos como la linealidad en los pies de los árboles (síntoma de plantaciones), o las áreas de cobertura distribuidas no uniformemente y formando manchas fueron penalizadas, restaron puntos, en el índice mientras que la presencia de helófitos y arbustos en la orilla y la interconexión entre árboles y arbustos en la ribera se potenciaron, sumaron puntos.

La falta de un sotobosque consolidado evidenció una degradación del ecosistema y resta en la puntuación del bloque.

arbustos, la suma de los porcentajes de cobertura de árboles y arbustos de una mancha de vegetación se consideró superior al 100%.

Para no redundar en la valoración del grado de cobertura de las riberas se analizó sólo la estructura de aquellas zonas cubiertas de vegetación. Aun así, la puntuación se ponderó teniendo en cuenta la cobertura evaluada en el bloque 1, de modo que no se pueda obtener una buena puntuación en casos en que la cobertura fuese baja por muy bien estructurada que esté la vegetación. De esta manera se evitó la sobrevaloración de pequeñas islas de vegetación en muy buen estado.

Cuando a causa de las características geomorfológicas o hidrológicas del tramo el bosque adyacente ocupase la zona de ribera, este se contabiliza en los apartados de cobertura, estructura y calidad de la cubierta.

Tabla 16.

Bloque 3 determinación de la calidad de la cobertura. (Munné et al., 1998)

Consideraciones	Observaciones
Calidad de la cobertura	Para determinar el tipo geomorfológico
Para rellenar este apartado se determinó primero el tipo geomorfológico mediante las indicaciones del reverso de la hoja de campo, ver hoja de campo QBR.	hubo que usar el reverso de la hoja de campo del método. En esta parte se indicó con un círculo la puntuación del margen izquierdo y del derecho según su desnivel y forma. La puntuación final se obtuvo de la suma de los dos márgenes complementada por las restas y sumas de los apartados inferiores. La presencia de islas en el río es factor para decrecer la puntuación, mientras que la presencia de un suelo rocoso y duro (losas) con una baja potencialidad para enraizar una vegetación de ribera la hizo aumentar. El resultado de la operación indicó el tipo geomorfológico del canal del tramo a
Una vez seleccionado el tipo geomorfológico contó el número de especies arbóreas y arbustivas nativas presentes en la orilla y la ribera.	estudiado sobre el cual se hizo referencia para la determinación de la columna que hubo que utilizar en la puntuación del tercer bloque.
Las especies no hidrófilas típicas y las especies de los ecosistemas forestales adyacentes a la zona riparia de las riberas de los ríos temporales y de los tramos de cabecera se contabilizan igualmente en la valoración de la calidad de la cubierta.	Se contó con una lista de las especies
Los bosques en forma de túnel a lo largo del río se consideraron como incrementadores en la puntuación dependiendo de su porcentaje de recubrimiento a lo largo del	

tramo estudiado.	introducidas (consideradas no naturales)
La disposición de las diferentes especies arbóreas en franjas paralelas, es decir en grupos que se suceden de más cerca a más lejos del agua, se consideró sumativo para el valor del índice.	propias para este bosque ripario. No se tuvo en cuenta las estructuras o construcciones de dimensiones muy pequeñas ni tampoco aquellas que se haya completamente naturalizadas e integradas en la vegetación. La presencia de basuras dispersas fruto de la capacidad de arrastre del agua o de una acción incívica aislada no se consideró. Sólo penalizaron las zonas de acumulación de basuras por vertidos o por recurrencia de los usuarios de los tramos estudiados.
La diversidad de especies arbustivas autóctonas mejoró la puntuación.	
Aquellas especies introducidas en la zona y naturalizadas penalizaron, restando puntos, en este bloque del índice. La penalización fue más fuerte cuando se encontraron formando comunidades y menor si se encontraron tan sólo de forma aislada.	
La existencia de estructuras o construcciones de origen antrópico y los vertidos de basuras hicieron que se disminuyera la calidad y por lo tanto también la puntuación.	

Fuente: Munné *et al.*, (1998)

Tabla 17.

Determinación del grado de naturalidad del canal fluvial. (Munné et al., 1998)

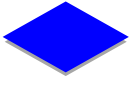
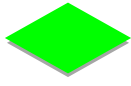
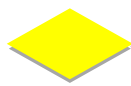
Consideraciones	Observaciones
Grado de naturalidad del canal fluvial	No se consideran
La modificación de las terrazas adyacentes al río implica que el canal de éste se reduzca, los márgenes se hagan más derechos y el río más recto. Los campos de cultivo cercanos al río y las actividades extractivas producen este efecto.	los puentes ni los pasos para cruzar el río utilizados para acceder a la estación de
Cuando además se encuentren estructuras sólidas, como paredes, muros, etc., los signos de alteración son más evidentes y la puntuación más baja.	muestreo a efectos del cálculo del
La presencia de cualquier tipo de estructura artificial dentro del lecho del río restó en la puntuación final del bloque.	QBR.Munné et al., 1998

Fuente: Munné et al. (1998)

Teniendo en cuenta el puntaje total del QBR obtenido de aguas arriba, Balneario y aguas abajo se estimó el nivel de calidad del bosque de ribera usando la tabla 18 (Nivel de calidad del bosque de ribera) que sirve de patrón comparativo de los resultados obtenidos.

Tabla 18.

Niveles de calidad del bosque de ribera. (Munné et -al., 1998)

NIVEL DE CALIDAD	PUNTAJ	COLOR	
	E QBR	RESPECTIVO	
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 95		Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	75-90		Verde
Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	55-70		Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad.	30-50		Naranja
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25		Rojo

Fuente: Munné et al. (1998)

2° Fase: Análisis fisicoquímico de muestras de agua en laboratorio

Simultaneo a la recolección de material biológico, macroinvertebrados acuáticos, se tomaron muestras de agua en cada estación de muestreo descritas, en frascos de vidrio color ámbar (cada uno de ellos con capacidad de 1000 mL. En el caso de la DBO₅ se utilizaron recipientes de 2000 mL. Los métodos de recolección de muestras, preservación, cadena de custodia y análisis de agua para cada parámetro fisicoquímico en estudio fueron realizados según lo estipula el

IDEAM. Las técnicas para el análisis de las muestras se describen en la Tabla 21, parámetros y métodos utilizados para análisis fisicoquímico de las muestras de agua. Las variables físico-químicas que fueron determinadas en cada muestra fueron: conductividad eléctrica, turbiedad, alcalinidad, dureza total, DBO₅, sólidos suspendidos y Fósforo total. El Oxígeno disuelto (OD) fue determinado *in situ* (en el sitio de muestreo) a través de Oxímetro digital (este valor obtenido, luego, fue convertido a porcentaje de saturación de Oxígeno disuelto). Las muestras para análisis de los Coliformes fecales se tomaron en frascos de vidrio de volumen de 600 mL, esterilizados, previamente y preservada con 14 gotas de Tiosulfato de Sodio al 0.025N y refrigerada a 2°C. Estos análisis se desarrollaron en los laboratorios de la Universidad Popular del Cesar, Valledupar, basados en las técnicas AWWA, (APHA, 1995), WEF, Edición 22. 20. Como se indica en la tabla 21.

In situ, se registraron valores de parámetros fisicoquímicos tales como: la temperatura del agua y del aire (por termometría), humedad del aire (por higroscopia), caudal, pH del agua, conductividad del agua usando equipo multiparamétero.

Todos los parámetros fisicoquímicos evaluados, con excepción del bacteriológico que es exclusivo para estimar el índice ICOMO, fueron la base para la estimación de los índices de contaminación que se relacionan a continuación:

ICOMI que es el índice de contaminación por mineralización. En él se expresan numerosas variables, de las cuales se eligieron: Conductividad como reflejo del conjunto de sólidos disueltos, dureza por cuanto recoge los cationes Calcio y Magnesio, y alcalinidad por que hace lo propio con los aniones Carbonatos y Bicarbonatos, (Ramírez *et al.*, 1997).

ICOSUS que significa índice de contaminación por sólidos totales se determinó tan sólo mediante la concentración de sólidos totales suspendidos. Si bien esta variable observó alguna correlación de importancia con la demanda de Oxígeno (DBO y DQO) y con el Amonio, se desagregó de las anteriores por cuanto estas últimas corresponden con claridad a procesos de contaminación orgánica, mientras que los sólidos suspendidos bajo muchas circunstancias, podrían perfectamente hacer referencia tan solo a compuestos inorgánicos. (Ramírez *et al.*, 1997).

ICOMO Al igual que en la mineralización, este índice se expresa en diferentes variables fisicoquímicas entre ellas: la demanda bioquímica de Oxígeno (DBO₅), Coliformes totales y porcentaje de saturación del Oxígeno, las cuales, en conjunto, recogen efectos distintos de la contaminación orgánica, tal como lo demuestra la ausencia de correlaciones entre ellas. (Ramírez *et al.*, 1997).

ICOTRO que es el índice de contaminación por trófia, causado solo por Fósforos totales. Se correlaciona con los orto-Fosfatos; estos últimos forman parte del primero. Por ser usualmente el nutriente limitante, define el tipo de organismos vegetales que habrán de prevalecer, así como la eutrofización de los ecosistemas acuáticos. Si bien este último fenómeno es más importante en sistemas lénticos, se expresa también bajo muchas circunstancias en los lóticos. Así, en aguas claras de alta media montaña, se reconocen abundantes comunidades de perifiton, mientras que en caños y quebradas de la cuenca baja (ejemplo: llanura costeña), se observa copioso desarrollo de fitoplancton y macrófitas, en razón a que durante las temporadas de sequía estas aguas se estancan o poseen una velocidad muy reducida, permitiendo el desarrollo de las comunidades referidas. (Ramírez *et al.*, 1997).

Los datos obtenidos se compararon con los rangos estandar preestablecidos por el metodo en la tabla 19 para conocer el tipo de calidad de agua según este indice.

Tabla 19.

Escala del índice ICOTRO

Calidad de Agua	Fósforo total (mg/L)
Oligotrófia	<0,01
Mesotrófia	0.01-0.02
Eutrófia	0,02-1.00
Hipereutrófia	>1.00

Fuente: Ramírez, *et al.*, 1997

- El índice **ICOBIO** es un índice Biótico y para estimarlo no se tuvo en cuenta los parámetros fisicoquímicos mencionados antes, se calculó por medio de las taxas de macroinvertebrados acuáticos determinadas; posteriormente, con estos resultados se hicieron comparaciones entre dos estaciones, presencia ausencia de taxas, es decir, las que fueron comunes entre dos estaciones y luego comparando el número de las que fueron propias de cada estación.

Este índice partió del análisis comparativo de las comunidades entre dos estaciones y se realizó a través de índices de disimilaridad como el de (Jaccard, 1908).

Las dos estaciones con las que se estableció el ICOBIO fueron aguas arriba y aguas abajo para así conocer el impacto generado en las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en el balneario Hurtado.

La realización del cálculo de los índices ICO utilizado fue llevada a cabo con el software libre ICATest v1.0, diseñado por (Fernández & Solano, 2005) de la Universidad de Pamplona, con este se realizó los cálculos de cada uno, a excepción del ICOTRO que se calculó comparando los resultados de Fósforo totales con los rangos estandar preestablecidos por el metodo para asi conocer el tipo de calidad de agua según este indice.

Este software generó los resultados en términos de:

1° Valor del índice (i): valoración o puntuación total del índice.

2° Valor del subíndice: valoración dada por parámetros que conforman el índice.

3° Grado de contaminación: fue una de las siguientes: bajo, medio, alto o muy alto.

4° Rango (r): Intervalo entre el valor máximo y el valor mínimo del índice.

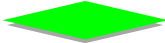
5° Número de parámetros: la cantidad de parámetros que conforman el índice.

6° Gráfico de barras: se muestra el comportamiento de cada variable analítica por separado.

7° Escala de color: se asocia un color con el valor del índice de contaminación, como se muestra en la tabla 19 Escala del índice ICO y colores representativos de cada grado de contaminación.

Tabla 20.

Escala del índice ICO y colores representativos de cada grado de contaminación.

Grado de contaminación	Rango del valor de contaminación	Escala de color
Ninguno	0- 0,2	
		
		
		
		

Bajo	0,2- 0,4
Medio	0,4- 0,6
Alto	0,6- 0,8
Muy Alto	0,8-1

Fuente: Ramírez A. *et al.*, (1997).

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos determinados se establecieron a través de las técnicas mencionadas en la Tabla 21 que se presenta a continuación.

Tabla 21.

Parámetros y métodos utilizados para análisis de parámetros fisicoquímicos en agua.

Parámetros analíticos	Unidad de medida	Técnica analítica
Alcalinidad total	mg CaCO ₃ /L	SM 2320 B – Volumétrico
Conductividad	μS/cm	SM 2510 B – Electrométrico
Dureza total	mg CaCO ₃ /L	SM 2340 C – Volumétrico con EDTA
Oxígeno disuelto	mg/L	Potenciométrico oxi WTW 315 set portatil
Temperatura	°C	Termometría In situ SM 2550 B – Electrométrico
Fósforo total	mg/L	Método del ácido ascórbico
Sólidos suspendidos	mg/L	SM 2540 D – Gravimétrico

Coliformes fecales	UFC/mL	SM 9222 B - Filtración por membrana
DBO ₅	mg O ₂ /L	SM 5210 B / EPA 360.3 - Incubación 5 días

3° Fase: Evaluación de la información biológica y fisicoquímica obtenida.

Para el análisis de los datos y la validación de los métodos propuesto sobre calidad de agua, se aplicó el Índice biológico, **BMWP/Col** según la metodología adaptada por (Roldan, 2003). El índice **BMWP/Col** (modificación del índice *Biological Monitoring Working Party* de Inglaterra), considera diferentes valores por familia, (Molina *et al.*, 2004) cuyo sumatorio total identifica a un tipo de calidad de agua (Alba Tercedor, & Sánchez, 1988).), de manera que se utilizó el mismo valor de 10, considerado por (Jacobsen, 1998).

Para la asociación de taxas de macroinvertebrados, se presentó el número de individuos por familia y género, sitio y momento de muestreo; se obtuvo, igualmente, la estructura primaria de la asociación de macroinvertebrados composición y riqueza de especies (Margalef, 1951), distribución de abundancia de cada uno de los sitios de muestreo, diversidad (Shannon & Wiener 1949), dominancia, equidad (Pielou, 1966).

Se aplicó análisis de varianza y prueba de Tukey para determinar diferencias significativas, además de correlación de Pearson para conocer la relación entre las variables; todo con una confianza del 95% mediante el programa estadístico Minitab 17.

Para los parámetros fisicoquímicos determinados en el laboratorio se analizaron con Excel para el manejo de información estadística (gráficos y cálculos).

Se obtuvieron valores promedio de los resultados de los análisis fisicoquímicos basados en cada momento de muestreo para cada una de las estaciones. Además, los resultados de los parámetros fisicoquímicos sirvieron para el cálculo de los índices ICO que estipularon y se calcularon a través de la implementación del el ICATest v1.0, figura 19 interfaz del programa, esto permitió hacer la comparación entre índices fisicoquímicos y biológicos, específicamente el BMWP/Col, y con lo que se permitió realizar validaciones de resultados y establecer eficiencia.



Figura 19. Interfaz del programa ICATEST, Universidad de Pamplona. Fuente: ICATest v1.0

5.10 Análisis EPT

Este análisis se realizó mediante el uso de tres grupos de macroinvertebrados que son indicadores de la calidad del agua porque han sido más sensibles a los contaminantes (Bournaud, Cellot, Richoux & Berrahou, 1996) (Jackson & Harvey, 1993). Estos grupos de insectos son: Efemerópteros o moscas de mayo, Plecópteros o moscas de piedra y Tricópteros.

El análisis EPT, se llevó a cabo en la Hoja de Campo 3, ver tabla 22, análisis EPT, la que debió llenarse una por cada estación de muestreo. Una vez que se identificaron los taxones presentes en cada tramo o estaciones de muestreo (aguas arriba, balneario y aguas abajo), se

anotó en la columna de **Abundancia de Individuos** de la Hoja de Campo 3 la cantidad de macroinvertebrados frente al taxón que correspondió. Si algún organismo no correspondió a ninguno de los taxones que constan en la lista, se anotó el número de individuos frente a la fila de Otros **Taxones**.

Se sumaron todos los números de la columna de Abundancia de Individuos y anotaron los resultados en el cuadro de **Total**. Según el ejemplo dado más adelante en la hoja de campo diligenciada, el resultado es: 153 individuos con lo que puede dar más claridad a la forma de llevar el sumatorio total.

Se copiaron los mismos números que están en las filas de la columna de abundancia de individuos en la columna de **EPT** presentes. Se sumaron los números de la columna EPT Presentes y se anotó el resultado en el cuadro de Total. En el ejemplo, han sido 90 individuos.

Se dividió el total de EPT presentes para el total de abundancia de Individuos. De acuerdo con el ejemplo, 90 (EPT Presentes), para 153 (Abundancia de Individuos). El resultado sería de 0,58. Éste es el valor de la relación de Efemerópteros, Plecópteros y Tricópteros presentes en la muestra. Se multiplicó este valor por cien para sacar el porcentaje. Siguiendo con el ejemplo: $0,58 \times 100 = 58\%$.

Se comparó este valor con el cuadro de calificaciones (Tabla 4). De acuerdo con el ejemplo, 58% corresponde a agua de **BUENA CALIDAD**.

Este método fue tomado por el propuesto por (Carrera & Fierro, 2001.) Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito.

Tabla 22.

Hoja de campo 3. Análisis EPT

CLASIFICACIÓN	ABUNDANCIA	EPT
N	(Número de Individuos)	PRESENTES
Anisoptera		
Bivalvia		
Baetidae	25	25
Ceratopogonidae	1	
Chironomidae	15	
Corydalidae	5	
Elmidae	25	
Euthyplociidae	4	4
Gastropoda		
Glossosomatidae	2	2
Gordioidea		
Hirudinea		
Hydrachnidae		
Hydrobiosidae	5	5
Hydropsichidae	30	30
Leptoceridae	10	10
Leptohyphidae	5	5

Leptophlebiidae			
Naucoridae			
Oligochaeta			
Oligoneuridae	2	2	
Perlidae	1	1	
Philopotamidae	6	6	
Psephenidae	5		
Ptilodactylidae	1		
Pyrilidae	3		
Simuliidae			
Tipulidae			
Turbelaria			
Veliidae			
Zygoptera			
Otros Taxones	8		Fuente: Carrera, C. y
TOTAL	153	90	Fierro, K. (2001).
EPT TOTAL ÷	ABUNDANCIA	90 ÷ 153 =	
		0,58	
ABUNDANCIA		0,58 x 100	
TOTAL	TOTAL	= 58%	

5.11 Análisis de los resultados de parámetros fisicoquímicos y microbiológicos

Se tuvo mucha atención con los valores de los siguientes parámetros fisicoquímicos, medidos *in situ*, en las estaciones de muestreo: Oxígeno disuelto (OD), pH, Temperatura del agua y del aire igualmente para el porcentaje de saturación del Oxígeno disuelto en el agua (% saturación OD) ya que ciertos rangos son fundamentales para la presencia o ausencia de taxones de macroinvertebrados acuáticos. La tabla 23 sirvió para registrar los resultados de estos parámetros medidos *in situ*.

Tabla 23.

Promedio de valores de parámetros fisicoquímicos medidos in situ

Muestras	E								
	E	E	E	E	E	E	E	E	
	1								
	2	3	4	5	6	7	8	9	
OD									
pH									
TEMPERATURA									
(°C)									
% SATURACION									
OD									

Los parámetros de Oxígeno disuelto y pH, además de la temperatura, en niveles normales son fundamentales para una gran diversidad de especies acuáticas, en especial para los

macroinvertebrados acuáticos ya que son organismos aeróbicos estrictos, por tanto, se compararon los resultados obtenidos de OD y pH con los criterios de calidad expuestos del artículo 45 del decreto 1594 de 1984 lo que permite conocer la condición para un cauce de agua de buena calidad ambiental.

Los demás parámetros fisicoquímicos calculados sirvieron para establecer los resultados de los índices ICO/Col que fueron mencionados anteriormente.

5.12 Porcentaje de saturación del Oxígeno

Se utilizó la tabla 24, determinación del porcentaje de saturación para convertir el nivel corregido de Oxígeno Disuelto (OD) en partes por millón (ppm) a Porcentaje de Saturación del Oxígeno Disuelto (%OD), ppm es equivalente a mg/L Para hacer esto, se siguieron las siguientes instrucciones:

1. Se marcó el valor corregido del Oxígeno Disuelto en la línea inferior nivel de Saturación de Oxígeno (Figura 20).
2. Luego, se marcó la temperatura del agua en la línea superior (Figura 20).
3. Se dibujó una línea recta desde la marca del Oxígeno en mg/L hasta la marca de la temperatura del agua.
4. El valor convertido del Porcentaje de Saturación fue aquel en que la línea recta que se dibujó pasa a través de la línea de % de saturación.

Tabla 24.

Determinación de porcentaje de saturación de Oxígeno

Determinación de porcentaje de saturación de Oxígeno		
Presión atmosférica	Altitud Equivalente	Factor de
(mmHg)	(pies)	Corrección
775	540	1.02
760	0	1.00
745	542	.98
730	1094	.96
714	1688	.94
699	2274	.92
684	2864	.90
669	3466	.88
654	4082	.86
638	4756	.84
623	5403	.82
608	6065	.80
593	6744	.78
578	7440	.76
562	8204	.74
547	8939	.72
532	9694	.70

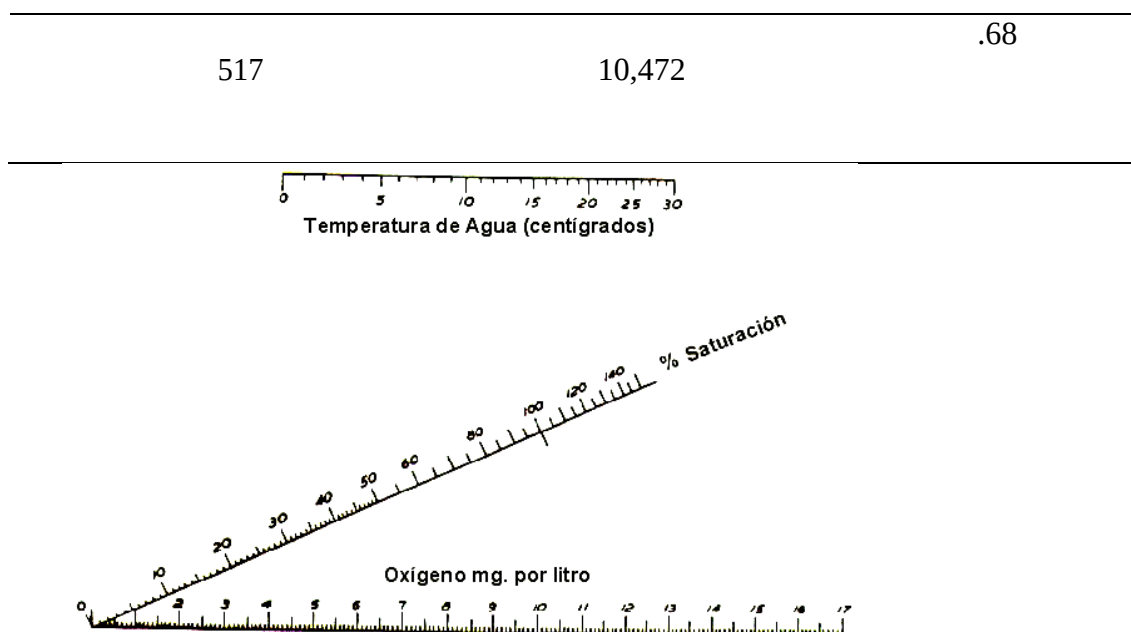


Figura 20. Nivel de saturación de Oxígeno. Fuente: <http://ciese.org/curriculum/waterproj/saturation/>

5.13 Relación entre los índices BMWP/Col y los ICO establecidos

Estos índices especifican el tipo de contaminación existente en una corriente hídrica. Sin embargo, el primero lo estimó desde una perspectiva de la implementación de los macroinvertebrados que allí habitan y el segundo desde las variables fisicoquímica, excepto el ICOBIO. La estimación de la relación entre los dos índices se hizo teniendo en cuenta que los macroinvertebrados dulceacuícolas necesitan unas condiciones físicas y químicas en su hábitat acuático propio para sobrevivir. Así, estos organismos indicadores de aguas muy buenas sólo vivirán allí si las características fisicoquímicas son buenas, no podrían sobrevivir en aguas de condiciones malas, es decir, contaminadas. Los macroinvertebrados de aguas de otras calidades sólo pueden sobrevivir en condiciones específicas desde la perspectiva fisicoquímica, estas condiciones son limitantes para el crecimiento, desarrollo y reproducción de los

macroinvertebrados (Roldan, 2003). Por ejemplo, Si se encontró un agua con un ICOMO o ICOMI que indicó contaminación para el agua, allí solo pudieron encontrarse macroinvertebrados que son tolerantes a estas condiciones y no otros taxones que son buenos indicadores ya que no toleran estos entornos. Roldan, Builes, Trujillo & Suarez, (1973) advierten sobre los efectos de las aguas ricas en materia orgánica y mineralizada sobre la fauna béntica.

6. RESULTADOS Y DISCUSIONES

6.1 Comunidad de Macroinvertebrados Acuáticos

Se obtuvieron 1861 organismos en el periodo de sequía distribuidos en 3 Phyla: Arthropoda, Mollusca y Platyhelminthes, representados en 12 órdenes y 44 familias, ver tabla 25. La mayor abundancia relativa estuvo representada en el phylum Artrópoda (97%), que se distribuyó entre las clases Crustacea e Insecta. A nivel de los órdenes identificados, el de mayor abundancia fue Trichoptera (23%), seguido de Ephemeroptera (22%), Coleóptera (16%) y Hemíptera (14%), los de menor abundancia fueron Decapoda (0,16%), Lepidoptera (0,59%) y Basommatophora (1%). Referente a las familias, las de mayor abundancia fueron Leptohyphidae (10, 6%), Hydropsychidae (7,68%), Leptophlebiidae (7,46 %), Elmidae (6,34%) y Pshephenidae (6%), las de menor representación fueron; Limnichidae (0,10%), Tipulidae (0,16%) y Pseudothelpusidae (0,16%). Ver figura 21.

Durante el período de lluvia se identificaron 1263 organismos, representados en 4 Phyla: Arthropoda, Mollusca, Anelida y Platyhelminthes, 12 órdenes, 42 familias y 51 géneros, (ver tabla 26). Predominó el Phylum Artrópoda (98%). En lo referente a los órdenes, los de mayor

abundancia relativa fueron Coleóptera (24%), Trichoptera (22%) y Ephemeroptera (19%), mientras los de menor representación se distribuyeron en los órdenes Haplotaenidia (0,24%), Basommatophora (0,32%) y Lepidoptera (0,8%). En lo referente a las familias identificadas, las más abundantes se distribuyen de la siguiente manera; Leptohyphidae (9,89 %), Pshephenidae (9,50%), Elmidae (7,44%), Naucoridae (7,20%) y Baetidae (6,01%), con un porcentaje de menor abundancia se encuentran, Lymnæidae (0,079%), Planorbidae (0,079%), Tipulidae (0,15%) y Physidae (0,15%). Ver figura 21

Comparando la distribución temporal de los organismos, 7 familias estuvieron ausentes en la temporada de estiaje (Chrysomelidae, Lymnæidae, Noteridae, Ptilodactylidae, Scirtidae, Tubificidae, Xiphocentronidae) y durante la temporada de lluvia 10 familias no estuvieron presentes (Staphylinidae, Stratiomyidae, Dytiscidae, Aeshnidae, Belostomatidae, Lestidae, Ancyliidae, Leptoceridae, Pseudothelphusidae, Limnichidae) ver figura 20. Según Closs, Downes & Boulton (2004) una posible explicación para la presencia o ausencia de determinados taxones entre estaciones puede ocurrir porque los efectos del ambiente influyen directamente sobre los hábitats donde viven los macroinvertebrados y la tolerancia a éstos es diferente para cada grupo.

La predominancia de los órdenes Trichoptera y Ephemeroptera durante las 2 temporadas de muestreo, se asocia a la capacidad de estos organismos de colonizar un número variable de hábitat y la presencia de estructuras como ganchos y ventosas que le permiten adherirse a las rocas y resistir las corrientes características del río Guatapurí. (Álvarez, 2005).

La familia Leptohyphidae además de ser la más abundante, fue la más común en cada una de las áreas de muestreo, estuvo presente en la mayoría de las zonas, en ambas temporadas, excepto en el punto E2 (período de sequía), según Domínguez, Molineri, Pescador, Hubbard & Nieto,

(2006) ésta marcada presencia obedece al hecho que esta familia es la más diversa del orden Ephemeroptera, se establecen en aguas cálidas, habitando las zonas de rocas, grava, hojarasca sumergida y vegetación acuática y pueden llegar a tolerar niveles altos de contaminación (McCafferty, 1998).

Tabla 25.

Identificación de organismo en período de sequía. Fuente autores

IDENTIFICACIÓN DE ORGANISMOS EN PERÍODO SECO				
Philum	Clase	Orden	Familia	Número de individuos
Artrópoda	Insecta	Hemíptera	Naucoridae	102
			Gerridae	79
			Mesoveliidae	18
			Belostomatidae	9
			Veliidae	61
		Coleóptera	Elmidae	118
			Pshephenidae	112
			Sthaplinidae	17
			Limnichidae	2
			Gyrinidae	39
			Dryopidae	4
			Dytiscidae	12
	Ephemeropter		Baetidae	77

a	Oligoneuriidae	10
	Leptophlebiida	139
	e	
	Leptohyphidae	199
Plecoptera	Perlidae	79
Trichoptera	Glossosomatid	29
	ae	
	Polycentropodi	45
	dae	
	Hydrobiosidae	66
	Hydropsychida	143
	e	
	Hydroptilidae	71
	Leptoceridae	4
	Calamoceratida	4
	e	
	Philopotamidae	66
Díptera	Blepharocerida	73
	e	
	Psychodidae	16
	Stratiomyidae	13
	Tipulidae	3

			Odontoceridae	6
			Chironomidae	5
		Lepidoptera	Pyrilidae	11
		Neuróptera	Corydalidae	47
			Corixidae	14
		Odonata	Libellulidae	33
			Lestidae	9
			Aeshnidae	11
			Calopterygidae	12
			Coenagrionida	49
			e	
	Crustác	Decapoda	Pseudothelpusi	3
	eo		dae	
Mollusca	Gastrop	Basommatoph	Ancylidae	4
	oda	ora	Physidae	11
			Planorbiidae	7
Platyhelmint	Turbella	Tricladida	Planariidae	29
hes	ria			
				1861

Tabla 26.

Identificación de organismos en periodo de lluvia.

IDENTIFICACIÓN DE ORGANISMOS EN PERÍODO DE LLUVIA				
Phylum	Clase	Orden	Familia	Número de individuos
Artrópoda	Insecta	Hemíptera	Naucoridae	91
			Veliidae	7
			Mesoveliidae	13
			Gerridae	46
		Coleóptera	Gyrinidae	39
			Elmidae	94
			Ptilodactylidae	10
			Noteridae	31
			Scirtidae	4
			Chrysomelidae	3
			Psephenidae	120
			Dryopidae	5
		Ephemeropter a	Leptohyphidae	125
			Leptophlebiida e	47
			Oligoneuriidae	12
			Baetidae	58

Plecoptera	Perlidae	50
Trichoptera	Philopotamidae	54
	Odontoceridae	9
	Hydropsychida	43
	e	
	Hydrobiosidae	46
	Calamoceratida	15
	e	
	Xiphocentronid	5
	ae	
	Glossosomatid	21
	ae	
Díptera	Polycentropodi	65
	dae	
	Hydroptilidae	32
	Chironomidae	12
	Tipulidae	2
Lepidoptera	Blepharocerida	61
	e	
	Psychodidae	5
Neuróptera	Pyrilidae	5
	Corydalidae	20

			Corixidae	17
		Odonata	Libellulidae	14
			Calopterygidae	12
			Coenagrionida	47
			e	
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Physidae	2
			Lymnaeidae	1
			Planorbidae	1
Anelida	Oligochaeta	Haplotaxida	Tubificidae	3
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Planariidae	16
				1263

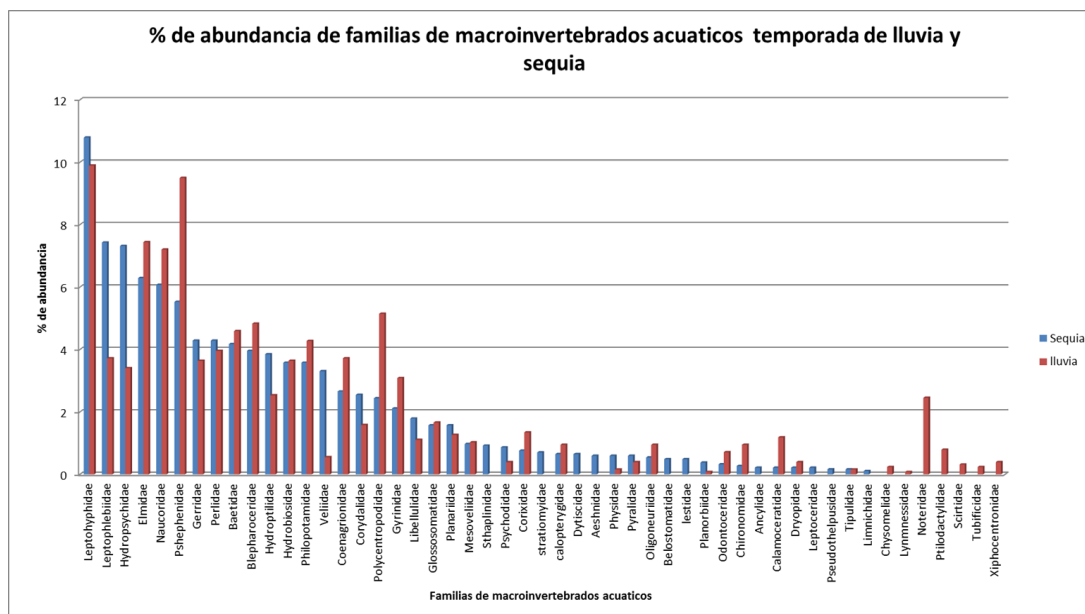


Figura 21. Porcentaje de Abundancia de Familias de Macroinvertebrados, periodo de lluvia y sequía.

6.1.1 Distribución espacial y temporal de macroinvertebrados.

1. La mayor abundancia de organismos se colectó durante el periodo de sequía (60%), en esta época las estaciones E1, E2, y E3 ubicadas aguas arriba, presentaron una abundancia del (23,43%), mientras el menor valor (12%), se registró durante el periodo de lluvia en las estaciones E7, E8 y E9 (aguas abajo), para el balneario E4; E5; E6, se evidenció mayor número de organismos durante la época de sequía (18%), en contraste de un (14%) durante la temporada lluviosa, ver figura 22. La mayor abundancia observada en el periodo de sequía puede explicarse ya que según Riaño, Basaguren & Pozo, (1993) cuando disminuyen los caudales aumenta la densidad de individuos, dada la exposición de un mayor número de sustratos y por ende el aumento en el área disponible para colonización, también debe tenerse en cuenta que en los periodos de aguas altas o medias, el arrastre de los sustratos determina la presencia de arena,

fango y piedras más finas no aptas para la presencia de macroinvertebrados que no presenten algún tipo de adaptación a dichas condiciones.

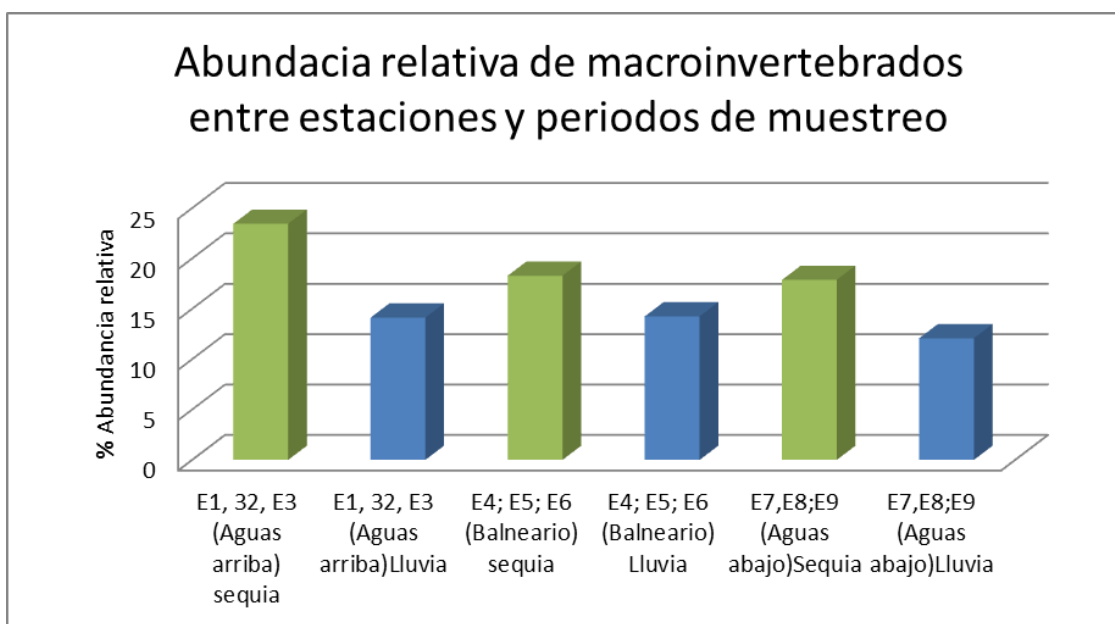


Figura 22. Abundancia relativa de macroinvertebrados entre estaciones y periodos de muestreo. Fuente: Autores

6.2 Índices biológicos para calidad de agua

Para el índice BMWP/col se determinó la calidad del agua teniendo en cuenta las diferentes familias identificadas en cada una de las estaciones de muestreo (Aguas arriba: E1, E2 y E3), (Balneario: E4, E5 y E6) y (Aguas abajo: E7, E8, E9). En todas las zonas de estudio, tanto en período de lluvia como de sequía, el puntaje obtenido del BMWP corresponde a aguas de buena calidad (limpias o poco contaminadas), ver tabla 27. La presencia de familias como Pshephenidae, Perlidae, Blepharoceridae y Leptophlebiidae que son poco tolerantes a la contaminación, es un indicador que la zona de estudio posee buenas concentraciones de oxígeno y fuentes de contaminación por materia orgánica reducidas, el análisis fisicoquímico de esta zona

de muestreo, corrobora el óptimo estado del afluente en lo referente a la oxigenación y acumulación de materia orgánica. Estos resultados de calidad de agua según el índice BMWP/Col, son similares al estudio realizado en este mismo tramo del río, por Martínez, (2010) situación que evidencia la conservación del estado ambiental del afluente a pesar de la constante presión antrópica, producto de las diversas actividades recreativas y para uso agrícola.

Según el análisis estadístico Anova en periodo de sequía; determinó que existen diferencias significativas ($p < 0,05$) entre la población de familias de Macroinvertebrados acuáticos muestreados en las estaciones seleccionadas, sin embargo, al aplicar la prueba de comparación de medias Tukey la población y distribución de familias de macroinvertebrados es muy similar entre las estaciones, estadísticamente hablando. En el período de lluvias el comportamiento estadístico de la población de Macroinvertebrados acuáticos es idéntico al de sequía; diferencias significativas en Anova, pero similares en post Anova de Tukey.

Recopilando, si se compara las poblaciones de macroinvertebrados de las tres estaciones estudiadas en temporada de lluvia con la de sequía (análisis de varianza y prueba de Tukey), hay diferencias significativas en la diversidad con respecto a la temporada ($p < 0,05$), encontrándose valores más altos en el período de sequía. Esto se puede presentar porque el aumento del caudal acompañado de rápidas, inundaciones y cargas altas de sedimentos, arrastraría los táxones presentes en los sustratos y limitará las condiciones respiratorias de la fauna bentónica (Roldan, 1998).

Tabla 27.

Resultados índice BMWP, estaciones de muestreo río Guatapurí Balneario Hurtado. Fuente autores

VALORES INDICE BMWP				
Estación	Período de sequía	Significado y color	Período de lluvia	Significado y color
E1, E2, E3 (aguas arriba)	148	Aguas limpias o poco contaminadas	130	Aguas limpias o poco contaminadas
E4, E5, E6 (Balneario)	130	Aguas limpias o poco contaminadas	125	Aguas limpias o poco contaminadas
E7, E8, E9 (Aguas abajo)	131	Aguas limpias o poco contaminadas	120	Aguas limpias o poco contaminadas

Para el índice de abundancia EPT las estaciones E1, E2 y E3 (Aguas arriba) presentan una buena calidad de agua en los periodos de sequía y lluvia respectivamente, por otro lado, las estaciones E4, E5 y E6 (Balneario) y E7, E8 y E9 (aguas abajo), registraron una calidad de agua regular, ver tabla 28. Hecho que puede presentarse por la mayor cobertura vegetal y menor actividad antrópica de las estaciones ubicadas aguas arriba, por ser un área que limita con un predio dedicado a la educación ambiental y constituye una zona de reserva, facilitando la protección de los hábitats para las poblaciones de macroinvertebrados acuáticos. A diferencia del BMWP, el índice EPT, puede percibir alteraciones de mayor sutileza, teniendo en cuenta que

calcula la calidad del agua basado en el análisis de sólo 3 órdenes, Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en cada una de las áreas estudiadas, razón por la cual se evidencian valoraciones mayores en el BMWP, (Álvarez & Pérez, 2007). Sin embargo, al analizar la abundancia, se observa que se obtuvo un alto número de organismos pertenecientes a los órdenes Trichoptera (23%), y Ephemeroptera (22%), pero el orden Plecoptera solo está representado en un (4%) en la población total. En el índice EPT se encontró que en el período de sequía hubo diferencias estadísticas en Anova y Tukey, en esta última las estaciones aguas abajo fue significativamente inferior a las estaciones aguas arriba, pero similar a las estaciones del Balneario. El mismo comportamiento estadístico fue observado en el período de lluvias para los tres bloques de estaciones. Es así como al contrastar el EPT de los dos diferentes períodos climáticos Anova y post Anova Tukey no encontró diferencias significativas entre las estaciones estudiadas.

Tabla 28.

Índice de abundancia EPT, estaciones de muestreo río Guatapurí, Balneario Hurtado

Abundancia EPT				
Estación	Puntaje	Calidad del	Puntaje	Calidad del
	período de	agua	período de	agua
	sequia		lluvia	
E1, E2, E3 (Aguas arriba)	58,8	Buena	58,0	Buena
E4, E5, E6 (	46,1	Regular	43,8	Regular

Balneario)				
E7, E8,	31,3	Regular	38,3	Regular
E9 (Aguas				
bajo)				

6.3 Índices de biodiversidad

El índice de Shannon arrojó valores de ecosistemas de alta diversidad en todas las estaciones, si se tiene en cuenta que el valor del índice de Shannon (H) suele hallarse entre 1,5 y 3,5 y sólo raramente sobrepasa 4,5 (Martella, M, Trumper, E, Bellis, L, Renison, L, Giordano, P, Bazzano Gisella & Gleiser, R. 2012). Se registró un mayor valor en la E1, E2, E3 (Aguas arriba), $H = 3,21$ en período de estiaje. En cuanto al índice de Margalef este considera valores inferiores a 2,0 como zonas de baja diversidad (en general resultado de efectos antropogénicos) y valores superiores a 5,0 son consideradas como indicativas de alta biodiversidad (Orellana. 2009, p.17 cita a Margalef, 1995). En las estaciones estudiadas se evidencia que los ecosistemas presentan alta biodiversidad, con un máximo valor de 5,89 en las estaciones E1, E2 y E3 (aguas arriba) durante el período de sequía, ver tabla 29. La gran diversidad de sustratos presentes en el río Guatapurí y sus características pedregosas pueden favorecer la alta diversidad de macroinvertebrados, teniendo en cuenta lo expuesto por Rivera (2004), los fondos pedregosos suelen ser más ricos, en especial cuando las rocas son grandes y finalmente cuando hay vegetación la fauna es aún más diversa.

De acuerdo al análisis estadístico aplicado; el índice de Margalef y Shannon & Weaver en la prueba de Anova indican que los valores de diversidad hallados son significativamente diferentes entre las estaciones, al comparar las temporadas climáticas, pero al aplicar Tukey, Shannon no presenta alguna estación sobresaliente del resto de las estaciones, sin embargo, Margalef destaca mayor diversidad en período de sequía respecto al de lluvioso.

Al analizar las temporadas por separado se encuentra que, aunque las áreas estudiadas se caracterizan por su alta diversidad, según la prueba de Tukey, en la temporada de estiaje el índice de Shannon & Wiener y el de Margalef presentan mayores valores con respecto a la estación de muestreo ($p < 0,05$). En el índice de Shannon & Wiener para las estaciones E1, E2, E3 (aguas arriba), su diversidad fue significativamente más altas que las estaciones E7, E8, E9 (Aguas abajo); en cuanto al índice de Margalef, las estaciones E1, E2 Y E3 (aguas arriba) son superiores a las estaciones E4, E5, E6 (Balneario) y E7, E8, E9 (Aguas abajo), pero entre estas dos últimas no hay diferencias significativas. En la temporada de lluvia no hay diferencias significativas en ninguno de los índices ecológicos analizados. Respecto a la temporada, únicamente el índice de Margalef mostró diferencias, siendo mayor en la temporada de sequía.

El índice de equidad de Pielou en las estaciones presentó valores que oscilan entre 0,50 y 0,58, ver tabla 29, según Magurran (1988), este índice toma valores de 0 a 1 y entre más cercano a 1 el valor del índice, existe una mayor tendencia a la equidad. Según el análisis estadístico no existen diferencias para este índice entre estaciones y temporadas de muestreo.

Los mayores valores para calidad de agua y biodiversidad registrados en las estaciones E1, E2, E3 (Aguas arriba), están relacionados con una mejor cobertura arbórea de estas, situación que contrasta con la disminución de la vegetación en las otras zonas, esta menor cobertura pudo

posiblemente producir una disminución en la capacidad reguladora de la microcuenca (Etter & Wyngaarden, 2000). Autores como (Blinn & Kilgore, 2001) argumentan que el componente arbóreo es fundamental para retardar y reducir la escorrentía superficial, utilizar el exceso de nutrientes, atrapar los sedimentos y otros contaminantes que se desprenden de los suelos descubiertos o suelos de cultivos y proteger los cuerpos de agua. Por otro lado, los puntos E7, E8, E9 (aguas abajo), están ubicadas en áreas del afluente que presentan canales de captación para el uso agrícola, que pueden disminuir el caudal, alterar los hábitats y las estructuras de las comunidades de macroinvertebrados, según (Schlosser, 1991) las actividades agropecuarias, aunque sean poco intensivas, pueden afectar la estabilidad del ambiente acuático.

Tabla 29.

Promedio de Índices ecológicos aplicados en el río Guatapurí, Balneario Hurtado.

	Índice de Shannon		Índice de Margalef		Índice de Pielou	
	Sequia	Lluvia	Seq	Lluvia	Sequi	Lluvia
Estaciones						
E1, E2, E3	3,21	2,7	5,89	4,2	0,58	0,55
(aguas arriba)		7				
E4, E5, E6	2,91	2,8	4,43	4,22	0,55	0,57
(		8				
Balneario)						
E7, E8, E9	2,82	2,8	4,27	3,93	0,54	0,58
(Aguas abajo)						

Según el análisis de Pearson todas las correlaciones entre los índices fueron positivas lo que indica que a medida que aumenta el valor de un índice aumenta el valor de los demás (Figura 23). De las correlaciones que fueron significativas ($p < 0,05$. Ver Anexo F) el índice BMWP presenta correlación alta y muy alta respectivamente con los índices de Shannon ($\rho = 0,712$) y Margalef ($\rho = 0,810$); a su vez el índice de Shannon se correlaciona de forma media y muy alta respectivamente con los índices de Pielou ($\rho = 0,557$) y Margalef ($\rho = 0,816$).

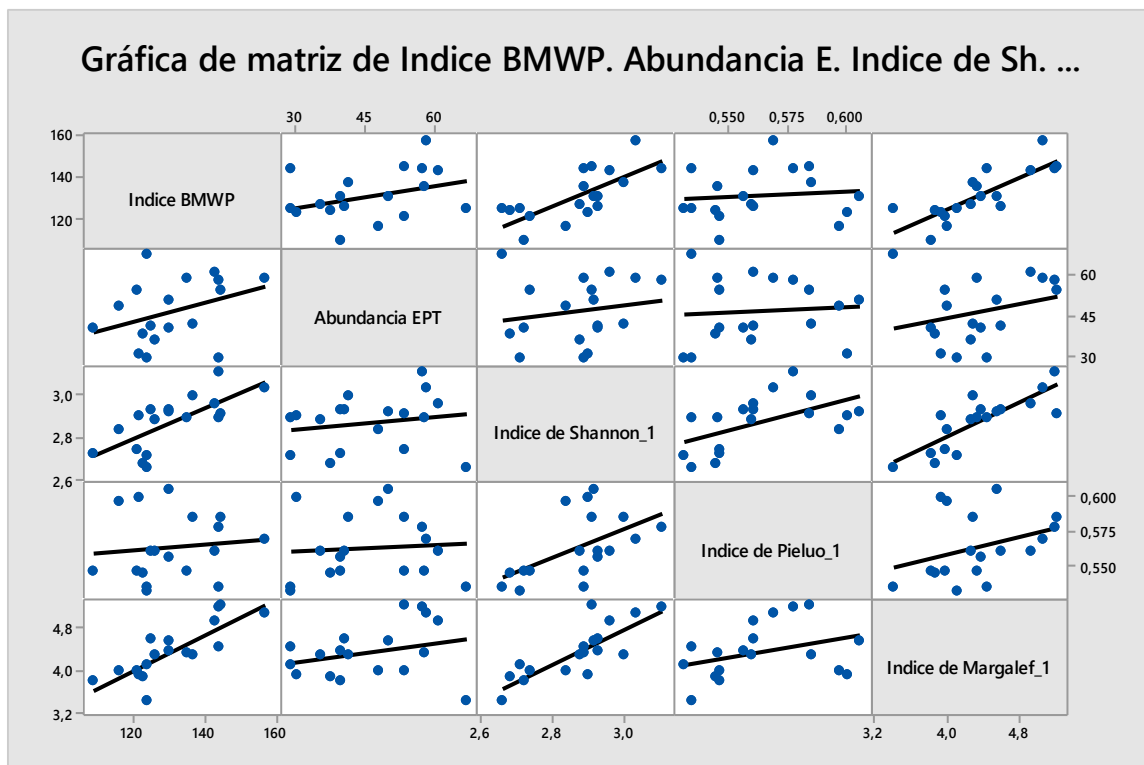


Figura 23. Correlación de Pearson para índices biológicos. Fuente: Autores.

6.4 Resultados y análisis de los índices de contaminación ICOMI, ICOMO, ICOSUS, ICOTRO e ICOBIO

Los índices de contaminación (ICO), aplicados en los tres tramos de estudio fueron complementarios a los índices BMWP/Col y QBR en sentido ecológico y, por lo tanto, permitieron precisar problemas ambientales en los tramos estudiados.

A continuación, se hace una descripción de los resultados de los índices ICO:

La tabla 30 contiene los resultados promedio de los índices ICO aplicados, así mismo la figura 23 muestra la distribución de los datos por tramo y época climática. No se consignaron datos de del ICOBIO ya que este se requieran mayores descripciones y se detallan sus resultados más adelante.

Téngase en cuenta el significado de **(i)** Valor del índice y de **(r)** Rango, como fue estipulado en la metodología.

A continuación, se presentan los resultados de cada Índice ICO utilizado, por estación y épocas climáticas.

Tabla 30.

Valores Índices ICO/COL en diferentes estaciones de muestreo

	ICOMI:	ICOMO:	ICOSUS:	ICOTRO:
INDICES DE	Conductividad,	DBO,	Sólidos	Contaminación por
CONTAMINACION	Dureza y	Coliformes fecales	suspendidos	Fósforo total(mg/L)
	Alcalinidad	y % Saturación O ₂		

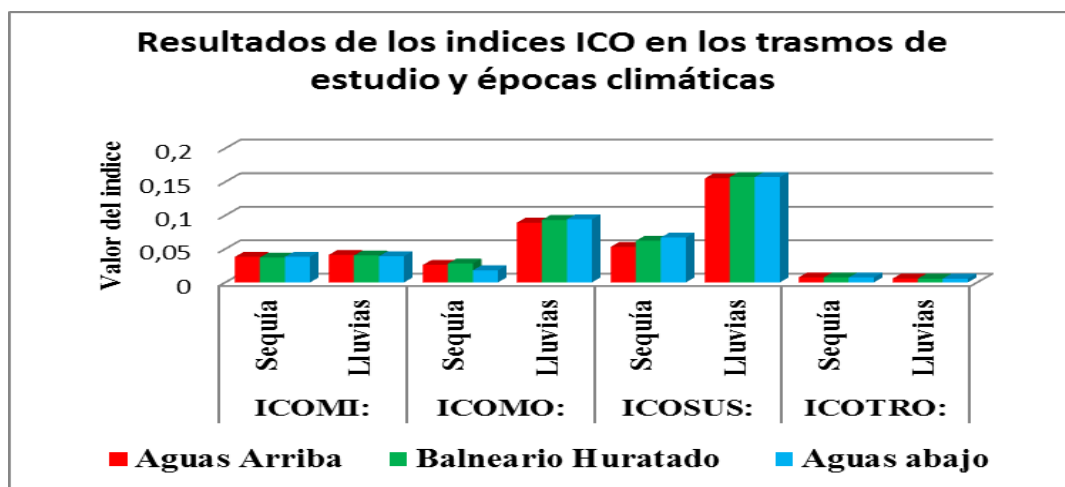


Figura 24. Resultados de los Índices ICO Implementados en el Estudio en Época de Sequía y Lluvias. Fuente:

Autores

6.4.1 Índice por mineralización ICOMI.

Los resultados del índice ICOMI y las variables que la conforman, para la época de sequía, se muestran en la tabla 31. El valor de este índice en los tres tramos del muestreo (Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo) presentó valores similares e indicaron que no hay contaminación por lo que se asignó el color azul que significó ausencia de contaminación por mineralización. Las estaciones aguas arriba y aguas abajo presentan el mismo valor, sin embargo, sólo es mayor en 0,001 la estación Balneario, en relación a las dos anteriores.

En cuanto a cada una de las variables fisicoquímicas, que conforman el índice tenemos: que la conductividad presentó valores bajos en cada estación. Para este parámetro se obtuvo valores con pocas diferencias entre los tres tramos. Por tanto, puede decirse que los sólidos disueltos de tipo iónico que están representados por esta variable están dentro de valores que no generaron contaminación en los tres tramos de la fuente hídrica.

- Para la dureza, parámetro que abarca los cationes Calcio (Ca^{+2}) y Magnesio (Mg^{+2}), en todas las estaciones se encuentra en niveles que no generaron cambios en las propiedades fisicoquímicas del agua del cuerpo hídrico estudiando.
- La alcalinidad, que representa los iones carbonatos y bicarbonatos, expresaron normalidad.

Por tanto, se ha establecido que para estos tramos del río Guatapurí, en la época de sequía, el índice de contaminación ICOMI calculado indicó que la calidad del agua es sin ningún grado de contaminación.

A continuación, se muestran los gráficos del índice ICOMI para los tres tramos estudiados en época de sequía arrojados por el software ICAtest 1.0.

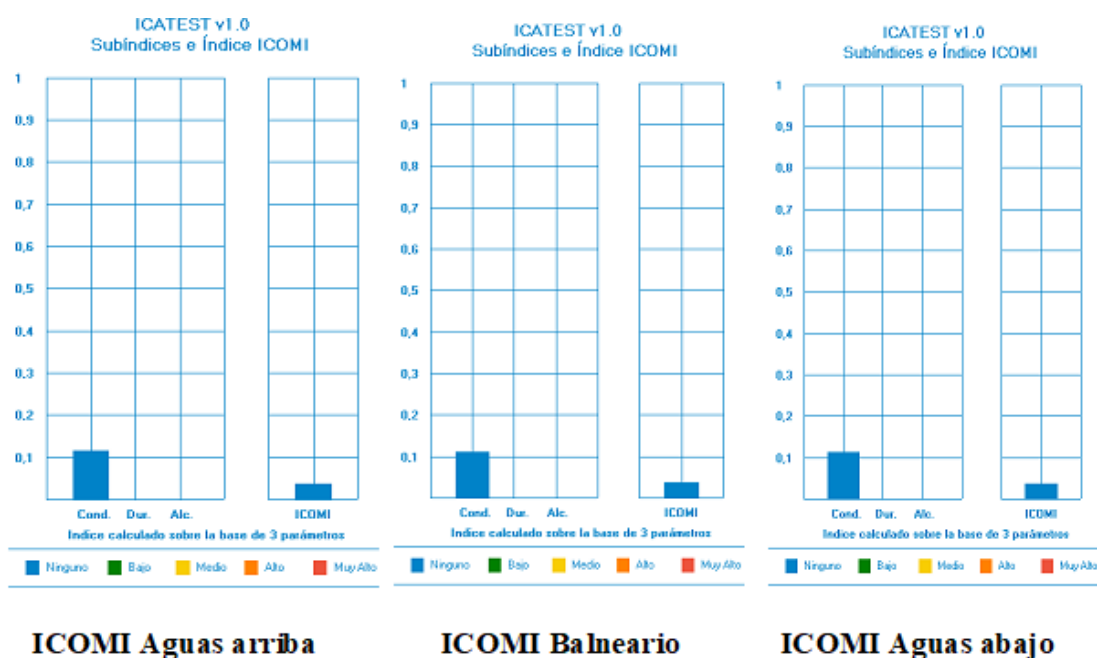


Figura 25. Gráficos Del Índice ICOMI Para Los Tres Tramos Estudiados en Época De Sequía. Fuente: Autores

La tabla 31 contiene el reporte de los tres tramos de estudio para el ICOMI y los parámetros que lo conforma (Conductividad, Dureza y Alcalinidad) estimado en época climática de sequía.

Tabla 31.

Reporte del ICOMI de los tres tramos de estudio y en época de sequía

ICATest v1.0: REPORTE ICOMI PARA TRES TRAMOS DE ESTUDIO							
EPOCA DE SEQUIA							
Sitios De Muestreo		Aguas Arriba		Balneario		Aguas Abajo	
Valor Del Índice		0,038		0,037		0,038	
Grado De Contaminación		Ninguno		Ninguno		Ninguno	
Rango		0 - 0,2		0 - 0,2		0 - 0,2	
Color		Azul		Azul		Azul	
Resultados De Parámetros y Su Valor Del Subíndice	Conductividad (µS/cm)	53,78	0,15	52,44	0,11	53,33	0,13
	Dureza (mg CaCO ₃ /L)	11,58	0	11,33	0	11,70	0
	Alcalinidad (mg CaCO ₃ /L)	25,56	0	25,00	0	26,22	0

En cuanto al índice ICOMI calculado en época de lluvias, los resultados obtenidos para los tres tramos ya mencionados fueron valores muy bajos (menor o igual de 0,04) que indicaron que no hay contaminación por mineralización, según la escala establecida en este índice, descrita en la metodología, los valores comprendidos entre 0- 0,2 señalan que el grado de contaminación es nulo. Tabla 32.

Por tanto, los resultados anteriores muestran similitud para el índice ICOMI en época de sequía y lluvias, es decir, los resultados indican que no hay contaminación por mineralización. En estos tramos de estudio sólo se realiza actividad turística, no hay explotación de canteras, material de arrastre o vertimientos de sustancias que incrementen la mineralización del río.

A continuación, se muestran los gráficos del índice ICOMI para los tres tramos estudiados en época de lluvias arrojados por el software ICAtest v1.0

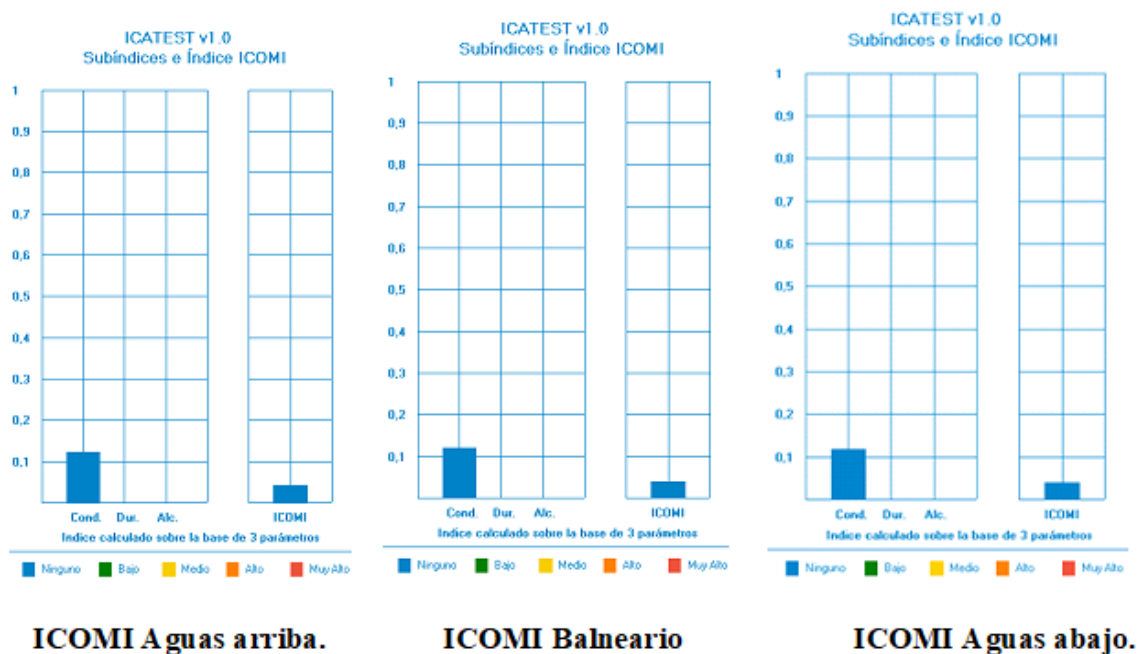


Figura 26. Gráficos Del Índice ICOMI Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias.

La tabla 32 contiene el reporte de los tres tramos de estudio para el ICOMI y los parámetros que lo conforma (Conductividad, Dureza y Alcalinidad) estimado en época climática de lluvias.

Tabla 32.

Reporte del ICOMI de los tres tramos de estudio y en época de lluvias

ICATest v1.0: REPORTE ICOMI PARA TRES SITIOS DE MUESTREOS							
EPOCA DE LLUVIAS							
Sitios De Muestreo	Aguas		Balneario		Aguas		
	Arriba				Abajo		
Valor Del Índice	0,041		0,04		0,039		
Grado De Contaminación	Ninguno		Ninguno		Ninguno		
Rango	0 - 0,2		0 - 0,2		0 - 0,2		
Color	Azul		Azul		Azul		
Resultados De	Conductivid	56,	0,1	55,	0,1	54,	0,1
	ad	67	23	22	19	78	17
Parámetros y Su Valor	(μS/cm)						
Del Subíndices	Dureza (mg	10,	0	10,	0	10,	0
	CaCO3/L)	10		70		45	
	Alcalinidad	25,	0	26,	0	24,	0
	(mg	00		67		78	

CaCO₃/L)

6.4.2 Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO).

A continuación, se describen los resultados obtenidos para los parámetros contenidos en el ICOMO en época de sequía y lluvias. Se Inicia con época de sequía describiendo los resultados de Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de Oxígeno, la DBO y por último los Coliformes totales, posteriormente lo mismo para época de lluvias.

6.4.2.1 Índices ICOMO (sequía).

6.4.2.1.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de Oxígeno.

En época de sequía, los tres tramos de monitoreo, el Oxígeno mostró valores promedio de 8,33; 8,09 y 8,39 mg/L respectivamente. Estos valores son altos (buenos) y están relacionados con la temperatura promedio del agua que fue de 23 °C, el caudal, la velocidad de la corriente, geografía, capacidad de aireación y la altitud. Este es un río corto (85Km de longitud) que nace en uno de los picos de la Sierra Nevada de Santa Marta a 4400 m.s.n.m. factor que se suma a la buena concentración de Oxígeno disuelto del agua.

Este parámetro calculado constituye una variable con cuatro correlaciones negativas, aunque no en forma permanente con alguna de ellas. Se destacan: la alcalinidad, sólidos suspendidos, DBO₅ y pH (Ramírez *et al.*, 1997). Su papel biológico es fundamental, pues define la presencia o ausencia potencial de todas las especies acuáticas y el tipo aeróbico o anaeróbico prevaleciente en el ecosistema.

Los valores de Oxígeno disuelto obtenidos proporcionaron el porcentaje de saturación de Oxígeno que fue uno de los tres parámetros fisicoquímicos utilizados para establecer el valor del ICOMO.

Los valores registrados para los tres tramos de monitoreo, en periodo de sequía, fueron de **92,3%**; **91,7%** y **94,7%** respectivamente. Valores muy próximos entre sí que indicaron buena saturación de Oxígeno que a su vez puede relacionarse con buena calidad de agua. En un sistema eutrofizado se presentan valores superiores de 110% debido a la actividad fotosintética de las microalgas, (Vázquez *et al.*, 2012) situación que no fue la presentada en el área de estudio pero que si puede deberse a las condiciones geofísicas de los tramos del río antes mencionadas.

6.4.2.1.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).

La demanda bioquímica de Oxígeno presentó los siguientes valores promedio para los tres tramos de estudio: **1,64**; **1,69** y **1,57 mg/L** con un promedio general de 1,63mg/L para los tres tramos. Para este sistema acuático se pudo demostrar que existió una alta concentración de Oxígeno Disuelto y baja Demanda Bioquímica de Oxígeno, lo que permitió concluir que hubo una buena calidad de agua en estos términos.

La DBO₅ está definida por la cantidad y tipo de materia orgánica en proceso de descomposición. Cabe destacar, sin embargo, que no se mostró una correlación positiva o negativa con la concentración de Oxígeno.

El tramo con mayor valor de DBO fue el balneario, con una diferencia de 0,05 mg/L con respecto al tramo aguas arriba y de 0,12mg/L en relación a aguas abajo, la cual presentó el menor promedio de DBO₅.

6.4.2.1.3 *Coliformes fecales.*

La determinación de la presencia del grupo coliformes se constituye en un indicio de contaminación por excretas, así como la eficiencia de la purificación y potabilidad del agua (Corporación Autónoma Regional del Tolima, 2003).

Los coliformes totales se correlacionan con los fecales, dado que estos últimos forman parte de los primeros.

Los resultados obtenidos para este análisis microbiológico del agua en los tres tramos de monitoreo, se referenciaron con valores como los siguientes: 68,7, 100, 78 y 86 NMP/100 mL respectivamente. El decreto 1594 de 1984 establece en el artículo 42 que las aguas destinadas para uso recreacional por contacto primario deben tener un máximo de 200 microorganismos/100mL por lo que se pudo establecer la no contaminación debida a Coliformes fecales. En aguas del balneario, se evidenció el valor más alto en comparación con las otras dos estaciones, situación que pudo deberse a deposiciones humanas y de ganadería que se evidencian en la ribera izquierda, sin embargo, no es un valor por fuera del nivel permisible y no se considera un nivel que amenace con la calidad de agua del Balneario Hurtado, según el mismo decreto 1594 de 1984.

6.4.2.1.4 *Valor del índice ICOMO (Sequía).*

El cálculo del valor del índice ICOMO fue de **0,026**; **0,028** y 0,018 para cada uno de los tres tramos de monitoreo respectivamente en la época de sequía. Esto significa que fue nulo el grado

de contaminación ya que los valores se encontraron en el rango de 0-0,2 del índice y se correlacionaron con el color azul como indicador de buena calidad.

En la tabla 33 se muestran los valores del ICOMO para los tres tramos y los valores promedio de cada variable que conforman este índice, en época de sequía.

A continuación, se muestran los gráficos del índice ICOMO para los tres tramos estudiados en época de sequía, arrojados por el software ICAtest v1.0

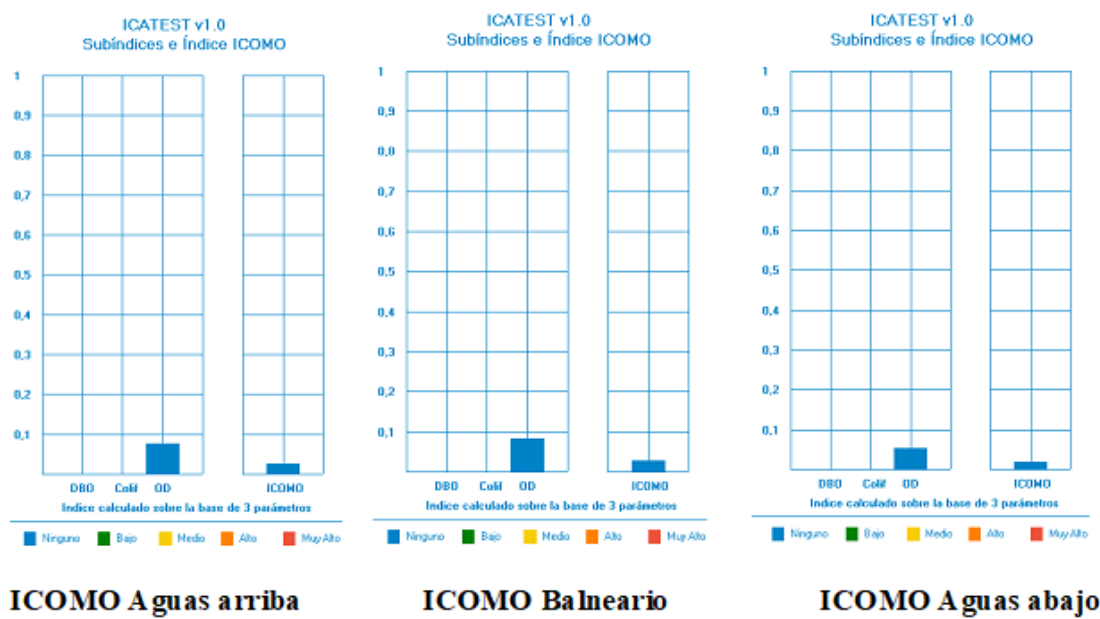


Figura 27. Gráficos Del Índice ICOMO Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Sequía.

Tabla 33.

Valores del ICOMO para los tres tramos y sus valores promedio para cada variable que conforman este índice, en época de sequía

ICATest v1.0: REPORTE ICOMO PARA TRES SITIOS DE MUESTREOS							
EPOCA DE SEQUIA							
Sitios De Muestreo	Aguas				Balneario		
	Arriba				Abajo		
Valor Del Índice	0,026		0,028		0,018		
Grado De Contaminación	Ninguno		Ninguno		Ninguno		
Rango	0 - 0,2		0 - 0,2		0 - 0,2		
Color	Azul		Azul		Azul		
RESULTADOS DE PARAMETROS Y SU VALOR DEL SUBINDICES	DBO5	1,6	0	1,69	0	1,5	0
	(mg O2 /L)	4				7	
	Coliformes	68,	0	100,	0	86,	0
	fecales	67		78		00	
	(NMP/100						
	mL)						
		92,	0,0		0,0	94,	0,0
				91,7			
	%	3	77		83	7	53

Saturación de

Oxígeno

En época climática de lluvias se obtuvo los siguientes resultados:

6.4.2.2 Índices ICOMO (lluvia).

6.5.2.2.1 Oxígeno disuelto y porcentaje de saturación de Oxígeno.

En época de lluvias, los tres tramos de monitoreo, aguas arriba, balneario y aguas abajo; el Oxígeno mostró valores promedio de 8,34, 8,35 y 8,38 mg/L respectivamente. Estos valores fueron altos y estuvieron relacionados con factores como la temperatura promedio del agua de 22,35 °C que es relativamente fría, además, por las variables geofísicas mencionadas anteriormente.

El porcentaje de saturación de Oxígeno que se obtuvo fue de **92.33, 93.67 y 92.67**. Nuevamente se obtuvo valores muy próximos entre los tres tramos de muestreo con diferencias no mayores de 1, 34 % de saturación entre sí. Estos valores de Oxígeno disuelto y saturación de Oxígeno sirvieron de indicadores de buena calidad de agua.

6.4.2.2.2 Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅).

La demanda bioquímica de Oxígeno presentó los siguientes valores promedio para los tres tramos de muestreo: 2,21; 2,41 y 2,35 mg/L con un promedio general del área de estudio de 2,32mg/L. Para esta época, el sistema acuático mostró alta concentración de Oxígeno Disuelto y baja Demanda Bioquímica de Oxígeno. Sin embargo, con relación a época de sequía, esta variable aumentó en época de lluvias en un promedio de **0,75 mg/L** sin afectar las condiciones

de calidad del agua, siendo esto evidenciado por el índice BMWP obtenido y descrito anteriormente.

El sitio que mayor valor de DBO_5 presentó fue el balneario Hurtado (estaciones E4, E5 y E6) con un valor de 2,32mg/L, se presume que la actividad antrópica propia de este lugar generó un leve cambio sobre la demanda Bioquímica de Oxígeno ya que aguas arriba fue de 0,20mg/L menor y con respecto a aguas abajo este fue menor en 0,06 mg/L y pudo ser influenciado a la deposición de materia orgánica de la actividad recreativa y comercial desarrolladas allí.

6.4.2.2.3 *Coliformes fecales.*

Los resultados obtenidos para este análisis microbiológico del agua en los tres tramos de monitoreo, fueron los siguientes: 118,56; 130,78 y 120,11 NMP/100 mL por lo que se pudo establecer que no hay contaminación debido a coliformes fecales, son valores bajos, en relación con lo establecido por el decreto 1594/1984 en su artículo 42 sobre criterios de calidad admisible de agua para uso recreativo. El mayor valor promedio se evidenció en el balneario Hurtado; con una diferencia de 12,22 NMP/100mL con respecto a aguas arriba y de 10,67 NMP/100mL con respecto a aguas abajo.

En comparación, los tramos estudiados en época de sequía registraron menos Coliformes fecales. En promedio fueron de un valor de 85,15 NMP/100mL mientras que en época de lluvias el valor promedio de los tres tramos fue de 123,15 NMP/100mL con una diferencia de 38 NMP/100mL.

Factores como las escorrentías superficiales (provenientes de las laderas de las montañas, fincas ganaderas y agrícolas) en esta época y la actividad antrópica pudieron ser los factores más influyentes en el aumento de los Coliformes fecales.

6.4.2.2.4 Valor del índice ICOMO (lluvias).

En el resultado obtenido para el ICOMO de los tres tramos de monitoreo para la época de lluvias se hizo evidente la poca carga de materia orgánica en el cuerpo de agua estudiado ya que se presentaron valores del índice que fueron de 0,089; 0,093 y 0,094 respectivamente para Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo. En la tabla 34 se muestran los valores del ICOMO para los tres tramos y los valores promedio de cada variable que conforman este índice, en época de lluvias. Estos valores, como se pudieron evidenciar, son bajos o están muy lejanos del uno (1) o 100% por tanto representa ningún grado de contaminación y se representa con el color azul. Los valores de la DBO revelaron baja carga de contaminantes orgánicos, sin embargo, estos que hay pueden tener como origen principal los desechos agrícolas y ganaderos, erosión y en el balneario los desechos domésticos arrojados por turistas o bañistas.

A continuación, se muestran los gráficos del índice **ICOMO** para los tres tramos estudiados en época de lluvias, arrojados por el software ICAtest v1.0

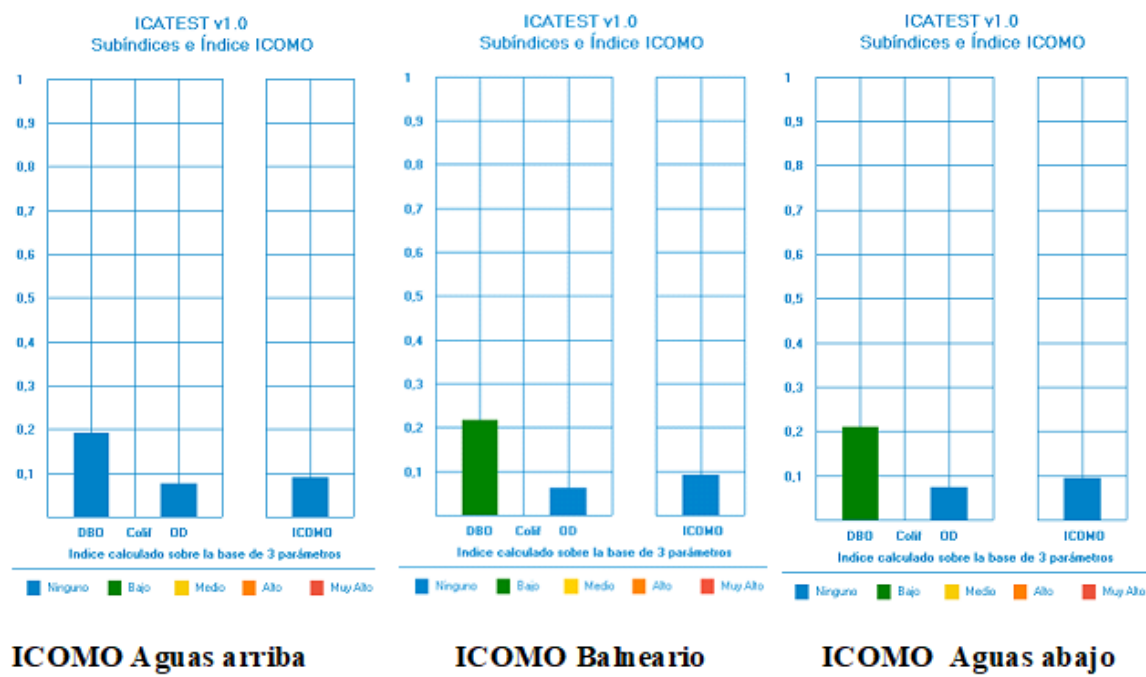


Figura 28. Los Gráficos Del Índice ICOMO Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias.

Tabla 34.

Valores del ICOMO para los tres tramos y los valores promedio de cada variable que conforma este índice, en época de lluvias.

ICATest v1.0: REPORTE ICOMO PARA TRES SITIOS DE MUESTREOS			
EPOCA DE LLUVIAS			
Sitios De Muestreo	Aguas Arriba	Balneario	Aguas Abajo
Valor Del Índice	0,089	0,093	0,094
Grado De Contaminación	Ninguno	Ninguno	Ninguno
Rango	0 - 0,2	0 - 0,2	0 - 0,2

Color		Azul		Azul		Azul	
Resultados De Parámetros Y Su Valor Del Subíndices	DBO5		0,1		0,2		0,2
	(mg O2 /L)	2,21	91	2,41	17	2,35	1
	Coliformes						
	fecales	118,	0	130,	0	120,	0
	(NMP/100	56		78		11	
	mL)						
	%						
	Saturación de	92,3	0,0	93,6	0,0	92,6	0,0
	Oxígeno	3	77	7	63	7	73

6.4.3 Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS).

El índice ICOSUS, en época de sequía, reportó valores muy bajos en todas las estaciones de monitoreo. Esto ha significado que la concentración de partículas sólidas orgánicas o inorgánicas que se mantuvieron en suspensión en las aguas del tramo de estudio estuvieron en niveles normales, se consideran dentro de los valores típicos de buena calidad para aguas continentales neotropicales (Roldán & Ramírez, 2008) además, estos convergieron con los resultados de los índices ICOMI e ICOMO en cuanto a la buena calidad del agua. Esta variable tuvo alguna correlación de importancia con la demanda de Oxígeno (DBO y DQO) y con minerales o compuestos inorgánicos.

Para los tramos de Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo los valores del índice fueron de 0,053, 0,062 y 0,067 mg/L respectivamente. No hubo un grado de contaminación por sólidos suspendidos alguno en estas estaciones y el color indicativo de calidad fue el azul. En la tabla 35 se muestran los valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio la variable que conforma este índice, en época de sequía.

A continuación, se muestran los gráficos del índice **ICOSUS** para los tres tramos estudiados en época de sequía, arrojados por el software ICAtest v1.0

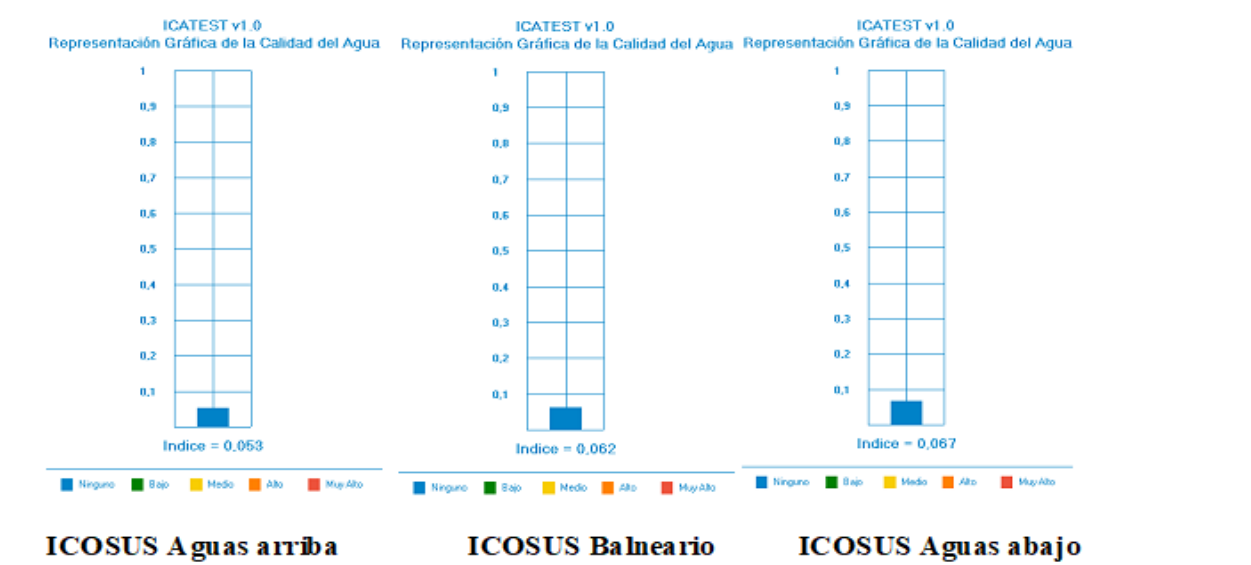


Figura 29. Gráficos Del Índice ICOSUS Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Sequía. Fuente: Autores

Tabla 35.

Valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio de las variable que conforman este índice, en época de sequía.

ICAtest v1.0: REPORTE ICOSUS PARA TRES SITIOS DE MUESTREOS
EPOCA DE SEQUIA

Sitios De Muestreo		Aguas	Balneario	Aguas
		Arriba	o	Abajo
Valor Del Índice		0,053	0,062	0,067
Grado De Contaminación		Ninguno	Ninguno	Ninguno
Rango		0 - 0,2	0 - 0,2	0 - 0,2
Color		Azul	Azul	Azul
Resultados De	Sólidos			
Parámetros	suspendidos	24,44	27,44	29,11
		(mg/L)		

El índice ICOSUS, en época de lluvias, reportó valores más altos que en época de sequía, en promedio lo supera en 0,1. Sin embargo estuvo dentro del rango que categorizó los tres tramos como no contaminado por sólidos suspendidos. En Aguas arriba el valor del índice fue de 0,155 mg/L; Balneario 0,157mg/L y este mismo para Aguas abajo. El color que representó estos resultados es el azul, que es símbolo de buena calidad de agua para el índice. En la tabla 36 se muestran los valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio de la variable que conforma este índice, en época de lluvias.

A continuación, se muestran los gráficos del índice **ICOSUS** para los tres tramos estudiados en época de lluvias, arrojados por el software ICAtest v1.0

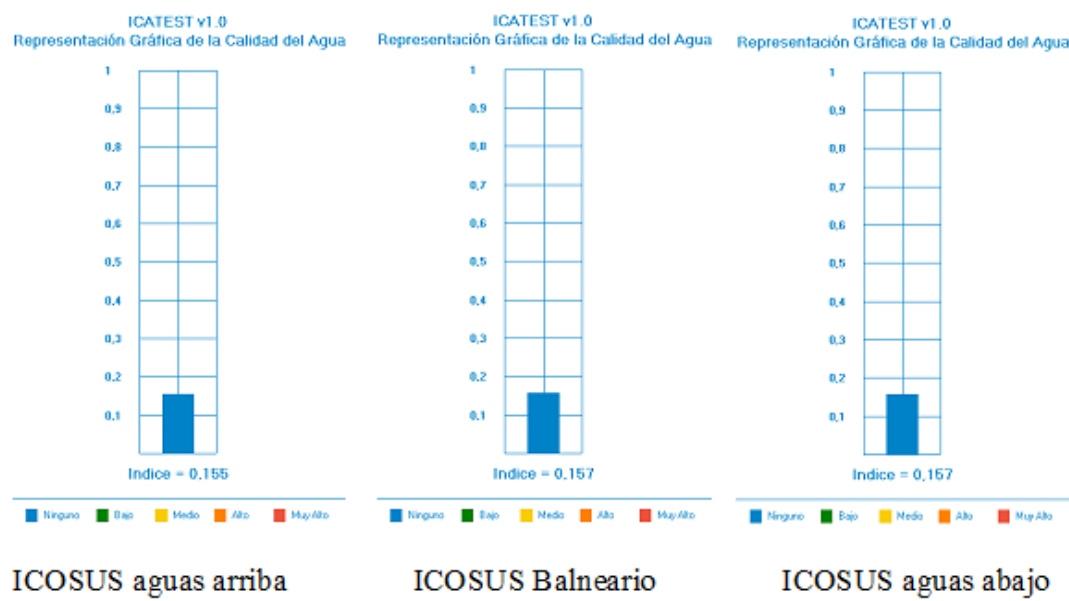


Figura 30. Gráficos Del Índice ICOSUS Para Los Tres Tramos Estudiados En Época De Lluvias. Fuente: Autores.

Tabla 36.

Valores del ICOSUS para los tres tramos y los valores promedio de la variable que conforma este índice, en época de lluvias

ICATest v1.0: REPORTE ICOSUS PARA TRES SITIOS DE MUESTREOS			
EPOCA DE LLUVIAS			
Sitios De Muestreo	Aguas Arriba	Balneario	Aguas Abajo
Valor Del Índice	0,155	0,157	0,157
Grado De Contaminación	Ninguno	Ninguno	Ninguno
Rango	0 - 0,2	0 - 0,2	0 - 0,2
Color	Azul	Azul	Azul

Resultados De	Sólidos			
Parámetros	suspendidos	58,33	59,00	59,00
	(mg/L)			

De manera general, para la temporada de sequía y la de lluvias, los sólidos suspendidos totales tuvieron valores bajos y esto se reflejó con sus respectivos índices ICOSUS.

Cabe recalcar que en esta zona de estudio no evidenció la presencia de vertimientos industriales o domésticos o de explotación de canteras de arena o grava, sólo el tramo balneario es usado para realizar actividad recreativa y el impacto generado allí por sólidos suspendidos es bajo y los valores detectados probablemente provinieron de los procesos de erosión y escorrentías superficiales. El efecto que pueden dejar los sólidos totales sobre los ecosistemas acuáticos se manifiesta en la reducción de la penetración de luz y con ello impedimento de fotosíntesis y pérdida de la vida acuática algo que no se evidenció en este estudio.

6.4.4 Índice de contaminación trófica (ICOTRO).

El ICOTRO se fundamentó en la concentración de Fósforo total en mg/L. En términos genéricos, el Fósforo, es importante en los procesos vitales de la microbiota acuática: Bacterias, Hongos, algunos Protozoos como es el caso de los autótrofos y Algas microscópicas. Para estos últimos tipos de microorganismos, el Fósforo es de gran importancia en sus procesos vitales y reproductivos, favoreciendo una alta densidad poblacional en los sistemas acuáticos dando origen a la eutrofización. Según Ramírez *et al.*, (1999 y 2000), este indicador de calidad de agua, hace referencia a que solo el Fósforo es la causa de la eutrofización.

Los resultados obtenidos de los fosfatos totales (mg/L) para la época de sequía demostraron que existió una baja concentración, en términos de promedio, para los tres tramos de muestreo: en Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo fue de 0,0073mg/L. Estos resultados permitieron determinar la calidad del agua, sin la utilización de ICAtes, se utilizó la tabla escala del índice ICOTRO. Se estableció que para los tres tramos de monitoreo la calidad de agua fue oligotrófica, es decir de excelente calidad, en época de sequía. Estos mismos resultados de calidad de agua se obtuvieron en los monitoreos de la época de lluvias (aguas oligotróficas) ya que los valores de fosfatos totales también fueron bajos para estos tres tramos y época de estudio. En la tabla 37 se estipulan los resultados de Fósforo total en los tres tramos de estudio y las dos épocas climáticas.

Tabla 37.

Resultados de Fósforo total e ICOTRO en periodo de sequía y lluvias

Sitios de muestreo	Fósforo total(mg/L)	ICOTR O	Fósforo total(mg/L)	ICOTR O
	En sequia	En Sequia	Periodo de lluvias	En Lluvias
Aguas arriba	0,0075	Aguas oligotróficas	0,0058	Aguas oligotróficas
Balneario	0,0075	Aguas	0,0056	Aguas

		oligotróficas			oligotróficas
Aguas	0,0073	Aguas	0,0056	Aguas	
abajo		oligotróficas		oligotróficas	

6.4.5 Índice biótico (ICOBIO).

Para época de sequía, el número de táxones (Familias) identificados entre Aguas arriba y Aguas abajo fue de 42. Con un total de 21 familias similares en ambos tramos de muestreos. De los 42 táxones, el número de táxones particulares de Aguas arriba fue de 12 mientras que en Aguas abajo fue de 9.

En época de lluvias, el número de táxones (Familias) que se identificó en los dos tramos de muestreo fue menor en comparación con la temporada de sequía, este fue en total de 33 familias. Con un total de 21 familias similares en ambos tramos de muestreos, los táxones particulares en Aguas arriba fueron de 8 y aguas abajo 7. La tabla 38 muestra los valores del ICOBIO para los tramos comparados y los valores promedio de las variables que conforman este índice, para cada época climática.

A continuación, se muestran los gráficos del índice **ICOBIO** para los tramos comparados en época de sequía y lluvias, arrojados por el software ICAtest v1.0

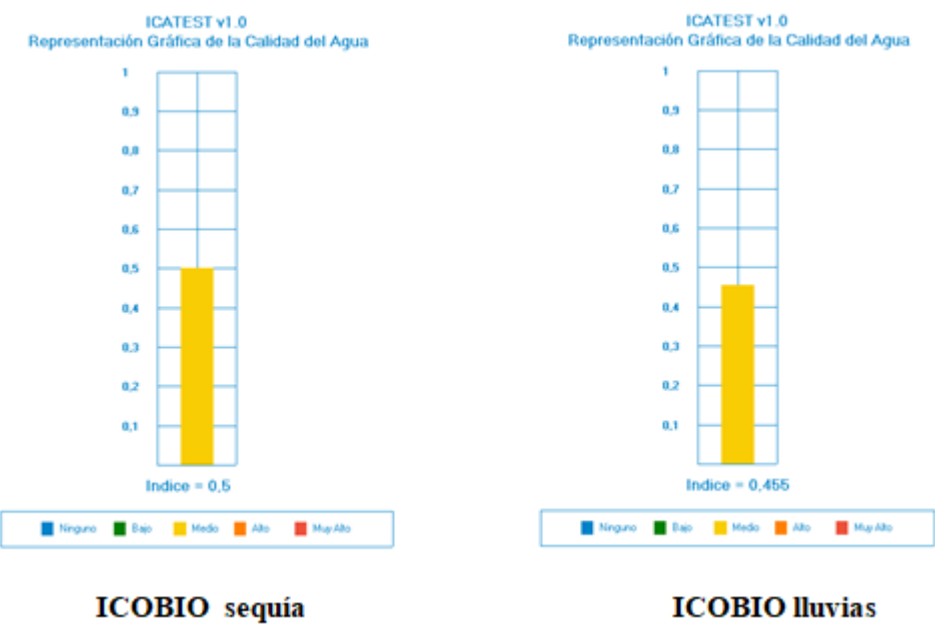


Figura 31. Gráficos del Índice ICOBIO Para los tramos Comparados

Tabla 38.

Valores del ICOBIO para los tramos comparados y los valores promedio de las variables que conforman este índice, en época de sequía y lluvias

Estaciones comparadas:					
Épocas			Aguas arriba Vs aguas abajo		
			Criterios	Sequia	Lluvias
			arrojados		
Táxones	Sequ	Lluv	Valor del índice:	0,5	0,455
	ia	ias			
Comune	21	18	Clasificación:	Moderada	Moderad
S					a

Sólo	12	8	Rango	0,4 - 0,6	0,4-0,6
aguas arriba					
Sólo	9	7	Color	Amarillo	Amarillo
aguas abajo					

Por lo anterior, los cálculos de este índice demostraron que hubo una moderada disimilaridad de las comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas entre los sitios de muestreo Aguas arriba y Aguas abajo que fueron monitoreados en dos periodos estacionales (sequía y lluvias). Por lo tanto, los resultados del índice ICOBIO revelaron que en época de sequía como de lluvias, en esas estaciones hubo un impacto moderado en el ecosistema acuático del Balneario Hurtado.

La distribución de taxones estuvo establecida con una mayor diversidad en aguas arriba y una menor diversidad en aguas abajo con una diferencia de 3 familias en sequía y una en lluvias. Esta situación se fundamentó, probablemente, en que la actividad turística y otras situaciones de origen antrópico que se han desarrollado en el balneario Hurtado (actividades agrícolas y pecuarias, uso inadecuado del suelo, cambios en la características hidromorfológicas de los tramos estudiados, deterioro del bosque de ribera entre otros factores) influyen en la calidad ambiental del agua y a su vez en los hábitat y las comunidades biológicas de macroinvertebrados acuáticos situación que también se ve reflejada aguas abajo.

Específicamente en las poblaciones de familias más sensibles a la calidad ambiental de aguas muy limpias son las más perjudicadas ya que exigen mejores condiciones de hábitat y calidad de agua para poder sobrevivir.

Por otro lado, el ICOBIO no tiene una relación directa con el índice BMWP/Col y el EPT ya que no es un índice de bioindicación, ha sido diseñado para establecer el nivel de incidencia entre dos puntos o tramos de estudio, establece el impacto ambiental de cualquier perturbación utilizando las tasas de las comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas que habitan en una corriente acuática determinada, a través del cálculo de disimilaridad de las comunidades. Sin embargo, este ha revelado que se está generando una afectación moderada sobre el hábitat y consecuentemente con las comunidades biológicas de macroinvertebrados en la zona turística, Balneario Hurtado. Teniendo en cuenta los resultados para las dos épocas de muestreo (nivel de incidencia moderada) de continuar intensificándose las actividades susceptibles de promover el aumento de la contaminación, a través de variables fisicoquímica, en pocos años el índice BMWP/Col y EPT que se han estimado actualmente, como aguas de calidad ambiental muy limpias, se vea modificado, es decir, sea recategorizado a una calidad inferior en la escala de estos índices debido a la pérdida o a los cambios en los hábitat y la posterior disminución de la biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos.

Finalmente, los resultados fisicoquímicos y biológicos de los índices ICO implementados fueron de importante valor para conocer la calidad ambiental de los tres tramos estudiados, diferentes autores han resaltado que los factores fisicoquímicos del medio acuático, como pH, conductividad, Oxígeno disuelto y temperatura, son determinantes en la distribución de los macroinvertebrados acuáticos y son, además, los parámetros a los que los organismos son más sensibles (Roldán, 1996); (Domínguez & Fernández, 2009); (Meza & Rubio, 2012). Esto concuerda con lo observado en el presente estudio, aunque no se estimó el ICOpH si se realizaron mediciones de pH, a manera de complemento de las variables fisicoquímicas

estimadas en este estudio los cuales siempre arrojaron valores que en promedio fueron de 7.56; siendo este un pH en el rango apropiado para el desarrollo de biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos (Riss, Ospina & Gutiérrez, 2002).

En investigaciones realizadas en Ocaña, Norte de Santander, se han documentado resultados similares para el Oxígeno disuelto y las demás variables fisicoquímicas estudiadas en esta investigación. Cadena & Gómez, (2016) encontraron en el río Tenjo que el Oxígeno disuelto es una de las variables con mayor influencia sobre las comunidades de macroinvertebrados, los tramos estudiados presentaron alta concentración de Oxígeno disuelto y a su vez alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos convergen estas dos investigaciones en este aspecto.

Autores como Roldán (1996), Domínguez & Fernández (2009), observaron la influencia de factores fisicoquímicos sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos. Enfatizaron que la velocidad de la corriente, la temperatura del agua y la disponibilidad de Oxígeno disuelto son factores determinantes en las comunidades de los MAIA y a su vez en la calidad del agua. En comparación con esas investigaciones, en esta, los tres tramos estudiados presentaron niveles que arrojaron indicadores fisicoquímicos (los ICO aplicados) de buena calidad de agua y en consecuencia comunidades de macroinvertebrados diversas, estables y con alta abundancia, sin embargo, las acciones antropogénicas, la agricultura, pérdida de la vegetación riparia y factores que se describen el apartado del índice QBR, generan un riesgo en la disminución de la diversidad de MAIA por pérdidas del hábitat. Es necesario avanzar en las investigaciones en este río, realizar monitoreos físicos, químicos y biológicos periódicos que permitan diseñar y aplicar planes de manejo y conservación de la biodiversidad de macroinvertebrados presentes en los sistemas lóticos de esta región de Colombia y a su vez conocer la calidad ambiental del tramo

de estudio del río Guatapurí que es de gran valor ecológico y cultural para esta parte del país, además, área de estudio que se debe ampliar hasta la totalidad de la longitud del río ya que no se conoce la fauna riparia y béntica de este, cabe resaltar que este río carece de POMCA.

6.5 Índice de Bosque de Ribera (QBR)

Los resultados que se describen en este apartado comprenden datos sobre la vegetación identificada y el cálculo del índice QBR del bosque ripario del área de estudio, los cuales fueron obtenido aplicando la hoja de campo 02, ver anexo G (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales). El índice QBR contiene cuatro bloques en los que se recoge distintos componentes y atributos de las riberas tales como: cubierta vegetal, estructura de la vegetación, naturalidad y complejidad del bosque ribereño y grado de alteración del canal fluvial. A continuación, se describen los resultados para estos componentes.

6.5.1 Vegetación identificada en el bosque de ribera de Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo.

La vegetación identificada en el bosque ripario de los tramos de estudio fue de 43 especies leñosas propias del bosque seco tropical: 31 especies de árboles, 5 especies de arbustos y 7 especies de árboles exóticos o que no son propios de este ecosistema. En la Figura 32, se observa la distribución de la vegetación arbórea, arbustiva y exótica identificada en el bosque ripario del área de estudio.



Figura 32. Distribución de la vegetación leñosa identificada en el bosque ripario de los tres tramos estudiados.

Fuente: Autores.

A continuación, en la tabla 39 se mencionan las especies de vegetación leñosa identificadas:

Tabla 39.

Especies leñosas identificadas en el bosque ripario de los tramos de estudio

Tipo de vegetación leñosa	Especies
Arboles	<i>Bulnesia arborea</i> , <i>Sciadodendron excelsum</i>
	, <i>Haematoxylum brasiletto</i> , <i>Prosopis juliflora</i> ,
	<i>Guarea guidonia</i> , <i>Ruprechtia ramiflora</i> ,
	<i>Samanea saman</i> , <i>Piptadenia flava</i> , <i>Cereus</i>
	<i>hexagonus</i> , <i>Tabernaemontana amygdalifolia</i> ,
	<i>Acalypha diversifolia</i> , <i>Anacardium excelsum</i> ,
	<i>Pereskia guamacho</i> , <i>Albizia niopoides</i> , <i>Ceiba</i>
	<i>pentandra</i> , <i>Stylogyne venezuelana</i> , <i>Sterculia</i>

	<i>apetala, Pithecellobium dulce, Cedrela</i>
	<i>odorata, Protium heptaphyllu, Maclura</i>
	<i>tinctoria, Pterocarpus acapulcensis, Bulnesia</i>
	<i>arbórea, Prosopis juliflora, Caesalpinia</i>
	<i>coriaria, Vachellia macracantha, Schaefferia</i>
	<i>frutescens, Pseudobombax septenatum y</i>
	<i>Machaerium arboreum, Parinari pachyphylla</i>
	<i>Rusby e Inga edulis.</i>
Arbustos	<i>Caesalpinia coriaria, Calliandra</i>
	<i>magdalenae, Mimosa arenosa, Machaerium</i>
	<i>arboreum y Cochlospermum vitifolium.</i>
Plantas Exóticas	<i>Mangifera indica, Citrus limonun,</i>
	<i>Manilkara zapota, Swinglea glutinosa,</i>
	<i>Melicoccus bijugatus, Crescentia cujete y</i>
	<i>Roystonea hispaniolana Bailey.</i>

A continuación, en la tabla 40 se presentan las especies de plantas referenciadas por cada tramo de muestreo:

Tabla 40.

Especies de plantas referenciadas por cada tramo de muestreo

Tramos de muestreo	Especies
--------------------	----------

Aguas arriba

Bulnesia arborea , *Sciadodendron excelsum* ,
Haematoxylum brasiletto, *Prosopis juliflora*, *Guarea*
guidonia, *Ruprechtia ramiflora* , *Samanea saman*,
Piptadenia flava , *Cereus hexagonus* , *Tabernaemontana*
amygdalifolia, *Acalypha diversifolia*, *Anacardium excelsum*,
Pereskia guamacho, *Albizia niopoides*, *Ceiba pentandra*,
Stylogyne venezuelana, *Sterculia apetala*, *Pithecellobium*
dulce, *Cedrela odorata*, *Protium heptaphyllum*, *Maclura*
tinctoria, *Pterocarpus acapulcensis*, *Bulnesia arborea*,
Prosopis juliflora, *Caesalpinia coriaria*, *Vachellia*
macracantha, *Schaefferia frutescens*, *Pseudobombax*
septenatum y *Machaerium arboreum*, *Parinari pachyphylla*
Rusby, *Inga edulis*, *Caesalpinia coriaria*, *Calliandra*
magdalenae, *Mimosa arenosa*, *Machaerium arboreum* y
Cochlospermum vitifolium.

Especies foráneas: *Mangifera indica* y *Swinglea*
glutinosa.

Balneario Hurtado

Cedrela odorata, *Pseudobombax septenatum*, *Samanea*
saman, *Anacardium excelsum*, *Ceiba pentandra*, *Sterculia*
apetala, *Inga edulis*, *Machaerium arboreum*, y *Mimosa*
arenosa,

Especies foráneas: *Mangifera indica*, *Citrus limonun*,

Manilkara zapota, *Swinglea glutinosa*, *Melicoccus bijugatus*,

Crescentia cujete y *Roystonea hispaniolana* Bailey.

Pereskia guamacho, *Ceiba pentandra*, *Caesalpinia*

coriaria, *Samanea saman*, *Cedrela odorata*,

Tabernaemontana amygdalifolia, *Haematoxylum brasiletto*,

Aguas abajo

Anacardium excelsum, *Inga edulis*, *Calliandra magdalenae*,

Mimosa arenosa y *Roystonea hispaniolana*.

Especies foráneas: *Mangifera indica*, *Crescentia cujete* y

Melicoccus bijugatus.

En cuanto a la distribución de estas especies identificadas se obtuvo la siguiente información.

Ver figura 33, Distribución de especies vegetales por tramos.

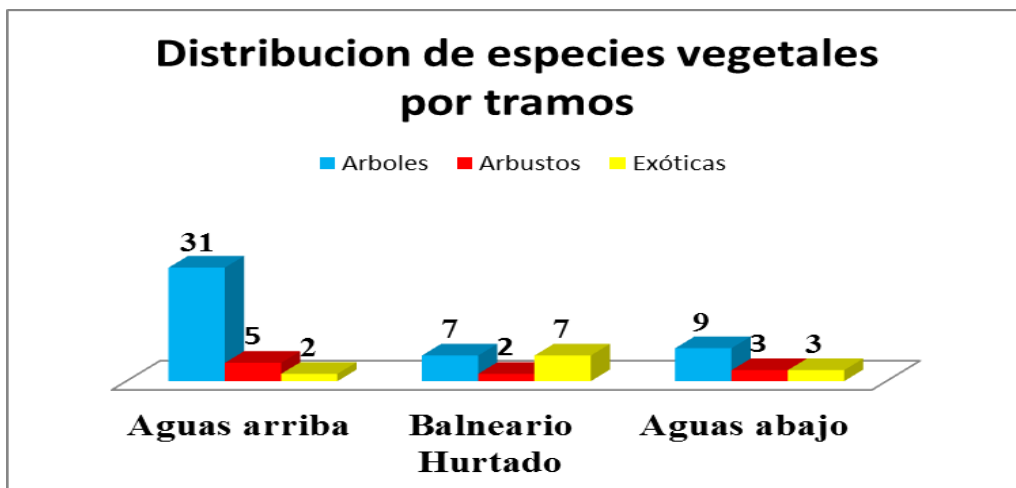


Figura 33. Distribución de especies vegetales por tramos

Por tramo de estudio, se obtuvo la siguiente información:

Aguas arriba: se identificaron 36 especies nativas, las tres más dominantes en orden decreciente en número de individuos son las siguientes: *Sciadodendron excelsum* (7), *Haematoxylum brasiletto* (5) y *Albizia niopoides* (4). Las especies foráneas, que se encontraron, fueron *Mangifera indica* y *Swinglea glutinosa*, fue el tramo con la menor cantidad de especies de vegetación foránea.

En el balneario Hurtado se encontraron 9 especies nativas, las más abundantes fueron: *Samanea saman* (9), *Cedrela odorata* (3), *Ceiba pentandra* (3). Cabe resaltar que las dos riberas del Balneario Hurtado fueron reforestadas hace más de veinte años con la especie de Guamo (*Inga edulis*), teniendo esta gran abundancia de individuos, esto fue direccionado por autoridades Municipales, por tanto, no se tuvo como una especie representativa de la vegetación nativa.

Las especies foráneas identificadas, diferentes a la anterior, fueron 7. Significa esto que todas las plantas foráneas identificadas tienen presencia en este tramo. Entre ellas se tienen: *Mangifera indica*, *Citrus limonun*, *Manilkara zapota*, *Swinglea glutinosa*, *Melicoccus bijugatus*, *Crescentia cujete* y *Roystonea hispaniolana* Bailey.

En aguas abajo fueron 12 las especies nativas identificadas, las de mayor representatividad en términos de abundancia, respectivamente, fueron: *Ceiba pentandra* (8), *Cedrela odorata* (5), *Piptadenia flava* (3). El número de especies de flora foráneas fueron menores que en el balneario Hurtado, 3 en total. Entre ellas se identificaron:

Mangifera indica, *Crescentia cujete* y *Melicoccus bijugatus*.

En cuanto a la problemática ambiental que se genera en el área de estudio se obtuvo:

En Aguas arriba, el suelo del bosque adyacente al ripario es destinado para la ganadería y agricultura. En el Balneario Hurtado, principalmente, son el turismo, la recreación, el mal manejo de los residuos sólidos propios de esta actividad, la degradación de la vegetación del bosque ripario y adyacente, además, las alteraciones de las orillas a través de obras civiles realizadas por las autoridades municipales y las plataformas en concreto que han hecho comerciantes de bebidas embriagantes y alimentos para ganarle terreno a la ribera y poder ampliar sus locales comerciales. En aguas abajo se evidenció que la actividad antropogénica más común es la ganadería y la expansión de la frontera agrícola, además, de obras urbanísticas.

En los dos últimos tramos de estudios, las diferentes captaciones o concesiones hídricas se convierten, posiblemente, en amenazas para el caudal ecológico en época climática de sequía, esto se evidenció en que el caudal no alcanza verter sobre el río Cesar, desapareciendo varios kilómetros antes de su desembocadura. Todos estos factores han generado degradación de las condiciones del bosque ripario y la calidad ambiental del sistema acuático (situación que se evidenciada por los resultados del índice QBR calculado en el área de estudio, los cuales se exponen más adelante.) Afirman: López, Vásquez & Villa (2015); Munné (1998), Kotwal, Omprakash, Sanjay & Dugayal, (2008), que los bosques de ribera constituyen un elemento clave en el estado ecológicos de los ríos.

Otros factores como el desmonte extensivo de tierras, el pastoreo de ganado, la agricultura y el desarrollo urbano e industrial han conducido a la degradación sustancial de las condiciones de las riberas, del hábitat interior de los ríos y de la calidad del agua en muchos arroyos y ríos, (Kennard, Pusey, Arthington, Harch & Mackay, 2006). Además, la introducción de especies exóticas en los corredores ribereños produce cambios en la biota acuática, que de manera directa

o indirecta aprovecha los recursos orgánicos (hojarasca) que se incorporan desde el exterior Medina, (2007). Factores de contaminación del agua y deterioro del bosque ripario como los mencionados por los diferentes autores citados se han presentado en el Balneario Hurtado, sus consecuencias sobre el área de estudio podrían ser de gran impacto si se intensifican cada una de esas actividades ya que se afectaría las comunidades acuáticas y terrestres del área de estudio, de manera especial los macroinvertebrados acuáticos y entre estos los que pertenecen a la clase Insecta, debido a que son organismos que sufren metamorfosis implicado una fase de vida acuática y otra terrestre.

A continuación, se presentan los resultados del índice QBR; los cuatro bloques que conforman este índice, implementando la hoja de campo 02 anexo G (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales) se pudo conocer la puntuación y la calidad del corredor ripario en los tres tramos de estudio, así:

6.5.2 Grado de cubierta de la zona de ribera del área de estudio (solo se considera la ribera).

Los resultados de los tres tramos, para este componente se registran en la tabla 41, grado de cubierta vegetal de la zona de ribera, la cual se presenta a continuación:

Tabla 41. *Grado de cubierta vegetal de los tramos estudiado*

Puntuación	Criterios para la puntuación	AGUAS ARRIBA	BALNEARIO HURTADO	AGUAS ABAJO
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan).	X		X
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.			
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.		X	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera.			
+10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total.			
+5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%.		X	
-5	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%.	X		

-10	Si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%.			X
PUNTAJE TOTAL		20	10	15

Como lo indican estos resultados, representados en la figura 34, se observó que el tramo Aguas arriba presentó la mejor puntuación en cobertura vegetal y el Balneario Hurtado la de menos calidad, siendo esta de un grado regular.

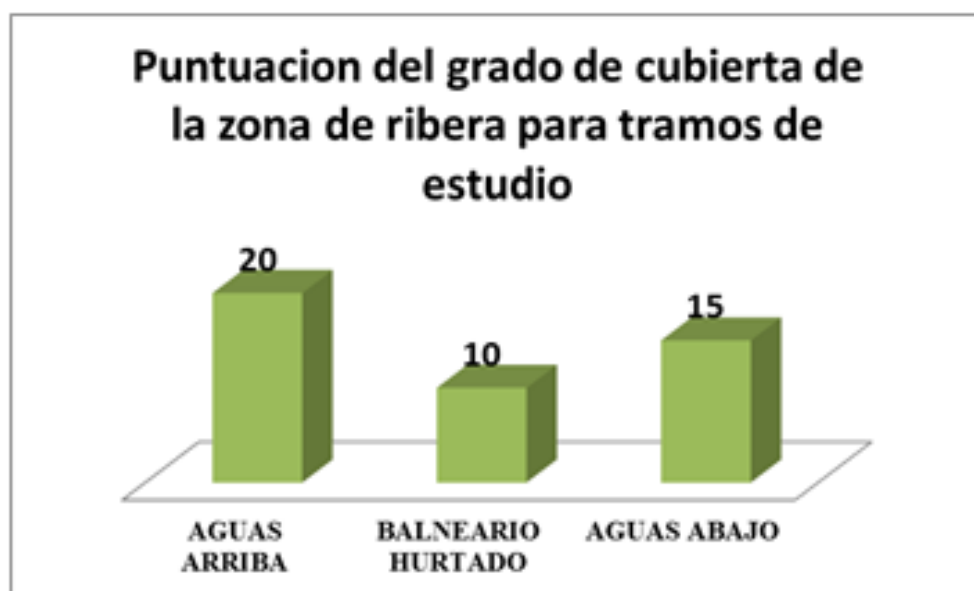


Figura 34. Puntuación del grado de cubierta de la zona de ribera, Para los tres tramos de estudio.

Aguas arriba obtuvo un puntaje en grado de cubierta vegetal de veinte puntos (20). Entre los factores de este bloque, este es mayor al 80% siendo un valor considerado como bueno y se calificó con veinticinco puntos (25). Sin embargo, otro factor como la conectividad entre el

bosque de ribera y el ecosistema adyacente no es mayor al 50%, debido a la presencia de áreas de pastoreo de ganado (extensión de la frontera agrícola y pecuaria) por lo que hizo una penalización de menos cinco puntos (-5) como lo indica la metodología por lo que se obtuvo el resultado mencionado al comienzo. Sin embargo, se pudo observar que tiene una cobertura de zona de ribera en buenas condiciones a pesar del descuento de puntos por poca conectividad con el ecosistema adyacente. El grado de cubierta vegetal contribuye en la conservación y la calidad de agua de las fuentes hídricas, permitiendo buenas condiciones para la biota acuática, entre ella los macroinvertebrados acuícolas según, Meza *et al.*, (2015) y Decamps., (1996).

El grado de cubierta del corredor de ribera del Balneario Hurtado presenta un notable contraste en comparación al bosque ripario de aguas arriba, este ha sido fuertemente intervenido, por lo que recibió una valoración total de diez (10) puntos, obtenidos por que su cubierta vegetal es de bajas proporciones, tiene un área estimada del 5 %, por lo que obtuvo cinco puntos (5) y cinco puntos más ya que el corredor ripario de la margen izquierda presenta conectividad de más del 50% con el bosque adyacente: los cerros del mirador del Santo *Ecce Homo*, que hacen parte del sistema montañoso de la sierra nevada de Santa Marta.

Este tramo de alta actividad antrópica, es un sector turístico, recreativo y presenta a 30 metros de la ribera derecha infraestructuras urbanísticas, una sede de la Universidad Popular del Cesar, casas y locales comerciales entre otras propiedades privadas y públicas que impactan en la densidad poblacional de la vegetación riparia a lo largo de más de un kilómetro de longitud.

El Bosque de ribera de Aguas Abajo, presentó un grado de cubierta vegetal en mejores condiciones que el del balneario hurtado pero no mejor que el de aguas arriba, la puntuación final fue de 15; Obtenida por los siguientes criterios: Su cubierta es de más del 80% lo que

permitió una valoración de veinticinco puntos, sin embargo no tiene conectividad significativa, ubicándose en menos de un cuarto del cien por ciento, con los bosques secos tropicales de las estribaciones de la Sierra Nevada de Santa Marta ; es contiguo a haciendas con grandes extensiones de cultivos de arroz, palma africana y pastoreo de ganado bovino por lo que se penaliza con diez puntos negativos (-10) ya que esto ha podido afectar la vegetación del corredor ripario, para así contabilizar el puntaje de total mencionado.

6.5.3 Estructura de la cubierta del área de estudio (se contabiliza toda la zona de ribera).

En cuanto a la estructura de la cubierta del área de estudio, los resultados obtenidos fueron los siguientes, ver Tabla 42, puntuación de la estructura de la cubierta del área de estudio.

Tabla 42.

Puntuación de la estructura de la cubierta del área de estudio.

Puntuación	Criterios para la puntuación	Aguas Arriba	Balneario Hurtado	Aguas Abajo
25	Recubrimiento de árboles superior al 75 %			
10	Recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	X		X
5	Recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %		X	
0	Sin árboles y arbustos por debajo del 10 %			
+10	Si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %			
+5	Si en la orilla la concentración de helófitos o	X	X	

	arbustos es entre 25 y 50 %			
+5	Si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque			
-5	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %			X
-5	Si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad			
-10	Si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %		X	
	TOTAL	15	0	5

En la figura 35 se establece que el tramo con mejor puntuación de cubierta vegetal es el de Aguas arriba y el de peor puntuación es el Balneario Hurtado. Estimado, también como un tramo con mal grado de cubierta, según el apartado anterior.

A continuación, se detallan los resultados:

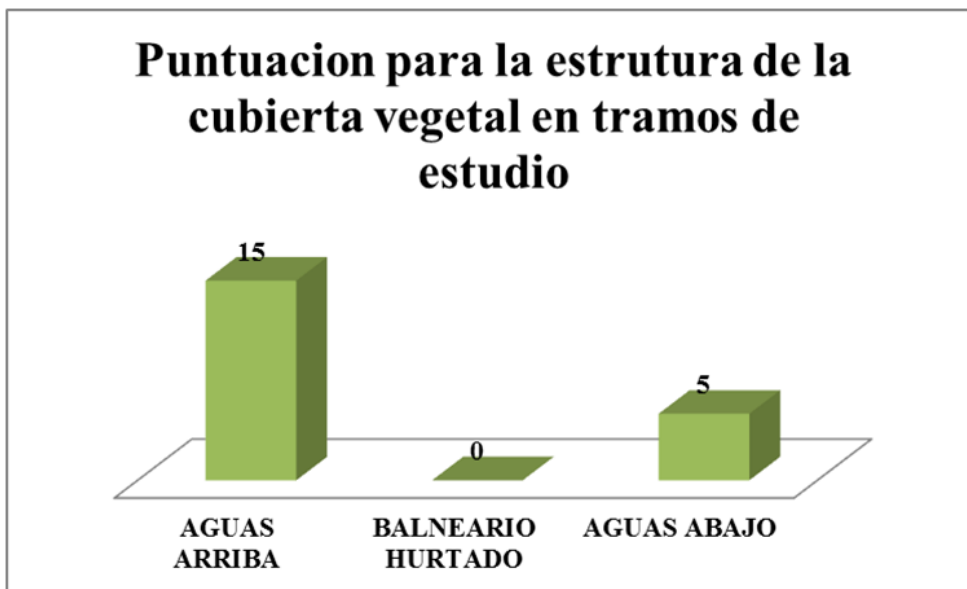


Figura 35. Puntuación para la estructura de la cubierta vegetal en los tres tramos de estudio. Fuente: Autores.

En aguas arriba, la estructura de la cubierta vegetal de toda la zona de ribera presentó una puntuación baja, quince puntos (15), distribuido así: diez puntos (10) por presentar una cobertura de árboles que fue de 60% y por tener en la orilla una densidad de arbustos que fue de 30% proporcionando una puntuación de más cinco puntos (+5).

En el balneario Hurtado, el recubrimiento de vegetación de toda la zona de ribera fue menor que en aguas arriba, 0 puntos: la cobertura arbórea fue menor que el 50% y el de arbustos no fue superior a 20% dando como resultado una puntuación de cinco (5). Sin embargo, en la orilla del río los arbustos presentes son propicios para puntuar con más cinco puntos (+5). La presencia de una distribución vegetal regular debido a programas de reforestación fue un factor para penalizar con menos diez puntos (-10) dando la sumatoria para este bloque cero puntos, siendo este el valor mínimo que se puede obtener, según la metodología del QBR.

Aguas abajo, presentó una cubierta vegetal de ribera con mayor puntuación que en el balneario hurtado pero inferior a aguas arriba, siendo esta de 5 puntos debido a los siguientes criterios: el recubrimiento arbóreo fue de 50% proporcionando diez puntos (10), además, se penalizó con menos cinco (-5) puntos por la existencia de linealidad regular de los pies de los árboles de este tramo, evidenciándose la reforestaciones que se han realizado por entidades públicas y privadas en el río, específicamente con guamos y otras especies exóticas ya mencionadas.

6.5.4 Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera).

Los resultados de la puntuación de los criterios de la calidad de la cubierta vegetal se presentan en la tabla 43, para los tres tramos estudiados.

Tabla 43.

Puntuación de la calidad de la cubierta del área de estudio

Puntuación	Criterios para la puntuación	AGUAS ARRIBA	BALNEARIO HURTADO	AGUAS ABAJO
	Número de especies			
25	diferentes de árboles autóctonos.	X	X	X
	Número de especies			
10	diferentes de árboles autóctonos.			
	Número de especies			
5	diferentes de árboles autóctonos.			
0	Sin árboles autóctonos.			
	Si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río, uniforme y ocupando > 75 % de la ribera (en toda su anchura)			
+10				
	Si existe una continuidad en la comunidad a lo largo del río (entre 50 - 75 % de la ribera)			
+5				

	Si existe una continuidad			
+5	en la comunidad a lo largo del río (entre 50 - 75 % de la ribera)			
+5	Si el número diferente de especies de arbustos es:		X	X
-5	Si existen estructura construidas por el hombre		X	X
-5	Si existe alguna sp. de árbol introducida (alóctona)** aislada	X	X	X
	Si existen sp. de árboles			
-10	alóctonas** formando comunidades		X	
-10	Si existen vertidos de basuras		X	
	TOTAL PUNTAJE	20	0	20

La mejor calidad de cubierta vegetal fue la de aguas arriba con 20 puntos y la de peor condición fue la del Balneario Hurtado con cero puntos. Figura 36.

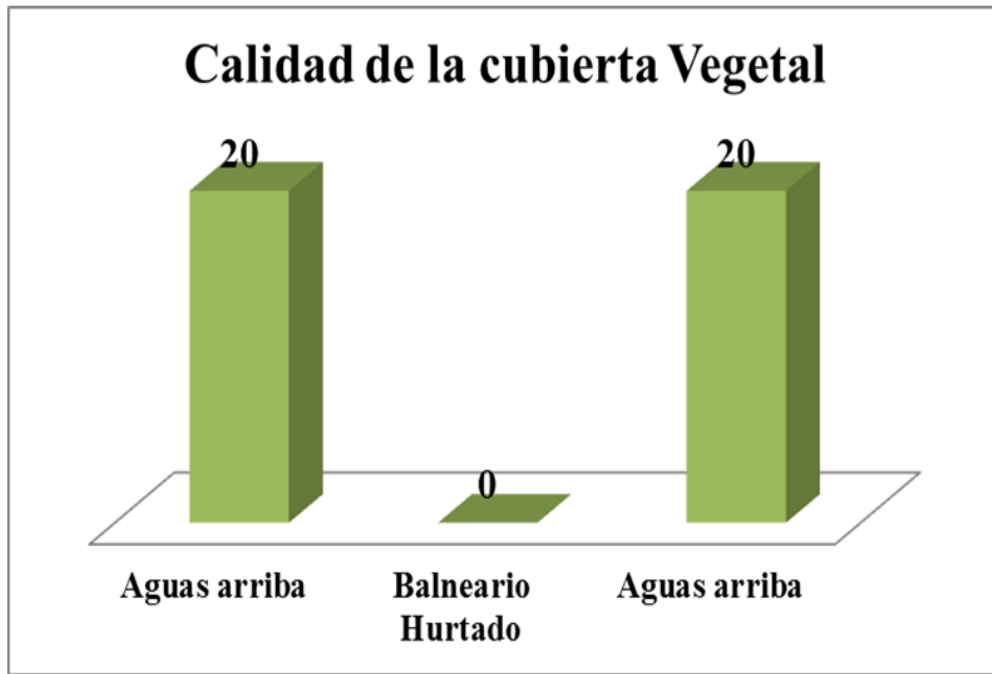


Figura 36. Puntuación para la calidad de la cubierta vegetal de los tres tramos de estudio. Fuente: Autores

El cálculo de la calidad de cubierta requirió la determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera. Los resultados obtenidos sobre este se reportan en la Tabla 44. Resultados de determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera.

Tabla 44.

Resultados de determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera

CRITERIOS DE LA RIBERA Y PUNTOS OBTENIDOS							
Tramos	Grado	Punt	Potenci	punt	Islas	punt	Tota
	de la	aje	al de	aje	en	aje	l
	Pendiente	Por	soportal		medio		puntaje
	o desnivel	ribera	masa		del		
			vegetal de		lecho		
			ribera				
Aguas					No		
arriba	< 20 °	1 y 1	20 - 30	+2	presenta	0	+ 4
			%				
Balneari					No		
o Hurtado	< 20 °	1 y 1	30 - 60	+4	presenta	0	+ 6
			%				
Aguas					No		
abajo	< 20 °	1 y 1	30-60%	+4	presenta	0	+ 6

La pendiente de la ribera estimada en toda el área de estudio fue menor a 20° por lo que se denominó como una ribera uniforme y llana lo cual asigna una puntuación de 1 para cada una de las orillas.

En aguas arriba se encontraron riberas sin presencia de obras civiles, sin embargo, algunos sitios de sus orillas, presentan suelos con grandes piedras que impiden la aparición de plantas leñosas arbóreas o arbustivas, por lo que recibió un puntaje igual a más dos (+2) que fueron sumados con los dos puntos asignados por el grado de la pendiente de la ribera, en total fueron cuatro puntos (4).

En el Balneario, en la orilla izquierda se encontró la presencia de grandes rocas, estructuras y sólidas como pavimentos, gaviones con bases hechas en concreto, andenes, ciclo rutas, terrazas hechas con cimientos de piedras y concreto, el parque lineal ubicado en la margen derecha del balneario, que es un tipo de malecón, presenta entre otras cosas zonas para cocinar, juegos infantiles, canchas zonas de parqueaderos los cuales han impactado sobre el estado del bosque ripario, por lo que el puntaje recibido fue más cuatro (+4) que sumados a los dos puntos del grado de la pendiente se obtuvo un total de más seis (+6) .

En Aguas abajo, la presencia de la avenida Hurtado ha sido causal para disminuir el área del bosque ripario y aislar este bosque con el del Cerro de CICOLAC (llamado así por la presencia de la antigua Compañía Colombiana de Alimentos Lácteos hoy DPA Manufacturing Colombia) bajo estas condiciones la puntuación recibida fue más cuatro (+4) adicionándole los dos de del grado de la pendiente se obtuvo más seis puntos (+6). Ver anexo G hoja de campo para Aguas arriba, Balneario Hurtado y Aguas abajo.

Usando la guía de campo (anexo G) del QBR y los resultados que se acaban de mencionar, se pudo determinar el tipo geomorfológico de los tres sitios muestreados, la tabla 45 describe los resultados.

Tabla 45.

Tipo geomorfológico de cada una de los sitios muestreados

Estaciones	Tipo geomorfológico	Características según la puntuación
Aguas arriba	3	Riberas cerradas, normalmente de cabecera, con baja potencialidad de un extenso bosque de ribera
Balneario Hurtado	2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos
Aguas abajo	2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos

Conocido el tipo geomorfológico de la ribera, se procedió a determinar la calidad de la cubierta en aguas arriba, Balneario y aguas abajo, obteniéndose los siguientes resultados:

Para aguas arriba, el número de especies diferentes de árboles autóctonos es mayor que tres por tanto fueron 25 puntos los obtenidos, sin embargo, se descuentan 5 puntos por penalización debido a la presencia de plantas alóctonas o introducidas (*Mangifera indica* y *Swinglea glutinosa*).

En el Balneario Hurtado, la valoración fue de 25 puntos, debido a la presencia de más de dos especies de plantas autóctonas y cinco puntos extras (“bonificación”) por la presencia de más de tres especies de arbustos. Debido a características como la presencia de estructuras civiles, especies de plantas foráneas (en total siete especies) las cuales son abundantes y el vertido de

basuras se generó una penalización de treinta puntos, obteniéndose un puntaje final de cero. El método no contempla valores inferiores al cero.

Aguas abajo, presentó una puntuación que correspondió a veinte puntos los cuales obtuvo por la presencia de más de dos especies autóctonas en su ribera, más cinco puntos por presentar un número mayor de tres especies diferentes de arbustos. Por otro lado, se descontaron cinco puntos por la existencia de estructuras construidas por el Hombre (captación de agua en la ribera izquierda) y cinco puntos menos por la presencia de tres especies de plantas introducidas (*Mangifera indica*, *Crescentia cujete* y *Melicoccus bijugatus*) por tanto se obtuvo un puntaje de calidad de cubierta de 20 puntos para este tramo del río.

6.5.5 Grado de naturalidad del canal fluvial.

Los resultados del grado de naturalidad del canal fluvial se presentan a continuación. Tabla 46.

Tabla 46.

Grado de naturalidad del canal fluvial de los tramos de estudio.

Puntuación	Criterios para la puntuación	Aguas Arriba	Balneario	Aguas Abajo
25	el canal del río no ha estado modificado	X		
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal			
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río		X	X
0	río canalizado en la totalidad del tramo			
-10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río		X	
-10	Si existe alguna presa u otra infraestructura transversal en el lecho del río.			
PUNTAJE TOTAL		25	0	5

Como lo indican los resultados anteriores, la figura 37, destaca que el tramo Aguas arriba presenta la mejor puntuación de naturalidad del canal fluvial, el Balneario Hurtado y aguas abajo una baja puntuación, considerándose en pésimas condiciones de naturalidad. Los detalles de los resultados,

a

continuación:

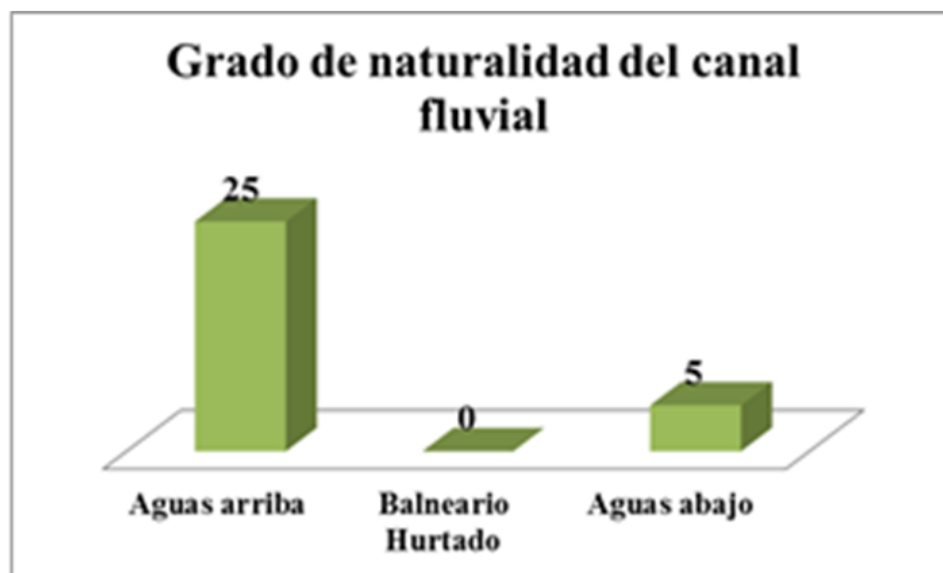


Figura 37. Puntuación del grado de naturalidad del canal fluvial, para los tres tramos. Fuente: Autores

El establecimiento del grado de naturalidad del canal fluvial para aguas arriba sumo una puntuación final de 25, de acuerdo a parámetros establecidos por el protocolo; debido a que cumple con características que establece el protocolo del ahoja de campo del QBR (anexo G) entre ellas que el canal del río no ha estado modificado por fuerzas antrópicas, sus terrazas adyacentes al lecho del río no han sido reducidas, no existe la presencia de estructuras rígidas que estén modificando el canal fluvial, es un tramo sin canalización artificial, no se evidencian represas u obras de ingeniería que modifiquen el canal fluvial.

En cuanto al Balneario Hurtado, este presentó condiciones contrarias al anterior tramo en cuanto al grado de naturalidad del canal fluvial, este ha sido muy alterado. Recibió solo cinco puntos positivos, un puntaje que refleja los signos de alteración y la presencia de estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río: tres captaciones de agua hechas con piedras y arena las cuales van hacia el Batallón de Ingenieros, el acueducto del corregimiento de los corazones y la tercera a las fincas agrícolas (de las familias Valle y Martínez) dedicadas a monocultivos de palma africana y arroz. Según la Corporación Autónoma Regional del Cesar (CORPOCESAR) cuentan con permisos ambientales, sin embargo se les ha disminuido la concesión en época de sequía en un 40, 20 y 50% respectivamente a cada una de estas para prevenir o disminuir posibles impactos en la flora y fauna asociada a este ecosistema; por esto, también, recibió diez puntos negativos debido a que existen estructuras solidas dentro de lecho del río como lo son las grandes bases que sostienen los cerca de quinientos metros de gaviones que se construyeron en el año 2015 como medida de mitigación de la erosión en la ribera derecha de este tramo y las terrazas artificiales hechas en concreto y piedra para ubicar ventas de licor; por tanto la puntuación final del grado de naturalidad del canal fluvial fue de cero.

Aguas abajo, presenta una condición similar al del balneario, en cuanto al grado de naturalidad del canal fluvial. Presenta signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río como lo son dos captaciones de aguas que, hechas para el sistema de riego de cultivos de arroz, Palma Africana y sus potreros para la ganadería. Por estas razones solo pudo recibir cinco puntos positivos; sin embargo, sus terrazas adyacentes al lecho no han sido reducidas, no ha sido canalizado, tampoco hay estructuras sólidas fijas como presas u otras dentro del lecho fluvial.

6.5.6 Calidad del bosque ripario de los tramos estudiados.

La calidad del bosque ripario en el área de estudiado se obtuvo a través de la sumatoria de cada uno de los puntajes parciales de los cuatro componentes del índice.

La tabla 47 y figura 38 presentan los puntajes de cada uno de los cuatro componentes del QBR y el total para cada uno de los tramos en estudio (Aguas arriba, Balneario y Aguas abajo).

Tabla 47.

Puntajes de cada componente del QBR y puntaje total.

Estaciones	Grado de cubierta de la zona de ribera	Estructu ra de la cubierta	Calidad de la cubierta	Grado de naturalidad del canal fluvial.	Punt aje total
Aguas arriba	20	15	20	25	80
Balneario	10	0	0	0	10
Hurtado					
Aguas abajo	15	5	20	5	45

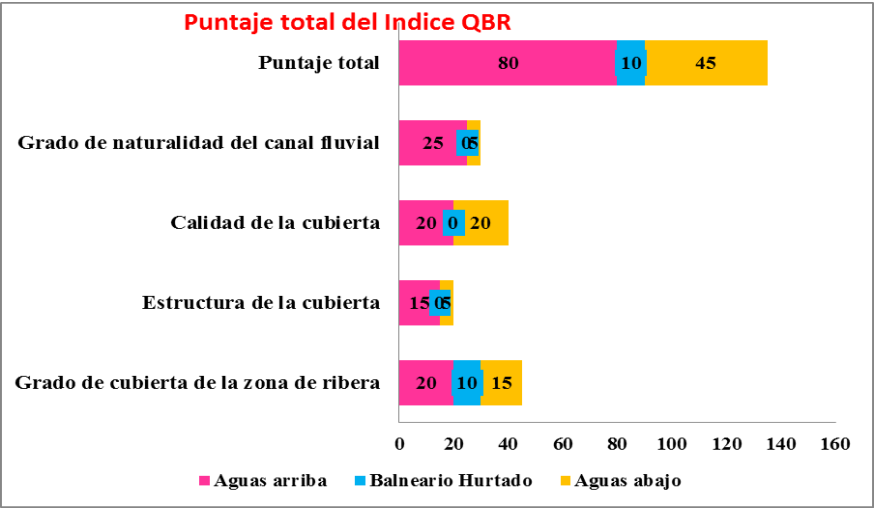
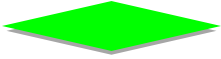
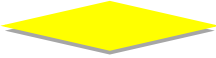


Figura 38. Puntaje total del QBR en los tramos de estudio.

Teniendo en cuenta el puntaje total del índice QBR obtenido para Aguas arriba, Balneario y Aguas abajo se estimaron el nivel de calidad del bosque de ribera usando la tabla 48, Calidad del bosque de ribera que sirve de patrón comparativo de los resultados obtenidos.

Tabla 48.

Calidad del bosque de ribera según puntaje del QBR.

NIVEL DE CALIDAD	PUNTA	COLOR	
	JE QBR	RESPECTIVO	
Bosque de ribera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 95		Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	75-90		
Inicio de alteraciones importantes, calidad	55-70		Verde
			
			

intermedia.		Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad.	30-50	Naranja
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25	Rojo

Se pudo establecer que el bosque de ribera de aguas arriba es de calidad buena, sin embargo, está ligeramente perturbado por las actividades antropogénicas que se han descrito.

El Balneario Hurtado presentó la peor calidad de bosque ripario, calidad pésima, ya que presenta extrema degradación debido a las actividades turísticas, recreacionales y urbanísticas que ya se han descrito anteriormente.

Aguas abajo ha recibido menor impacto que el bosque ripario del Balneario Hurtado. Comparado con el de Aguas arriba presenta mayor degradación. Por los resultados obtenidos se define que presenta mala calidad, debido a intervenciones antrópicas recibida por las actividades agropecuarias y urbanísticas que han sido comentadas.

La tabla 49 describe los resultados del QBR, el nivel de calidad, puntaje y color que representa el índice de cada tramo estudiado.

Tabla 49.

Resultados QBR, nivel de calidad, puntaje y color que representa el índice en cada tramo de estudio

ESTACION	NIVEL DE	PUNTAJE QBR		COLOR
ES	CALIDAD			RESPECTIVO
		Obteni	Interv	

		dos	alos	
Aguas arriba	Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	80	75-90	Verde
Balneario Hurtado	Degradación extrema, calidad pésima.	10	≤ 25	Rojo
Aguas abajo	Alteración fuerte, mala calidad.	45	30-50	Naranja

Por lo anterior, se puede establecer que, al tener las condiciones de calidad de bosque de ribera descritas, en el área de estudio, no se encontró un tramo con bosque de ribera en estado natural, bien conservado, (máxima calidad; QBR: 90) solo agua arriba presentó calidad buena y los dos últimos tramos mala calidad. En definitiva, el índice QBR fue útil para establecer el nivel de calidad de las riberas del río Guatapurí Balneario Hurtado y será importante para la valoración del bosque ripario de las cuencas de los ríos de la región y en Colombia ya que son pocos los estudios realizados de aplicación de este índice. Este estudio se convirtió en el primero que implementó el índice QBR en un bosque ripario de Valledupar y el departamento del Cesar.

Diversas investigaciones nacionales e internacionales pudieron establecer que los bosques de riberas, constituyen uno de los más importantes aspectos para calificar la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos, obedeciendo esto a su valor natural (elevada riqueza y diversidad

florística y faunística) Suárez *et al.*, (2002), por lo tanto fue valioso implementar el índice QBR en el área de estudio para conocer mejor la calidad del bosque ripario y su influencia sobre la calidad fisicoquímica del agua y las comunidades de macroinvertebrados acuáticos ya que es un área de evidente actividad antrópica. Medina, (2007). Indica que el bosque ripario presenta una gran capacidad para incidir sobre la calidad ambiental del ecosistema acuático que rodea, a través del control de la temperatura del agua, por medio del sombrío. En esta investigación, se pudo establecer que la temperatura promedio en época de sequía y lluvias fue de 23 y 22°C respectivamente, en las diferentes estaciones de monitoreo, siendo esta importante para mantener la disolución del Oxígeno (OD). Los valores registrados de este último parámetro en los monitoreos se mantuvieron en niveles altos, los cuales fueron descritos en apartes anteriores y que se consideran adecuados, según el decreto 1594/1984 artículo 45, destinación del recurso para conservación de flora y fauna. Un factor regulador de entrada de materiales orgánicos externos, son los bosques de ribera, (Chará *et al.*, 2013); (Fisher & Likens, 1973) los cuales, a su vez, también, hacen regulación de nutrientes en el ecosistema acuático (Ravé, Montenegro y Molina, 2013); (Schade, Fisher, Grimm & Seddon, 2001). El índice ICOMO e ICOSUS revelaron buena calidad en las estaciones monitoreadas, durante las dos épocas climáticas en las que se midieron, ver aparte de los resultados y análisis de los índices ICO. El bosque ripario, también, es un factor generador de microhábitat terrestres y acuáticos usado para diversas funciones (Ravé, Montenegro y Molina, 2013); (Schade *et al.*, 2002); (Brosofske, Chen, Naiman & Franklin, 1997). En Colombia son pocas las investigaciones desarrolladas con la implementación del Índice de Hábitat Fluvial (IHF), este no fue un objetivo trabajado en esta investigación, sin embargo en países como Chile y España han podido utilizar de manera

frecuente para conocer los diferentes hábitat fluviales que se forman a partir de los bosques riparios, entre estos trabajos se destacan los de Pardo *et al.*, (2002) y Palma, Figueroa y Ruiz, (2009), se pudo establecer que los hábitat fluviales se incrementan o disminuyen con la calidad del bosque de galería, este índice considera que el material detrítico y las rocas son microhábitat importantes para los MAIA. En un estudio realizado por Galeano, Monsalve & Mancera (2017) en quebradas de la cuenca del río Magdalena encontraron que las hojarasca y restos de plantas del bosque ripario contribuyen en el aumento de microhábitat y con ello la presencia de taxas de macroinvertebrados acuáticos, además, encontraron una relación proporcional entre la diversidad de microhábitat y el índice QBR, donde este índice fue alto se encontró mayor diversidad de taxas de MAIA.

En este estudio se encontró una alta diversidad de familias de macroinvertebrados acuáticos. Sin embargo, se ha establecido que dos de los tres sitios de muestreo como Balneario Hurtado y Aguas abajo presentaron menor diversidad en comparación con aguas abajo. Se observó que donde hubo un valor alto del QBR la presencia de taxas de MAIA fue mayor, mientras que en donde el valor del índice QBR fue bajo la diversidad fue menor en comparación a la anterior, sin embargo, fue alta la diversidad, lo que tendría relación a factores alta presencia sustrato como piedras y gravas, además, se observó la presencia de plantas anuales y herbáceas. El índice QBR, (Munné *et al.*, 1998), considera que las herbáceas y plantas anuales no deben ser tenidas en cuenta para el cálculo del índice, sin embargo, se observó gran abundancia de estas especies en el corredor ripario y sus orillas, estas especies vegetales pueden contribuir en la aparición de microhábitat y la retención de nutrientes lo que favorecería, también, a la consecuente diversidad de familias de MAIA. Según Gergel *et al.*, (2002) y Palma *et al.*, (2009) la vegetación de las

márgenes actúa como zonas de amortiguamiento, que detienen el exceso de nutrientes, sedimentos y demás contaminantes que puedan llegar al cuerpo de agua y afectarían los cambios en las variables físico químicas y la composición del sustrato (Tejerina-Garro *et al.*, 2005). Los cuales son factores que influyen sobre las diferentes taxas y comunidades de macroinvertebrados dulceacuícolas. Algunas familias de macroinvertebrados, que pertenecen a la clase Insecta desarrollan estadios metamórficos en el agua, posteriormente salen al ecosistema terrestre, esos microhábitat que se han formado en cierta medida por el bosque ripario servirán para estos organismos en su fase de vida acuática, en sus momentos de reproducción volverán a depositar sus huevos en el agua, así completan su ciclo de vida. Por tanto, para ellos es fundamental el agua y el bosque ripario, si se ve deteriorado uno de estos se pone en riesgo su existencia en ese lugar. De esto se desprende que las interacciones entre ecosistemas acuáticos y terrestres son múltiples (Ward, 1989) y (Gregory, Swanson, Mckee & Cummins, 1991). Por último, en cuanto a la vegetación ribereña esta juega un papel esencial en la retención y atenuación de los efectos destructores de las avenidas de agua lo que favorecería a las comunidades que allí habitan, (Suárez *et al.*, 2002) (Decamps, 1996).

El modelo del “River Continuum” (Vannote, Minshall, Cummins, Sedell & Cushing, 1980) y las observaciones hechas por Roldan & Ramírez, (2008) describen la estructura y la función de las comunidades acuáticas a lo largo de un sistema hídrico. Según esto, las comunidades desarrollan estrategias biológicas y dinámicas a lo largo del sistema, que a su vez está gobernado por factores físicos como el ancho, la profundidad, la sedimentación y factores químicos del agua. Bajo este concepto, los sistemas fluviales son integrales longitudinalmente, existiendo una fuerte dependencia entre el funcionamiento del río aguas abajo y aquellos procesos que tienen

lugar aguas arriba. A lo largo del área de estudio se pudo establecer diferentes abundancias de familias de macroinvertebrados, mayor abundancia aguas arriba, balneario Hurtado y aguas abajo respectivamente. En relación al modelo propuesto por Vannote *et al.*, (1980) y este estudio, las alteraciones generadas en el balneario Hurtado tienen consecuencias sobre la biota de MAIA de aguas abajo, lo cual pudo corroborarse al comparar el número de taxones del balneario y aguas abajo, en esta última fue menor que en el balneario. En cuanto al componente físico y químico evaluado en el área de estudio no son muy diferentes los resultados de estas variables medidas en los tres tramos estudiados.

Un factor, el cual ha sido evaluado en el neotrópico y en las zonas templadas, que conduce a cambios en las comunidades acuáticas, entre ellos los MAIA, es la introducción de especies de plantas no autóctonas, en el bosque de ribera (Lojano, 2017). En esta investigación, estas especies no autóctonas se pudieron identificar y se relacionan en la tabla 41. Diversas investigaciones en el trópico y en zonas templadas afirman que estas especies vegetales generan graves impactos en la biodiversidad y los procesos ecológicos del río (Allan, 2004); (Ward, 1998); (Strayer, Ewing & Bigelow, 2003) y (Townsend, Doledec, Norris, Peacock & Arbuckle, 2003). Como ya se ha comentado en la sección de los índices de contaminación ICO, el índice ICOBIO se convirtió en un indicador del impacto en la diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el balneario Hurtado el cual contiene la mayor cantidad de especies vegetales exóticas, bosque ripario en mal estado de conservación y una disminución del número de taxones de MAIA identificados en comparación con aguas arriba el cual presenta la mejor calidad de corredor ripario y la mayor diversidad de taxones de macroinvertebrados acuáticos.

Los arroyos y ríos corresponden a uno de los tipos de ecosistemas más afectados por las actividades humanas en el mundo (Naiman & Turner 2000); unas de esas actividades son el turismo y la recreación, estos afectan la calidad ambiental de los ecosistemas (Molina, 2011); (Allan, 2004) situación que se ha podido establecer en el área de estudio y que han sido descritas, la cual ha generado problemáticas de contaminación en el agua y en el bosque de ribera. Teniendo en cuenta que el área de estudio presenta alteraciones en su vegetación riparia, bosques adyacentes y el cauce fluvial debido a la fuerte intervención antrópica esto estaría generando desviaciones en el equilibrio natural (Prat & Ward, 1994) que generaría graves impactos en la composición de las especies vegetales y animales, (Ward, 1998), la estructura trófica, (Wootton, Parker & Power, 1996), y pueden ocasionar alteraciones los ciclos de los nutrientes, (Meyer, Sale, Mulholland & Poff, 1999).

Finalmente, debido a la expansión de la frontera agrícola y ganadera que se ha evidenciado en el área de estudio y el desarrollo urbano han conducido a la degradación sustancial de las condiciones de las riberas, (Ocampo, 2013) (Anderson & Maldonado-Ocampo, 2011); (Kennard, Pusey, Arthington, Harch & Mackay, 2006) señalan que esta situación con a la degradación del hábitat interior de los ríos y de la calidad del agua en muchos arroyos y ríos, además, afecta las cuencas de drenaje, lo cual repercute en las condiciones características del cuerpo hídrico (Franco, Delgado y Andrade, 2012). Por otro lado, la presencia de abundantes pasturas debido a la ganadera, que se ha presentado principalmente en aguas abajo invaden el canal del río, entre las consecuencias que se podrían presentar según autores como (Zimmerman, Goodlett & Comer, 1967) y (Faria, 2014) es la disminución del canal fluvial, esto disminución no se estableció, sin embargo, podría estar generándose.

Según Gergel *et al.*, (2002) y Palma *et al.*, (2009), la vegetación de las márgenes actúa como zonas de amortiguamiento, que detienen el exceso de nutrientes, sedimentos y demás contaminantes que puedan llegar al cuerpo de agua y afectarían los cambios en las variables físico químicas y la composición del sustrato (Tejerina-Garro *et al.*, 2005).

El índice ICOSUS reveló normalidad en los dos periodos estacionales. Esto pudo deberse a las plantas herbáceas que están presentes en las riberas que podrían servir para disminuir la erosión y retención de materiales sólidos debido a la lluvia y escorrentías superficiales (Sfeir *et al.*, 2005).

Conclusiones

Finalizado este estudio se determinó que durante el periodo de estiaje se presentó mayor abundancia relativa de macroinvertebrados acuáticos con un total de 1861 organismos recolectados, equivalente al 60% del total de los organismos identificados. Para ambos periodos de muestreo predominó el Phylum Artrópoda y dentro de este la clase Insecta. La familia de mayor abundancia en las dos temporadas de estudio fue Leptohyphidae con una abundancia del 10,6% durante la época de sequía y 9,89% en el periodo de lluvias.

Los resultados obtenidos mediante la implementación de índices biológicos para calidad de agua evidencian que los puntos de muestreo ubicados aguas arriba (E1, E2, E3) presentan mayores valores para calidad del recurso hídrico según el BMWP/COL y EPT, situación que se correlaciona con mayor biodiversidad según los índices de Shannon-Weaver, Margalef y Pielou y mejor calidad del bosque de ribera para esta zona de estudio.

Durante el periodo de sequía los órdenes de mayor abundancia de organismos fueron Trichoptera y Ephemeroptera, de igual forma durante el periodo de lluvia presentaron mayor abundancia los órdenes Coleóptera y Trichoptera.

Los índices de Shannon-Weaver, Margalef y Pielou evidenciaron que existe una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos en el área del río Guatapurí evaluada, mientras que los resultados obtenidos en el ICOBIO evidencian un cambio en la composición de las comunidades de macroinvertebrados.

En épocas climáticas de sequía y lluvia los índices ICOMI, ICOMO, ICOSUS e ICOTRO reflejaron que no hubo ningún nivel de contaminación por mineralización, materia orgánica,

sólidos suspendidos o Fósforo total, respectivamente para cada índice. Los resultados de los parámetros fisicoquímicos que conforman cada índice fueron muy bajos, por lo tanto, la calidad del agua fue buena concordando así con los resultados obtenidos por los índices biológicos BMWP/Col y EPT.

El índice ICOBIO reveló que durante la época de sequía y de lluvias hay un impacto moderado en el ecosistema acuático del Balneario Hurtado. Las comunidades de macroinvertebrados acuáticos del balneario Hurtado se están viendo afectadas por factores como la actividad turística o recreativa, comercial, agrícola y pecuaria, uso inadecuado del suelo, cambios en las características hidromorfológicas y deterioro del bosque de ribera, el cual es de calidad pésima en este sitio.

La identificación de la vegetación riparia en el área de estudio arrojó como resultado 36 especies de plantas leñosas nativas, 31 fueron de especies de árboles y 5 de especies de arbustos. Así mismo, se pudo identificar siete especies de plantas foráneas (no propias de este bosque de ribera) esta situación es considerada por Munnet *et al.*, (1998) como uno de los factores que deterioran la calidad del bosque de ribera ya que afecta su estado de naturalidad.

En el área de estudio, Aguas arriba presentó mayor diversidad de especies de plantas nativas (árboles y arbustos) de las 36 especies autóctonas identificadas, todas hacen presencia ellas en este tramo. Así mismo, este presentó la menor cantidad de plantas foráneas, sólo dos especies

El bosque de ribera del Balneario Hurtado presentó la menor diversidad de especies vegetales: siete de árboles y dos de arbustos, además, seis especies de plantas foráneas siendo así el tramo con más especies de este tipo identificadas, que se consideran un riesgo para el suelo y las demás especies del bosque ripario. En aguas abajo la diversidad fue mejor que en el anterior tramo, pero

muy lejos de tener las especies que se encontró en aguas arriba; el total de especies de árboles y arbustos encontradas fue de 12 y un menor de especies foráneas que el tramo anterior, tres en total.

Se observó en los tramos de estudio impactos causados por la actividad antrópica, en aguas arriba el más frecuente es el uso del suelo, destinado para ganadería y agricultura. En el Balneario Hurtado fue el turismo, la recreación, el mal manejo de los residuos sólidos propios de esta actividad, la degradación del bosque ripario, la alteración de las orillas y la urbanización. En aguas abajo fue el uso del suelo destinado para ganadería y agricultura extensiva, además, de obras urbanísticas. Estos procesos contribuyen en la degradación del bosque ripario.

La determinación del índice QBR para el bosque ripario de los tres tramos informó que en: Aguas arriba la calidad fue buena, sin embargo es un bosque ligeramente perturbado por las actividades agropecuarias y ganaderas; el bosque de ribera del balneario Hurtado que presenta la peor calidad de bosque ripario, se considera de calidad pésima ya que tiene extrema degradación; el bosque ripario de Aguas abajo ha recibido menor impacto que el tramo Balneario Hurtado pero comparado con el bosque ripario de aguas arriba presenta significativa pérdida de biodiversidad florística y enorme degradación.

La implementación y el desarrollo de índices que permitan valorar de forma fácil y rápida el estado de los ecosistemas urgen en la actualidad. Índices como QBR permiten que personal técnico o no especializado evalúen el estado de la vegetación ribereña. Los resultados del QBR son claves, ya que podrían de una manera fácil y eficiente identificar lugares para desarrollar planes de conservación, manejo y recuperación de ecosistemas ripario los cuales desempeñan un papel importante y están estrechamente relacionados con los cuerpos de agua.

Bibliografía

- Abel, P. D. (2014). *Water pollution biology*. CRC Press.
- Aguirre-Pabón, J., Barrios, J. R., & Ospina-Torres, R. (2012). Deriva de macroinvertebrados acuáticos en dos sitios con diferente grado de perturbación, río Gaira, Santa Marta-Colombia. *Intropica: Revista del Instituto de Investigaciones Tropicales*, 7(1), 1.
- Aide, T. M. (1992). Dry season leaf production: an escape from herbivory. *Biotropica*, 532-537.
- Alba-Tercedor, J. (1996). Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. In *IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA)*. Almería (Vol. 2, pp. 203-213).
- Alba-Tercedor, J., & Sánchez-Ortega, A. (1988). Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnética*, 4(5), 1-56.
- Albesiano, S., & Fernández-Alonso, J. L. (2006). Catálogo comentado de la flora vascular de la franja tropical (500-1200m) del cañón del río Chicamocha (Boyacá-Santander, Colombia). Primera parte/Catalogue of the vascular plants from the Chicamocha River Canyon (tropical zone), Boyacá-Santander, Colombia. First part. *Caldasia*, 23-44.
- Albesiano, S., & Rangel-Ch, J. O. (2006). Estructura de la vegetación del cañón del río Chicamocha, 500-1200 m; Santander-Colombia: una herramienta para la conservación/Structure of the plant communities from Chicamocha canyon, 500-1200 masl; Santander, Colombia: a tool for conservation. *Caldasia*, 307-325.

Alonso, A., & Camargo, J. A. (2005). Estado actual y perspectivas en el empleo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadora del estado ecológico de los ecosistemas fluviales españoles. *Revista Ecosistemas*, 14(3).

Álvarez, E., Cogollo, A., Rincón, H., Benítez, D., Parra, J. D., Rodríguez, W., Idarrága, A., Velásquez, C. y Jiménez, E. (2001). *Normalización de parcelas. Propuesta metodológica para los inventarios de vegetación en el programa de biodiversidad*. Documentos del jardín botánico “Joaquín Antonio Uribe” e Interconexión eléctrica. S. A. Medellín. 12 p.

Álvarez, S., & Pérez, L. (2007). *Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca del Yeguaré, Honduras* (Bachelor's thesis, Zamorano: Escuela Agrícola Panamericana-2012).

Álvarez-Arango, L. F. (2005). *Metodología para la utilización de los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt.

Anderson, E. P., & Maldonado-Ocampo, J. A. (2011). A regional perspective on the diversity and conservation of tropical Andean fishes. *Conservation Biology*, 25(1), 30-39.

Apha, A. (1995). WPCF, Standard methods for the examination of water and wastewater. *American Public Health Association, Washington, DC*.

Armitage, P. D., & Cannan, C. E. (2000). Annual changes in summer patterns of mesohabitat distribution and associated macroinvertebrate assemblages. *Hydrological Processes*, 14(16-17), 3161-3179.

Baptista, D. F., Buss, D. F., Dorvillé, L. F. M., & Nessimian, J. L. (2001). Diversity and habitat preference of aquatic insects along the longitudinal gradient of the Macaé river basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biología*, 61(2), 249-258.

Bawa, K. S., Bullock, S. H., Perry, D. R., Coville, R. E., & Grayum, M. H. (1985). Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. II. Pollination systems. *American journal of botany*, 72(3), 346-356. Bay, E. (1974). Predator-prey relationships among aquatic insects. *Ann. Rev. Entom*, 19: 441-453.

Belovsky, G. E., & Schmitz, O. J. (1994). Plant defenses and optimal foraging by mammalian herbivores. *Journal of Mammalogy*, 75(4), 816-832.

Bignell, D. E., Constantino, R., Csuzdi, C., Karyanto, A., Konaté, S., Louzada, J., ... & Zanetti, R. (2008). Macrofauna. *A handbook of tropical soil biology*. Earthscan, London, GBR, 43-76.

Bispo, P. D. C., Oliveira, L. G., Bini, L. M., & Sousa, K. G. D. (2006). Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera assemblages from riffles in mountain streams of Central Brazil: environmental factors influencing the distribution and abundance of immatures. *Brazilian Journal of Biology*, 66(2B), 611-622.

Blinn, C. R., & Kilgore, M. A. (2001). Riparian management practices: a summary of state guidelines. *Journal of forestry*, 99(8), 11-17.

Borchert, R. (1994). Soil and stem water storage determine phenology and distribution of tropical dry forest trees. *Ecology*, 75(5), 1437-1449.

Bournaud, M., Cellot, B., Richoux, P., & Berrahou, A. (1996). Macroinvertebrate community structure and environmental characteristics along a large river: congruity of patterns for identification to species or family. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(2), 232-253.

Bray, J. R., & Curtis, J. T. (1957). An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological monographs*, 27(4), 325-349.

Brosfokske, K. D., Chen, J., Naiman, R. J., & Franklin, J. F. (1997). Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological applications*, 7(4), 1188-1200.

Brown, S. C., Smith, K., & Batzer, D. (1997). Macroinvertebrate responses to wetland restoration in northern New York. *Environmental Entomology*, 26(5), 1016-1024.

Brown, S., & Lugo, A. E. (1982). The storage and production of organic matter in tropical forests and their role in the global Carbon cycle. *Biotropica*, 161-187.

Burge, R. E., & Hynes, R. D. (1959). The thermal denaturation of collagen in solution and its structural implications. *Journal of Molecular Biology*, 1(2), 155-164.

Burkholder, J., Chara, S., Chara, J., Zuñiga, M., Pedraza, J. & Giraldo, L. (2010). Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. *univer.scien*, 5.

Carbonó, E., & García, H. (2010). La vegetación terrestre en la ensenada de Neguanje, parque nacional natural Tayrona (Magdalena, Colombia). *Caldasia*, 32(2).

Carrasco Badajoz, C., Portal Quicaña, E., & Ayala Sulca, Y. (2001). *XLIII Convención Nacional de Entomología: programa y resúmenes Entomofauna acuática del río Huatatas y su relación con la calidad de sus aguas. Ayacucho 2001* (No. H10 C65 2001). Sociedad Entomológica del Perú, Lima.

Carrera Reyes, C., & Fierro Peralbo, K. (2001). *Manual de monitoreo los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua*. EcoCiencia.

Carrillo, M., Rivera, O. & Sánchez, R. (2007). Caracterización florística y estructural del bosque seco tropical del Cerro Tasajero, San José de Cúcuta (Norte de Santander), Colombia. *Actualidades biológicas*, 29(86), 55-73.

Carvacho Aránguiz, C. A. (2012). Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limari en Chile.

Cerón, P. D. L. (2000). Flora vascular terrestre del archipiélago de San Andrés y Providencia. *Biota Colombiana*, 1(1).

Chará, J., Pedraza, G., Giraldo, L., & Hincapié, D. (2013). Efecto de los corredores ribereños sobre el estado de quebradas en la zona ganadera del río La Vieja, Colombia.

Closs, G., Downes, B. & Boulton, A. (2004). *Freshwater ecology*. Carlton, VIC: Blackwell.

Coley, P. D. (1983). Herbivory and defensive characteristics of tree species in a lowland tropical forest. *Ecological monographs*, 53(2), 209-234.

Coley, P. D., & Barone, J. A. (1996). Herbivory and plant defenses in tropical forests. *Annual review of ecology and systematics*, 27(1), 305-335.

Corporación Autónoma Regional del Tolima. (2003). Ordenamiento del recurso hídrico quebrada Miraflores. Recuperado el 18 septiembre 2017. Recuperado de https://www.cortolima.gov.co/sites/default/files/images/stories/centro_documentos/pom_coello/diagnostico/l211.pdf

Decamps, H. (1996). The renewal of floodplain forests along rivers: a landscape perspective. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 26(1), 35-59.

Del Ángel Martínez Rodríguez, M., & Pinilla, A. G. A. (2014). Valoración de la calidad del agua de tres ciénagas del departamento de cesar mediante macroinvertebrados asociados a *Eichhornia crassipes* (pontederiaceae). *Revista Caldasia*, 36(2), 305-321.

Delgado, A. M. y Parra, D. M. S. (2008). Árboles del Bosque Seco Tropical en el área del Parque Recreativo y Zoológico Piscilago-Nilo Cundinamarca

Devia, W., & González-B, S. M. (1995). Caracterización fisionómica de la flora de un bosque seco secundario en el corregimiento de Mateguadua, Tuluá, Valle del Cauca. *Cespedesia*, 20(66), 35-65.

Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y Biología. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina*.

Domínguez, E., & Fernández, H. (2001). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos Sudamericanos. *Entomotrópica*, 16(3), 219.

Domínguez, E., Molineri, C., Pescador, L., Hubbard, D. & Nieto, C. (2006). Diversidad Acuática en América Latina. v. 2: Ephemeroptera de América del Sur. Sofía-Moscú, Pensof.

Escobar, A. (1985). Estudio de las comunidades macrobenticas en río manzanares y sus principales afluentes y su relación con la calidad del agua. 45-60.

Escudero, J. O. (2009). Guía de campo macroinvertebrados de la cuenca del Ebro. *Zaragoza: Confederación hidrográfica del Ebro*.

Etter, A., & van Wyngaarden, W. (2000). Patterns of landscape transformation in Colombia, with emphasis in the Andean región. *Ambio: A journal of the Human Environment*, 29(7), 432-439.

Faria, A. P. (2014). Transporte de sedimentos em canais fluviais de primeira ordem: respostas geomorfológicas. *Revista Brasileira de Geomorfología*, 15(2).

Fernández, A. & Fernández, S. (1992). *Contribución al estudio florístico de la hoya hidrográfica del río Patía*. Museo de historia natural de la Universidad del Cauca.

Fernández, N., & Solano, F. (2005). Índices de calidad y de contaminación del agua. *Universidad de Pamplona*, 43-53.

Figuerola, Y., & Galeano, G. (2007). Lista comentada de las plantas vasculares del enclave seco interandino de La Tatacoa (Huila, Colombia). *Caldasia*, 29(2), 263-281.

Filip, V., Dirzo, R., Maass, J. M., & Sarukhan, J. (1995). Within-and among-year variation in the levels of herbivory on the foliage of trees from a Mexican tropical deciduous forest. *Biotropica*, 78-86.

Finol, K. K. G. (2013). *El río Cesar*. Banco de la República.

Fisher, S. G., & Likens, G. E. (1973). Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: an integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecological monographs*, 43(4), 421-439.

Flórez, C., & Etter, A. (2003). Caracterización ecológica de las islas Múcura y Tintipán, archipiélago de San Bernardo, Colombia. *Rev. Acad. Colomb. Cienc*, 27(104), 343-356.

Frankie, G. W., Baker, H. G., & Opler, P. A. (1974). Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. *The Journal of Ecology*, 881-919.

Galdean, N., Callisto, M., & Barbosa, F. A. R. (2001). Biodiversity assessment of benthic macroinvertebrates in altitudinal lotic ecosystems of Serra do Cipó (MG, Brazil). *Revista Brasileira de Biología*, 61(2), 239-248.

Galeano-Rendón, E., Monsalve-Cortes, L. M., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2017). Evaluación de la calidad ecológica de quebradas andinas en la cuenca del río Magdalena, Colombia. *Revista UDCA Actualidad & Divulgación Científica*, 20(2), 413-424.

Gamarra, Y., Restrepo, R., & Cajigas, A. (2012). Guía de campo de los macroinvertebrados acuáticos de la quebrada Menzuly – Santander – Colombia. Primera edición. Ediciones Universidad Industrial de Santander. Bucaramanga, Colombia. 154pp

García, J., & Rivera, O. (2010). Composición florística del bosque de Agüil (Aguachica, Cesar) con anotaciones sobre su estructura. *Colombia Diversidad Biótica VIII: Media y baja montaña de la serranía de Perijá*, 575-601.

Gergel, S. E., Turner, M. G., Miller, J. R., Melack, J. M., & Stanley, E. H. (2002). Landscape indicators of human impacts to riverine systems. *Aquatic sciences*, 64(2), 118-128.

González-Bernáldez, F. (1988). Aspectos paisajísticos de las riberas. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. *Curso sobre Restauración de riberas modificadas por actividades de la Obras Pública*.

Gorza, G. E. (2009). *Biomonitoreo con Abejas: Estaciones Gemelas con Análisis Simultáneos* (No. 638.1). Universidad Nacional del Sur.

Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., & Cummins, K. W. (1991). An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41(8), 540-551.

Grubb, P. J. (1992). positive distrust in simplicity-lessons from plant defences and from competition among plants and among animals. *Journal of ecology*.

Hernández, J. L., Guzmán-Soto, C. J., & Tamaris-Turizo, C. E. (2016). Macroinvertebrados acuáticos de la ciénaga de Sahaya y en tres de sus afluentes (Cesar, Colombia). *Intropica*, 11-20.

Hurny, A. D., & Wallace, J. B. (2000). Life history and production of stream insects. *Annual review of Entomology*, 45(1), 83-110.

IDEAM, Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2006) Medio Ambiente en Colombia. Santa Fe de Bogotá. Recuperado de <http://www.ideam.gov.co/>

IDEAM. (2005). Atlas climatológico de Colombia. Editorial imprenta de Colombia.

Instituto Alexander Von Humboldt. (1998). Programa de Inventario de la Biodiversidad. El Bosque seco Tropical (Bs-T) en Colombia.

Jaccard, P. (1908). Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat*, 44: 223-270.

Jackson, D. A., & Harvey, H. H. (1993). Fish and benthic invertebrates: community concordance and community–environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(12), 2641-2651.

Jacobsen, D. (1998). The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams. *Archiv für Hydrobiologie*, 179-195.

Jansson, R., Nilsson, C., Dynesius, M., & Andersson, E. (2000). Effects of river regulation on river-margin vegetation: a comparison of eight boreal rivers. *Ecological applications*, 10(1), 203-224.

Jaramillo, V. J., Martínez-Yrizar, A., & Sanford, R. L. (2011). Primary productivity and biogeochemistry of seasonally dry tropical forests. In *seasonally dry tropical forests* (pp. 109-128). Island Press, Washington, DC.

Justiniano, M. J., & Fredericksen, T. S. (2000). Phenology of tree species in Bolivian dry forests. *Biotropica*, 32(2), 276-281.

Kennard, M. J., Pusey, B. J., Arthington, A. H., Harch, B. D., & Mackay, S. J. (2006). Development and application of a predictive model of freshwater fish assemblage composition to evaluate river health in eastern Australia. *Hydrobiologia*, 572(1), 33-57.

Killeen, T. J., Jardim, A., Mamani, F., & Rojas, N. (1998). Diversity, composition and structure of a tropical semideciduous forest in the Chiquitania región of Santa Cruz, Bolivia. *Journal of Tropical*.

Kolkwitz, R., & Marsson, M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie, 2(1-2), 126-152.

Kotwal, P. C., Omprakash, M. D., Gairola, S., & Dugaya, D. (2008). Ecological indicators: Imperative to sustainable forest management. *Ecological Indicators*, 8(1), 104-107.

Leslie, H. A., Pavluk, T. I., Bij De Vaate, A., & Kraak, M. H. S. (1999). Triad assessment of the impact of chromium contamination on benthic macroinvertebrates in the Chusovaya River (Urals, Russia). *Archives of environmental contamination and toxicology*, 37(2), 182-189.

Lima-Callao, P. (2005). de la calidad de agua en el río Rímac, Lima-Callao, Perú. *Revista Colombiana de Entomología*, 31(2), 219-225.

Linares, R., & Fandiño, M. C. (2009). Estado del bosque seco tropical e importancia relativa de su flora leñosa, islas de la Vieja Providencia y Santa Catalina, Colombia, Caribe suroccidental. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias*, 33(126), 1-12.

Linares-Palomino, R., Oliveira-Filho, A. T., & Pennington, R. T. (2011). Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism, and biogeography of woody plants. In *Seasonally dry tropical forests* (pp. 3-21). Island Press, Washington, DC.

Lojano, D. V. (2017). *Influencia de las condiciones hidráulicas e hidrológicas en la variación espacial y temporal de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en ríos alto andinos de cabecera al sur de Ecuador* (Doctoral dissertation).

López, E. (2015). Evaluación de la calidad del bosque de ribera, utilizando un método simple y rápido en dos ríos de bosque seco tropical (Tolima, Colombia). *Tumbaga*, 1(10), 1.

Machado, I. C., & Lopes, A. V. (2004). Floral traits and pollination systems in the Caatinga, a Brazilian tropical dry forest. *Annals of Botany*, 94(3), 365-376.

Machado, T., & Rincón, J. (1989). Distribución ecológica e identificación de los coleópteros acuáticos en diferentes pisos altitudinales del departamento de Antioquia. *Medellín: Editorial Universidad de Antioquia*.

Madera, L. C., Angulo, L. C., Díaz, L. C., & Rojano, R. (2016). Evaluación de la Calidad del Agua en Algunos Puntos Afluentes del río Cesar (Colombia) utilizando Macroinvertebrados Acuáticos como Bioindicadores de Contaminación. *Información tecnológica*, 27(4), 103-110.

Magurran, A. E. (1988). Ecological diversity and its measurement. Princeton University. *Zaragoza*.

Mancilla, G., Valdovinos, C., Azocar, M., Jorquera, P., & Figueroa, R. (2009). Efecto del reemplazo de la vegetación nativa de ribera sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en arroyos de climas templados, Chile central. *Hidrobiológica*, 19(3), 193-203.

Margalef, R. (1951). Diversidad de especies en las comunidades naturales. *P.Inst. Biol.Appl.*9:15-27.

Martella, M. B., Trumper, E. V., Bellis, L. M., Renison, D., Giordano, P. F., Bazzano, G. & Gleiser, R. M. (2012). Manual de Ecología. Evaluación de la biodiversidad. *Reduca (Biología)*, 5(1). 71-115

Martínez, G. (2010). Macroinvertebrados acuáticos como sistema de evaluación de contaminación del balneario Hurtado, río Guatapurí, Valledupar-Cesar. *Trabajo de grado de Especialista en Química Ambiental. Universidad Industrial de Santander*.

Marulanda, L. O., Uribe, A., Velásquez, P., Montoya, M. Á., Idárraga, Á., López, M. C., & López, J. M. (2003). Estructura y composición de la vegetación de un fragmento de bosque seco en San Sebastián, Magdalena (Colombia). I. Composición de plantas vasculares. *Actualidades biológicas*, 25(78), 17-30.

McCafferty, W. P. (1981). Aquatic entomology: the fisherman's and ecologist's illustrated guide to insects and their relatives. *Science Book International, Boston, MA*.

Medina Tafur, C. A. (2007). Estado ecológico del río Chicama. regiones. la libertad y cajamarca. Perú. 2006.

Mendoza-C, H. (1999). Estructura y riqueza florística del bosque seco tropical en la región Caribe y el valle del río Magdalena, Colombia. *Caldasia*, 70-94.

Merritt, R. W., & Cummins, K. W. (Eds.). (1996). *An introduction to the aquatic insects of North America*. Kendall Hunt.

Meyer, J. L., Sale, M. J., Mulholland, P. J., & Poff, N. L. (1999). Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 35(6), 1373-1386.

Meza-S, A. M., Rubio-M, J., G-Dias, L., & M-Walteros, J. (2012). Calidad de agua y composición de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca alta del río Chinchiná, Colombia/Water quality and composition of aquatic macroinvertebrates in the subwatershed of river Chinchiná, Colombia. *Caldasia*, 443-456.

Molero, R. (2012). Empleo de bioindicadores en los estudios de evaluación de calidad ambiental. Depto. de Zoología. Universidad de Córdoba.

Molina Arzabe, C., Fossati, O. & Marín, R. (2004). A method for sampling stream macroinvertebrates for bio-indication. Submitted.

Molina, C. (2011). Ecoturismo en Colombia: una respuesta a nuestra invaluable riqueza natural. *TURyDES. Revista de Investigación y desarrollo local*, 4(10), 1-6.

Monge-Nájera, J. (2001). Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad: Vol. 1. Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo, Oficina Regional de Ciencia y Tecnología para América Latina y el Caribe de UNESCO y Sociedad Entomológica Aragonesa. Serie Manuales y Tesis SEA. 84 p. *Revista de Biología Tropical*, 49(3-4), 1300-1302.

Munne, A., Sola, C., & Prat, N. (1998). QBR: Un índice rápido para la evaluación de la calidad de los ecosistemas de ribera. *Tecnología del Agua (España)*, 175: 20-37.

Muñoz Quesada, F. (1997). Manual de Trichoptera Neotropical: anotaciones y claves de las familias y géneros conocidos del Orden Trichoptera para Colombia. Departamento de Procesos Químicos y Biológicos. Universidad del Valle, Cali, Colombia, 75.

Muñoz, D. M. (2005). Sistema de tratamiento de aguas residuales de matadero: para una población menor 2000 habitantes. *Biotecnología en el Sector Agropecuario y Agroindustrial: BSAA*, 3(1), 87-98.

Murali, K. S., & Sukumar, R. (1993). Leaf flushing phenology and herbivory in a tropical dry deciduous forest, southern India. *Oecologia*, 94(1), 114-119.

Murphy, P. G., & Lugo, A. E. (1986). Ecology of tropical dry forest. *Annual review of ecology and systematics*, 17(1), 67-88.

Naiman, R. J., & Turner, M. G. (2000). A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications*, 10(4), 958-970.

Nunes, Y. R. F., da Luz, G. R., & de Lima Braga, L. (2012). Phenology of tree species populations in Tropical Dry Forests of Southeastern Brazil. In *Phenology and climate change*. InTech.

Ocampo Zamora, A. L. (2013). Evaluación del estado actual de la calidad del agua de la quebrada La Jaramilla, municipio de La Tebaida, departamento del Quindío.

Ogbeibu, A. E., & Oribhabor, B. J. (2002). Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water research*, 36(10), 2427-2436.

Oliveira, P. E., & Gibbs, P. E. (2000). Reproductive biology of woody plants in a cerrado community of Central Brazil. *Flora*, 195(4), 311-329.

Orellana-Lara, J. (2009). Determinación de índices de diversidad florística arbórea en las parcelas permanentes de muestreo del Valle de Sacta. *Cochabamba-Bolivia. Recuperado de: <http://www.posgradoesfor.umss.edu.bo/boletin/umss/05%20PASANTIAS/6%20pasantia.pdf>*.

Palma, A., Figueroa, R., & Ruiz, V. H. (2009). Evaluación de ribera y hábitat fluvial a través de los índices QBR e IHF. *Gayana (Concepción)*, 73(1), 57-63.

Pardo, I., & Armitage, P. D. (1997). Species assemblages as descriptors of mesohabitat. *Hydrobiologia*, 344(1-3), 111-128.

Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J. L., Vivas, S., Bonada, N., ... & Robles, S. (2002). El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética*, 21(3-4), 115-133.

Paredes, C. (2005). Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de la calidad de agua en el río Rímac, Lima, Perú. *Lab. de ecofisiología, Fac. de ciencias naturales y matemática, Universidad Nacional Federico Villareal*.

Pennak, R. (1978). Freshwater Invertebrates of the United States. 2da ed., Wiley Interscience, New York, 7(1), 803.

Pennington, R. T., Lavin, M., & Oliveira-Filho, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 437-457.

Peña-Claros, M., Poorter, L., Alarcón, A., Blate, G., Choque, U., Fredericksen, T. S., ... & Putz, F. E. (2012). Soil effects on forest structure and diversity in a moist and a dry tropical forest. *Biotropica*, 44(3), 276-283.

Pérez, G. R. (1999). Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Academia Colombiana de Ciencia*, 23(88), 375-387.

Pérez, G. R., & Restrepo, J. J. R. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Vol. 15). Universidad de Antioquia.

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of theoretical biology*, 13, 131-144.

Pizano, C., González, R., Garcia, H., Isaacs, P., Gonzalez, M., Piñeros, P., & Ramírez, W. (2014). Bosques secos tropicales en Colombia. *Recuperado de* <http://www.humboldt.org.co/es/investigacion/proyectos/en-desarrollo/item/158-bosques-secos-tropicales-en-colombia>.

Prat, N. & Ward, J. V. (1994). The tarneel river. In: Margalef R. (ed.): *Limnology Now: A Paradigm of Planetary Problems*. Elsevier Sciences BV.

Quinn, J. M., & Hickey, C. W. (1990). Characterisation and classification of benthic invertebrate communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand journal of marine and freshwater research*, 24(3), 387-409.

Ragusa-Netto, J., & Silva, R. R. (2007). Canopy phenology of a dry forest in western Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, 67(3), 569-575.

Ramírez González, A., & Viña Vizcaíno, G. (1998). *Limnología colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.

Ramírez, A., Restrepo, R. y Cardeñosa, M. (1999). índices de contaminación para caracterización de aguas continentales y vertimientos, Formulaciones. *Ciencia tecnología y futuro* 1(5); 70.

Ramírez, A., Restrepo, R., & Fernández, N. (2003). Evaluación de impactos ambientales causados por vertimientos sobre aguas continentales. *Ambiente y Desarrollo*, 2, 56-80.

Ramírez, A., Restrepo, R., & Viña, G. (1997). Cuatro índices de contaminación para caracterización de aguas continentales. Formulaciones y aplicación. *CT&F-Ciencia, Tecnología y Futuro*, 1(3), 135-153.

Rave-Oviedo, S. Y., Montenegro-Ríos, M., & Molina-Rico, L. J. (2013). Caída y descomposición de hojarasca de *Juglans neotrópica* Diels (1906) (Juglandaceae) en un bosque montano andino, Pijao (Quinío), Colombia. *Actualidad Biológica*, 35(98), 33-43.

Reich, P. B. (1995). Phenology of tropical forests: patterns, causes, and consequences. *Canadian Journal of Botany*, 73(2), 164-174.

Repizo, A. A., & Devia, C. A. (2008). Árboles y arbustos del valle seco del río Magdalena y la región Caribe colombiana: su ecología y usos. *Bogotá DC: Facultad de Estudios Ambientales y Rurales, Pontificia Universidad Javeriana*.

Restrepo, M. (2013). Aplicación de índices físicoquímicos y biológicos para la determinación de la calidad del agua del río Frío.

Reyes-García, C., Mejia-Chang, M., & Griffiths, H. (2012). High but not dry: diverse epiphytic bromeliad adaptations to exposure within a seasonally dry tropical forest community. *New Phytologist*, 193(3), 745-754.

Riaño, P., Basaguren, A., & Pozo, J. (1993). Variaciones espaciales en las comunidades de macroinvertebrados del Río Agüera (País Vasco-Cantabria) en dos épocas con diferentes condiciones de régimen hidrológico. *Limnetica*, 9, 19-28.

Righi-Cavallaro, K. O., Spies, M. R., & Siegloch, A. E. (2010). Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera assemblages in Miranda River basin, Mato Grosso do Sul State, Brazil. *Biota Neotrópica*, 10(2), 253-260.

Riss, W., Ospina, R., & Gutiérrez, J. D. (2002). establecimiento de valores de bioindicación para macroinvertebrados acuáticos de la sabana de Bogotá/Construction of a biological indication system for aquatic macroinvertebrates of the Savanna of Bogotá. *Caldasia*, 135-156.

Rivera, R., & Segnini, S. (2004). Estructura y composición de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en ríos de páramo y zonas boscosas, en los andes venezolanos. *unpublished Ms. dissertation, Universidad de los Andes, Merida, Venezuela*, 1-72.

Rodríguez, G. M., Banda, K., Reyes, S. P., & González, A. C. E. (2012). Lista comentada de las plantas vasculares de bosques secos prioritarios para la conservación en los departamentos de Atlántico y Bolívar (Caribe colombiano. *Biota Colombiana*, 13(2).

Rogers, C. E., Brabander, D. J., Barbour, M. T., & Hemond, H. F. (2002). Use of physical, chemical, and biological indices to assess impacts of contaminants and physical habitat alteration in urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21(6), 1156-1167.

Roldán Pérez, G. A. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col* (No. 333.91 R744b). Medellín, CO: Edit. Universidad de Antioquia.

Roldán, G. (1996). Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. *Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín*. 217

Roldán, G., Builes, J., Trujillo, C. M., & Suárez, A. (1973). Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. *Actualidades Biológicas*, 2(5), 54-64.

Roldán, G., Zúñiga, M., Zamora, H., Álvarez, L. F., Reinoso, G. y Longo, M. (2014). Capítulo de Colombia. En: Perla Alonso-Eguális, José Manuel Mora, Bruce Campbell y Monika Springer, Editores 2014. *Diversidad, conservación y uso de los macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico*. IMTA México.

Roldán-Pérez, G. (2016). Los macroinvertebrados como bioindicadores de la calidad del agua: cuatro décadas de desarrollo en Colombia y Latinoamérica. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 40(155), 254-274.

Rosemberg , D. & Resh , V. (1992). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrate* (Vol. 420). California: Springer.

Royer, T. V., Robinson, C. T., & Minshall, G. W. (2001). Development of macroinvertebrate-based index for bioassessment of Idaho rivers. *Environmental Management*, 27(4), 627-636.

Ruiz, J., Fandiño, M. C., & Chazdon, R. L. (2005). Vegetation Structure, Composition, and Species Richness Across a 56-year Chronosequence of Dry Tropical Forest on Providencia Island, Colombia 1. *Biotropica: The Journal of Biology and Conservation*, 37(4), 397-407.

Sanabria Suarez, D. (2006). *Macroinvertebrados acuáticos, determinación taxonomica - conteo* (Vol. 1). Santa Fe de Bogotá: IDEAM.

Santiago, L. S., Kitajima, K., Wright, S. J., & Mulkey, S. S. (2004). Coordinated changes in photosynthesis, water relations and leaf nutritional traits of canopy trees along a precipitation gradient in lowland tropical forest. *Oecologia*, 139(4), 495-502.

Schade, J. D., Marti, E., Welter, J. R., Fisher, S. G., & Grimm, N. B. (2002). Sources of Nitrogen to the riparian zone of a desert stream: implications for riparian vegetation and Nitrogen retention. *Ecosystems*, 5(1), 68-79.

Schade, J., Fisher, S. G., Grimm, N. B., & Seddon, J. A. (2001). The influence of a riparian shrub on Nitrogen cycling in a Sonoran Desert stream. *Ecology*, 82(12), 3363-3376.

Schlosser, I. J. (1991). Stream fish ecology: a landscape perspective. *BioScience*, 41(10), 704-712.

Sfeir, A., Varni, M., Piscitelli, M., Crespo, R. J., Ares, G., & Studdert, G. (2005). Cuantificación de los procesos de infiltración, escurrimiento y pérdida de suelo por medio de simuladores de lluvia. In *Actas XX Congreso Nacional del Agua, Mendoza, en CD*.

Shannon, C. E., & Weaver, W. (1963). The mathematical theory of communication. 1949. *Urbana, IL: University of Illinois Press*.

Silberbauer-Gottsberger, I. L. S. E., & Gottsberger, Gerhard. (1988). A polinização de plantas do cerrado. *Revista Brasileira de Biologia*, 48(4), 651-663.

Soriano, P. J., & Ruiz, A. (2003). Arbustales xerófilos. *Biodiversidad en Venezuela*, 1, 696-715.

Strayer, D. L., Ewing, H. A., & Bigelow, S. (2003). What kind of spatial and temporal details are required in models of heterogeneous systems? *Oikos*, 102(3), 654-662.

Suárez, M., Gutiérrez, V. A., Rosario, M., Sánchez-Montoya, M. D. M., Alba Tercedor, J., Álvarez, M., ... & Munné i Torras, T. (2002). Las riberas de los ríos mediterráneos y su calidad: el uso del índice QBR. *Limnetica*, 2002, vol. 21, núm. 3-4, p. 135-148.

Tejerina-Garro, F. L., Maldonado, M., Ibáñez, C., Pont, D., Roset, N., & Oberdorff, T. (2005). Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. *Brazilian Archives of biology and technology*, 48(1), 91-108.

Thorp, J. H., & Rogers, D. C. (Eds.). (2010). *Field guide to freshwater invertebrates of North America*. Academic Press. New York. 300.

Toby Pennington, R., Prado, D. E., & Pendry, C. A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. *Journal of Biogeography*, 27(2), 261-273.

Toro, J., Schuster, J. P., Kurosawa, J., Araya, E., & Contreras, M. (2003). Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados Río Maipo (Santiago: Chile). In *Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica*, 16 (p. 11).

Toro, M., Robles, S., Avilés, J., Nuño, C., Vivas, S., Bonada, N., ... & Jáimez-Cuéllar, P. (2002). Calidad de las aguas de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. Características físico-químicas. *Limnetica*, 21(3-4), 63-75.

Torres, A. M., Adarve, J. B., Cárdenas, M., Vargas, J. A., Londoño, V., Rivera, K., ... & González, Á. M. (2012). Dinámica sucesional de un fragmento de bosque seco tropical del Valle del Cauca, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2).

Torres, D. P. (2008). Diagnóstico de la calidad del agua de la microcuenca Sancotea Socorro-Santander. *Revista Ingenio*, 7(6), 54-66.

Townsend, C. R., Dolédec, S., Norris, R., Peacock, K., & Arbuckle, C. (2003). The influence of scale and geography on relationships between stream community composition and landscape variables: description and prediction. *Freshwater Biology*, 48(5), 768-785.

Umaña, A. M., Córdoba, S., Mendoza, H., Escobar, F., Ospina, M., Villarreal, H., ... & Álvarez, M. (2006). Manual de métodos para el desarrollo de inventarios de biodiversidad. Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt. Bogotá, Colombia. 236.

Valencia-Duarte, J., Ortiz, L. N. T., & Ríos, O. V. (2012). Dinámica de la vegetación en un enclave semiárido del río Chicamocha, Colombia. *Biota Colombiana*, 13(2).

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137.

Vargas, R., Allen, M. F., & Allen, E. B. (2008). Biomass and Carbon accumulation in a fire chronosequence of a seasonally dry tropical forest. *Global Change Biology*, 14(1), 109-124.

Vargas, W. (2012). Los bosques secos del Valle del Cauca, Colombia: una aproximación a su flora actual. *Biota Colombiana*, 13(2).

Vélez Puerta, J. M. (2004). *Estudio florístico del bosque seco tropical en el cañón del río cauca en el occidente medio de antioquia*. Medellín: CORANTIOQUIA.

Vidal, F., Delgado, J., Germán, I., Andrade., Hernández, S. & Valderrama, Jairo., (2012). Estrategia de adaptación al cambio climático en el complejo de humedales de Fúquene, Cucunubá y Palacio. *Gestión de Humedales*, 2, 59-72.

Villani, M. G., Allee, L. L., Díaz, A., & Robbins, P. S. (1999). Adaptive strategies of edaphic arthropods. *Annual Review of Entomology*, 44(1), 233-256.

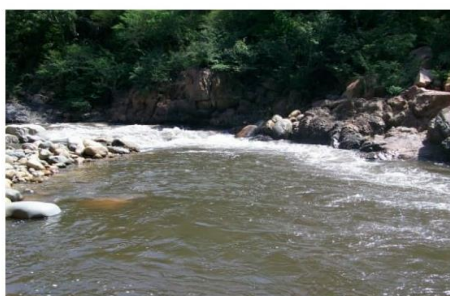
Wolters, V. (2000). Invertebrate control of soil organic matter stability. *Biology and fertility of Soils*, 31(1), 1-19.

Wootton, J. T., Parker, M. S., & Power, M. E. (1996). Effects of disturbance on river food webs. *Science*, 273(5281), 1558-1561.

Zimnierman, R. C., Goodlett, J. C., & Comer, G. H. (1967). The influence of vegetation on channel form of small streams. In *Symposium on river morphology* (Vol. 75, pp. 255-275).

Apéndices

Apéndice A. Tramo de Estudio Aguas Arriba



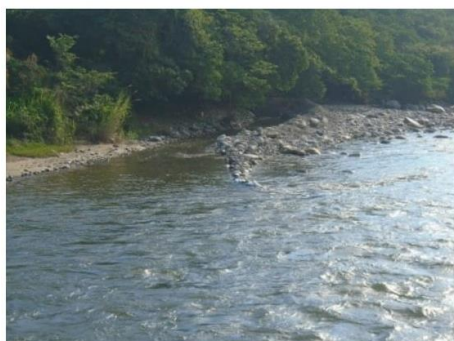
Fotos de las estaciones de muestreo E1, E2 Y E3 y bosques de ribera. Fuente: Autores

Apéndice B. Tramo de Estudio Balneario Hurtado

Fotos tomadas en el tramo Balneario Hurtado, se encuentran las estaciones de muestreo E4, E5 Y E6.



Fotos del parque lineal y bosque de ribera.

Apéndice C. Tramo de Estudio Aguas Abajo

Fotos de las estaciones de muestreo E9, E10 Y E11 y bosques de ribera.

Apéndice D. Muestreo y análisis fisicoquímicos



Apéndice E. MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS

Familia Blepharoceridae.



Familia Coenagrionidae.



Familia Corydalidae.



Familia Leptophlebiidae.



Familia Elmidae (larva).



Familia Psepheniidae.



Familia Perlidae.



Familia Naucoridae.



Familia Elmidae.



Familia Hydropsychidae



Familia veliidae



Familia Gyrinidae.



Familia libellulidae.



Familia tipulidae.



Leptohypidae



Naucoridae



Elmidae (Larva)



Philopotamidae



Calamoceratidae



Physidae



Odontoceridae



Leptoceridae

Apéndice F. Valor p de las prueba de normalidad y homogeneidad de varianzas (Sequia).

Parámetro	Ryan- Joiner	Leven e
Índice BMWP	>0,100	0,528
Abundancia EPT	>0,100	0,612
Índice de Shannon	>0,100	0,645
Índice de Pieluo	>0,100	0,825
Índice de Margalef	0,272	0,965

Fuente: Autores

Análisis de varianza (ANOVA)**Modelo lineal general: Índice BMWP vs. Estacion**

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	603,6	301,78	4,37	0,068
Error	6	414,7	69,11		
Total	8	1018,2			

Modelo lineal general: Abundancia EPT vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	1136,7	568,36	14,04	0,005
Error	6	242,9	40,48		
Total	8	1379,6			

Modelo lineal general: Indice de Shannon_1 vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	0,06551	0,032753	5,99	0,037
Error	6	0,03278	0,005464		
Total	8	0,09829			

Modelo lineal general: Indice de Pieluo_1 vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	0,001133	0,000566	4,36	0,068
Error	6	0,000780	0,000130		
Total	8	0,001913			

Modelo lineal general: Índice de Margalef_1 vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	1,0398	0,51992	24,07	0,001
Error	6	0,1296	0,02160		
Total	8	1,1695			

Comparaciones múltiples (Post-ANOVA)**Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice BMWP, Término = Estacion**

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion	N	Media	Agrupación
A	3	148,000	A
C	3	131,333	A
B	3	130,000	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Abundancia EPT, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

A 3 58,8333 A

B 3 46,1667 A B

C 3 31,3333 B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Indice de Shannon_1, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

A 3 3,03500 A

B 3 2,91667 A B

C 3 2,82667 B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice de Pieluo_1, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion	N	Media	Agrupación
A	3	0,569442	A
B	3	0,554490	A
C	3	0,541997	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice de Margalef_1, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion	N	Media	Agrupación
A	3	5,06528	A
B	3	4,43626	B
C	3	4,27836	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LA TEMPORADA DE LLUVIA

Tabla F 1.

Valor p de las prueba de normalidad y homogeneidad de varianzas (Lluvia).

Parámetro	Ryan- Joiner	Leven e
Índice BMWP	>0,100	0,635
Abundancia EPT	>0,100	0,867
Índice de Shannon	>0,100	0,963
Índice de Pieluo	>0,100	0,988
Índice de Margalef	>0,100	0,274

Fuente: Autores

Análisis de varianza (ANOVA)

Modelo lineal general: Índice BMWP vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	140,2	70,11	0,53	0,614
Error	6	795,3	132,56		
Total	8	935,6			

Modelo lineal general: Abundancia EPT vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	594,7	297,33	5,36	0,046
Error	6	332,7	55,45		
Total	8	927,4			

Modelo lineal general: Indice de shannon vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	0,01882	0,009411	0,56	0,596
Error	6	0,10007	0,016678		
Total	8	0,11889			

Modelo lineal general: Indice de pieluo vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	0,001253	0,000627	0,73	0,521
Error	6	0,005167	0,000861		
Total	8	0,006420			

Modelo lineal general: Índice de Margalef vs. Estacion

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Estacion	2	0,1636	0,08180	0,24	0,790
Error	6	2,0042	0,33403		
Total	8	2,1678			

Comparaciones múltiples (Post-ANOVA)**Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice BMWP, Término = Estacion**

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion	N	Media	Agrupación
A	3	130,000	A
B	3	125,333	A
C	3	120,333	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Abundancia EPT, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

A 3 58,0333 A

B 3 43,8667 A B

C 3 38,8333 B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice de shannon, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

B 3 2,88000 A

C 3 2,80667 A

A 3 2,77000 A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice de pieluo, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

C 3 0,580928 A

B 3 0,579267 A

A 3 0,555107 A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Comparaciones por parejas de Tukey: Respuesta = Índice de Margalef, Término = Estacion

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Estacion N Media Agrupación

B 3 4,22512 A

A 3 4,20881 A

C 3 3,93130 A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Correlación de Pearson

Correlación: Indice BMWP. Abundancia E. Indice de Sh. Indice de Pi. Indice de Margalef

	Indice BMWP	Abundancia EPT	Indice de Shanno	Indice de Pieluo
Abundancia EPT	0,349			
	0,156			
Indice de Shanno	0,712	0,176		
	0,001	0,485		
Indice de Pieluo	0,116	0,074	0,557	
	0,647	0,769	0,016	
Indice de Margal	0,810	0,271	0,816	0,346
	0,000	0,277	0,000	0,160

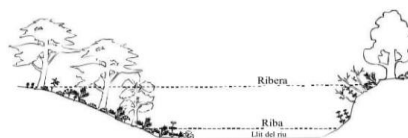
Contenido de la celda: Correlación de Pearson

Valor p

Apéndice G. Hoja de campo (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR).

Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR

- Esta calificación debe ser aplicada en la zona de ribera de los ríos (orilla y ribera). Zonas inundadas periódicamente por las avenidas ordinarias y las máximas.
- Los cálculos se realizarán sobre el área que presenta una potencialidad de soportar una masa vegetal riparia. No se cuentan las zonas con sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente.
- En tramos de alta montaña sin vegetación riparia natural o en zonas áridas, consultar la nota de la parte posterior de esta hoja de campo



La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25

Tramo observado a partir del punto de acceso al río

Estación	1, 2 y 3
Observador	
Fecha	Noviembre de 2017
Agua arriba	X
Otros	

Grado de cubierta de la zona de ribera (solo consideraremos la ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		20
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	

Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		15
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque	
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	

Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera*)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	20
25	número de especies diferentes de árboles autóctonos	> 1	> 2	> 3	
10	número de especies diferentes de árboles autóctonos	1	2	3	
5	número de especies diferentes de árboles autóctonos	-	1	1 - 2	
0	sin árboles autóctonos				
+ 10	si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río, uniforme y ocupando > 75 % de la ribera (en toda su anchura)				
+ 5	si existe una continuidad en la comunidad a lo largo del río (entre 50 - 75 % de la ribera)				
+ 5	si existe una disposición en galería de diferentes comunidades				
+ 5	si el número diferente de especies de arbustos es:	> 2	> 3	> 4	
- 5	si existen estructuras construidas por el hombre				
- 5	si existe alguna sp. de árbol introducida (alóctona)** aislada				
- 10	si existen sp. de árboles alóctonas** formando comunidades				
- 10	si existen vertidos de basuras				

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación entre 0 y 25

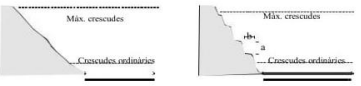
Puntuación		25
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	

Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)

80

*** Determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera (apartado 3, calidad de la cubierta)**

Sumar el tipo de desnivel de la derecha y la izquierda de la orilla, y sumar o restar según los otros dos apartados.

<i>Tipos de desnivel de la zona riparia</i>		<i>Puntuación</i>	
		<i>Izquierda</i>	<i>Derecha</i>
Vertical/cóncavo (pendiente > 75°), con una altura no superable por las máximas avenidas		6	6
Igual pero con un pequeño talud o orilla inundable periódicamente (avenidas ordinarias)		5	5
Pendiente entre el 45 y 75 °, escalado o no. La pendiente se cuenta con el ángulo entre la horizontal y la recta entre la orilla y el último punto de la ribera. $\Sigma a > \Sigma b$		3	3
Pendiente entre el 20 y 45 °, escalonado o no. $\Sigma a < \Sigma b$		2	2
Pendiente < 20 °, ribera uniforme y llana.		1	1
<i>Existencia de una isla o islas en el medio del lecho del río</i>			
Anchura conjunta "a" > 5 m..		- 2	
Anchura conjunta "a" entre 1 y 5 m.		- 1	
<i>Potencialidad de soportar una masa vegetal de ribera. Porcentaje de sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente</i>			
> 80 %		No se puede medir	
60 - 80 %		+ 6	
30 - 60 %		+ 4	
20 - 30 %		+ 2	
<i>Puntuación total</i>			4

Tipo geomorfológico según la puntuación

> 8	Tipo 1	Riberas cerradas, normalmente de cabecera, con baja potencialidad de un extenso bosque de ribera
entre 5 y 8	Tipo 2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos
< 5	Tipo 3	Riberas extensas, tramos bajos de los ríos, con elevada potencialidad para poseer un bosque extenso

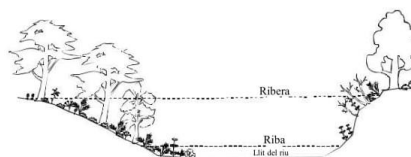
NIVEL DE CALIDAD	PUNTAJE QBR	COLOR RESPECTIVO
Bosque de rivera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	75-90	Verde
Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	55-70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad.	30-50	Naranja
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25	Rojo

Figura 39. Hoja de campo 02. Aguas arriba (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales.

Índice QBR).

Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR

- Esta calificación debe ser aplicada en la zona de ribera de los ríos (orilla y ribera). Zonas inundadas periódicamente por las avenidas ordinarias y las máximas.
- Los cálculos se realizarán sobre el área que presenta una potencialidad de soportar una masa vegetal riparia. No se cuentan las zonas con sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente.
- En tramos de alta montaña sin vegetación riparia natural o en zonas áridas, consultar la nota de la parte posterior de esta hoja de campo



La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25

Tramo observado a partir del punto de acceso al río

Estación	4, 5 y 6
Observador	
Fecha	Noviembre de 2017
Balneario	X
Otros	

Grado de cubierta de la zona de ribera (solo consideraremos la ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	10
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	

Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	0
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque	
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	

Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera*)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	
25	número de especies diferentes de árboles autóctonos	> 1	> 2	> 3	0
10	número de especies diferentes de árboles autóctonos	1	2	3	
5	número de especies diferentes de árboles autóctonos	-	1	1 - 2	
0	sin árboles autóctonos				
+ 10	si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río, uniforme y ocupando > 75 % de la ribera (en toda su anchura)				
+ 5	si existe una continuidad en la comunidad a lo largo del río (entre 50 - 75 % de la ribera)				
+ 5	si existe una disposición en galería de diferentes comunidades				
+ 5	si el número diferente de especies de arbustos es:	> 2	> 3	> 4	
- 5	si existen estructura construidas por el hombre				
- 5	si existe alguna sp. de árbol introducida (alóctona)** aislada				
- 10	si existen sp. de árboles alóctonas** formando comunidades				
- 10	si existen vertidos de basuras				

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		
25	el canal del río no ha estado modificado	0
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	

Puntuación final (suma de les anteriores puntuaciones)

10

*** Determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera (apartado 3, calidad de la cubierta)**

Sumar el tipo de desnivel de la derecha y la izquierda de la orilla, y sumar o restar según los otros dos apartados.

		Puntuación	
<i>Tipos de desnivel de la zona riparia</i>		<i>Izquierda</i>	<i>Derecha</i>
Vertical/cóncavo (pendiente > 75°), con una altura no superable por las máximas avenidas		6	6
Igual pero con un pequeño talud o orilla inundable periódicamente (avenidas ordinarias)		5	5
Pendiente entre el 45 y 75°, escalado o no. La pendiente se cuenta con el ángulo entre la horizontal y la recta entre la orilla y el último punto de la ribera. $\Sigma a > \Sigma b$		3	3
Pendiente entre el 20 y 45°, escalonado o no. $\Sigma a < \Sigma b$		2	2
Pendiente < 20°, ribera uniforme y llana.		1	1
<i>Existencia de una isla o islas en el medio del lecho del río</i>			
Anchura conjunta "a" > 5 m..		- 2	
Anchura conjunta "a" entre 1 y 5 m.		- 1	
<i>Potencialidad de soportar una masa vegetal de ribera. Porcentaje de sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente</i>			
> 80 %		No se puede medir	
60 - 80 %		+ 6	
30 - 60 %		+ 4	
20 - 30 %		+ 2	
<i>Puntuación total</i>			6

Tipo geomorfológico según la puntuación

> 8	Tipo 1	Riberas cerradas, normalmente de cabecera, con baja potencialidad de un extenso bosque de ribera
entre 5 y 8	Tipo 2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos
< 5	Tipo 3	Riberas extensas, tramos bajos de los ríos, con elevada potencialidad para poseer un bosque extenso

NIVEL DE CALIDAD	PUNTAJE QBR	COLOR RESPECTIVO
Bosque de rivera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	75-90	Verde
Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	55-70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad.	30-50	Naranja
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25	Rojo

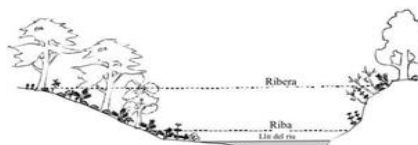
Figura 40. Hoja de campo 02. Balneario Hurtado (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR).

Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR

- Esta cualificación debe ser aplicada en la zona de ribera de los ríos (orilla y ribera). Zonas inundadas periódicamente por las avenidas ordinarias y las máximas.
- Los cálculos se realizarán sobre el área que presenta una potencialidad de soportar una masa vegetal riparia. No se cuentan las zonas con sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente.
- En tramos de alta montaña sin vegetación riparia natural o en zonas áridas, consultar la nota de la parte posterior de esta hoja de campo

La puntuación de cada uno de los 4 apartados no puede ser negativa ni exceder de 25

Tramo observado a partir del punto de acceso al río



Estación	7, 8 y 9
Observador	
Fecha	Noviembre de 2017
Agua abajo	X
Otros	

Grado de cubierta de la zona de ribera (solo consideraremos la ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		15
25	> 80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera (las plantas anuales no se contabilizan)	
10	50-80 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
5	10-50 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
0	< 10 % de cubierta vegetal de la zona de ribera	
+ 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es total	
+ 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es superior al 50%	
- 5	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es entre el 25 y 50%	
- 10	si la conectividad entre el bosque de ribera y el ecosistema forestal adyacente es inferior al 25%	

Estructura de la cubierta (se contabiliza toda la zona de ribera)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		5
25	recubrimiento de árboles superior al 75 %	
10	recubrimiento de árboles entre el 50 y 75 % o recubrimiento de árboles entre el 25 y 50 % y en el resto de la cubierta los arbustos superan el 25 %	
5	recubrimiento de árboles inferior al 50 % y el resto de la cubierta con arbustos entre 10 y 25 %	
0	sin árboles y arbustos por debajo del 10 %	
+ 10	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es superior al 50 %	
+ 5	si en la orilla la concentración de helófitos o arbustos es entre 25 y 50 %	
+ 5	si existe una buena conexión entre la zona de arbustos y árboles con un sotobosque	
- 5	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es > 50 %	
- 5	si los árboles y arbustos se distribuyen en manchas, sin una continuidad	
- 10	si existe una distribución regular (linealidad) en los pies de los árboles y el sotobosque es < 50 %	

Calidad de la cubierta (depende del tipo geomorfológico de la zona de ribera*)

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		Tipo 1	Tipo 2	Tipo 3	20
25	número de especies diferentes de árboles autóctonos	> 1	> 2	> 3	
10	número de especies diferentes de árboles autóctonos	1	2	3	
5	número de especies diferentes de árboles autóctonos	-	1	1 - 2	
0	sin árboles autóctonos				
+ 10	si existe una continuidad de la comunidad a lo largo del río, uniforme y ocupando > 75 % de la ribera (en toda su anchura)				
+ 5	si existe una continuidad en la comunidad a lo largo del río (entre 50 - 75 % de la ribera)				
+ 5	si existe una disposición en galería de diferentes comunidades				
+ 5	si el número diferente de especies de arbustos es:	> 2	> 3	> 4	
- 5	si existen estructuras construidas por el hombre				
- 5	si existe alguna sp. de árbol introducida (alóctona)** aislada				
- 10	si existen sp. de árboles alóctonas** formando comunidades				
- 10	si existen vertidos de basuras				

Grado de naturalidad del canal fluvial

Puntuación entre 0 y 25

Puntuación		5
25	el canal del río no ha estado modificado	
10	modificaciones de las terrazas adyacentes al lecho del río con reducción del canal	
5	signos de alteración y estructuras rígidas intermitentes que modifican el canal del río	
0	río canalizado en la totalidad del tramo	
- 10	si existe alguna estructura sólida dentro del lecho del río	
- 10	si existe alguna presa o otra infraestructura transversal en el lecho del río	

Puntuación final (suma de las anteriores puntuaciones)

45

*** Determinación del tipo geomorfológico de la zona de ribera (apartado 3, calidad de la cubierta)**

Sumar el tipo de desnivel de la derecha y la izquierda de la orilla, y sumar o restar según los otros dos apartados.

Tipos de desnivel de la zona riparia		Puntuación	
		Izquierda	Derecha
Vertical/escarpo (pendiente $> 75^\circ$), con una altura no superable por las máximas crecidas.		6	6
Igual pero con un pequeño talud o orilla inandable periódicamente (avenidas ordinarias).		5	5
Pendiente entre el 45° y 75° , escalado o no. La pendiente se cuadra con el ángulo entre la horizontal y la recta entre la orilla y el último punto de la ribera. $1/2 \leq a \leq b$		3	3
Pendiente entre el 20° y 45° , escalonado o no. $1/3 \leq a \leq b$		2	2
Pendiente $< 20^\circ$, ribera uniforme y llana.		1	1
Existencia de una isla o islas en el medio del lecho del río			
Anchura conjunta "a" > 5 m.		- 2	
Anchura conjunta "a" entre 1 y 5 m.		- 1	
Potencialidad de soportar una masa vegetal de ribera. Porcentaje de sustrato duro con incapacidad para enraizar una masa vegetal permanente			
$> 80\%$		No se puede medir	
60 - 80 %		+ 6	
30 - 60 %		+ 4	
20 - 30 %		+ 2	
Puntuación total			

Tipo geomorfológico según la puntuación

> 8	Tipo 1	Riberas cerradas, normalmente de cabecera, con baja potencialidad de un extenso bosque de ribera
entre 5 y 8	Tipo 2	Riberas con una potencialidad intermedia para soportar una zona vegetada, tramos medios de los ríos
< 5	Tipo 3	Riberas extensas, tramos bajos de los ríos, con elevada potencialidad para poseer un bosque extenso

NIVEL DE CALIDAD	PUNTAJE QBR	COLOR RESPECTIVO
Bosque de rivera sin alteraciones, calidad muy buena, estado natural.	≥ 95	Azul
Bosque ligeramente perturbado, calidad buena.	75-90	Verde
Inicio de alteraciones importantes, calidad intermedia.	55-70	Amarillo
Alteración fuerte, mala calidad.	30-50	Naranja
Degradación extrema, calidad pésima.	≤ 25	Rojos

Figura 41. Hoja de campo 02. Aguas abajo (Cualificación de la zona riparia de los ecosistemas fluviales. Índice QBR).