



UNIVERSIDAD  
**NACIONAL**  
DE COLOMBIA

# **Evaluación de la Calidad del agua de la quebrada Tolda Fría (Villamaría, Caldas) a través del Índice de Calidad Ecológica (ICE) con algas perifíticas**

**Patricia Esther Jiménez Pérez**

Universidad Nacional de Colombia  
Facultad de Ingeniería y Arquitectura  
Manizales, Colombia

2019

# **Evaluación de la Calidad del agua de la quebrada Tolda Fría (Villamaría, Caldas) a través del Índice de Calidad Ecológica (ICE) con algas perifíticas**

**Patricia Esther Jiménez Pérez**

Bióloga

Trabajo de Profundización presentado como requisito parcial para optar al título de:

**Magister en Ingeniería - Ingeniería Ambiental**

Directora:

Adela Londoño Carvajal

Docente, Dir. Programa Maestría en Ingeniería Ambiental

Universidad Nacional sede Manizales

Codirectora:

PhD. Hilda María Palacio Betancur

Docente Universidad CES

Medellín

Línea de Investigación:

Ambiental Área Sanitaria

Universidad Nacional de Colombia

Facultad de Ingeniería y Arquitectura

Manizales, Colombia

2019

*A mi mamá, Patricia Pérez Castilla & a mi papá  
Wilfrido Jiménez Ríos, por brindarme su apoyo  
incondicional y fortaleza para alcanzar mis metas.*

*Cosas difíciles son puestas en nuestro camino, no para  
pararnos, sino para llamar a nuestro coraje y fortaleza.  
Anónimo.*

## **Agradecimientos**

Quisiera expresar mis más sinceros agradecimientos a mis directoras, Hilda María Palacio Betancur, por su asesoría, preocupación y apoyo tanto profesional como personalmente durante el desarrollo de este trabajo, en Medellín o desde cualquier lugar del mundo.

A la profesora Adela Londoño Carvajal, por abrirme las puertas al programa de Maestría en Ingeniería Ambiental, brindándome la oportunidad de familiarizarme con el lenguaje de ingeniería, por trasmitirme su serenidad para asumir este reto, su paciencia y confianza.

A Esnedy Hernández, por su valioso aporte y apoyo durante el desarrollo de este trabajo.

A la Universidad Nacional de Colombia, por su contribución académica a mi formación profesional.

A mis compañeros Sebastián López, Alejandro Zuluaga, David Mauricio Canal, Daniela Torres y David Alejandro, Sebastián Castaño y Bryan David Canal, gracias por ser mis profes en todas las materias. A mis compañeros y amigos de la Universidad de Caldas.

A mi mejor amigo Bedir Germán Martínez, Quintero, por sus buenas y prácticas ideas, regaños y enseñarme que soy una gladiadora, especialmente en circunstancias difíciles.

## Resumen

El estudio de los efectos de la actividad antropogénica sobre la calidad del agua de los sistemas lóticos, mediante herramientas que integran tanto variables ambientales como comunidades biológicas y que son usadas dentro de los planes de ordenamiento del recurso hídrico (PORH), requieren ser documentadas y verificadas con el fin de probar su aplicabilidad y efectividad en la valoración de los programas de control del patrimonio hídrico. Este trabajo tuvo como objetivo determinar la calidad ecológica de la quebrada Tolda Fría (Villamaría, Caldas) a través del Índice de Calidad ecológica (ICE) utilizando como bioindicador el ficoperifiton. Como insumos para la elaboración del índice se utilizaron los datos fisicoquímicos obtenidos en cuatro campañas de muestreo y la densidad de algas perifíticas determinadas hasta morfoespecies en cinco estaciones con diferentes impactos (minería, ganadería, porcicultura, aguas termales y aguas residuales domesticas), consideradas en un trabajo preliminar. Después de ejecutar varios análisis estadísticos, se consideraron 42 morfoespecies y 10 variables fisicoquímicas. Los resultados del ICE revelan que los taxones *Achnanthes* sp.1, *Gyrosigma* sp., *Navicula* sp.3, *Neidium* sp., *Sellaphora* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp. 2, *Fragilaria* sp.2 y *Pseudoanabaena* sp., son buenos indicadores del sistema por obtener altos óptimos y baja tolerancia, además se pudo corroborar que las estaciones Termales y Gallinazo se encontraron en condición crítica. Se encontró una alta correlación entre el ICE y la conductividad (-0.62,  $p < 0.05$ ). El ICE resaltó las zonas con mayor impacto negativo y permitió establecer los taxones indicadores, no obstante, una resolución taxonómica más alta, así como el monitoreo constante, selección de otros sitios clave y el complemento con macroinvertebrados acuáticos y peces permitirá calibrar el índice de mejor forma.

**Palabras clave:** Índice de Calidad Ecológica (ICE), Algas Perifíticas, Plan De Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH), quebrada Tolda Fría.

## **Tolda Fría stream' Water quality (Villamaría, Caldas) through the Ecological Quality Index (ICE) with phycoperiphyton**

### **Abstract**

The study of the effects of anthropogenic activity on the water quality of the lotic systems, by means of tools that integrate both environmental variables and biological communities and that are used within the water resource management plans (PORH), need to be documented and verified in order to prove its applicability and effectiveness in the valuation of the water heritage control programs. The objective of this work was to determine the ecological quality of the Tolda Fría creek (Villamaría, Caldas) through the Ecological Quality Index (ICE) using the phycoperiphyton as a bioindicator. The physical-chemical data obtained in four sampling campaigns and the density of peripheral algae determined up to morphospecies were used as input for the index elaboration in five stations with different impacts (mining, livestock, swine, thermal waters and domestic wastewater), considered in a preliminary work. After performing several statistical analyzes, 42 morphospecies and 10 physicochemical variables were considered. The results of the ICE reveal that the taxa *Achnanthes* sp. 1, *Gyrosigma* sp., *Navicula* sp. 3, *Neidium* sp., *Sellaphora* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp. 2, *Fragilaria* sp.2 and *Pseudoanabaena* sp., are good indicators of the system for obtaining high optima and low tolerance, in addition it could be corroborated that the Termales and Gallinazo stations were in critical condition. A high correlation was found between ICE and conductivity (-0.62,  $p < 0.05$ ). The ICE highlighted the areas with the greatest negative impact and allowed establishing the indicator taxa, however, a higher taxonomic resolution, as well as constant monitoring, selection of other key sites and the complement with aquatic macroinvertebrates and fish will allow to calibrate the best index shape.

**Keywords:** Ecological Quality Index (ICE), Periphyton, Phycoperiphyton, Water resource management (PORH), quebrada Tolda Fría.

# Contenido

	Pág.
<b>Introducción.....</b>	<b>12</b>
<b>Formulación del Problema.....</b>	<b>15</b>
<b>Objetivos .....</b>	<b>18</b>
Objetivo General.....	18
Objetivos Específicos.....	18
<b>Antecedentes y Contexto.....</b>	<b>19</b>
<b>1. 1. Marco Conceptual.....</b>	<b>24</b>
1.1 Monitoreo biológico (Biomonitoreo).....	26
1.2 Indicador Biológico (Bioindicador).....	27
1.2.1 Importancia de los indicadores biológicos .....	27
1.2.2 Indicadores usados en ecosistemas fluviales .....	28
1.3 Perifíton .....	28
1.4 Algas .....	30
1.4.1 Uso de las algas en índices de calidad del agua en Colombia.....	32
1.5 Índice de Calidad Ecológica.....	34
1.6 Estado ecológico .....	36
<b>2. Área de Estudio.....</b>	<b>37</b>
2.1 Quebrada Tolda Fría .....	37
<b>3. Análisis de la información .....</b>	<b>45</b>
<b>4. Resultados y Discusión .....</b>	<b>50</b>
4.1 Composición, densidad y diversidad alfa.....	50
4.2 Relación entre variables ambientales y la comunidad de algas perifíticas.....	57
4.3 Índice de Calidad ecológica para algas perifíticas en la quebrada Tolda Fría.....	64
4.3.1 Gradiente Ambiental.....	65
4.3.2 Valores óptimos y de tolerancia.....	66
4.3.3 Calidad ecológica de las estaciones.....	71
4.3.4 Escalamiento del Índice.....	74
4.3.5 Índice de Calidad Ecológica y variables ambientales .....	76

<b>5. Conclusiones y recomendaciones</b> .....	<b>78</b>
5.1 Conclusiones.....	78
5.2 Recomendaciones .....	79
<b>6. Bibliografía</b> .....	<b>80</b>



## Lista de figuras

Pág.

Figura 1-1. Descripción general del uso antropogénico, los cambios realizados y los efectos en el ecosistema fluvial y en los sectores socioeconómicos (Tomado de Lorenz, 2003). .....	25
Figura 1-2. Afectaciones causadas por la actividad antropogénica (Tomado de Karr, 1991)..	26
Figura 1-3. Ejemplo de comunidad perifítica sobre la raíz de una macrófita: 1) <i>Vorticella</i> (protozooario). 2) <i>Tabellaria</i> . 3) <i>Synedra</i> . 4) <i>Cymbella</i> . 5) <i>Gomphonema</i> . 6) <i>Cocconeis</i> . 7) <i>Epithemia</i> . 8) <i>Achnanthes</i> . 9) <i>Bulbochaete</i> . 10) <i>Cladophora</i> . 11) <i>Oedogonium</i> . 12) <i>Stentor</i> (protozooario). (Tomado de: de Esteves, 1998).....	29
Figura 1-4. Densidad de ficoperifíton cubriendo, rocas, hojarasca y sedimento, río Manso (Norcasia, Caldas). Foto: Patricia Jiménez Pérez.....	30
Figura 2-1. Localización general de la microcuenca Tolda Fría. Fuente: IDEA-UN (2015). .....	38
Figura 2-2. quebrada Tolda Fría: Antes de los socavones de la mina Tolda Fría. Fuente: IDEA. ....	39
Figura 2-3. Socavón Mina Tolda Fría, sitio de vertimiento de la mina y después de él. Fuente: IDEA. ....	39
Figura 2-4. Vista en planta de la bocatoma de California. <b>B.</b> quebrada Tolda Fría (Bocatoma). <b>C.</b> quebrada California (Canaleta Parschall). <b>D.</b> Ingreso de las dos quebradas a la Bocatoma California (izquierda: Tolda Fría, derecha: California). Fuente IDEA-UN (2015).....	40
Figura 2-5 Estaciones en la quebrada Tolda Fría en el Municipio de Villamaría (Caldas, Colombia), mapa creado por: Carlos Rios / WCS Colombia. Fuente: Jiménez (2010). .....	41
Figura 4-1. Densidad y riqueza de ficoperifíton encontrado en la quebrada Tolda Fría.....	52
Figura 4-2. Perfiles de diversidad alfa o verdadera en la quebrada Tolda Fría.....	53
Figura 4-3. Curvas de rango abundancia por estación de muestreo. quebrada Tolda Fría.....	55
Figura 4-4. Curvas de rango abundancia por período climático. quebrada Tolda Fría.....	56

Figura 4-5. A) Análisis multidimensional no métrico (NMDS) para las estaciones de muestreo ubicadas en quebrada Tolda Fría. B) Diagrama de Shepard. Stress = 0.1266.....	57
Figura 4-6. Coeficientes de correlación de Spearman entre parámetros fisicoquímicos y ficoperifiton en la quebrada Tolda Fría.....	59
Figura 4-7. Biplot ACC quebrada Tolda Fría. Códigos estaciones: Boc = Bocatoma, Gan = Ganadería, Rom = Romerales, Gall = Gallinazo. Códigos muestreos: M1= 03/04/2009, M2 = 08/07/2009, M3 = 14/07/2009 y M4 = 10/02/2010. ....	66
Figura 4-8. Ecuación calculada para reescalamiento. ....	67
Figura 4-9. Perfil de los valores óptimos y de tolerancia de las morfoespecies de algas perifíticas registradas después del análisis de re-escalamiento en asociación con el análisis ACC.....	68
Figura 4-10. Esquema de tipos de adhesión de las diatomeas*.....	70
Figura 4-11. Distribución del Índice de Calidad Ecológica basado en algas perifíticas en la quebrada Tolda Fría. ....	72
Figura 4-12. Densidad relativa de algas perifíticas con alto óptimo y baja tolerancia en las diferentes estaciones de la quebrada Tolda Fría.....	73
Figura 4-13. Análisis de agrupamiento del índice de calidad ecológica basado en algas perifíticas. Códigos estaciones: Boc = Bocatoma, Gan = Ganadería, Rom = Romerales, Gall = Gallinazo. Códigos muestreos: M1= 03/04/2009, M2 = 08/07/2009, M3 = 14/07/2009 y M4 = 10/02/2010.....	75

## Lista de tablas

	<b>Pág.</b>
Tabla 1-1. Índices que emplean algas en Colombia.....	33
Tabla 2-1 Registros generales de las estaciones de muestreo contempladas (Jiménez, 2010). .....	43
Tabla 4-1. Valores por estación del Índice de Calidad Ecológica basado en algas perifíticas ..	71
Tabla 4-2. Distribución y clasificación del índice de calidad ecológica basado en algas perifíticas .....	75
Tabla 4-3. Correlación entre el ICE basado en algas perifíticas y las variables ambientales incluidas en el análisis ACC. ....	76

# Introducción

La calidad del agua es el principal determinante de la biodiversidad dentro y alrededor de los cuerpos de agua continentales, por esta razón cada vez es mayor el uso de indicadores para determinar la calidad del recurso (Carr & Rickwood, 2008). Dado que las variaciones en las características físicas, químicas y en el volumen del agua pueden generar efectos sobre la biota de gran magnitud como la mortandad de peces o imperceptibles como las alteraciones en los componentes celulares de los organismos, estas variaciones dentro de las comunidades biológicas o los organismos, indican que el ecosistema se encuentra bajo condiciones de estrés, lo cual tiene implicaciones para los usos previstos del agua (Bartram & Ballance, 1996; Chapman, 1996).

La evaluación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos, permite valorar las condiciones de un cuerpo de agua (Barbour, Gerritsen, Snyder & Stribling, 1999), las técnicas empleadas para este propósito, están diseñadas para obtener resultados rápidos que permitan apoyar la toma de decisiones y proporcionar reportes científicos accesibles al público promoviendo una gestión integral (Pérez-Munguía *et al.*, 2007). En los ecosistemas lóticos el perifíton, los macroinvertebrados bentónicos y los peces han sido comúnmente los más utilizados (Barbour et al., 1999; Myers & Wilde, 2003; Roldán 2003; World Meteorological Organization, 2013). Entre estos Montoya & Aguirre (2013), consideran que: “El perifíton es un componente fundamental de las comunidades bióticas acuáticas, su estudio es importante tanto desde la perspectiva ecológica, para comprender el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos, como desde el punto de vista ambiental, pues su composición y estructura pueden servir como indicadores de la calidad del agua y de procesos que como la contaminación puedan estar afectando a los ecosistemas”. Además, por su grado de tolerancia y preferencias ambientales de las algunas especies, se pueden inferir niveles de contaminación, razón por la cual se sugiere por muchos investigadores como uno de los indicadores más idóneos para la elaboración de índices de calidad de agua (Cox, 1991; Díaz y Rivera, 2004).

En Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MinAmbiente), a través del Decreto 1076 de 2015, incluye dentro de los aspectos mínimos del ordenamiento hídrico para la identificación de usos existentes, la caracterización biológica y fisicoquímica de los cuerpos de agua. De esta forma en 2014, propone integrar los recursos hidrobiológicos en la formulación de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH), mediante la valoración de la calidad del agua para los organismos a partir Índice de Calidad Ecológica (ICE). Este índice proporciona una evaluación integral de la condición ambiental de los cuerpos de agua debido a que integra variables, físicas y químicas, y esencialmente biológicas de los atributos ecológicos y/o funcionales de los individuos, poblaciones, comunidades y ecosistemas, lo que permite conocer el estado ecológico de los ecosistemas (Hart, 1994 citado en: Forero, Longo, Ramírez, & Chalar, 2014). Además, los resultados de este índice se consideran un insumo técnico complementario, que soporta las decisiones para la planificación y administración del recurso hídrico (Buitrago-Aguirre et al., 2014).

La quebrada Tolda Fría es uno de los afluentes del río Chinchiná cuya cuenca se encuentra en procesos de ordenamiento. Pese a que es fuente de abastecimiento de la Planta Luis Prieto Gómez, la cual provee agua potable a la ciudad de Manizales, la quebrada presenta varias alteraciones, tanto de origen natural como antropogénico. Entre estas se destaca el ingreso de aguas mineralizadas con altas temperaturas, aguas domésticas y minería aurífera (Central Hidroeléctrica de Caldas [CHEC]-Empresas Públicas de Medellín [EPM], & Corporación Autónoma Regional de Caldas [CORPOCALDAS], 1994; CORPOCALDAS, 2002). La minería en esta zona, se ha desarrollado durante décadas por tradición familiar, por lo que existe preocupación debido a que, esta fuente de agua es vulnerable a sufrir los efectos de la exploración y/o explotación a gran escala. Bajo este escenario, el propósito del presente trabajo es evaluar la calidad del agua de la quebrada Tolda Fría mediante el ICE, utilizando como indicador las algas del perifíton. Esta evaluación integral de la calidad del agua aportará información del estado ecológico real de este cuerpo de agua, que puede ser utilizada por la autoridad ambiental para la priorización dentro del proceso de ordenamiento de esta cuenca.



## Formulación del Problema

Colombia posee una gran riqueza hídrica, cuenta con cuatro de las grandes cuencas del mundo, de más de 100.000 km<sup>2</sup>, correspondientes a los ríos Magdalena, Guaviare, Casanare y Meta. Asimismo, dispone de tres cuencas entre 50.000 y 100.000 Km<sup>2</sup>, de los ríos Cauca, Inírida y Putumayo y más de 700.000 microcuencas con áreas menores de 10 Km<sup>2</sup>, esta red se complementa con aguas subterráneas y almacenamientos superficiales que entre lagos, lagunas, embalses, ciénagas y pantanos alcanzan 17.000 cuerpos de agua (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2015). No obstante, esta percepción de abundancia de agua en Colombia es errónea, debido a la distribución desigual del recurso entre las diferentes áreas hidrográficas. De hecho, en las zonas con mayor densidad poblacional son a su vez las más vulnerables (IDEAM, 2015; Zamudio, 2012).

De acuerdo con el Estudio Nacional del Agua 2014 (IDEAM, 2015) en las áreas hidrográficas Magdalena-Cauca y Caribe, donde se encuentra el 80% de la población nacional y se produce el 80% del Producto Interno Bruto Nacional, solo se dispone del 21% de la oferta total del agua superficial, es por esto que en estas áreas se concentran las condiciones más críticas del recurso hídrico, asociadas a presión por uso (zona andina, cuencas Magdalena y Cauca), contaminación de agua, vulnerabilidad por desabastecimiento, vulnerabilidad frente a la variabilidad climática y condiciones de regulación. Esta vulnerabilidad está determinada, en parte porque más del 80% de las cabeceras municipales se abastecen de fuentes de agua pequeñas, como arroyos, quebradas y riachuelos que no garantizan la disponibilidad (Zamudio, 2012). Adicionalmente, la calidad del agua también es un factor limitante de la disponibilidad, su deterioro conduce a la reducción significativa de usos posibles (IDEAM, 2010). La afectación a la calidad del agua expresada en cargas de material biodegradable, no biodegradable, nutrientes, metales pesados y mercurio se concentra en cerca de 150 municipios, entre los que se incluye la ciudad de Manizales (IDEAM, 2015).

Como se señaló anteriormente, la quebrada Tolda Fría, además de ser afluente del río Chinchiná es una de las fuentes abastecedoras de la Planta de Tratamiento de agua potable Luis Prieto Gómez para suministro de la población manizaleña. Sin embargo, existe una especial preocupación por el estado de la calidad de este cuerpo de agua, especialmente por su susceptibilidad a sufrir los efectos de la exploración y/o explotación minera a gran escala. Por esta razón, en el año 2011 se interpuso una acción popular para frenar estas actividades mientras se aprueba un plan de manejo a través de una licencia ambiental. No obstante, en esta zona la minería ha sido la fuente económica desarrollada durante décadas por tradición familiar, es decir se ha ejecutado de manera legal (Asociación para el Pensamiento y Defensa del Ambiente [ASPEDEMA] 2014; Sociedad de Mejoras Públicas, 2011).

Como resultado, se hace evidente la necesidad de realizar estudios que permitan adoptar criterios que conduzcan a una planificación adecuada y un uso racional del recurso hídrico y de esta forma, promover la gestión integral del mismo. Para cumplir con este objetivo, es imperante tener un conocimiento estructurado de las dinámicas físicas, químicas y biológicas, así como de las interacciones que se desarrollan en el ecosistema acuático. De acuerdo con lo anterior, las relaciones entre los diferentes elementos involucrados en el balance hídrico-biológico al interior del cuerpo de agua, permiten identificar los factores funcionales que deben ser utilizados en la planeación de los cuerpos de agua.

Uno de los métodos de evaluación más utilizados, se basa en la mezcla de dos enfoques, uno se basa en la composición y las preferencias ecológicas y/o tolerancias de las especies dentro de la comunidad, y el otro en la diversidad de algas como uno de los indicadores de la salud ecológica del río. Por esta razón, se pueden entender como índices multimétricos, debido a que usan varias métricas agregadas de los rasgos biológicos también conocidos como índices bióticos. Este tipo de métodos es uno de los preferidos por los investigadores para propósitos de evaluación de riesgos, la gestión del recurso hídrico y por esto se han desarrollado para diferentes regiones (Munguía, López & Nava, 2007).



El Índice de Calidad Ecológica (ICE) fue incluido en el 2015 por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible dentro del proceso de formulación de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH), como herramienta para el análisis del estado ecológico del sistema hídrico. Este índice posee las características, previamente descritas, debido a que estudia la dependencia de la abundancia de los organismos a las variables ambientales, permite determinar cuantitativamente los valores de tolerancia de los organismos en el gradiente ambiental del cuerpo de agua, identificados de acuerdo con el análisis integrado de las variables ambientales locales y no se encuentra restringido a un sistema ni a un grupo de organismos en específico.

De esta forma, el ICE puede ser usado en cualquier zona geográfica posibilitando una adecuada evaluación local de los ecosistemas considerando la variabilidad, edáfica, geomorfológica y biológica que ocurre dentro de las regiones ecuatorial y tropical (Forero et al., 2014). Este índice se ajusta a las particularidades del cuerpo de agua por lo que es importante considerar y analizar su incorporación dentro de los ejercicios de ordenamiento que se realicen (Buitrago et al., 2014). La aplicación del ICE en la quebrada Tolda Fría, reflejará, mediante el análisis de las algas perifíticas y las características fisicoquímicas del agua, el impacto generado por las actividades antropogénicas que se realizan en la cuenca. Este trabajo aporta al conocimiento del estado ecológico de la quebrada Tolda Fría y es muy relevante debido a que los estudios técnicos realizados por la Universidad Nacional de Colombia sede Manizales entre el 2014 y 2015 en dos campañas de muestreo, concluyeron que no se tenía evidencia suficiente de los efectos que pudiera tener la actividad minera sobre esta quebrada.

Para este trabajo se usaron los datos de la estructura de la comunidad de algas perifíticas y su relación con algunas variables fisicoquímicas en la quebrada Tolda Fría (Jiménez, 2010; Jiménez-Perez, Toro-Restrepo & Hernández-Atilano, 2014), el cual incluyó cuatro campañas de monitoreo financiadas por vicerrectoría de investigaciones de la Universidad de Caldas. En dicho estudio se mostró evidencia relevante acerca los efectos de la minería de socavon que históricamente se venía desarrollando

# Objetivos

## Objetivo General

Evaluar la calidad del agua de la quebrada Tolda Fría, usando como herramienta el Índice de Calidad Ecológica con algas perifíticas.

## Objetivos Específicos

1. Evaluar la composición, densidad, estructura y diversidad alfa a través de los índices de diversidad verdadera (riqueza [ $^0D$ ], diversidad típica [ $^1D$ ] y diversidad de los taxa más dominantes [ $^2D$ ]).
2. Establecer la relación entre variables ambientales con los atributos ecológicos de la comunidad de algas perifíticas en la quebrada Tolda Fría.
3. Determinar el Índice de Calidad Ecológica usando los valores de abundancia y composición de algas perifíticas y las características físicas y químicas determinadas para el cuerpo de agua.

## **Antecedentes y Contexto**

Agua de buena calidad y cantidad suficiente es esencial para el mantenimiento de todo tipo de vida en nuestro planeta, por lo tanto, desde hace mucho tiempo la degradación ha sido una preocupación de la población humana (Roldán & Ramírez, 2008). Las primeras amenazas antropogénicas al agua, se asociaban a la salud humana, originadas por organismos patógenos que requieren oxígeno; en respuesta, surgió toda una industria para recolectar, tratar, consolidar y liberar aguas residuales domésticas a través de salidas de fuentes puntuales, que consistía en el control de contaminantes en áreas urbanas donde los efluentes excedían la capacidad de asimilación de desechos, bajo la filosofía “La dilución es la solución a la contaminación”, el propósito era que la capacidad para asimilar esos desechos no se excediera, luego los avances tecnológicos hicieron de los indicadores químicos y físicos las principales herramientas de control para proteger los recursos hídricos (Karr, 1991).

Las instituciones gubernamentales encargadas de la protección del recurso hídrico encontraron que debido a que la mayoría de los programas se concentraban en la salud humana en lugar de una amplia gama de problemas, demasiado diversos para los enfoques de control químico, el desarrollo de enfoques mejorados para evaluar la integridad ecológica de los sistemas de recursos hídricos (Karr, 1991). Aunque a partir de los años 70 se inició la evaluación ecológica de los sistemas acuáticos, en esa época los análisis solo se basaban en el estudio de las variables independientes, por una parte, las físicas, por otra las químicas y por su parte las biológicas, fue en los años 90 que esta metodología cambió dando paso a los análisis multivariados y multimétricos que proporcionan una explicación más compleja y global del ecosistema (Pinilla, Duarte & Vega, 2010).

Para llevar a cabo estas metodologías países como, Estados Unidos y los que integran la Unión Europea tuvieron que cambiar su filosofía implementando dentro de sus programas de

administración del recurso hídrico, el monitoreo biológico, con el fin de restaurar y mantener la integridad biológica de las aguas. Por su parte la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) pidió la reestructuración de programas de monitoreo que existían para documentar el impacto de los programas regulatorios, la evaluación y control de la contaminación no puntual, evaluación del riesgo ecológico, la incorporación de “buenas ciencias” en todos los niveles de la política de recursos hídricos y la adopción de criterios biológicos (Karr, 1991). Mientras que la Directiva Marco del agua (DMA) 2000/60/CE consideró decisivo el alcance de los análisis biológicos, por lo cual demanda su utilización para valorar el estado ecológico de los sistemas fluviales, es más, establece que los indicadores biológicos han de ser los que determinen en última instancia el estado de una masa de agua, destacando así la importancia del estudio de las comunidades acuáticas y su relación con la calidad de las aguas (Carvacho, 2012).

Karr (1991) identificó varios factores de las complejas razones por las cuales es limitado el uso de enfoques biológicos integrativos, para proteger los recursos hídricos y por las cuales tomó tanto tiempo implementar el monitoreo biológico:

- Reduccionismo: Varias disciplinas involucradas en el manejo del agua han sido y siguen siendo un impedimento importante.
- Pocos ecologistas dispuestos a ayudar e implementar criterios y estándares o desafiar los fundamentos conceptuales de tales enfoques.
- Las normas legalmente establecidas, constan de dos partes, usos y criterios. Los usos designados son los propósitos o beneficios que se derivan de un cuerpo de agua (ejemplo: agua de riego, agua potable) y los criterios son las condiciones que se presumen para apoyar o proteger los usos designados.
- Los ingenieros a menudo no incorporan la preocupación por el deterioro biótico.
- Los políticos implementan programas basados en intereses locales y escalas de tiempo cortas.
- Los planificadores atacan los problemas como si las disfunciones de los ecosistemas pudieran ser revertidas sin una comprensión amplia de todo el sistema.

- La falta de amplitud interdisciplinaria, y especialmente la falta de fundamentación en la teoría biológica, dificulta el desarrollo de una política sólida de recursos hídricos.
- Limitados programas legales regulatorios. La responsabilidad por la regulación, la protección y el desarrollo de los recursos hídricos está en manos de un mosaico de agencias locales, estatales, nacionales e internacionales. Aunque la protección de los recursos hídricos es el objetivo principal de la ley del agua, la ley no es adecuada para proteger los recursos hídricos. Por ejemplo, la ley actual del agua evolucionó antes de entender las relaciones entre el suelo y el agua superficial. Este ítem, destaca dos posiciones fundamentalmente diferentes utilizadas en circunstancias jurídicas y científicas. Históricamente, los tribunales sólo podían imponer controles de efluentes con pruebas, basadas en la evidencia, de que un efluente estaba degradando un recurso hídrico. La ciencia se ocupa más de la gestión del riesgo que implica la evaluación de las probabilidades de daño.
- Otra dicotomía común, pero técnicamente indefendible, que está firmemente arraigada en la ley del agua son los marcos legales separados para la calidad y la cantidad del agua.

Algunos de estos factores se han venido evidenciando en la gestión del recurso hídrico en Colombia, e impiden una adopción total del monitoreo biológico en muchas corrientes importantes. Es decir, nos encontramos en pleno proceso de adopción y adaptación de diferentes procesos para un adecuado manejo de nuestras cuencas hídricas. No obstante, vamos por buen camino la gestión del recurso hídrico y el concepto de ordenación de cuencas hidrográficas ha sido en los últimos años el instrumento que garantiza la restauración, protección y conservación del patrimonio hídrico. El marco legal, en el artículo 5 de la ley 99 de 1993, establece que el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (Minambiente), tiene la obligación de formular las políticas nacionales en relación al medio ambiente y los recursos naturales renovables, además establecerá las reglas y criterios de ordenamiento ambiental de uso del territorio y fija las pautas generales para el ordenamiento y manejo de cuencas hidrográficas y demás áreas de manejo especial, de igual forma establece la competencia a las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR's) en la ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas ubicadas en el área de su jurisdicción.

De conformidad con el contexto anterior, se expidió el Decreto 1729 del 6 de agosto de 2002 modificado por el Decreto 1640 de 2012, por medio del cual se reglamentan los instrumentos para la planificación, ordenación y manejo de las cuencas hidrográficas y acuíferos y asigna a las CAR's y a las comisiones conjuntas (en cuencas compartidas) la responsabilidad de elaborar "Planes de ordenación y manejo de cuencas hidrográficas", POMCAS, con el fin principal de atender necesidades de prevención, protección, restauración y conservación de los recursos naturales, especialmente del recurso hídrico con sustento en estudios de oferta y demanda.

De manera tal que entre 2010-2011, el IDEAM, lleva a cabo dos procesos que adecuan los ejes las estrategias y premisas de la política nacional para la gestión integrada del recurso hídrico promovida por el Minambiente (2010) y a las necesidades de información para la formulación de planes nacionales. Uno de estos procesos es el Estudio Nacional del agua (ENA), el cual adopta el concepto de calidad de agua de la Directiva del Marco del agua que asume que es necesario proteger el agua más como un bien ambiental que como un recurso para ser explotado y no se pretende hacer una caracterización en función del uso. Esta misma percepción es la que orienta el marco conceptual de la calidad del agua en las Evaluaciones Regionales del Agua (ERA). Donde se concibe que la calidad de las aguas no puede separarse conceptualmente de la cantidad, ni disociarse o entenderse de forma separada, debido a que la acción humana influencia el régimen natural del ciclo hidrológico, genera impactos tanto en términos de cantidad del agua como en las condiciones de calidad y en su variación espacio temporal.

Al analizar el contenido del ENA (IDEAM, 2015), si bien es el resultado de un excelente trabajo que aporta una información importante, se evidencia que el 89% de su contenido se enfoca en la cuantificación del agua (cantidad), es decir de los nueve capítulos que posee, solo uno es dedicado a la calidad del agua y cuyos aspectos conceptuales y metodológicos se describen así: "El concepto de calidad de agua, se basa en la Directiva Marco del Agua de la Comunidad Europea (UE, 2007), que la define como aquellas condiciones que deben darse en el agua para que ésta mantenga un ecosistema equilibrado y cumpla unos determinados objetivos de calidad ecológica, que van más allá de evaluar los requerimientos para un uso determinado."

Sin embargo, el componente biológico en los ecosistemas acuáticos, dentro de este documento se reduce a un ítem dentro del modelo para la evaluación de estado y presiones sobre la calidad del agua. En consecuencia, se aísla un poco del alcance decisivo de los análisis biológicos que considera la Directiva Marco del agua (DMA) 2000/60/CE (Carvacho, 2012).

Los análisis biológicos y/o ecológicos han sido relegados de los estudios nacionales y regionales del agua, sin embargo estos estudios aportaron los insumos técnicos proporcionados por el IDEAM y las Autoridades Ambientales que participaron en diferentes procesos de reflexión entre los años 2011 y 2013 y dieron paso al “Instrumento de planificación que permite intervenir de manera sistémica los cuerpos de agua para garantizar las condiciones de calidad y cantidad requerida para el sostenimiento de los ecosistemas acuáticos, usos actuales y potenciales de dichos cuerpos de agua” conocido como el Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico (Buitrago et al., 2015). En donde se contempla el agua no solo como un recurso sino también como un ecosistema acuático y cuatro comunidades biológicas o hidrobiológicas, indicadoras (Algas perifíticas, macroinvertebrados acuáticos, fitoplancton y zooplancton) de la calidad del agua como una de las herramientas importantes en la gestión integral del patrimonio hídrico (Buitrago et al., 2014).

De manera tal que el Minambiente, a través del Decreto 1076 de 2015 incluye dentro de los aspectos mínimos del ordenamiento hídrico para la identificación de usos existentes, la caracterización biológica y fisicoquímica de los cuerpos de agua. Así mismo propone integrar los recursos hidrobiológicos en la formulación de los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH), a través de la valoración de la calidad del agua para los organismos a partir Índice de Calidad Ecológica (ICE). Por consiguiente, es importante considerar las herramientas propuestas por la normatividad colombiana, para documentar los impactos de la reestructuración de estos programas de control del patrimonio hídrico en el territorio nacional.

## 1.1. Marco Conceptual

Debido a que los ecosistemas lóticos están fuertemente amenazados, cada día es más urgente contar con metodologías que permitan evaluar el estado de la calidad del agua y controlar su tasa de cambio (Li, Zhen & Liu., 2010; Pérez et al., 2007). A pesar de que tradicionalmente las metodologías se basan en mediciones físicas, químicas y microbiológicas que proveen información adecuada para la gestión del agua, en corrientes donde los cambios en la hidrología son rápidos y difíciles de estimar, por su naturaleza instantánea; este método no refleja la integración de numerosos factores ambientales, por lo que es necesario complementar el monitoreo con variables bióticas como las que proporciona el biomonitoreo, de forma que sea posible garantizar la sostenibilidad a largo plazo de los ecosistemas fluviales ya que se ha demostrado ampliamente que el biomonitoreo es un complemento indispensable a las técnicas de monitoreo tradicionales (Li et al., 2010).

Los biomonitoreos se basan en la medición de atributos ecológicos asociados a los organismos acuáticos como perifíton, macroinvertebrados y peces o comunidades hidrobiológicas, debido a que estos pueden ser afectados y susceptibles a perturbaciones naturales o antrópicas, pueden servir como indicadores biológicos de la calidad de su entorno y las interacciones ambientales que influyen en los procesos de estos ecosistemas (Li et al., 2010; Carvacho, 2012). Por lo tanto, ofrecen una visión ecológica integral del estado de las corrientes.

Los bioindicadores pueden contribuir a la necesidad de información en la gestión del ecosistema, cuyo principal objetivo es mejorar su funcionamiento y reducir los impactos negativos sobre los mismos (Lorenz, 2003). Por lo tanto, requiere información sobre la condición del ecosistema, posibles acciones para mejorar ese funcionamiento y la efectividad de las medidas aplicadas, para lo cual es necesario conocer la complejidad de las relaciones



causa-efecto de las actividades antrópicas sobre el ecosistema fluvial (Figura 1-1). Estas actividades, tienen un impacto que se refleja no solo en la pérdida de los servicios ecosistémicos sino, directamente en las comunidades acuáticas en cinco conjuntos de variables, tales como: la fuente de obtención de energía, la estructura del hábitat, la calidad del agua, el régimen de flujo y las interacciones (Figura 1-2).

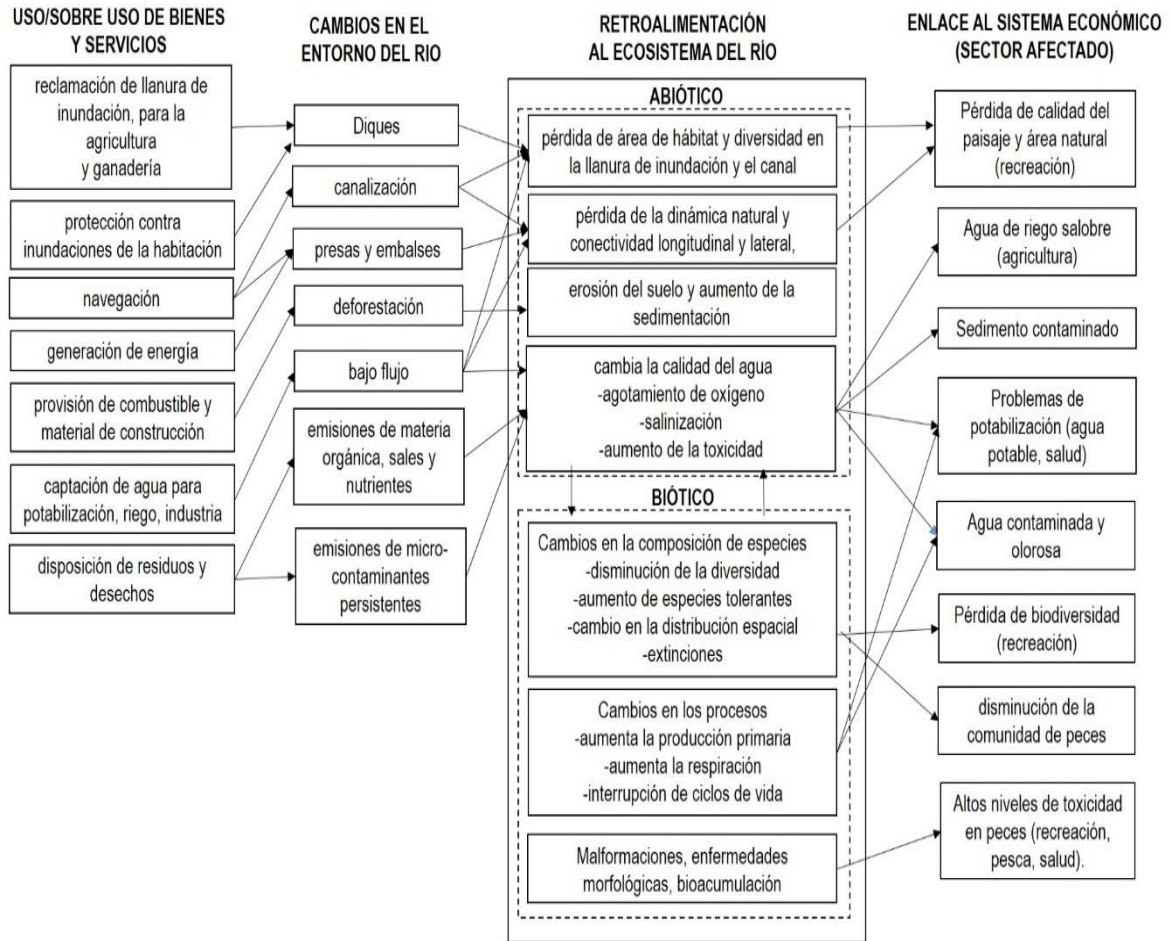


Figura 1-1. Descripción general del uso antropogénico, los cambios realizados y los efectos en el ecosistema fluvial y en los sectores socioeconómicos (Tomado de Lorenz, 2003).

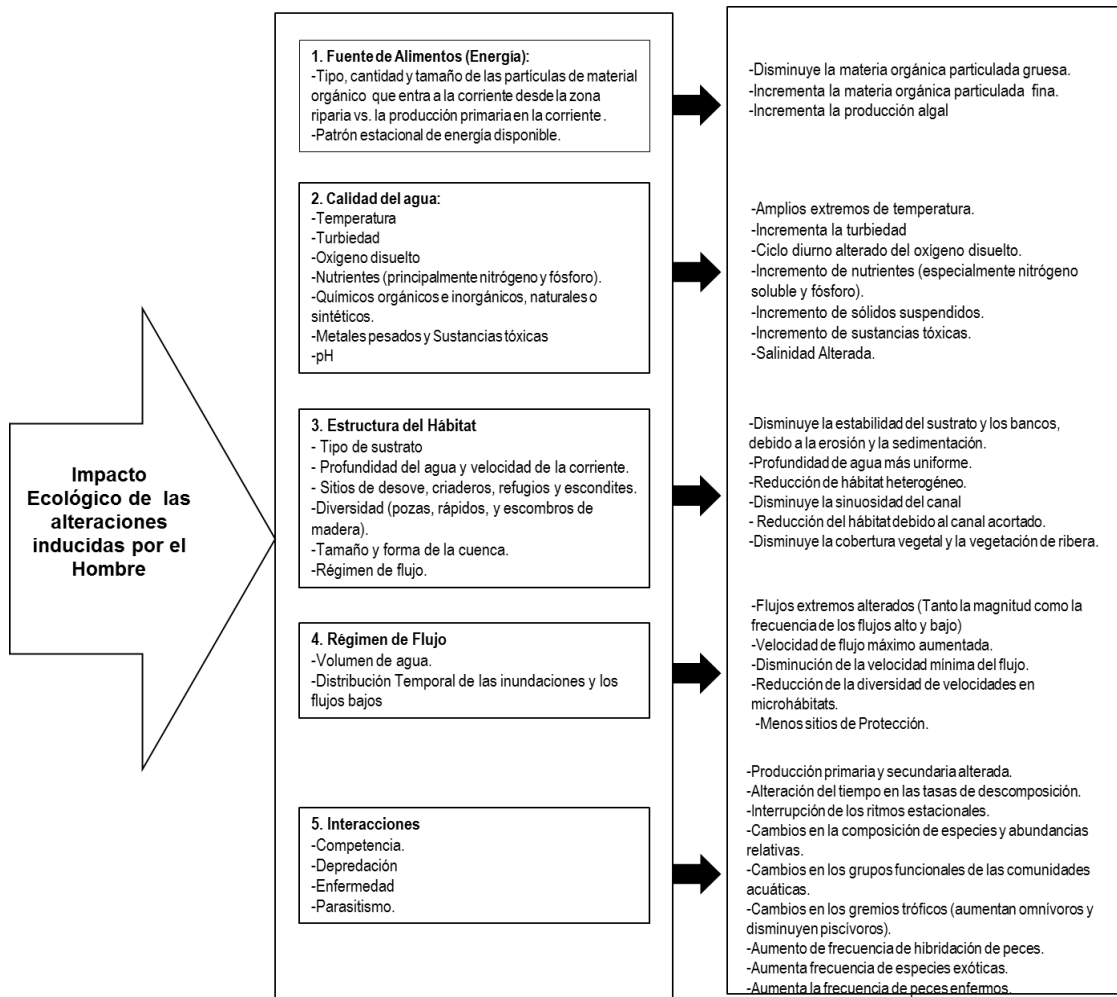


Figura 1-2. Afectaciones causadas por la actividad antropogénica (Tomado de Karr, 1991).

## 1.1 Monitoreo biológico (Biomonitoreo)

El monitoreo biológico, se ha definido de acuerdo con Li et al. (2010) como: “el uso sistemático de organismos vivos o sus respuestas para determinar la condición o los cambios del entorno”, de hecho, cualquier nivel de organización biológica (genético, individuo, población, comunidad o ecosistema) es utilizado para las mediciones en los ecosistemas fluviales, pero los métodos ecológicos se han enfocado en los niveles más altos, poblaciones, comunidades y ecosistemas. Prat & Munné (2014) coinciden, argumentando que un sistema de biomonitoreo procura diagnosticar el estado de un ecosistema acuático (río, lago, humedal, estuario, etc.) empleando los organismos que los habitan como principales indicadores de su salud. Sin embargo, con

Market et al. (1999) también aciertan en definir: “El biomonitoreo es un método para observar el impacto de los factores externos dentro de los ecosistemas y su desarrollo durante un período, o para determinar diferencias entre un lugar y otro”.

## **1.2 Indicador Biológico (Bioindicador)**

Un bioindicador se define como un organismo (o una parte de un organismo, o una población, o una comunidad), que contiene información sobre la calidad del medio (o una parte del medio), ya que de cualquier forma su existencia en un momento y espacio determinados responde a su capacidad de adaptarse a los distintos factores ambientales (Pinilla, 2000; Market, Breure & Zechmeister, 2003). Una definición más exacta considera un indicador biológico como aquella cuya presencia y abundancia señalan algún proceso o estado del sistema en el cual habita, en especial si dichos fenómenos configuran un problema de manejo del recurso hídrico (Pinilla, 2000).

### **1.2.1 Importancia de los indicadores biológicos**

Algunas de las ventajas que presenta el uso de especies para detectar procesos en los ecosistemas acuáticos se encuentran (Pinilla, 2000):

- Las comunidades bióticas acumulan información que los análisis fisicoquímicos no detectan. Lo que explica, que las especies y las comunidades bióticas responden a efectos acumulativos intermitentes que en determinado momento un muestreo fisicoquímico pasa por alto.
- El biomonitoreo evita la determinación regular de un número excesivo de parámetros fisicoquímicos, debido a que en los organismos se sintetizan o confluyen muchas de estas variables.
- Los indicadores biológicos permiten detectar la presencia de elementos contaminantes nuevos o insospechados.
- La acumulación de sustancias en el cuerpo de ciertos organismos y su concentración, puede reflejar el nivel de contaminación ambiental.
- Como resulta inviable tomar muestras de toda la biota de un sistema acuático, la selección de algunas pocas especies indicadoras simplifica y reduce costos de la valoración sobre el estado del ecosistema, al tiempo que se obtiene solo la información relevante.

De acuerdo con Li et al. (2010), un indicador “ideal” debería tener al menos estas ocho características: solidez taxonómica (es decir que sea fácil de reconocer por una persona no especialista), amplia distribución geográfica o cosmopolita, baja movilidad (indicación local), características ecológicas bien conocidas, abundancia numérica, idoneidad para experimentos de laboratorio, alta sensibilidad al estrés ambiental y alta capacidad de cuantificación y estandarización.

### **1.2.2 Indicadores usados en ecosistemas fluviales**

Los ríos deben ser considerados como sistemas abiertos y dinámicos, dentro de los cuales los bioindicadores necesitan no solo revelar la interacción a largo plazo de las condiciones ambientales, sino también reaccionar ante un cambio repentino de los factores importantes. Hay varias alternativas a los indicadores de biomonitoreo en pequeñas corrientes y ríos, sin embargo, el perifíton, los macroinvertebrados acuáticos y los peces son los más utilizados. Entre estos el perifíton cobra importancia como indicador en pequeñas corrientes y ríos, ya que como productor primario es la base redes tróficas en estos ecosistemas fluviales, tiene altas tasas de reproducción y ciclos de vida cortos, por lo tanto, se puede esperar que esta comunidad refleje los cambios repentinos en el ambiente (Li et al., 2010).

### **1.3 Perifíton**

El término perifíton ha sido confuso desde sus orígenes, inicialmente fue denominado "Aufwuchs" que significa “que crece sobre” en alemán fue el término utilizado por Seligo (1905) para incluir a todos los organismos que se encuentran sobre cualquier sustrato, independientemente si se adhieren o no. Por otra parte, Willer (1920) sostuvo que este término representaba la colonización sobre sustrato vivo y creó el término “Bewuchs” para caracterizar la colonización sobre cualquier sustrato no vivo (Esteves, 1998). El término "Aufwuchs" es el más adecuado para caracterizar a la comunidad adherida, en todos los ambientes, diferenciándolo claramente del bentos. Sin embargo, el uso de este término no se incorporó en el lenguaje científico por la falta de un término equivalente en otros idiomas (Roldán & Ramírez, 2008). De esta forma, la definición más aceptada es la sugerida por Wetzel

(1983): “compleja comunidad de microorganismos vivos o muertos (algas, bacterias, hongos, animales, detritos) que vive adherida a un sustrato orgánico o inorgánico” (Figura 1-3).

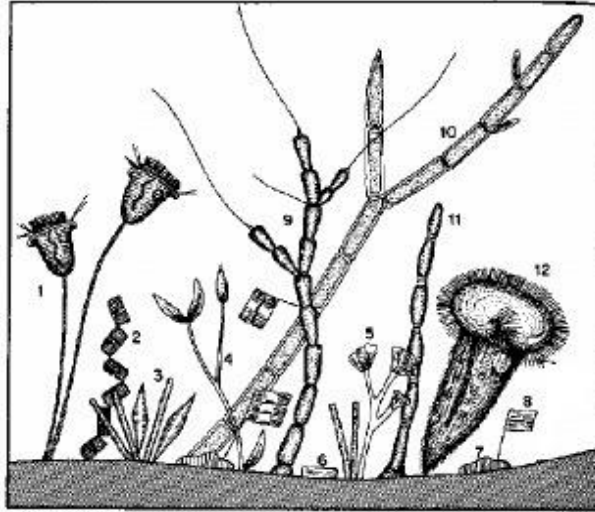


Figura 1-3. Ejemplo de comunidad perifítica sobre la raíz de una macrófita: 1) *Vorticella* (protozooario). 2) *Tabellaria*. 3) *Synedra*. 4) *Cymbella*. 5) *Gomphonema*. 6) *Cocconeis*. 7) *Epithemia*. 8) *Achnanthes*. 9) *Bulbochaete*. 10) *Cladophora*. 11) *Oedogonium*. 12) *Stentor* (protozooario). (Tomado de: de Esteves, 1998).

Sin embargo siempre que sea posible se debe precisar la fracción de la comunidad que se estudia (ej. Algas perifíticas) con relación al sustrato colonizado: i) epifiton, que crece sobre plantas, ii) epizoon, que crece en la superficie de animales, iii) epixylon, crece sobre la madera, iv) epilition, que crece sobre las rocas, v) epipsammon, que crece y se moviliza sobre los granos de arena, vi) epipelon, conformado por especies móviles asociadas al sedimento (Roldán & Ramírez, 2008). Algunos autores en referencia a las algas del perifiton denominan a esta comunidad Ficoperifiton o Fitoperifiton (Domitrovic, Neiff & Vallejos, 2013).

Por lo general el perifiton tiene una estructura tridimensional como en la vegetación terrestre, con algas postradas que forman una capa inferior, e intercaladas, formas adnatas erectas que conforman la capa media y superior (Domitrovic et al., 2013). Esta comunidad puede ser difícil de detectar, pero da a las superficies que coloniza una coloración marrón a verde, en algunas

ocasiones puede proliferar y formar lechos de filamentos verdes o marrones sobre las piedras o en piscinas (Biggs, 2000, Figura 1-4.). El perifiton, desempeña un papel importante que radica en tres aspectos: i) Funcionalmente se contempla como un microcosmos donde ocurren procesos de transferencia de energía, materia e información a través de las cadenas tróficas y simultáneamente con el medio externo. ii) Ecológicamente permite comprender el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos. iii) Ambientalmente, sirve como indicador de la calidad del agua y de procesos de contaminación que pueden estar afectando a los ecosistemas (Montoya & Aguirre, 2013).



Figura 1-4. Densidad de ficoperifiton cubriendo, rocas, hojarasca y sedimento, río Manso (Norcasia, Caldas). Foto: Patricia Jiménez Pérez.

## 1.4 Algas

El término “alga” fue propuesto oficialmente como una categoría taxonómica en 1973, por Lineu en el clásico *Species plantarum*, este término fue utilizado para nombrar una gran variedad de organismos que su interpretación ha sido tan discutida que no se le puede atribuir un significado preciso (Bicudo & Menezes, 2006). Para Stevenson et al. (1996) son un grupo altamente diverso de organismos que tienen funciones esenciales en los hábitats acuáticos. Gómez et al. (2009) definen: “Las algas son organismos eucariotas o procariotas, uni o

pluricelulares, sin estructuras de conducción, con un amplio rango de tamaños". "Alga" es una palabra de uso popular, como palmera o hierba, empleado para designar un verdadero universo de organismos tan diferentes como su morfología, reproducción, fisiología y ecología, lo que hace prácticamente imposible su definición (Bicudo & Menezes, 2006).

Las algas son predominantes dentro de la comunidad perifítica, por consiguiente, ocupan todo cuerpo de agua (dulce y marino), hábitats terrestres húmedos, superficies de animales o plantas. Su conocimiento data del 3000 A.C, en los que hay indicios de ser utilizadas como alimentos por el emperador de China. Solo en 1757 se conoce la ficología (estudio científico de las algas) con la descripción de *Euclonia máxima* y como campo de investigación se ha desarrollado en tres etapas (Wu et al., 2017):

- I. Finales siglo XVIII-finales siglo XIX: se enfocó en las características reproductivas de los organismos con el fin de establecer niveles taxonómicos, distinguir familias y géneros.
- II. Inicio a finales siglo XIX: la ficología se reconoce como un área de la investigación reconocida, investigadores, como Friedrich Traugott Kützing (1807-1893) continúa con la descripción sistemática, mapas de distribución y el exhaustivo desarrollo de claves de identificación taxonómica.
- III. Inicio del siglo XX hasta la actualidad: Esta etapa tuvo un rápido progreso, debido a que se publicaron abundantes libros clave y se iniciaron dos importantes líneas de investigación. Por un lado, se profundizó en el estudio de algas de agua dulce y por otra parte incrementó el uso de algas en bioevaluaciones que en conjunto con los conceptos y las herramientas para evaluar la salud de los ecosistemas y diagnosticar las causas de deterioro en los ríos, se han desarrollado vertiginosamente (Stevenson et al., 2010).

La mayoría de las algas bentónicas están representadas por las cianobacterias (Cyanobacteria, en la terminología taxonómica), algas verdes (Chariophytas y Chlorophytas), diatomeas (Bacillariophyta), y algas rojas (Rhodophyta), sin embargo, por la cantidad de especies y la diversidad de sus formas de vida, las diatomeas son el principal grupo de algas en los ríos especialmente en el perifiton (Cox, 1991; Stevenson et al., 1996; Wetzel, 2001). Las algas bentónicas y perifíticas son usadas cada vez más como confiables indicadores ambientales, en

la caracterización biológica del ecosistema y la determinación de la salubridad del recurso hídrico, porque responden fuertemente a los cambios del ambiente, las tres principales propiedades que merecen su uso en la vigilancia del ecosistema son (Wu et al., 2017):

- Altamente sensibles a los cambios ambientales, ya sea en periodos cortos o largos de tiempo.
- Fáciles y rápidas de muestrear en grandes cantidades y sobre pequeñas áreas superficiales.
- La mayoría de las especies son cosmopolitas y con autoecología bien conocida, es decir, existe mucha información ecológica referida a sus rangos de tolerancia ambiental.

Para Biggs (2000) es muy poco probable que cualquier indicador reúna todos los criterios necesarios, pero el perifíton de ambientes lóticos satisface muchos; especialmente porque los taxones de la comunidad perifítica son ubicuos y ecológicamente importantes. Adicionalmente, son sensibles a una amplia gama de factores de estrés, pueden proporcionar información que los animales no pueden, responden rápidamente al cambio en las condiciones ambientales y las condiciones de referencia son fácilmente definidas (McCormick & Cairns, 1994). El perifíton puede proporcionar indicaciones útiles, particularmente en el desarrollo temprano de un problema, del grado de contaminación de materia orgánica. Los cambios importantes en la estructura/diversidad de la comunidad también son buenos para indicar problemas de toxicidad (Biggs, 2000).

#### **1.4.1 Uso de las algas en índices de calidad del agua en Colombia**

En una revisión sobre el papel potencial de las algas en el monitoreo ambiental, McCormick & Cairns (1994) recomiendan el uso de medidas estructurales de la condición de las algas en lugar de las medidas funcionales, que a menudo requieren más tiempo y tienden a ser más sensibles a las fluctuaciones ambientales de fondo no relacionadas con la perturbación humana. De los parámetros estructurales, McCormick & Cairns consideran que se debe dar más énfasis a los parámetros taxonómicos basados en la comunidad (composición de la comunidad, porcentaje de taxones sensibles) que la biomasa porque las medidas taxonómicas



proporcionan una estimación más confiable de la condición del ecosistema (Biggs 2000). Para estimar cambios a niveles morfológicos, fisiológicos o de desarrollo de estos organismos, que puedan indicar que las condiciones físicas y/o químicas están fuera de sus límites del nicho ecológico, es necesario implementar índices ecológicos-bióticos de tolerancia (Gamboa, Reyes, Arrivillaga, 2008). En la tabla 1-1 se describen algunos índices que emplean algas usados en Colombia (Pinilla, 2016).

Tabla 1-1. Índices que emplean algas en Colombia.

Índice	Fundamento
Nygaard (1949)	Relaciona el número de taxones de algas planctónicas de ambientes oligotróficos con el número de taxones de aguas eutróficas. Si predominan las primeras, el sistema será de buena calidad y si predominan las segundas, el agua será de mala calidad. Sin embargo, no tiene en cuenta las abundancias de los diferentes grupos algales.
Índice trófico planctónico (ITP) - Barbe et al. (1990)	Considera los grupos taxonómicos del fitoplancton encontrados, su abundancia relativa y los valores de clorofila <i>a</i> .
Índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977)	Establece el estado trófico, este índice emplea algunas de las características fisicoquímicas del agua, tales como transparencia, concentración de clorofila y contenido de ortofosfatos. Modificado de zonas templadas para regiones neotropicales.
Índice de Condiciones Limnológicas-ICOL, (Pinilla, 2010)	Se basa en el cálculo de índices bióticos para cuatro comunidades (fitoplancton, perifiton, macrófitas y macroinvertebrados) en ambientes lénticos. El ICOL separa los humedales en varias clases que van desde los sistemas muy deteriorados hasta aquellos con características óptimas, resulta útil para valorar y monitorear los efectos de la intervención y de los planes de manejo.
Índice de diatomeas perifíticas para los Humedales de Bogotá (IDPHB)-Castro-Roa y Pinilla-Agudelo (2014)	Utiliza la misma técnica que el ICOL, pero solo se estableció para las algas Bacillariofitas (diatomeas) del perifiton. Permite categorizar y monitorear los humedales a través de la relación de las variables fisicoquímicas y de la composición de diatomeas bentónicas.
Índice de integridad biótica del perifiton Hill et al. (2003)	Se basa en la dominancia y riqueza de especies de diatomeas, en sus gremios funcionales y en la producción y concentración de clorofila <i>a</i> de la comunidad perifítica.

De las experiencias obtenidas con los índices previamente descritos y otros índices limnológicos utilizados en Colombia, Pinilla (2016) concluye que estos índices son de uso local y resulta engorroso aplicarlo en otras regiones con propiedades ecológicas distintas, por lo que propone una regionalización de los sistemas acuáticos con el objeto de desarrollar índices específicos para cada región o tipo de ecosistema, destacando la necesidad de reforzar el manejo estadístico de la información. De esta forma, la indicación gana robustez cuando se apoya en los trabajos experimentales y en una alta resolución taxonómica (es decir a nivel de género y/o especie).

## 1.5 Índice de Calidad Ecológica

Los índices ecológicos son métodos de indicación de distinto grado de dificultad que van desde el otorgamiento de puntajes a taxones determinados, hasta modelos matemáticos complejos que estiman la respuesta de algunas especies acuáticas a las variaciones ambientales (Pinilla, 2016). En las últimas décadas se han desarrollado varios enfoques de estudios referentes a la calidad del agua específicamente para el monitoreo biológico de los ecosistemas fluviales, mediante el uso de comunidades hidrobiológicas, estableciéndose los índices de calidad ecológica como una buena herramienta para evaluar la calidad del agua (Carvacho, 2012).

Lobo et al. (2002) divide estos enfoques en cuatro categorías: 1) índices bióticos, 2) análisis multivariados, 3) índices de diversidad y 4) análisis de relación de abundancia de especies. A los que hay que agregar los modelos predictivos, índices unimétricos y multimétricos. Actualmente existe una creciente tendencia hacia el uso de índices multimétricos y multivariados desarrollados a partir de las propiedades bióticas y ambientales de los ecosistemas. Estos pueden ser considerados para evaluar el estado general de los ecosistemas y como una medida de integridad ecológica (Chalar et al., 2011).

El desarrollo de un índice multimétrico requiere conocer las relaciones de una serie de atributos biológicos con un gradiente de condiciones ambientales, abarcando desde las condiciones de referencia (con poca o ninguna perturbación) hasta distintos grados de

perturbación. Este tipo de índices demanda también integrar los distintos atributos ecológicos de la comunidad (métricas) como riqueza taxonómica, composición taxonómica, grupos tróficos, entre otros. Finalmente, es necesaria la selección de métricas más eficientes según su capacidad de responder a múltiples presiones del medio, el cual proporciona la mayor información del estado ecológico del río (Carvacho, 2012).

Mediante el decreto 1076 de 2015 en el cual se establece el Plan de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH) se introduce como uno de los pasos para la formulación del mismo, el análisis del estado ecológico del sistema e incluye el estudio de variables hidrobiológicas y fisicoquímicas que puedan proporcionar una evaluación ambiental integral de los cuerpos de agua, para alcanzar este objetivo el Ministerio de Medio Ambiente propone la utilización del Índice de Calidad Ecológica (ICE). El ICE que sugiere Minambiente como alternativa para valorar la calidad del agua, se ajustó tomando como referencia los métodos descritos por Haase & Nolte (2008), quienes desarrollaron un índice de especies de invertebrados (ISI), utilizando datos de especies de macroinvertebrados como la composición y las variables ambientales asociadas a la región del sureste de Queensland (Australia), para derivar objetivamente puntajes que reflejaran la sensibilidad a los factores de estrés.

Chalar et al. (2011), desarrollaron un índice de estado trófico para invertebrados bentónicos en corrientes vadeables de Uruguay, ellos evaluaron el estado trófico presentando valores óptimos y la tolerancia para los principales géneros e intentaron establecer categorías tróficas a partir de las concentraciones de fósforo. Más adelante, Forero et al. (2014) desarrollaron en Colombia el Índice de Calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro ( $ICE_{RN-MAE}$ ).

El ICE estudia la dependencia de la abundancia de los organismos a las variables ambientales, permite determinar los valores de tolerancia de los géneros encontrados al gradiente ambiental de la corriente de estudio y no se encuentra restringido a un sistema ni a un grupo de organismos en específico. Por esta razón, puede ser usado en cualquier zona geográfica posibilitando una adecuada evaluación local de los ecosistemas, considerando la variabilidad

edáfica, geomorfológica y biológica que ocurre dentro de las regiones ecuatorial y tropical, lo que permite conocer el estado ecológico real de los ecosistemas, constituyendo una herramienta complementaria para la gestión del recurso hídrico (Forero et al., 2014, Buitrago et al., 2015).

## **1.6 Estado ecológico**

El concepto de estado ecológico es incorporado por el texto normativo de la Directiva del Marco del Agua (DMA) 2000/60/CE, definido como: “una expresión de la calidad de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales, evaluadas en función de una serie de indicadores biológicos físico-químicos e hidromorfológicos y en relación con las condiciones naturales o de referencia en ausencia de presiones”.

El estado ecológico se convierte en un elemento clave de medida de la calidad de los sistemas acuáticos y de su gestión; por lo tanto, su medida integra una visión del estado de salud del ecosistema acuático (Agencia Catalana del Agua, 2016). Este concepto difiere del tradicional concepto de calidad que expresa la mayor o menor potencialidad del agua para destinarla a un uso determinado (Ruza, 2008).

## 2. Área de estudio

Actualmente la cuenca del río Chinchiná, ha adquirido gran importancia debido a que es la zona donde se asienta la mayor población del departamento de Caldas, razón principal que es objeto del Plan de Ordenación y Manejo de la Cuenca (POMCA del río Chinchiná). Particularmente el área seleccionada para desarrollar el presente trabajo se circunscribe a la zona alta de esta cuenca. La subcuenca alta del río Chinchiná se sitúa en el sector centro-sur del departamento de Caldas, sobre el flanco occidental de la Cordillera Central; cuenta con 207.67 km<sup>2</sup> de área, y su colector principal, el río Chinchiná, drena sus aguas hacia el río Cauca (Franco, 2001). Dentro del área de estudio se encuentra parte de las áreas urbanas de Manizales y Villamaría.

### 2.1 Quebrada Tolda Fría

La quebrada Tolda Fría, comprende las veredas Montaña, Gallinazo del municipio de Villamaría y el barrio La Enea de Manizales en el departamento de Caldas, a una distancia aproximada de 11 km de la cabecera municipal de Manizales. Esta quebrada es afluente del río Chinchiná (CORPOCALDAS & PROAGUA, 2001). Esta quebrada recibe el nombre Tolda Fría en el tramo comprendido entre las estribaciones del páramo en el Parque Nacional Natural Los Nevados (PNNN) hasta la canaleta tipo Parschall, ubicada en la Bocatoma California. A partir de allí se conoce como quebrada La María hasta que entrega sus aguas al río Chinchiná cerca del barrio La Enea en Manizales (Figura 2-1). Este cuerpo de agua se encuentra georreferenciado con las coordenadas: X: 1'180.425.08 min. y 1'181.845.08 máx. y Y: 1'043.033.77 min. y 1'047.373.77 máx. (SIG, Aguas de Manizales), presenta una altura promedio de 3000 m, con temperaturas medias anuales de 16°C y humedad relativa promedio anual del 81% (<http://www.cenicafe.org/>).

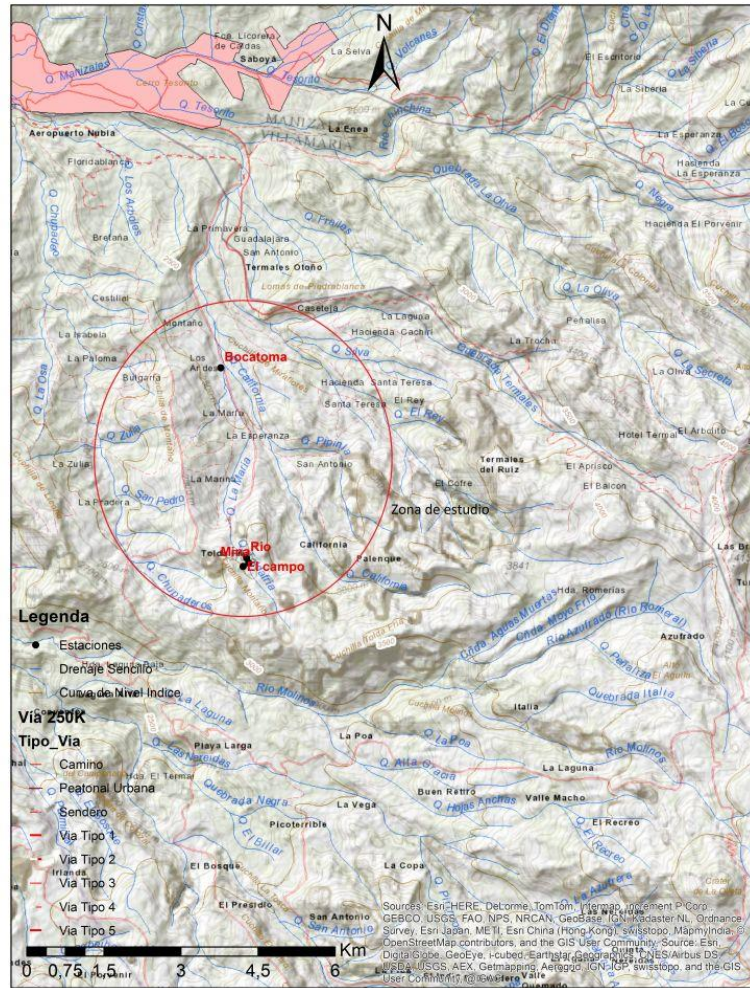


Figura 2-1. Localización general de la microcuenca Tolda Fría. Fuente: IDEA-UN (2015).

Dentro de las características relevantes que presenta la quebrada en cuanto a los usos de suelo, en la zona alta, proximidades del PNNN y la reserva forestal de Bosques de la Central Hidroeléctrica de Caldas S.A. E.S.P. (CHEC) a 2943.9 m, se realiza extracción minera de oro por socavón en la mina Tolda Fría. Antes de los socavones y límites de los bosques, el cauce es característico de alta montaña, con zonas de salto muy cercanas entre sí, el agua es traslúcida, sin olores (Figura 2-2.). Después de los socavones y del vertimiento de la mina, la topografía se torna un poco más abrupta, aun cuando las características del agua y la vegetación continúan siendo muy similares, excepto por la coloración del lecho, el sustrato se observa de color naranja (Figura 2-3).



Figura 2-2. quebrada Tolda Fría: Antes de los socavones de la mina Tolda Fría. Fuente: IDEA.



Figura 2-3. Socavón Mina Tolda Fría, sitio de vertimiento de la mina y después de él. Fuente: IDEA.

En la zona media, se encuentra la Bocatoma California (Figura 2-4), donde Tolda Fría se une con la quebrada California, ambas quebradas son vulnerables a los residuos del beneficio del oro aportados por las Minas California y Tolda fría, por drenaje de arrastre. De esta bocatoma se captan cerca de 140 L/s de la quebrada Tolda Fría, para el Sistema de abastecimiento Planta de Tratamiento de Agua Potable Luis Prieto Gómez de la empresa Aguas de Manizales. De acuerdo a los análisis realizados por dicha empresa, las concentraciones de metales se encuentran por debajo de los valores máximos permisibles establecidos en el decreto 1076 de 2015 para agua de consumo humano sometido a sistema de tratamiento convencional (Alcaldía de Manizales, 2013). Hacia la zona baja recibe las aguas de las quebradas Romerales y Termale. En este sector los principales usos del suelo son la ganadería extensiva, la

porcicultura, de uso recreativo por las aguas mineralizadas de tipo termales y adicionalmente la quebrada es receptora de aguas residuales de alcantarillado (CORPOCALDAS, 2002; CHEC, EPM & CORPOCALDAS, 1994, CORPOCALDAS & Conservación Internacional Colombia, 2005).

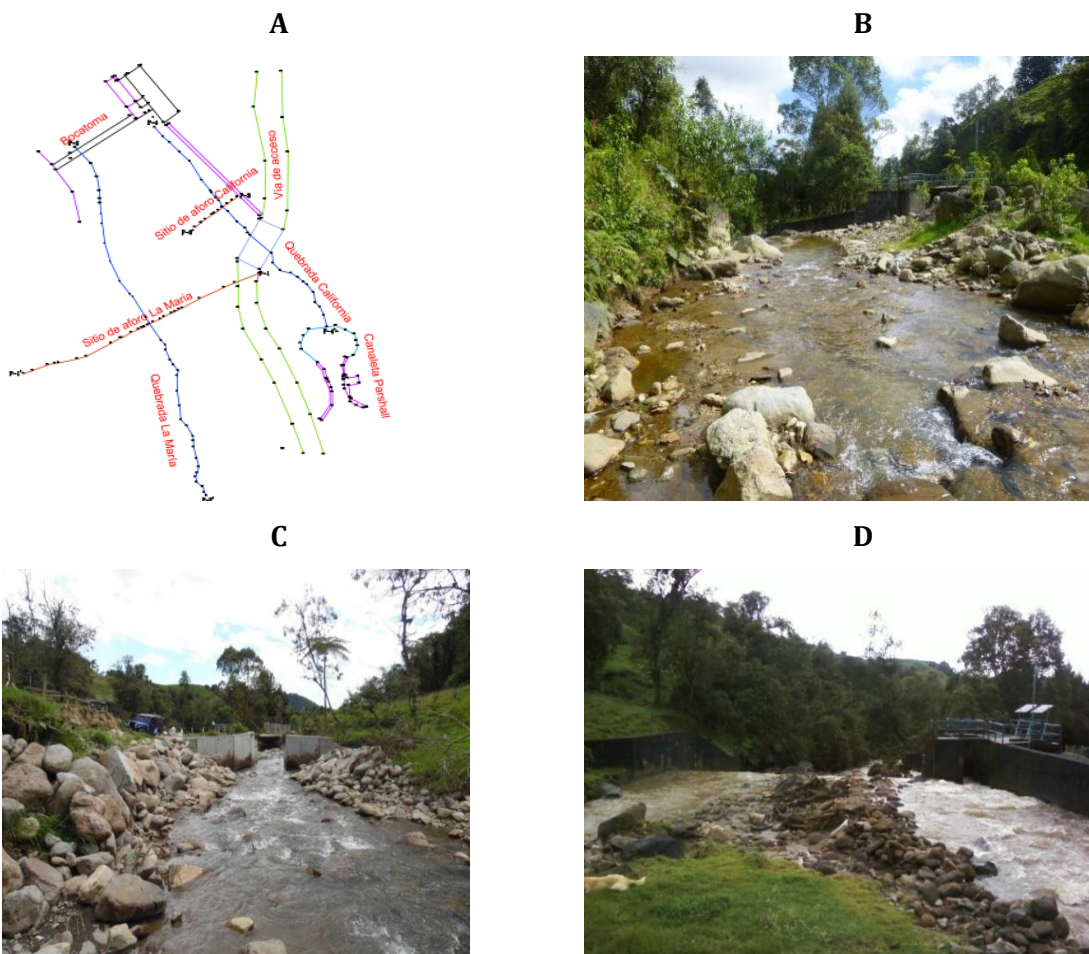


Figura 2-4. Vista en planta de la bocatoma de California. **B.** quebrada Tolda Fría (Bocatoma). **C.** quebrada California (Canaleta Parschall). **D.** Ingreso de las dos quebradas a la Bocatoma California (izquierda: Tolda Fría, derecha: California). Fuente IDEA-UN (2015).

Para el desarrollo del presente trabajo se utilizó como insumo técnico los datos de Jiménez (2010), en el cual monitoreó la quebrada Tolda Fría, sobre el tramo que va desde la Bocatoma California hasta la zona de confluencia con el río Chinchiná, en cinco estaciones durante cuatro campañas de monitoreos (Figura 2-5, Tabla 2-1). La primera campaña de muestreo se realizó



en abril de 2009, correspondiente a un periodo lluvioso (caudal alto), la segunda y la tercera en julio de 2009 en un periodo de lluvia menor (caudales con baja tendencia) y la cuarta en un periodo seco con transición a lluvias. El Anexo A, muestra resultados de las variables hidrológicas, fisicoquímicas de las mediciones aportadas por Jiménez (2010) y el Anexo B los atributos ecológicos del ficoperifiton presentes en la quebrada Tolda Fría entre 2009 y 2010.

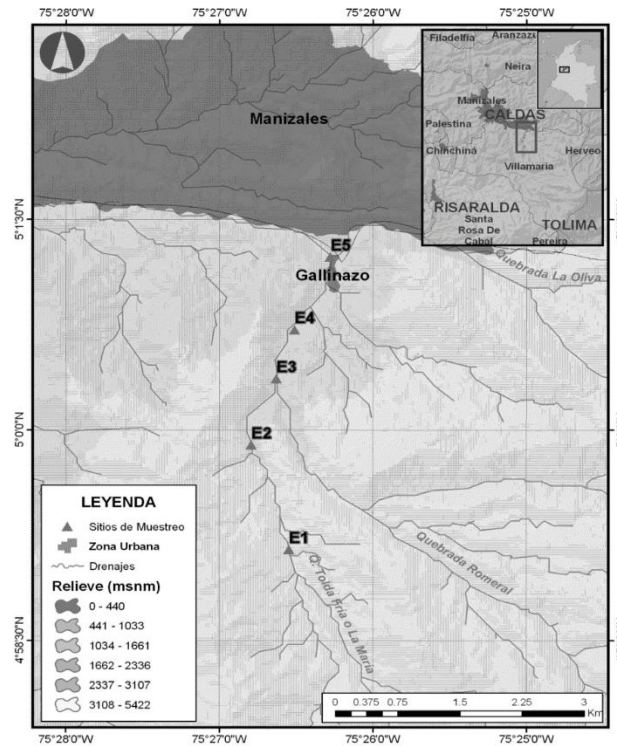


Figura 2-5 Estaciones en la quebrada Tolda Fría en el Municipio de Villamaría (Caldas, Colombia), mapa creado por: Carlos Ríos / WCS Colombia. Fuente: Jiménez (2010).



Tabla 2-1 Registros generales de las estaciones de muestreo contempladas (Jiménez, 2010).

Código	Nombre	Usos del suelo sobre la quebrada	Coordenadas	
			N	W
E1	Bocatoma Altura: 2407 m.	Consumo Humano (Zona referencia).	4°59'14"	75°26'54"
E2	Ganadería Altura: 2330 m.	Uso Pecuario	4°59'89"	75°26'78"
E3	Romerales Altura: 2214 m	Uso Pecuario (porcicultura) Dilución y asimilación de aguas residuales domésticas	5°00'36"	75°26'62"
E4	Termales Altura: 2239 m	Dilución y asimilación de aguas mineralizadas, uso recreativo y pecuario (ganadería)	5°00'71"	75°26'50"
E5	Caserío Gallinazo Altura: 2186 m	Dilución y asimilación de vertimientos de aguas residuales domésticas.	5°01'23"	75°26'27"

## 2.2 Métodos de muestreo

En el estudio referente (Jimenez, 2010) se estimó el caudal utilizando el método de aforo por vadeo. Para el análisis de calidad se tomaron *in situ* temperatura del agua, conductividad, turbidez, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno, pH (Tabla 4-4). Se tomaron muestras compuestas en el tiempo (cada 30 minutos 500 ml de agua hasta completar 2 litros en cada estación), para el análisis sólidos, alcalinidad, demanda de oxígeno (DBO, DQO), concentración de nutrientes (NT, NO<sub>3</sub>, NH<sup>+</sup><sub>4</sub>, PT) y metales pesados (Zn, Cr, Hg, Pb, Ni, cianuros) los cuales fueron realizados en el laboratorio del Grupo de investigación de Estudios Ambientales de Agua y Suelo de la Universidad de Caldas siguiendo los métodos de ensayo basados en las normas APHA-AWWA-WPCF (1992 en Jiménez, 2010).

Las muestras de algas perifíticas se obtuvieron de un total de 161 cm<sup>2</sup> del raspado de la superficie de rocas, en cada estación de muestreo se realizó la remoción, por medio de cepillos plásticos del material adherido al sustrato, como unidad de área se empleó un cuadrante de 8.05 cm<sup>2</sup>. El material contenido en el cepillo era lavado en un recipiente plástico color ámbar que contenía 100 ml de agua, posteriormente las muestras eran fijadas con lugol y conservadas bajo refrigeración ±4°C (Jiménez, 2010). Previo a la observación, las muestras fueron llevadas a un volumen de 40 ml y se dejaron precipitar durante 72 horas, luego fueron homogenizadas

manualmente y se tomaron alícuotas (0.05 ml) de la muestra y se observaron bajo microscopio óptico, provisto de reglilla micrométrica a una magnificación de 400X, se evaluaron 30 campos visuales.

Se cuantificó se utilizando la ecuación:  $organismos\ por\ mililitro\ (org/ml) = \frac{n * F}{s * c}$ . Dónde,  $n$  es el número de organismos o individuos contados,  $s$  es superficie o área del campo visual en  $mm^2$  del microscopio,  $c$  es número de campos contados y  $F$  es el factor de conversión equivalente a 50 (Ross 1979; en Jiménez 2010). la expresión anterior se asoció al volumen final mediante la ecuación:  $número\ de\ organismos = (org/ml) * Vf\ (ml)$ . Y este a su vez se relacionó con el área de muestreo ( $161cm^2$ ) con el fin de obtener la densidad mediante la ecuación:  $Densidad = \frac{org}{Área\ muestreada\ (cm^2)}$ . Se anexa la tabla de composición y la matriz obtenida de la cuantificación de algas perifíticas, es preciso mencionar que para efectos del presente trabajo se actualizó la taxonomía de acuerdo con AlgaeBase (Guiry, & Guiry, 2018).

### 3. Análisis de la información

**Objetivo 1.** Se exploró gráficamente, a través de histogramas atributos como la densidad y la riqueza. Y con el fin de evaluar la diversidad de la comunidad de algas perifíticas se determinó la completitud del muestreo ( $\hat{C}_n$ ) en cada estación mediante el índice propuesto por Chao & Jost (2012). Este análisis indica la proporción de la comunidad que está representada en el número de especies (o morfoespecies) capturada y varía entre 0 % (baja) y 100% (alta completitud). El cálculo se llevó a cabo mediante la expresión:  $\hat{C}_n = \frac{1+f_1}{n} * \left[ \frac{(n-1)f_1}{((n-1)f_1+2f_2)} \right]$ , donde, n es la abundancia total de la muestra, f1 el número de especies que están representadas por un único individuo en la muestra (singletons) y f2 al número de especies representadas por dos individuos en la muestra (doubletons), cuando  $\hat{C}_n \approx 100\%$  el muestreo está completo con respecto a técnica usada, es decir la muestra puede representar adecuadamente la comunidad analizada (Chao & Jost, 2012).

La diversidad de algas perifíticas se estimó en número efectivo de especies (o morfoespecies)  ${}^qD = (\sum_{i=1}^S p_i^q)^{1/(1-q)}$ . Donde  $p_i$  es la abundancia relativa (abundancia proporcional) de la i-ésima especie, S el número de especies y q el orden de la diversidad. En otras palabras, q determina la influencia de la abundancia de las morfoespecies sobre los valores de diversidad (Chao et al., 2014). El  $q = 0$  ( ${}^0D$ ) representa la riqueza (número de especies),  $q = 1$  ( ${}^1D$ ), corresponde al exponencial del índice de Shannon y simboliza las especies abundantes y  $q = 2$  ( ${}^2D$ ), inverso del índice de Simpson es indicador las especies compartidas (Moreno et al., 2011). Así pues, la estructura y composición de la comunidad a través del  ${}^qD$  se basa en la comparación de la diversidad bajo el mismo nivel de cobertura de muestreo entre comunidades (Chao et al., 2014). Como criterio estadístico para comparar la  ${}^qD$  se usaron los intervalos de confianza (IC) 95% de cada expresión de la diversidad ( ${}^0D$ ,  ${}^1D$ ,  ${}^2D$ ). La ausencia de traslape entre los IC señala

diferencias significativas entre los valores estimados de diversidad, en caso contrario indica que no se cuenta con suficiente información para detectar diferencias significativas entre los valores de diversidad (Cummins, 2007). La estimación de  ${}^{\circ}D \pm IC 95\%$  y la respectiva cobertura de muestreo ( $\hat{C}_n$ ) por nivel de análisis se realizó con el paquete iNEXT de R 3.5.2 (R Team, 2018).

El análisis de la estructura de la comunidad de algas perifíticas por estación y temporada climática se realizó por medio de curvas de rango-abundancia. Para la construcción de estas curvas, se ordenaron las morfoespecies desde la más abundante hasta la menos abundante en el eje X y en el eje Y se colocó el logaritmo ( $\text{Log}_{10}$ ) de la abundancia de cada morfoespecie (Feinsinger, 2004). Estas curvas permiten realizar un análisis holístico de la estructura de las comunidades, así como evaluar y comparar los siguientes atributos: i) número de especies dominantes, ii) número de especies de abundancia intermedia, iii) número de especies raras en el muestreo, iv) cambios en la posición relativa de cada especie sobre la curva (por ejemplo una especie dominante en una comunidad puede ser rara en otra) y v) cambios en la composición de especies entre comunidades o niveles de análisis (sitios de muestreo, temporadas climáticas, entre otros). Adicionalmente, la composición entre estaciones de muestreo se evaluó mediante un análisis de ordenamiento NMDS (Escalado multidimensional no métrico) y posteriormente se realizó un análisis de comparación de similitudes ANOSIM.

**Objetivo 2.** Con el fin de determinar el grado de asociación entre variables fisicoquímicas y géneros de algas encontrados en la quebrada Tolda Fría, se realizó como análisis exploratorio la prueba de correlación no paramétrica de Spearman, debido a que los datos no presentan una distribución normal y esta prueba no contiene ninguna suposición sobre la distribución de los datos. El coeficiente de correlación de Spearman se calcula a partir del orden (rangos) de los datos, mediante la expresión  $r_s = 1 - \frac{6 \sum d_i^2}{n(n^2-1)}$ , donde  $r_s$  es el correlación de rango de Spearman,  $d_i$  es la diferencia entre los rangos de las variables correspondientes y  $n$  el número de observaciones, por lo que resulta menos sensible que los análisis paramétricos a los valores extremos (Mondragón, 2014).

En términos de la fuerza de la relación, el valor del coeficiente de correlación varía entre +1 y -1. Un valor de  $\pm 1$  indica un grado perfecto de asociación entre las variables. A medida que el valor del coeficiente de correlación tiende a 0, la relación entre las dos variables será más débil. La dirección de la relación está indicada por el signo del coeficiente, positivo (+) indica una relación directa y negativo inversa (Martínez-Ortega et al., 2009). Para la interpretación de coeficientes entre 0 y  $\pm 1$  no existe un consenso, no obstante, para el presente estudio se empleará la siguiente categorización:

<b>Coficiente (<math>r_s</math>)</b>	<b>Interpretación</b>
0,1 - 0,5	Baja
0,51 - 0,6	Moderada
0,61 - 0,9	Alta
0,91 - 1	Perfecta

**Objetivo 3.** Para la determinar el índice se utilizaron los datos obtenidos en las cuatro campañas de muestreo y algunos de los atributos ecológicos de las algas perifíticas determinadas hasta nivel de morfoespecies en cinco estaciones consideradas en Jimenez (2010). Siguiendo los lineamientos propuestos por Haase & Nolte (2008), Chalar et al. (2011) y Forero (2014), con estos datos proporcionados por el monitoreo, en primer lugar, se estandarizaron las variables bióticas y ambientales siguiendo la expresión de Guisande-Gonzales et al. (2006):  $\frac{(X-\min)}{(\max-\min)}$ . Y con los datos estandarizados, se realizó una *correlación de Spearman* mediante la cual se establecieron los patrones de comportamiento entre las variables fisicoquímicas y los géneros de algas perifíticas, posteriormente tenidos en cuenta para establecer las variables que contiene el modelo.

Se estableció el gradiente ambiental mediante análisis multivariado, seleccionando el tipo de modelo respuesta de los diferentes grupos taxonómicos a las variables ambientales, para este análisis se empleó el programa estadístico CANOCO versión 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002). Una vez elegido el tipo de modelo se estimó la significancia de la relación a través de la prueba de permutación de Monte Carlo, su resultado permitió establecer las variables admitidas para el modelo. Con las variables seleccionadas se ejecutó un Análisis de Correspondencia Canónica

(CCA), el cual permitió determinar la posición a lo largo del gradiente ambiental de acuerdo a la puntuación de la muestra en el eje. Para esto, el máximo puntaje (mayor heterogeneidad) se equiparó con un valor de 1 y el mínimo (menor heterogeneidad) con 10 y se realizó una regresión para calcular el valor del resto de valores del eje. De esta forma se conservan las diferencias entre los puntajes del gradiente y los resultados del índice se pueden expresar de 1 a 10. La interpretación del análisis multivariado se complementó con la elaboración de un biplot con los dos primeros ejes del análisis (explican el mayor porcentaje de variación). Con la ayuda de este grafico es posible identificar las estaciones con comportamiento más atípico y por lo tanto más heterogéneo. Estas estaciones deben ser objeto de un riguroso análisis y deben ser tomadas en cuenta como puntos críticos para la ordenación del recurso hídrico.

Con el fin de identificar los rangos de tolerancia y valores óptimos para cada taxón presentes en ese cuerpo de agua, a través de un modelo de promedio ponderado, definiendo así los organismos indicadores, se ingresaron los datos de las abundancias (sin transformar) de los taxones encontrados en cada estación y de los puntajes recalculados en la escala 1 a 10, en dos hojas de excel respectivamente (guardados en formato libro 1997) al programa C2 versión 1.7.7 (Juggins, 2016), para el análisis se ejecutó función de transferencia y se seleccionó el promedio ponderado (weighted average).

Durante al proceso de determinación del índice, se estableció la ecología de las especies indicadoras a partir de información secundaria existente, esta información incluye ecología de los taxones indicadores, distribución, abundancia de los mismos, grado de correlación con las variables físicas, químicas e hidráulicas (objetivos 1, 2). A partir de esta información se pueden deducir conclusiones relevantes sobre el estado de la calidad del agua en las estaciones. A continuación, se calculó el índice de calidad aplicando la fórmula propuesta por Haase & Nolte (2008):

$$ICE_i = \frac{\sum_{i=1}^n (Tol_i * Op_i * Ab_i)}{\sum_{i=1}^n (Tol_i * Ab_i)}$$

Dónde:

Op<sub>i</sub>: valor óptimo de cada taxón determinado a partir del promedio ponderado.



$Tol_i$ : valor de la tolerancia de cada taxón determinado a partir del promedio ponderado.

$Ab_i$ : promedio de las abundancias de cada taxón por estación transformada a  $\text{Log}_{10} + 1$  (promedio de la abundancia + 1).

Se efectuó nuevamente un análisis de correlación entre los valores del índice y las variables físicas, químicas e hidráulicas incluidas dentro del modelo, sin transformar. Las correlaciones altas ( $R^2 \geq 0,5$  ó  $R^2 \leq -0,5$ ) implican que dicha variable es importante ecológicamente y por lo tanto cambios en la misma alteran significativamente la distribución y abundancia de los organismos en el cuerpo de agua. De esta forma en este punto del índice se identifican variables que deben ser tenidas en cuenta dentro de los monitoreos rutinarios. Y Finalmente se ejecutó un análisis de agrupamiento del índice por estación, con el fin de clasificar o de establecer categorías para el índice en esta localidad. Esta clasificación no representa niveles de calidad del agua, son categorías que facilitan la visualización espacial de los resultados, agrupando las estaciones con características similares, por condiciones determinantes para la distribución y abundancia de los organismos.

## 4. Resultados y Discusión

### 4.1 Composición, densidad y diversidad alfa

Se calculó un total de 8192 ind/cm<sup>2</sup> agrupados en 9 clases, 22 órdenes, 29 familias y 42 morfoespecies (Anexo E), de los cuales, las diatomeas (Bacillariophyceae) fueron las más abundantes (67.7%), los géneros *Navicula* y *Nitzschia* fueron los más representativos de este grupo. Las cianobacterias (Cyanophyceae) contribuyeron con el 30.6% al total de la abundancia, siendo *Chroococcus* el género con mayor densidad. Las algas verdes (Conjugatophyceae, Chlorophyceae, Trebouxiophyceae) solo representaron 1.4% y dentro de estos, los géneros *Oocystis* y *Monoraphidium* fueron los más abundantes. Con respecto a la densidad de ficoperifíton en las estaciones evaluadas, el 32.1% se registró en la Bocatoma (2626 ind/cm<sup>2</sup>), el 29.2 % en la estación Ganadería (2393 ind/cm<sup>2</sup>) y 21,2 % en la estación Romerales (1739 ind/cm<sup>2</sup>), estas dos últimas presentan un uso del suelo predominantemente pecuario (ganadería y porcicultura). Finalmente, mientras que en la estación Gallinazo, caracterizada por la descarga de aguas residuales domésticas la densidad fue solo del 11.3% (928 ind/cm<sup>2</sup>), en el sitio impactado por aguas mineralizadas Termales la densidad alcanzó los 506 ind/cm<sup>2</sup> (6.18%).

Las diatomeas generalmente son uno de los grupos más dominantes dentro del ficoperifíton en sistemas lóticos (Round, 1990; Gualtero, 2007) debido a que un importante número de especies presentan estructuras especializadas de fijación al sustrato. Los diminutos tamaños de estos organismos les permite colonizar rápida y eficientemente los sustratos (Montoya & Aguirre, 2013). Particularmente, los géneros *Navicula* y *Nitzschia*, poseen ranuras en la pared denominada rafe (birafideas) que proporciona resistencia a la agitación de la corriente y les permite mantener el contacto con varias superficies y deslizarse entre estos microhábitats (Biggs & Kilroy, 2000).

Por su parte, *Chroococcus* es uno de los géneros de las cianobacterias que comúnmente abunda en zonas con mayor entrada de luz al agua (Wehr & Sheath, 2003). A pesar de que, como se mencionó anteriormente las algas verdes se encontraron en muy baja densidad, es importante señalar que los géneros *Oocystis* y *Monoraphidium* se caracterizan por estar débilmente adheridos a los sustratos (metafiton) y son unos de los géneros más cosmopolitas de las Chlorococcales, además se les asocia con aguas ricas en nutrientes, particularmente al género *Oocystis* (Bicudo & Menezes, 2006).

Como se observa en la Figura 4-1, para la quebrada Tolda Fría, la riqueza taxonómica fue mayor en las estaciones que presentaron altas densidades, esto se debe posiblemente a la velocidad de la corriente, factor importante para la adhesión de algas al sustrato que fue menor en las estaciones donde ocurre este fenómeno (Bocatoma, media= 3.97 DE =  $\pm$  1.51m/s y Ganadería media = 4.49 DE=  $\pm$  2.25 m/s) y por consiguiente ofrecen una mayor estabilidad a los sustratos (Hernández et al., 2005, Zapata & Donato, 2005). Las densidades halladas en las estaciones con impacto por uso de suelo pecuario son proporcionalmente similares al sitio de control, lo que puede estar relacionada con la intensidad lumínica que ingresa al lecho de la corriente, principalmente en las estaciones Bocatoma y Ganadería, que no tienen cobertura de dosel. Además, tanto la ganadería como la agricultura son fuentes importantes de fósforo y nitrógeno (Vilches, Casco & Giorgi, 2016) lo que podría estar manteniendo la alta densidad en estos sitios. Estos resultados concuerdan con los reportados por Hernández-Atilano et al. (2005), quienes describen que la combinación de la alta intensidad lumínica, la disponibilidad de sustratos duros y nutrientes pueden influenciar positivamente la densidad algal. Asimismo, la riqueza encontrada también puede asociarse a la intensidad lumínica, y a los bajos valores de conductividad (Abuhatab; 2011), puesto que de acuerdo con los valores de conductividad las estaciones Bocatoma y Ganadería, fueron los sitios que en promedio presentaron menor conductividad eléctrica (media = 72.43 DE=  $\pm$  19.42  $\mu$ S/cm y media= 87.92 DE=  $\pm$  20.45  $\mu$ S/cm, respectivamente).

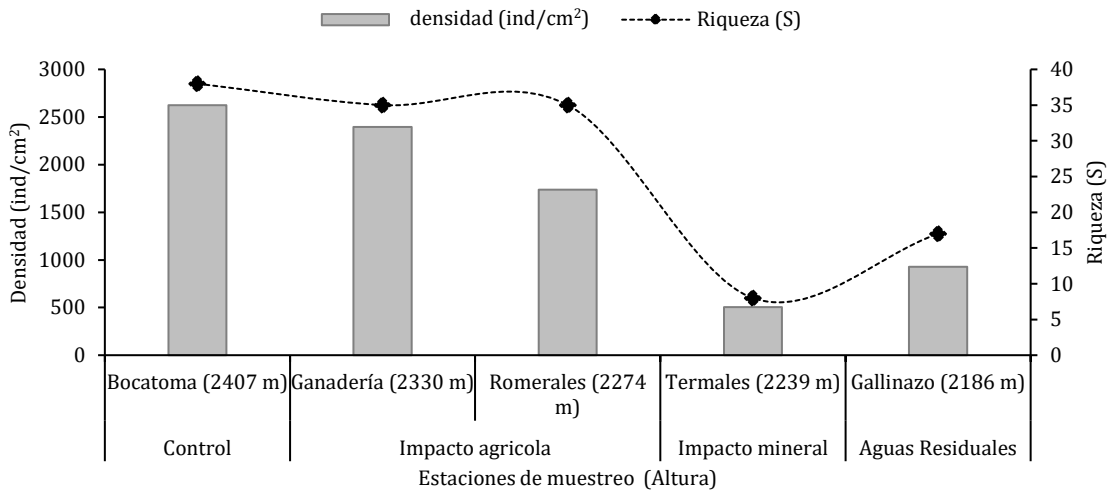


Figura 4-1. Densidad y riqueza de ficoperifiton encontrado en la quebrada Tolda Fría.

Para todas las estaciones se alcanzó 100% de completitud, lo que significa que el esfuerzo de muestreo realizado fue suficiente para registrar la mayoría de morfoespecies (Anexo E). Por consiguiente, las expresiones de la diversidad ( $^qD$ ) se compararon entre estaciones de forma directa. La riqueza de especies presentó una tendencia decreciente desde la Bocatoma ( $^0D = 38$  morfoespecies efectivas), hacia los sitios afectados por actividad antrópica y aguas termales. Sin embargo, las estaciones afectadas por la actividad pecuaria (Ganadería y Romerales,  $^0D = 35$  morfoespecies efectivas en ambas estaciones) mostraron una misma riqueza. Las aguas mineralizadas en la estación Termiales aportan menor riqueza ( $^0D = 8$  morfoespecies efectivas). Las tres medidas de diversidad presentaron los valores más bajos en las estaciones Termiales y Gallinazo, en el caso de la  $^1D$  y  $^2D$  sus valores se sobreponen, lo que indica que en estas estaciones hay pocas morfoespecies muy abundantes. Por el contrario, en las estaciones Romerales y Ganadería las morfoespecies más abundantes son igualmente diversas en ambos sitios, de tal forma que los órdenes de diversidad en estas dos estaciones son casi equivalentes (Figura 4-2.).

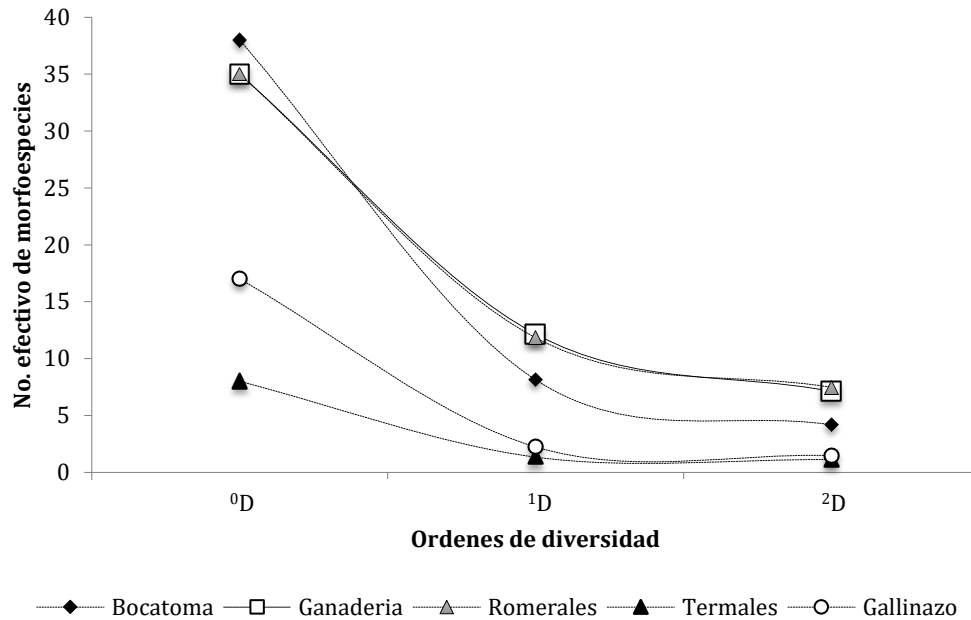


Figura 4-2. Perfiles de diversidad alfa o verdadera en la quebrada Tolda Fría.

La mayor riqueza de especies de la estación Bocatoma, respecto a las estaciones afectadas por la actividad pecuaria, puede estar relacionada con la baja perturbación que presenta esta zona. Estos resultados coinciden con las observaciones de Middleton (2010), quien estudio como el acceso del ganado afecta la estructura de la comunidad perifítica en los estaques de las granjas de Tennessee, en el cual, describió que el acceso del ganado al cuerpo de agua influía significativamente en la composición de la comunidad y el biovolumen de algunos taxones del perifíton y que la riqueza de géneros perifíticos en los sitios donde no hay acceso de ganado es 15% mayor a los sitios con acceso. Asimismo, Vilches et al. (2016) que utilizaron el perifíton como indicador de contaminación difusa en la cuenca superior del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina), encontraron que la riqueza específica promedio hallada en los sitios ganaderos fue menor que en los sitios agrícolas.

Por otra parte, en las estaciones Termales y Gallinazo, la baja riqueza y diversidad halladas, podría estar relacionado con los bajos pH (Termales: media=3.51 DE= ± 0.47, máx = 3.91, mín = 2.84; Gallinazo: media = 3.67 ± 0.60, máx = 4.31, mín = 2.87). De Nicola (2000) indica que, de las variables ambientales que afectan las diatomeas de agua dulce, el pH parece tener la mayor

influencia, y en función de la abundancia relativa, la mayoría de los taxones muestran una preferencia por un rango de pH bastante estrecho (entre 4.5 y 5), la acidificación que experimenta un ambiente a menudo disminuye la riqueza de especies de diatomeas, este estudio sugiere que existe un umbral entre 4.5 y 3.5 en el cual muchas especies son eliminadas.

Como se observa en la Figura 4-3., las curvas de rango abundancia muestran que en las estaciones Termales y Gallinazo se presentó dominancia de las morfoespecies, *Navicula* sp.1 (T) y *Eunotia* cf. *exigua* (M), se destacó también *Rhoicosphenia* cf. *abbreviata* (L) con una abundancia intermedia y *Stauroneis* sp.1 (Q) como morfoespecie rara en ambas estaciones. Por su parte, en Bocatoma, Ganadería y Romerales, dominaron los taxones *Chroococcus* sp. (A13), *Navicula* sp.3 (V), *Nitzschia* sp1. (D) y *Reimeria* cf. *sinuata* (K) siendo este último de abundancia intermedia solo en la Bocatoma, además Romerales presentó el mayor número de morfoespecies raras.

La abundancia de la morfoespecie *Eunotia* cf. *exigua* en las estaciones Termales y Gallinazo, puede tomarse como indicador de la acidez del agua en estas estaciones. De acuerdo con De Nicola (2000) el género *Eunotia* generalmente está bien representado en aguas ácidas y *E. exigua* se considera un taxón acidobionte. Por su parte, *Rhoicosphenia abbreviata*, presentó una abundancia intermedia posiblemente por su preferencia a aguas ricas en electrolitos, lo que se podría asociar a los altos valores de conductividad hallados en estas dos estaciones. El género *Stauroneis* se encuentra normalmente en aguas alcalinas (pH > 8) pobres en electrolitos, por lo que sorprende su abundancia en las estaciones Termales y Gallinazo (Taylor et al. 2007). No obstante, Noga et al., (2017) reportó una especie de *Stauroneis* (*Stauroneis saprophila* sp. nov.) en un ambiente antropogénico con alto contenido de cloruros e iones de sodio, y alta conductividad electrolítica (331-13 250  $\mu\text{S cm}^{-1}$ ).

Por otra parte, las abundancias de las morfoespecies *Navicula* sp.3, *Nitzschia* sp1. y *Reimeria* cf. *sinuata* podrían estar indicando un leve enriquecimiento de nutrientes, especialmente en la estación Romerales donde se dio la mayor concentración promedio de fósforo ( $2.10 \pm 0.18$  mg/L). Autores como Ramírez & Plata (2008), argumentan que la polución orgánica favorece

el desarrollo de géneros como *Navicula* y *Nitzschia* y *R. Sinuata*. De acuerdo con Céspedes-Vargas, Umaña-Villalobos & Silva-Benavides (2016), se considera tolerante a altos niveles de eutrofización y alcalinos. El género *Chroococcus*, fue abundante en las estaciones donde la cobertura vegetal era poca o escasa, lo que favoreció su desarrollo especialmente en periodos secos, comportamiento reportado por Wehr & Sheath (2003), quienes señalaron que este taxón es característicamente abundante cerca de fuentes de luz.

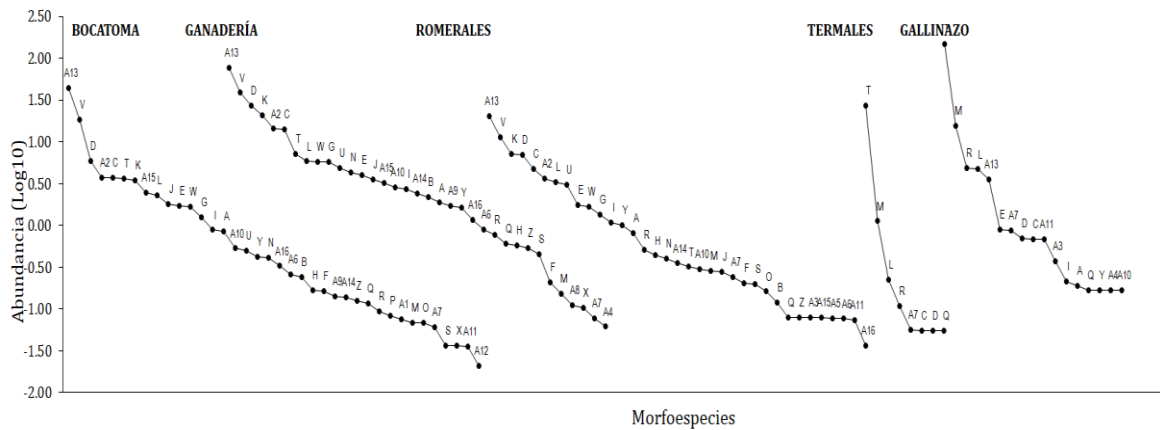


Figura 4-3. Curvas de rango abundancia por estación de muestreo. quebrada Tolda Fría.

Evidentemente las altas precipitaciones producen cambios hidrológicos que generan mayor caudal y velocidad de la corriente, lo cual afectó la estructura de la comunidad de algas perifíticas (Figura 4-4), debido a que variabilidad en el flujo del agua se traduce en un ambiente inestable que restringe el crecimiento algal a las especies con estrategias morfológicas resistentes a las fluctuaciones hidrológicas (Rivera & Donato 2008). Los taxones presentes en los cuatro periodos de muestreo fueron: *Nitzschia* sp., *N. linearis*, *Achnantheidium* cf. *minutissimum*, *Gomphonema* sp.1, *Reimeria* cf. *sinuata*, *Rhoicosphenia* cf. *abbreviata*, *Eunotia* cf. *exigua*, *Hannaea arcus*, *Stauroneis* sp.1, *Caloneis* sp., *Navicula* sp.1, sp.2 y sp.3, *Amphora* aff. *ovalis*, y *Chroococcus* sp., estas son algas de estrategias postradas, unicelulares y pequeñas.

Por una parte, las formas postradas oblicuas ovoides, comunes en todos los períodos, pueden adherirse firmemente al sustrato y por otra parte las células pequeñas tienen mayores tasas de absorción de nutrientes y tasas de crecimiento permitiéndoles una mayor resistencia a las perturbaciones (Wu et al., 2017; Rivera & Donato, 2008). Mientras que las siguientes taxa aparecieron exclusivamente en uno de los periodos: *Pinnularia* sp.1 en altas precipitaciones,

*Staurastrum* sp., *Binuclearia* sp. en bajas precipitaciones, *Surirella* sp. e *Hydrodictyon reticulatum*, en periodo seco, *Achnanthes* sp.2, *Mesotaenium* sp., y *Trachelomonas* sp. en periodo seco-transición lluvia. Las formas alargadas, coloniales, filamentosas, débilmente adheridas o no adheridas, son más susceptibles a la hidrología, por eso algunas de ellas pudieron estar presentes cuando el caudal fue más estable, y la presencia de aquellas como *Staurastrum* sp., *Binuclearia* sp de hábitos planctónicos pueden ser producto de la deriva las algas bentónicas (Rivera & Donato 2008; Biggs, Goring & Nikora et al., 1998).

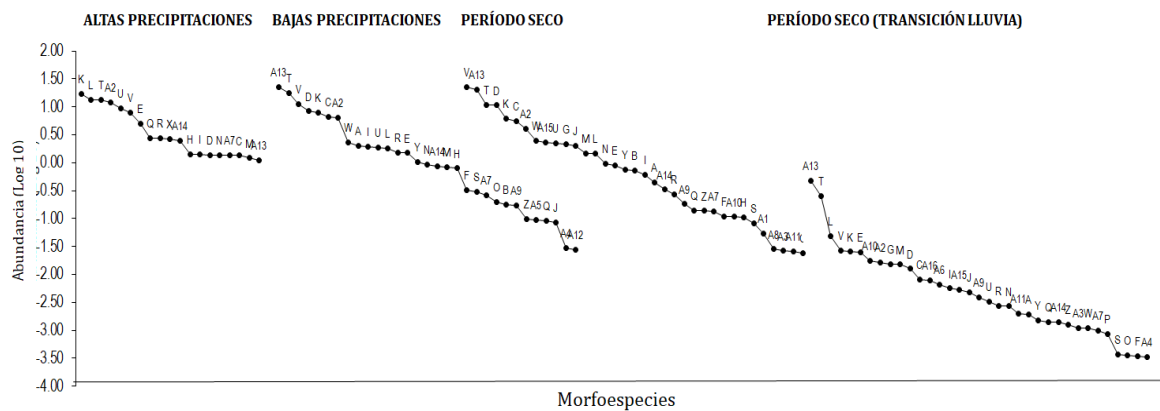


Figura 4-4. Curvas de rango abundancia por período climático. quebrada Tolda Fría.

La abundancia de *Reimeria* cf. *sinuata* y *Rhoicosphenia* cf. *abbreviata* en el periodo lluvioso podría estar relacionada con sus características morfológicas (ambos taxones son birrafídeas, penadas y asimétricas), solo *Rhoicosphenia* cf. *abbreviata* se ha asociado a altas velocidades del agua, mientras que *R. sinuata*, se ha vinculado a baja velocidad del agua (Biggs & Kyloy 2000). Sin embargo, esta última ha sido catalogada como una mala indicadora de calidad de agua por su amplia distribución (Céspedes et al., 2015).

Las diferencias observadas en cuanto a la composición taxonómica y sus abundancias relativas entre las diferentes estaciones fueron evaluadas a través del análisis multidimensional no métrico (NMDS), el cual resalta los atributos ecológicos previamente descritos, de manera tal que este análisis separa a las estaciones Termales y Gallinazo del resto de las estaciones (Figura 4-5 y 4-6.), lo que es consistente con lo encontrado en el análisis de similitud no



paramétrico ANOSIM, el cual mostró diferencias significativas entre las estaciones afectadas por el impacto por aguas termales y aguas residuales ( $R = 0.301$   $p < 0.05$ ). Así pues, los atributos ecológicos tales como composición, densidad, riqueza y diversidad, evidencian que las estaciones Termales y Gallinazo son las que presentaron un mayor efecto de la perturbación ya sea por causas naturales o antrópicas.

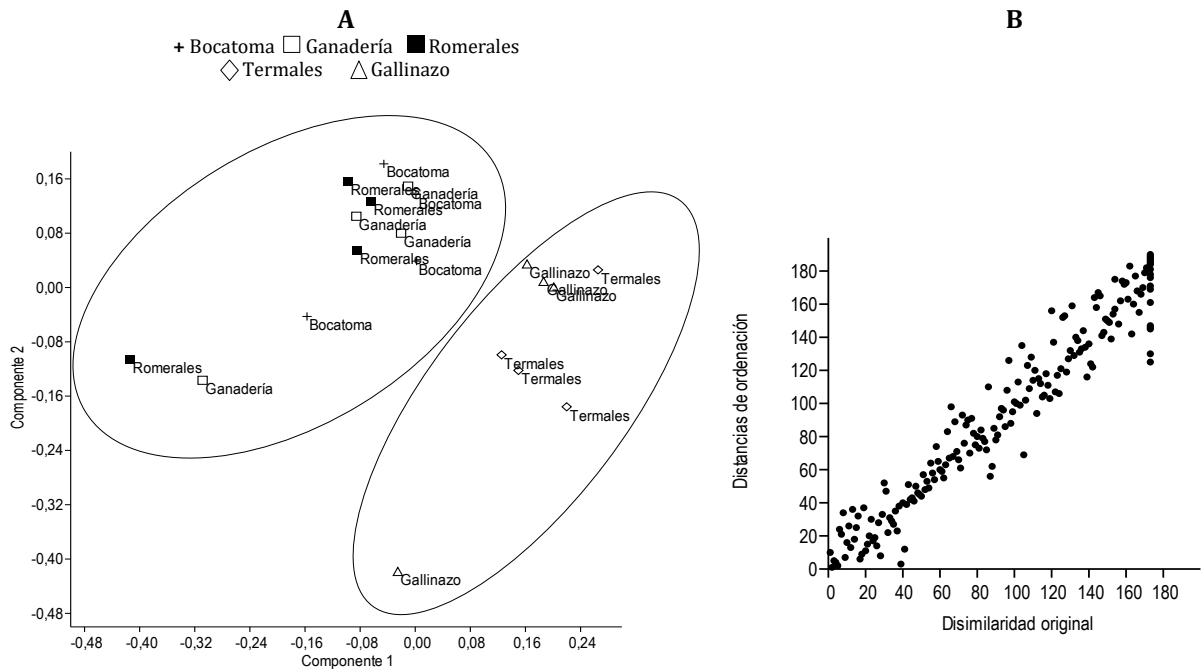


Figura 4-5. A) Análisis multidimensional no métrico (NMDS) para las estaciones de muestreo ubicadas en quebrada Tolda Fría. B) Diagrama de Sheppard. Stress = 0.1266

## 4.2 Relación entre variables ambientales y la comunidad de algas perifíticas

En la Figura 4-6 se presentan los coeficientes de correlación entre las variables ambientales y la densidad del ficoperfíton, mediante el correlograma ejecutado en el paquete corrplot integrado al programa R 3.5.2 (R Team, 2018), este permitió la visualización gráfica de la matriz de correlación, y el intervalo de confianza. De tal forma que las correlaciones positivas

se muestran en azul y las negativas en rojo. La intensidad del color y el tamaño del círculo son proporcionales a los coeficientes de correlación.

Para este estudio, el caudal (Q) mostró una asociación positiva con la velocidad de la corriente [V] ( $r_s = 0.47$ ) y la saturación de oxígeno [SO] ( $r_s = 0.73$ ). Esta saturación o solubilidad máxima del oxígeno en el agua es, esencialmente una función de la temperatura, la salinidad y la altitud, en la zona andina las aguas son frescas y frías, lo puede favorecer la solubilidad del oxígeno, al mismo tiempo esta variable pudo afectarse de manera positiva, por las precipitaciones pluviales (Muñoz et al., 2015), reflejadas en el aumento de caudal y la velocidad de la corriente. Adicionalmente, la reducción del flujo durante la temporada seca e incremento de la temperatura, no solo conduce a velocidades del agua más bajas, sino a la pérdida en la capacidad de dilución de los cuerpos de agua y con esto el incremento en las concentraciones de DBO que pueden reducir la disponibilidad de oxígeno del agua (Montes et al., 2013). En contraste el caudal presentó asociaciones negativas con el nitrógeno total Kjeldahl [NTK] ( $r_s = -0.50$ ) y nitrógeno amoniacal [ $\text{NH}_3\text{-N}$ ] ( $r_s = -0.60$ ).

Allan (1995) encontró que, entre las variables hidráulicas analizadas, únicamente el caudal fue importante para la distribución y abundancia de las algas perifíticas, para este estudio, se registró una correlación negativa entre esta variable y el 85% de las morfoespecies encontrados. Las variaciones de caudal y de otros factores como, la velocidad de la corriente y turbulencia, promueven cambios a escala reducidas en los procesos orientadores de la ecología de la comunidad perifítica producto de la estrecha relación que existe entre la hidrología de la corriente y el clima local (Allan, 1995; Martínez & Donato 2003).

Consecuentemente, la hidráulica del río tiene un efecto inverso al operar como un factor positivo, en el sentido de que el flujo ayuda a la captación de nutrientes, y negativo o inhibidor cuando la velocidad de la corriente incrementa, ya que por acción de lavado del sustrato impide el crecimiento y adhesión del ficoperifíton (Roldán & Ramírez, 2008; Labiod, Godillot & Caussade, 2007). De esta forma, el caudal genera patrones de colonización del perifíton, por lo que se establecen complejos modelos espacio temporales al interior de esta comunidad, que

afectan su crecimiento y producción (Zapata-Anzola & Donato-Rondón, 2005; Martínez & Donato 2003). Para la quebrada Tolda Fría se puede inferir que el caudal tuvo un efecto negativo para el crecimiento de algas.

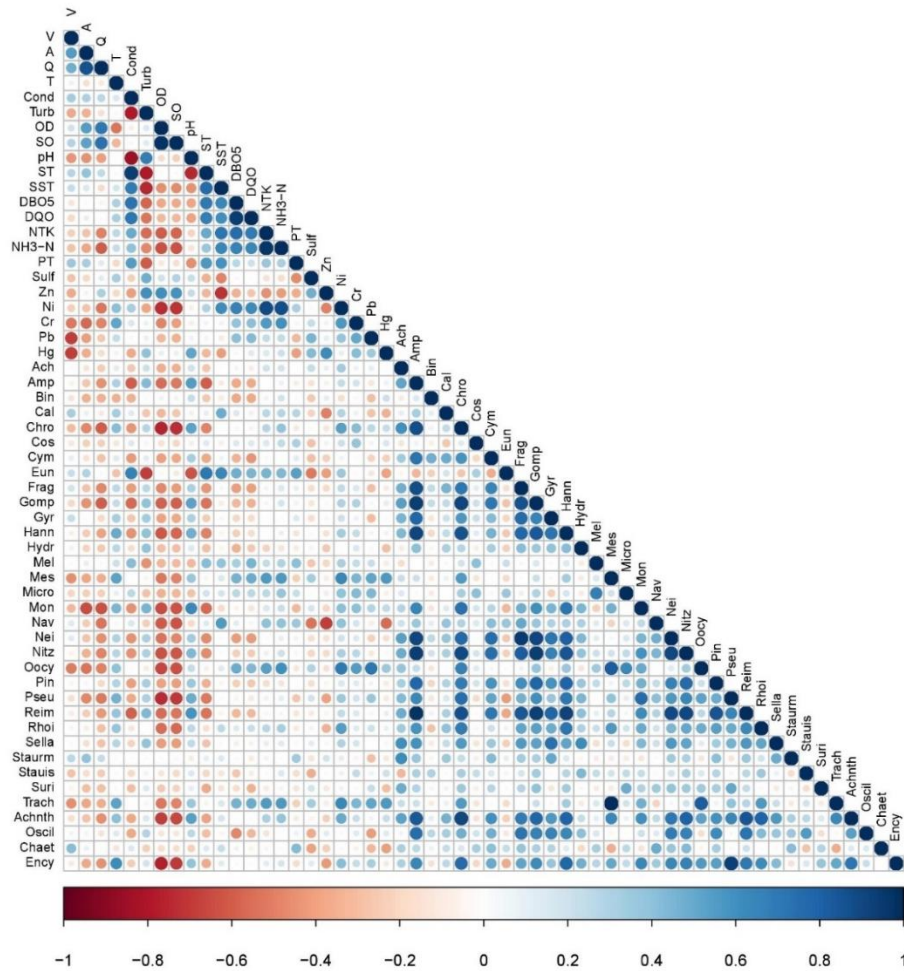


Figura 4-6. Coeficientes de correlación de Spearman entre parámetros fisicoquímicos y fitorperifiton en la quebrada Tolda Fría.

Para este análisis se tomó la saturación de oxígeno (SO) como variable indicadora de la disponibilidad de este gas, debido a que esta variable integra concentración de oxígeno, presión y temperatura e incluye una corrección de altitud (Roldán & Ramírez 2008), por lo que ecológicamente permite hacer comparativos los resultados encontrados. Esta variable presentó altas correlaciones negativas significativas con el nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_3\text{-N}$ :  $r_s = -$

0.63) y tal como ocurrió con el caudal, con el 80% de las algas perifíticas, especialmente con *Chroococcus* sp. ( $r_s = -0.73$ ), *Monoraphidium* sp. ( $r_s = -0.63$ ), *Navicula* sp. ( $r_s = -0.63$ ), *Nitzschia* sp. ( $r_s = -0.62$ ), *Oocystes* sp. ( $r_s = -0.64$ ), *Pseudanabaena* sp. ( $r_s = -0.70$ ), *Achnanthydium* sp. ( $r_s = -0.66$ ) y *Encyonema* sp. ( $r_s = -0.70$ ), algunas especies de estos géneros se han reportado en algunos índices sapróbicos en ambientes sujetos a enriquecimiento de nutrientes, es decir son tolerantes a contaminación orgánica leve o moderada (Biggs & Kilroy, 2000). Sin embargo, como se señaló anteriormente no es posible determinar si este comportamiento está más asociado a la corriente o a la disponibilidad de oxígeno.

Por su parte, para la temperatura (T) solo se obtuvieron moderadas correlaciones positivas con los géneros *Hannaea* sp. ( $r_s = 0.49$ ), *Mesotaenium* sp. ( $r_s = 0.52$ ), *Trachelomonas* sp. ( $r_s = 0.52$ ) y *Encyonema* sp. ( $r_s = 0.61$ ) y negativas con el oxígeno ( $r_s = -0.28$ ). En los sistemas lóticos tropicales la temperatura se correlaciona fuertemente altitud (Bere & Tundisi, 2011). Esto puede explicar la baja importancia de esta variable en el estudio, debido a la baja diferencia altitudinal de las estaciones evaluadas. No obstante, es posible que la densidad de los géneros mencionados, se vea favorecida por pequeñas diferencias de temperatura.

Como se esperaba, la conductividad eléctrica (cond), mostró una correlación positiva perfecta con los sólidos totales ( $r_s = 0.93$ ) y alta con los sólidos suspendidos totales ( $r_s = 0.68$ ). Adicionalmente, fueron importantes las correlaciones con la DBO<sub>5</sub> ( $r_s = 0.72$ ), la demanda química de oxígeno ( $r_s = 0.70$ ), fósforo total ( $r_s = 0.54$ ) y el género *Eunotia* sp. ( $r_s = 0.66$ ). Concentración iónica y la conductividad son comúnmente señalados como factores importantes que estructuran las comunidades de diatomeas en los sistemas lóticos (Bere & Tundisi, 2011). La variabilidad de estos factores, se debe principalmente a la litología, clima, vegetación y factores antropogénicos. Entre estos últimos, los más comunes son la erosión del suelo y la entrada directa de desechos industriales, municipales o agrícolas en los ríos que aumentan el contenido mineral total o la concentración de iones individuales en el agua del río, estos cambios químicos aumentan la conductividad y pueden afectar la respuesta fisiológica de la biota acuática, incluyendo las diatomeas (Bere & Tundisi, 2011).

La conductividad indica la capacidad del agua para transferir una corriente eléctrica, la cual aumenta principalmente con el contenido de iones (sólidos disueltos) y la temperatura de medición (Ramírez & Viña 1998; Londoño et al., 2010, Ospina et al., 2015). La conductividad mostró además una relación negativa alta con el pH ( $r_s = -0.84$ ), posiblemente porque en aguas pobres de iones con pH menor a 5, el ion  $H^+$  es el principal responsable de los valores altos conductividad. Esto se observó especialmente en las estaciones Termales y Romerales (conductividades superiores a  $700 \mu S/cm$ ), donde el pH presentó valores hasta de 2.8 (Anexo A).

El pH también mostró correlaciones negativas altas con los sólidos totales ( $r_s = -0.75$ ) y con el género *Eunotia* ( $r_s = -0.66$ ). A la relación entre la conductividad, los sólidos disueltos, la salinidad y el pH puede atribuirse la proliferación del género *Eunotia* en las estaciones Termales y Gallinazo, este género es un buen indicador de salinidad, diverso en aguas blandas y común en hábitats ácidos pobremente amortiguados (Wehr & Sheath, 2003; DeNicola, 2000). Por el contrario, el pH tuvo correlación alta con la turbidez ( $r_s = 0.67$ ) y moderada con los géneros *Amphora* sp. ( $r_s = 0.54$ ), *Chroococcus* sp. ( $r_s = 0.54$ , valor  $p = 0.02$ ), *Gomphonema* sp. ( $r_s = 0.55$ , valor  $p = 0.02$ ), *Hannaea* sp. ( $r_s = 0.48$ ), *Monoraphidium* sp. ( $r_s = 0.67$ ), *Pseudanabaena* sp. ( $r_s = 0.54$ ), *Reimeria* sp. ( $r_s = 0.59$ ) y *Achnanthydium* sp. ( $r_s = 0.52$ ). Las correlaciones positivas entre el pH y los géneros señalados muestran que estos géneros son más sensibles a condiciones de pH ácido como los encontrados en las estaciones Termales y Gallinazo cosmopolita (Werh & Sheath, 2003; Taylor et al., 2005; Biggs & Kilroy, 2000).

Al igual que el pH, la turbidez (turb), también mostró una asociación negativa con la conductividad eléctrica ( $r_s = -0.78$ ), los sólidos totales ( $r_s = -0.78$ ), suspendidos totales ( $r_s = -0.73$ ), el fósforo total (PT:  $r_s = -0.61$ ) y con la diatomea *Eunotia* sp. ( $r_s = -0.69$ ). Aunque normalmente, si la turbidez del agua es alta, habrá muchas partículas suspendidas en ella (Roldan & Ramírez, 2008), en el cuerpo de agua estudiado hay una descarga de aguas termales, cuyas propiedades de coagulación son aprovechadas en la planta de potabilización Luis Prieto para disminuir la turbidez, de manera tal que, entre mayor sea la conductividad, mayor es la concentración de sulfatos y aluminio contenidos en el agua termal, estos elementos son los responsables del aumento en la turbidez, por lo tanto, en este caso los sólidos son

proporcionales a los sedimentables y no a los suspendidos. Esta condición puede explicar la asociación negativa entre turbidez y los sólidos suspendidos totales (Suarez & Navia, 2007).

Los sólidos en suspensión se registran entre los tipos más frecuentes de contaminación de agua dulce, la sedimentación (deposición de sedimentos finos) se produce cuando las fuerzas de tracción ejercidas sobre los granos transportados son más bajas que la velocidad de sedimentación, esta variable se ve afectado por la forma de las partículas, la temperatura del agua, la floculación y la turbulencia (Izagirre et al., 2009). En las corrientes el transporte de sedimentos es más alto, durante las tormentas y la deposición generalmente ocurre en la fase de retroceso de las inundaciones, cualquiera que sea el modo de entrada, los sedimentos depositados pueden permanecer durante los períodos de flujo base, afectando la biota mucho después de su ingreso (Izagirre et al., 2009). Para la quebrada Tolda Fría se encontró que los sólidos suspendidos evidentemente tienen una correlación positiva alta con los sólidos totales disueltos ( $r_s = 0.75$ ), la DBO ( $r_s = 0.63$ ), la DQO ( $r_s = 0.60$ ), el nitrógeno total Kjeldahl ( $r_s = 0.71$ ), el nitrógeno amoniacal ( $r_s = 0.63$ ) y con el género *Eunotia* sp. ( $r_s = 0.68$ ). Adicionalmente, presentó una alta correlación inversa con el zinc ( $r_s = -0,72$ ).

De acuerdo con Izagirre et al. (2009), los efectos de los sedimentos en el perifíton son complejos, debido a que comprenden fenómenos como atenuación de la luz, abrasión, reducción de sustratos duros disponibles para las taxa colonizadoras y la disminución de la conectividad hidráulica con la zona hiporreíca. Adicionalmente, la disminución de la penetración de la luz puede reducir la actividad fotosintética y afectar la composición de la comunidad de algas. No obstante, la reducción de los productores primarios no necesariamente implica una reducción de la producción primaria en toda la corriente porque la eficiencia fotosintética de las algas puede cambiar rápidamente. Estos mismos autores concluyen que, los pulsos de sedimentación frecuentemente observados en muchas corrientes en todo el mundo pueden tener un impacto importante en el ficoperifíton, que a su vez afectaría la estructura y el funcionamiento del ecosistema de la corriente. Por consiguiente, esta es una variable muy informativa cuando se realizan análisis ecológico de esta comunidad.

Otras variables de alta importancia son los nutrientes, especialmente el nitrógeno y el fósforo, los cuales están ligados con el proceso de eutroficación y se consideran limitantes para el crecimiento de las algas. Varias investigaciones sobre sistemas lóticos demuestran que la biomasa perifítica crece rápidamente con el incremento de estos elementos, pero ante las perturbaciones hidrológicas, la relación de los nutrientes y la biomasa no es fácil de establecer. Especialmente en zonas tropicales, estos estudios no predicen el efecto de los nutrientes sobre la biomasa, porque otros factores como, usos del suelo, geomorfología y dinámica de la cuenca son diversos (Gualtero, 2007). En el caso del fósforo, considerado como el factor más limitante en la productividad primaria mostró correlación moderada con el pH ( $r_s = -0.46$ ) y con el género *Eunotia* ( $r_s = 0.53$ ). La disponibilidad de los fosfatos en el agua disminuye en pH ácidos, de tal forma que aquella fracción orgánica que incluye la medición de esta variable podría contener los organismos, destacándose únicamente el género *Eunotia* que reiterativamente demuestra ser el taxón más tolerante a pH ácido (Roldán & Ramírez, 2008).

La demanda bioquímica de oxígeno, método de incubación de 5 días ( $DBO_5$ ), tuvo una correlación positiva perfecta con la DQO ( $r_s = 0.93$ ), debido a que estos dos parámetros son usados como medida del contenido de materia orgánica en una muestra de agua, el primero se mide por la cantidad de oxígeno usada por los microorganismos para degradar la materia orgánica en condiciones aeróbicas en 5 días a 20°C, es decir en este se mide la fracción biodegradable y el segundo mediante la oxidación química, o sea que mide la materia orgánica total (Londoño, Giraldo & Gutiérrez, 2010). Ambos parámetros mostraron una correlación positiva alta con el nitrógeno total kjeldahl ( $r_s = 0.74$ ) y con el nitrógeno amoniacal ( $r_s = 0.65$ ).

Con respecto a los metales, se pueden resaltar las correlaciones del zinc con la turbidez ( $r_s = 0.59$ ), los sólidos suspendidos totales (SST,  $r_s = 0.67$ ). Teniendo en cuenta que los valores más altos para esta variable fueron reportados en las primeras estaciones (Bocatoma y Ganadería), es probable que esté relacionada a la actividad minera ejecutada aguas arriba, dado que el polvo de zinc es utilizado para precipitar el oro en procesos de cianuración (García Fernández, 2013). Otras correlaciones positivas moderadas a tener en cuenta, fueron las que obtuvo con el mercurio ( $r_s = 0.61$ ) y con las *Trachelomonas* sp. Pese a que las concentraciones de mercurio (reportado en  $\mu\text{g/L}$ ) se mantuvieron por debajo del máximo permisible para consumo humano

(Hg < 0.001 mg/L), Resolución 2115 de 2007). Las *Trachelomonas* (animales flagelados) poseen una concha o lorica que define su taxonomía (bastante diversificada en su morfología), la composición de la lorica está determinada entre otras cosas, por las características químicas del agua donde se colectan los organismos. De esta forma, las especies de *Trachelomonas* y otras formas que producen estructuras mineralizadas como la lorica, acumulan además de hierro, cobre, zinc, aluminio, manganeso, níquel, magnesio y cloruro en diferentes cantidades (Pereira & Azeiteiro, 2003).

Finalmente, el sulfuro se correlacionó negativamente en forma moderada con las morfoespecies *Eunotia* sp. ( $r_s = -0.53$ ) y *Navicula* sp. ( $r_s = -0.54$ ) y positivamente con el zinc ( $r_s = 0.47$ , valor  $p = 0.04$ ). Esta relación puede ocurrir debido a la influencia de las aguas termales, donde los sulfuros se encuentran con mayor frecuencia y sus formas dependen del pH (IDEAM, 2007). La reducción del sulfato por bacterias genera sulfuro como producto final, el cual se disocia y mantiene un equilibrio químico entre  $S^{2-}$ ,  $HS^-$  y  $H_2S$ , controlados principalmente por el pH. Se ha encontrado que el sulfuro producido por estas bacterias en el sedimento impacta las funciones fisiológicas de los organismos acuáticos (Korhonen et al., 2012).

### **4.3 Índice de Calidad ecológica para algas perifíticas en la quebrada Tolda Fría.**

Para conocer la calidad ecológica de la quebrada Tolda Fría se empleó el Índice de calidad ecológica (ICE), debido a que “permite establecer cuantitativamente para los géneros, valores de tolerancia ante condiciones adversas; estos valores son identificados de acuerdo con el análisis integrado de las variables ambientales locales junto con la composición y abundancia de los organismos” (Forero et al., 2014), por consiguiente es empleado en los Planes de Ordenamiento del Recurso Hídrico (PORH) como herramienta de análisis con fines de gestión. En atención a lo cual, se incluye en este trabajo con el fin de aportar a la planificación y administración adecuada de una de las fuentes de abastecimiento de la población manizaleña.



### 4.3.1 Gradiente Ambiental

El gradiente ambiental para la quebrada Tolda Fría se determinó mediante un análisis de correspondencia sin tendencia (DCA). De manera tal que a partir de este filtro de análisis se obtuvo una longitud de gradiente de 4.171 al primer eje, lo cual indica que las relaciones entre la abundancia de las algas perifíticas y las variables fisicoquímicas se representan a partir de un modelo unimodal, por lo que se aplicó un análisis de correspondencia canónica (ACC), ejecutado en el programa CANOCO versión 4.5. El modelo fue significativo ( $p = 0.002$ ) con un nivel de confianza del 95%, de acuerdo con el test de Monte Carlo.

Después de revisar si se cumplen los supuestos de colinealidad, de acuerdo con los valores del factor de inflación de la varianza, se consideraron 42 morfoespecies de algas perifíticas y 10 variables fisicoquímicas en el modelo (ACC), las cuales correspondieron a: conductividad eléctrica, saturación de  $O_2$ , fósforo total, nitrógeno total Kjeldahl, Zinc, sólidos suspendidos totales, sulfuros, cromo, mercurio y caudal. En la figura 4-7 se muestra el biplot de las cuatro campañas de monitoreo realizadas. Como resultado del análisis del biplot se pudo establecer que las estaciones Termales y Gallinazo fueron las estaciones con un comportamiento más atípicos dentro del cuerpo de agua, debido a que la conductividad es la variable que mejor explica la abundancia y distribución de las algas encontrada en estas dos estaciones en la mayoría de los muestreos, donde aumenta el contenido mineral y la concentración de iones y nutrientes, alterando dicha variable (Martínez & Donato, 2003; Portapova & Charles, 2003; Gualtero, 2007). Por esta razón se sugiere a las autoridades competentes, deben ser tenidas en cuenta para su priorización para su seguimiento e intervención en el plan de ordenamiento de los ríos.

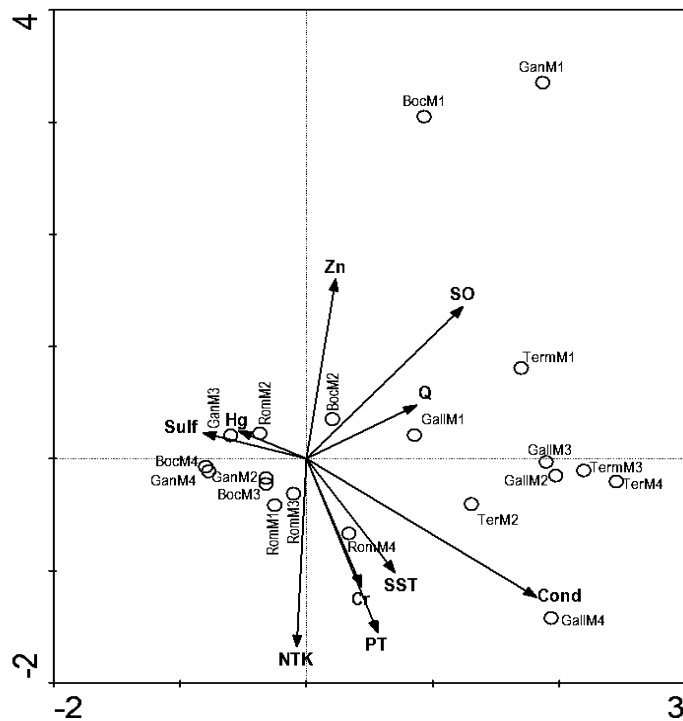


Figura 4-7. Biplot ACC quebrada Tolda Fría. Códigos estaciones: Boc = Bocatoma, Gan = Ganadería, Rom = Romerales, Gall = Gallinazo. Códigos muestreos: M1= 03/04/2009, M2 = 08/07/2009, M3 = 14/07/2009 y M4 = 10/02/2010.

### 4.3.2 Valores óptimos y de tolerancia

Los puntajes de las estaciones a lo largo del primer eje de análisis fueron copiados en una hoja de cálculo y se identificaron los valores máximo y mínimo. El máximo puntaje se estableció con un valor de 1 y el mínimo con un valor de 10 y se realizó una regresión lineal donde en X se encuentran, los valores máximo y mínimo y en Y 1 y 10 respectivamente. La ecuación resultante de la regresión ( $y = -2.33x + 8.27$ ), permitió establecer el cálculo de los valores del eje (Figura 4-8).

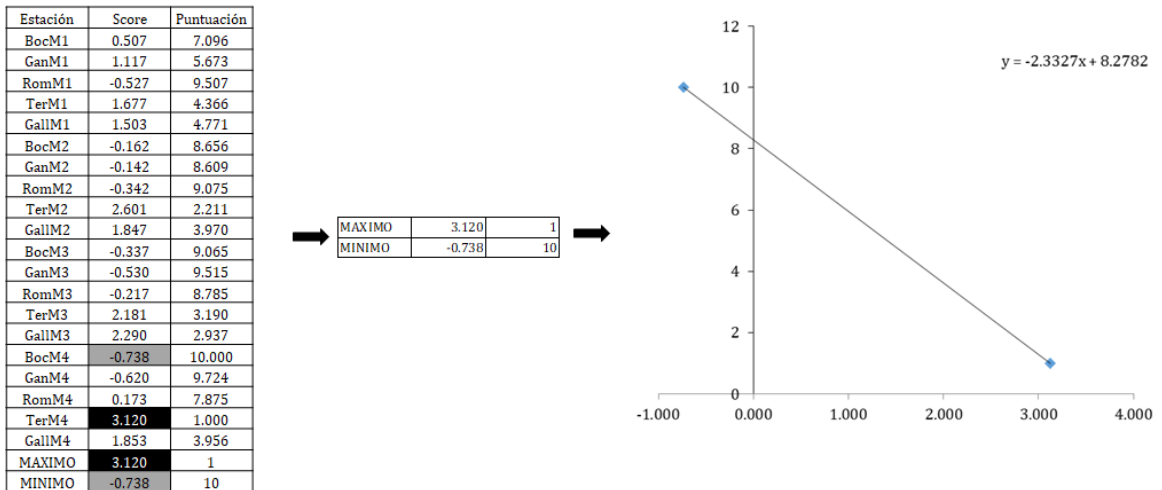


Figura 4-8. Ecuación calculada para reescalamiento.

Con los valores reescalados, se calcularon los rangos de tolerancia y valores óptimos para cada taxón presentes en ese cuerpo de agua en función del gradiente ambiental, a través de un modelo de promedio ponderado, definiendo así los organismos indicadores. Este análisis llevó acabo en el programa C2. La tendencia que presentaron los óptimos y tolerancias de las morfoespecies de algas se puede observar en la Figura 4-9 (Anexo C). Aunque la mayoría de los taxones obtuvieron un valor óptimo superior a 9, las morfoespecies *Eunotia cf. exigua* y *Navicula* sp.1 tuvieron óptimos bajos, lo que sugiere que estos dos taxones no encuentran las condiciones favorables en el ambiente para su desarrollo y por tanto no se consideraron en el análisis. Los organismos de interés para realizar un seguimiento al comportamiento de la calidad del agua en la quebrada Tolda Fría son los que presentan altos óptimos, puesto que corroboran que existe una buena adaptación a las condiciones ambientales de las diferentes estaciones de monitoreo.

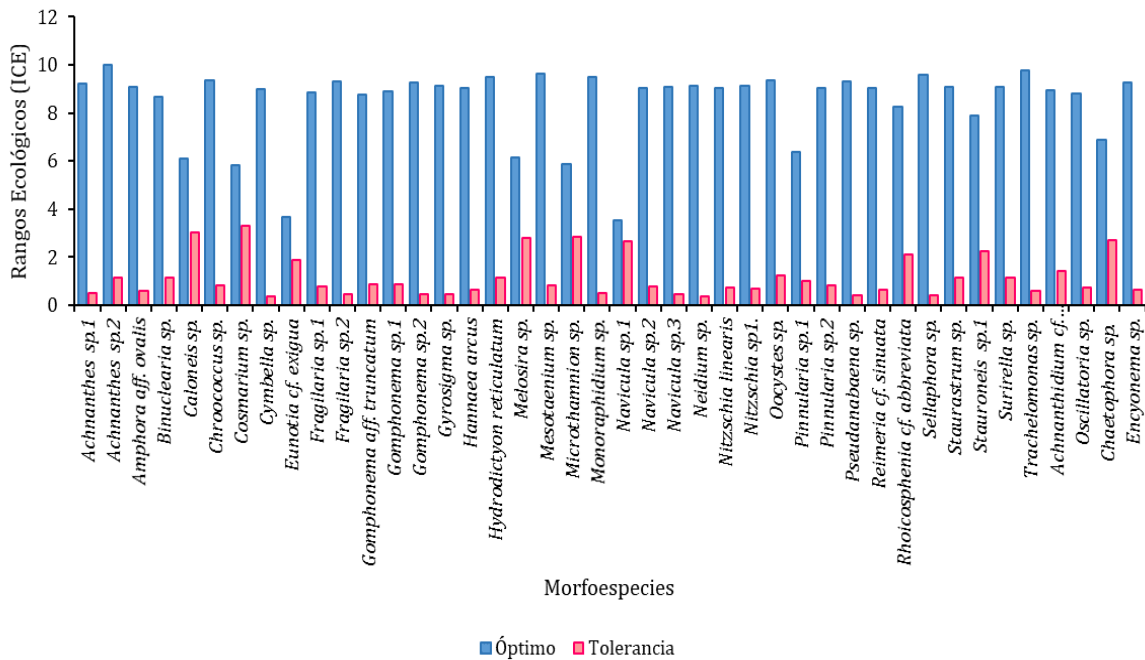


Figura 4-9. Perfil de los valores óptimos y de tolerancia de las morfoespecies de algas perifíticas registradas después del análisis de re-escalamiento en asociación con el análisis ACC.

No obstante, los taxones que llaman la atención en este análisis son aquellos que presentaron altos óptimos y baja tolerancia, dado que estos organismos pueden indicar sensibilidad a la amplitud del rango ambiental y es por esta razón que podrían ser considerados como bioindicadores en el sistema estudiado. Algunos de estas morfoespecies fueron: *Achnanthes* sp.1, *Gyrosigma* sp., *Navicula* sp.3, *Neidium* sp., *Sellaphora* sp., *Cymbella* sp, *Gomphonema* sp. 2, *Fragilaria* sp.2 y *Pseudoanabaena* sp., estas morfoespecies presentan ciertas características o rasgos funcionales en común, (Wu et al., 2017, Burliga et al., 2014):

1. Tienen formas de vida unicelulares, por lo que tienen ventajas en condiciones de baja sedimentación y alto recurso.
2. Poseen formas proyectadas que revelan adaptación a baja disponibilidad de luz y estrés ambiental.
3. De acuerdo con las ocho formas de crecimiento según el modo de fijación al sustrato descritas por Roberts et al. (2000, Figura 4-10), estos organismos describen una comunidad tipo piso de bosque, compuesto por diatomeas postradas o pedunculadas,

que específicamente agrupan una comunidad de células solitarias móviles y con baja fuerza de adhesión al sustrato (Tipo A, como *Navicula*, *Neidium*, *Sellaphora*, *Gyrosigma*), de movimiento lento y alta fuerza de adhesión (Tipo B), y no móviles, solitarias con forma de vaina, que pueden formar colonias verticales pero su fuerza de adhesión es relativamente baja (Tipo C: algunas *Fragilaria*) y solitarios o de pequeñas cadenas unidas al sustrato por medio tallos, almohadillas de mucilago o pedúnculos, su fuerza de adhesión es alta (Tipo E, por ejemplo *Gomphonema*, *Cymbella*, *Fragilaria*), entre estos tipos de adhesión el género *Achnanthes* tiene especies que han adoptado diversos tipos de adhesión. Estas formas de adhesión al sustrato, son altamente resistentes a la perturbación, principalmente a acción de la corriente.

4. Presentan rafe, estructura que les permite la movilidad, permitiéndoles deslizarse sobre las superficies en las que viven (en este caso las rocas), estas algas activamente móviles tienen ventaja en la recolección de recursos y condiciones sedimentación de bajo caudal.
5. Son diatomeas de bajo perfil (postradas), razón por la cual poseen ventajas con menores recursos y alta perturbación.

En resumen, los nueve taxones considerados como bioindicadores *Achnanthes* sp.1, *Gyrosigma* sp., *Navicula* sp.3, *Neidium* sp., *Sellaphora* sp., *Cymbella* sp., *Gomphonema* sp. 2, *Fragilaria* sp.2 y *Pseudoanabaena* sp., pertenecen a formas adaptadas a baja disponibilidad de luz, altamente resistentes a la acción de la corriente y por ser células solitarias aprovechan la alta disposición de recurso en condiciones de baja sedimentación, aunque su movilidad les permite ir en busca de recurso, en condiciones de sedimentación cuando disminuye el caudal. Estas morfoespecies serán de considerable atención en cuanto a su grado de ocurrencia y abundancia en futuros muestreos con el objetivo de identificar cambios en el gradiente ambiental de la quebrada Tolda Fría.

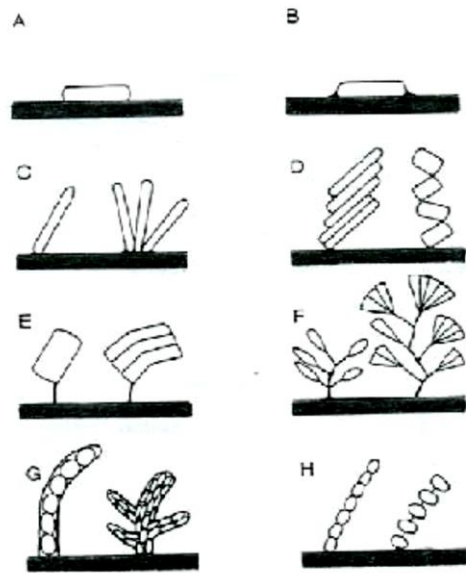


Figura 4-10. Esquema de tipos de adhesión de las diatomeas\*.

\***Tipo A:** Células solitarias con una forma postrada con movimientos rápidos y baja fuerza de adhesión al sustrato; **Tipo B:** Células solitarias con forma postrada y movimiento lento y con fuerte fuerza de adhesión; **Tipo C:** Células no móviles, solitarias con forma de vaina y pueden formar colonias verticales, su fuerza de adhesión es relativamente baja; **Tipo D:** Colonias en forma de cadenas con crecimiento en forma empalmada o en zigzag y unidas al sustrato por un extremo de la cadena, la fuerza de adhesión es alta; **Tipo E:** Células solitarias o de pequeñas cadenas unidas al sustrato por medio de hilos de mucus, la fuerza de adhesión es alta; **Tipo F:** Colonias de células arborescentes bifurcadas e interconectadas por mucus, colonias fijadas al sustrato por mucus, alta fuerza de adhesión; **Tipo G:** Colonias encerradas en un filamento único o bifurcado, las células dentro del filamento pueden moverse, la fuerza de adhesión es alta; **Tipo H:** Colonias filamentosas adheridas al sustrato por una célula terminal de la colonia, la fuerza de adhesión es baja. Tipos **A-G** son formas de crecimiento de especies de diatomeas penadas, mientras que las de **Tipo H** son formas de diatomeas centrales (Tomado de Roberts et al., 2000).

### 4.3.3 Calidad ecológica de las estaciones

Los resultados del índice de calidad ecológica por estación de monitoreo se presentan en la Tabla 4-1. en una escala de 1 a 10, tal como se orientó desde el re-escalamiento. Los valores menores se asocian con una condición crítica en la calidad ecológica para el desarrollo de las algas perifíticas registradas en la quebrada Tolda Fría, mientras que los mayores valores corresponden a una buena calidad ecológica. Así pues, los resultados del ICE indican que las estaciones Termales (especialmente en el muestreo del 10 febrero de 2010 =M4) y Gallinazo fueron las que se encontraron en condición crítica.

Tabla 4-1. Valores por estación del Índice de Calidad Ecológica basado en algas perifíticas

Estación	Fecha Muestreo	Valor ICE
Bocatoma	abr-09	8.25
	jul-09	7.47
	jul-09	7.74
	feb-10	8.24
Ganadería	abr-09	8.36
	jul-09	7.67
	jul-09	7.97
	feb-10	8.13
Romerales	abr-09	9.05
	jul-09	8.32
	jul-09	8.01
	feb-10	7.8
Termales	abr-09	4.55
	jul-09	4.09
	jul-09	4.72
	feb-10	3.78
Gallinazo	abr-09	6.11
	jul-09	5.29
	jul-09	4.91
	feb-10	5.57

En contraste las estaciones Bocatoma, Ganadería y Romerales, obtuvieron los puntajes más altos del ICE (Figura 4-11), donde *Navicula* sp.3 fue el género más representativo (18%), considerado como de interés en el análisis por su valor óptimo alto y baja tolerancia (Figura

4-12). Entre las características ecológicas de *Navicula*, se describe que ocurre en casi todas las muestras de ficoperifíton que contienen diatomeas, sin embargo más allá de su descripción genérica, morfológicamente el taxón descrito en estos puntos podría tener afinidad con las siguientes especies: *Navicula lanceolata* (= *N. avenacea*), de amplia distribución, común y puede dominar el perifíton en corrientes de baja a moderada conductividad, o también puede tratarse de *Navicula cryptocephala*, de distribución generalizada y común; ocasionalmente domina el perifíton en corrientes relativamente limpias (Biggs & Kilroy, 2000).

Además de *Navicula* sp.3, otros taxones obtuvieron alto óptimo y baja tolerancia, congruentemente tienen características ecológicas que se pueden asociar su abundancia en la estación donde se registraron. Por ello, en Bocatoma probablemente fueron representativos *Gomphonema* sp.2 (aunque para algunas especies de este género su identificación que vive en el plancton, ticoplancton o en el bentos, en aguas oligotróficas, mesotróficas hasta reservorios de agua levemente eutróficos puede resultar incierta), pueden ser muy comunes en corrientes bastante limpias y *Pseudanabaena* sp. (Guiry & Guiry, 2019; Biggs & Kilroy, 2000), por consiguiente estos tres géneros son propios de un ambiente con bajas perturbaciones como la Bocatoma.

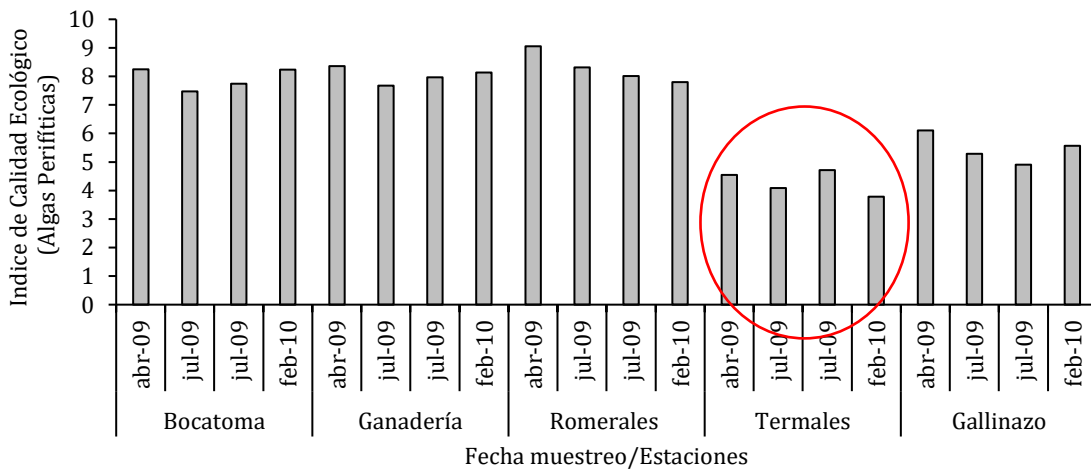


Figura 4-11. Distribución del Índice de Calidad Ecológica basado en algas perifíticas en la quebrada Tolda Fría.



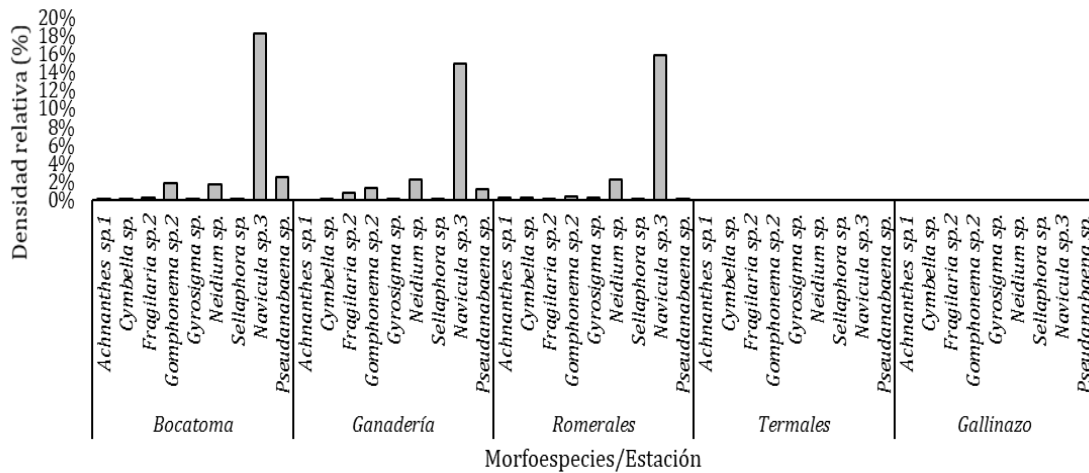


Figura 4-12. Densidad relativa de algas perifíticas con alto óptimo y baja tolerancia en las diferentes estaciones de la quebrada Tolda Fría.

En la estación Ganadería los taxones con alto óptimo-baja tolerancia y obtuvieron mayor porcentaje de representación fueron: en primer lugar, *Fragilaria* sp. 2, cabe destacar como característica ecológica que se encuentran débilmente unidos al sustrato, por lo que suelen ser bentónicos, se hallan en aguas circumneutrales (pH cercano a 7), oligo-mesotrófico aguas con contenido moderado de electrolitos (Biggs & Kilroy 2000; Taylor et al. 2007). Esta morfoespecie, tiene afinidad con *F. capucina*, prefiere agua circumneutral con niveles de nutrientes bajos a moderados, muchas variedades pueden desarrollar tolerancia a los metales pesados, y bajo tales condiciones a menudo crecen con una forma de crecimiento "retorcida" (McFarland, Hill & Willingham, 1997). En segundo lugar, *Neidium* sp., también se encuentra en aguas limpias, con bajo a moderado contenido de electrolitos. Y, en tercer lugar, *Sellaphora* sp., reportada en una amplia gama de condiciones ecológicas (Cox, 1996).

Finalmente, en la estación Romerales, los géneros *Achnanthes* sp. (común en aguas bien oxigenadas, pero muchas de las especies fueron transferidas al género *Achnantheidium* en agua dulce) y *Cymbella* sp., son ecológicamente también similares a las taxa descritas previamente, puesto que también ocurren en aguas de oligo a mesotróficas, con bajo a moderado contenido de electrolitos, así mismo el género *Gyrosigma* también posee algunas especies han sido

encontradas en aguas de moderado a elevado contenido de electrólitos, sin embargo pueden tolerar niveles críticos de contaminación orgánica, otras pueden ser capaces de crecer con luz limitada y en aguas turbias, siendo uno de los géneros que mejor describe la ecología de esta estación (<http://craticula.ncl.ac.uk>, Taylor et al., 2007).

Es evidente la ausencia de los taxones previamente descritos en las estaciones Termales y Gallinazo, también se destaca que en estas mismas estaciones se registraron datos bajos para el ICE durante los cuatro monitoreos considerados en el análisis, lo que puede estar relacionado con la presencia de los taxones *Eunotia cf. exigua* y *Navicula sp.1* caracterizados por unos bajos valores óptimos. Retomando la información obtenida de los análisis de correlación de Sperman estas dos estaciones presentaron, los máximos valores de conductividad (Termales: máx = 700  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , Gallinazo: máx = 758  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y mínimos de pH (Termales: mín = 2.84, Gallinazo: mín = 2.87), esta relación inversa se debe a que el ion  $\text{H}^+$  en exceso, es el principal responsable de los valores altos conductividad, lo que sugiere que las morfoespecies *Eunotia cf. exigua*, indicadora de salinidad y acidez y *Navicula sp.1*, son las que mejor representan las condiciones críticas que ofrecen estas estaciones (Roldán & Ramírez, 2008; DeNicola, 2000; Whitton & Díaz, 1981).

#### **4.3.4 Escalamiento del Índice**

Después de aplicar los valores expuestos anteriormente y calcular la ecuación que define el índice, se obtuvo un análisis de agrupamiento, en el cual se observa la distancia de tres grupos que definen el escalamiento del índice (Figura 4-13). En este análisis se identificó que la estación que genera mayor vértice de distancia en cuanto a la variación de los datos corresponde a Romerales.

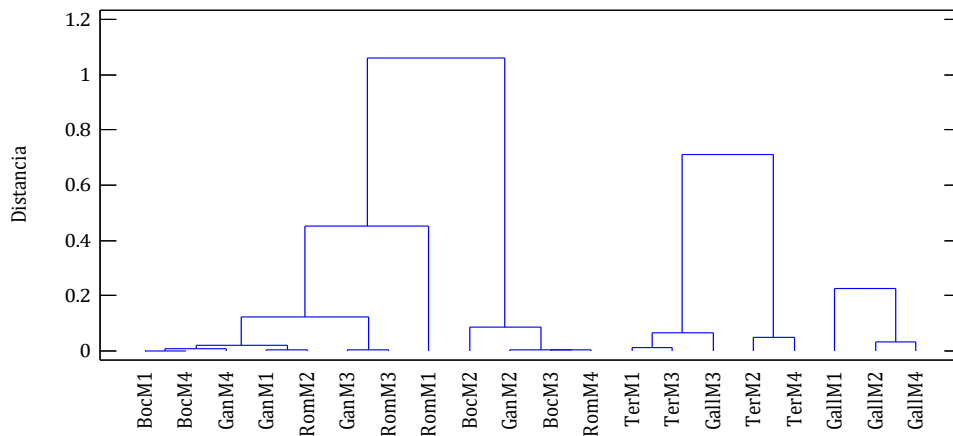


Figura 4-13. Análisis de agrupamiento del índice de calidad ecológica basado en algas perifíticas. Códigos estaciones: Boc = Bocatoma, Gan = Ganadería, Rom = Romerales, Gall = Gallinazo. Códigos muestreos: M1= 03/04/2009, M2 = 08/07/2009, M3 = 14/07/2009 y M4 = 10/02/2010.

Al obtener el agrupamiento de las diferentes estaciones por medio del índice, se generó la distribución que se presenta en la Tabla 4-2, donde en el grupo de clasificación alta se encuentran la mayoría de las estaciones. El análisis se realizó conforme con lo expuesto anteriormente, donde la estación Romerales se califica con un ICE alto, mientras que Termales registró el menor valor de la distribución establecida para el índice. A pesar de que el conglomerado está condicionado a tres grupos, las distancias con las cuales se separan estos grupos son cortas, por lo que se recomienda continuar con la calibración de las distancias del índice, ya que la mayoría de las estaciones presentan algún tipo de perturbación ya sea mineral o antrópica y el índice repliega categorías numéricas muy cercanas.

Tabla 4-2. Distribución y clasificación del índice de calidad ecológica basado en algas perifíticas

DISTRIBUCIÓN ICE		CLASIFICACIÓN
1.00	5.50	Bajo
5.50	7.50	Intermedio
7.50	10.00	Alto

### 4.3.5 Índice de Calidad Ecológica y variables ambientales

A partir de un análisis de correlaciones entre las variables ambientales consideradas en el ACC y el índice de calidad ecológica, el cual se puede observar en la tabla 4-3, se encontró la mayor correlación del ICE con la conductividad eléctrica ( $r_s = -0.62$ ) y un valor p significativo ( $p = 0.007$ ). Lo que permite interpretar este resultado, es que, al aumentar los valores de conductividad eléctrica en el río, el índice de calidad ecológica tiende a disminuir. De acuerdo con Hayashi *et al.* (2012), la fotosíntesis que realizan las algas del perifíton consume  $CO_2$  en el agua y aumenta el pH, a su vez un alto pH provoca la precipitación de calcita, lo que disminuye la conductividad eléctrica, es posible que al poseer mayor diversidad y densidad de algas las tres primeras estaciones ocurran el fenómeno que describen estos autores.

Por otra parte, el mercurio también obtuvo una alta correlación con el índice ( $r_s = 0.47$ ), aunque no fue significativa, esta relación posiblemente revela las actividades antrópicas asociadas al área de estudio, la actividad minera ejecutada aguas arriba, puede interferir con la estación tomada como blanco o referencia, esta podría ser la razón por la cual el índice se repliega en distancias cortas en el análisis de agrupamiento.

Tabla 4-3. Correlación entre el ICE basado en algas perifíticas y las variables ambientales incluidas en el análisis ACC.

Variable fisicoquímica	Correlación	Valor p
Conductividad eléctrica	-0.62	0.007
% de Saturación O <sub>2</sub>	-0.10	0.665
Fósforo total	-0.18	0.427
Nitrógeno total Kjeldahl	-0.36	0.114
Zinc	0.40	0.081
Sólidos suspendidos totales	-0.41	0.076
Sulfuros	0.27	0.237

---

<b>Variable fisicoquímica</b>	<b>Correlación</b>	<b>Valor p</b>
Cromo	-0.16	0.482
Mercurio	0.47	0.081
Caudal	0.02	0.937

---

## **5. Conclusiones y recomendaciones**

### **5.1 Conclusiones**

El conjunto de atributos ecológicos evaluados y el índice de calidad ecológica permiten visualizar las estaciones que son afectadas críticamente en la quebrada Tolda Fría por las perturbaciones ya sean naturales o antrópicas que alteran la funcionalidad y la calidad de esta corriente. Si bien es cierto que los índices de diversidad, curvas de rango abundancia y evaluación de la composición mostraron, los cambios en la comunidad de algas perifíticas tanto espacial como temporalmente que permitió detallar las taxa que mejor se adaptan a las perturbaciones y en consecuencia dejó en evidencia los sitios críticos (estaciones Termales y Gallinazo). Resulta importante que el Índice de Calidad Ecológica además de corroborar y resaltar las mismas zonas con impacto negativo, permitió establecer los taxones indicadores (baja tolerancia y alto óptimo), cuyo metabolismo varía en función a la concentración iónica y de sustancias o minerales disueltos (particularmente de acuerdo a la conductividad), al parecer la geoquímica del terreno de alguna forma incide en el gradiente ambiental de la quebrada.

Las variables hidrológicas, físicas y químicas son modeladoras de la estructura de la comunidad de algas y el microhábitat en los que habitan. Por consiguiente, no es posible tener una visión adecuada del ecosistema acuático y del origen de sus cambios (sean producto de perturbaciones antrópicas o naturales) sin contar con un análisis integrativo de estas variables. El Índice de calidad ecológica puso de manifiesto el valor de las respuestas ecológicas de la comunidad biológica empleada, de manera tal que indicó claramente los sitios donde el cuerpo de agua funciona de forma diferente, de forma tal los taxones y su abundancia expresan la disimilitud de las estaciones.

## 5.2 Recomendaciones

Obtener una alta resolución taxonómica, es decir, llegar a un nivel mínimo de clasificación (género o especie) de las algas perifíticas, mayor frecuencia de muestreos, y la elección de una estación de referencia con muy poca o libre de perturbación (lo que puede resultar complicado en esta zona donde las actividades antrópicas inician desde el páramo), son elementos que permitirán calibrar el ICE de mejor forma, para tomar decisiones adecuadas sobre la descarga de aguas residuales domésticas en el caserío Gallinazo, considerando que la descarga de aguas termales es de origen natural. Por otro lado, la actividad minera podría acentuar los impactos en este cuerpo de agua, por consiguiente, se recomienda establecer control ambiental en esta actividad económica.

El uso de las herramientas integrativas que ofrece el Plan de Ordenamiento Hídrico, tal como la que constituye este índice no debería obviarse dentro de los monitoreos de rutina que se realizan en muchos de las corrientes colombianas, puesto que en la medida que mejor se pueda documentar su efectividad, mejores decisiones para el manejo adecuado del patrimonio podrán ser ejecutadas.

## 6. Bibliografía

- ABUHATAB, Y. (2011). *Actividad metabólica diaria del biofilm en el sector medio de un río de alta montaña (río Tota, Boyacá-Colombia)* (Doctoral dissertation, tesis de maestría]. Universidad Nacional de Colombia, sede Bogotá. Bogotá D.C., Colombia.
- ALCALDÍA DE MANIZALES. (2013). Plan de ordenamiento territorial de Manizales. Recuperado de: <http://www.manizales.gov.co/Contenido/Alcaldia/86/plan-deordenamiento-territorial-vigente>.
- ALLAN, J. D. (1995). *Stream Ecology, Structure and Function of Running Waters*. School of Natural Resources and Environment. Michigan, USA: University of Michigan.
- ASOCIACIÓN PARA EL PENSAMIENTO Y DEFENSA DEL AMBIENTE. (2014). *La mina Tolda Fría: amenaza al patrimonio natural caldense*. ASPEDEM. Recuperado de:
- BARTRAM, J., & BALLANCE, R. (Eds.). (1996). *Water quality monitoring: a practical guide to the design and implementation of freshwater quality studies and monitoring programmes*. CRC Press.
- BERE, T., & TUNDISI, J. G. (2011). Influence of ionic strength and conductivity on benthic diatom communities in a tropical river (Monjolinho), São Carlos-SP, Brazil. *Hydrobiologia*, 661(1), 261-276.
- BICUDO, C. DE M. & MENEZES M. (2006). *Generos de algas de Aguas Continentais do Brasil: chave para identificação e descrições*. 2da Edição. Brasil, Rio de Janeiro: Rima editor.
- BIGGS, B. J., GORING, D. G., & NIKORA, V. I. (1998). Subsidy and stress responses of stream periphyton to gradients in water velocity as a function of community growth form. *Journal of Phycology*, 34(4), 598-607.



- BIGGS, B. J. F., & KILROY, C. (2000). *Stream periphyton monitoring manual*. National Institute of Water and Atmospheric Research, Christchurch, New Zealand.
- BUITRAGO-AGUIRRE, C.L.; HERNÁNDEZ-ATILANO, E; BRIJALDO- FLECHAS, N.E.; SANTOS-SANTOS, T.F.; URIBE-PALACIOS, A. M.; GARCIA-JARAMILLO, F; CASTRO- HERNÁNDEZ, L.F... (et al.). (2014). *Guía técnica para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico*. Bogotá D.C., Colombia: Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible.
- BURLIGA, A. L. M., SCHWARZBOLD, A., LOBO, E. A., & PILLAR, V. D. (2004). Functional types in epilithon algae communities of the Maquiné River, Rio Grande do Sul, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(4), 369-380.
- CARR, G.M. & RICKWOOD, C.J. (2008) Water Quality Index for Biodiversity Technical Development Document. Report Prepared for Biodiversity Indicators Partnership, World Conservation Monitoring Center, Cambridge, 64 p.
- CARVACHO, 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 Limarí en Chile* (tesis de maestría). Universidad de Barcelona, Barcelona, España.
- CENTRAL HIDROELÉCTRICA DE CALDAS, EMPRESAS PUBLICAS DE MEDELLÍN, & CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE CALDAS. (1994). Análisis de las cuencas superiores de los ríos Chinchiná, Guacaica y Río Blanco. Manizales, Caldas: Auditoría Ambiental LTDA. Manizales, Caldas.
- CÉSPEDES-VARGAS, E., UMAÑA-VILLALOBOS, G., & SILVA-BENAVIDES, A. M. (2016). Tolerancia de diez especies de diatomeas (Bacillariophyceae) a los factores físico-químicos del agua en el Río Sarapiquí, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 64(1): 105-115.
- CHAO, A., & JOST, L. (2012). Coverage-based rarefaction and extrapolation: Standardizing samples by completeness rather than size. *Ecology*, 93(12), 2533–2547. doi:10.1890/11-1952.1

- CHAO, A., GOTELLI, N. J., HSIEH, T. C., SANDER, E. L., MA, K. H., COLWELL, R. K., & ELLISON, A. M. (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84(1), 45-67.
- CONGRESO DE COLOMBIA (22 de diciembre de 1993). Artículo 5 (Titulo II). Del Ministerio del Medio Ambiente y del Sistema Nacional Ambiental. (Ley 99 de 1993). DO: No. 41.146. Recuperado de: <http://www.humboldt.org.co/images/documentos/pdf/Normativo/1993-12-22-ley-99-crea-el-sina-y-mma.pdf>.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE CALDAS, & PROAGUA. (2001). Agenda para la gestión ambiental del municipio de Villamaría. Editar S.A. Manizales, 90p.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE CALDAS. (2002). Agenda Para la Gestión Ambiental del Municipio de Manizales. 148p.
- CORPORACIÓN AUTÓNOMA REGIONAL DE CALDAS Y CONSERVACIÓN INTERNACIONAL COLOMBIA. (2005). *Estudio sobre el estado actual de los páramos del Departamento de Caldas*. Recuperado de <http://www.corpocaldas.gov.co/publicaciones/639/linea%20base%20p%C3%A1ramos%20de%20caldas.pdf>.
- COX, E.J. (1991). What is the basis for using diatoms as monitors of river quality? In Whitton, B. A., Rott, E. & Friedrich, G. (Eds.), *Use of Algae for monitoring rivers* (pp. 33-40). Institut fur Botanik, University Innsbruck.
- COX, E. J. (1996). Identification of freshwater diatoms from live material. Chapman & Hall.
- DENICOLA, D. M. (2000). A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia*, 433(1-3), 111-122.
- DÍAZ-QUIRÓS, C., & RIVERA-RONDÓN, C. A. (2004). Diatomeas de pequeños ríos andinos y su utilización como indicadoras de condiciones ambientales. *Caldasia*, 26(2), 381-394.
- DENICOLA, D. M. (2000). A review of diatoms found in highly acidic environments. *Hydrobiologia*, 433(1-3), 111-122.

- FEINSINGER, P. (2004). *El diseño de estudios de campo para la conservación de la biodiversidad*. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: FAN.
- FRANCO, A.M. (2001). *Evaluación hidrológica de la subcuenca alta del Río Chinchiná* (Trabajo especialización). Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Manizales Colombia.
- FORERO, L. C., LONGO, M., RAMÍREZ, R., JAIRÓ, J., & CHALAR, G. (2014). Índice de calidad ecológica con base en macroinvertebrados acuáticos para la cuenca del río Negro (ICER-N-MAE), Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 62, 233-247.
- GUALTERO D. M. (2007). *Composición y Abundancia de las algas bénticas de cinco sistemas lóticos de Puerto Rico* (Tesis Maestría). Universidad de Puerto Rico, Mayagüez, Puerto Rico.
- GUIRY, M.D. & GUIRY, G.M. (2018). *AlgaeBase*. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. Recuperado de: <http://www.algaebase.org>
- GUISANDE GONZÁLEZ, C., FELPETO, A. B., ESTRAVIZ, I. M., ALARCÓN, I. R., CASTAÑO, A. V., & LISTE, A. V. (2006). Tratamiento de datos Ediciones Díaz de Santos Madrid.
- HAYASHI, M., VOGT, T., MÄCHLER, L., & SCHIRMER, M. (2012). Diurnal fluctuations of electrical conductivity in a pre-alpine river: Effects of photosynthesis and groundwater exchange. *Journal of Hydrology*, 450, 93-104.
- HERNÁNDEZ-ATILANO, E., AGUIRRE, N. J., & PALACIO, J. A. (2005). Variación espacio-temporal de la estructura de la comunidad de algas perifíticas en la microcuenca de la quebrada La Vega, municipio de San Roque (Antioquia), Colombia. *Actualidades Biológicas*, 27(82), 67-77.
- INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. (2010). *Estudio Nacional del Agua 2010*. Bogotá D.C., Colombia.
- INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES. (2015). *Estudio Nacional del Agua 2014*. Bogotá D.C., Colombia. IDEAM. 496p.

- IZAGIRRE, O., SERRA, A., GUASCH, H., & ELOSEGI, A. (2009). Effects of sediment deposition on periphytic biomass, photosynthetic activity and algal community structure. *Science of the Total Environment*, 407(21), 5694-5700.
- JIMÉNEZ, P. (2010). Estructura de la comunidad de algas perifíticas y su relación con algunas variables fisicoquímicas en la Quebrada Tolda Fría-La María, Villamaría (Caldas), Colombia (Tesis de pregrado). Universidad de Caldas, Manizales Colombia.
- JIMÉNEZ-PÉREZ, P., TORO-RESTREPO, B., & HERNÁNDEZ-ATILANO, E. (2014). Relación entre la comunidad de fitoperifiton y diferentes fuentes de contaminación en una quebrada de los Andes Colombianos. *Boletín Científico Museo de Historia Natural*, 18, 49-66.
- JUGGINS, S. (2016). C2 Version 1.7. 7 software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualisation. *Newcastle upon Tyne: Newcastle University*.
- KORHONEN, L. K., MACÍAS-CARRANZA, V., ABDALA, R., FIGUEROA, F. L., & CABELLO-PASINI, A. (2012). Effects of sulfide concentration, pH, and anoxia on photosynthesis and respiration of *Zostera marina*. *Ciencias Marinas*, 38(4), 625-633.
- KARR, J. R. (1991). Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications*, 1(1), 66-84.
- LABIOD, C., GODILLOT, R., & CAUSSADE, B. (2007). The relationship between stream periphyton dynamics and near-bed turbulence in rough open-channel flow. *Ecological Modelling*, 209(2-4), 78-96.
- LONDOÑO, A., GIRALDO, G., & GUTIÉRREZ, Á. (2010). *Métodos analíticos para la evaluación de la calidad fisicoquímica del agua*. Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Manizales, Colombia: Blanecolor Ltda.
- MARTÍNEZ, L. F., & DONATO, J. (2003). Efectos del caudal sobre la colonización de algas en un río de alta montaña tropical (Boyacá, Colombia). *Caldasia*, 25(2), 337-354.
- MARTÍNEZ ORTEGA, R. M., TUYA PENDÁS, L. C., MARTÍNEZ ORTEGA, M., PÉREZ ABREU, A., & CÁNOVAS, A. M. (2009). El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. *Revista Habanera de Ciencias Médicas*, 8(2), 0-0.

- MCFARLAND, B. H., HILL, B. H., & WILLINGHAM, W. T. (1997). Abnormal *Fragilaria* spp. (Bacillariophyceae) in streams impacted by mine drainage. *Journal of Freshwater Ecology*, 12(1), 141-149.
- MIDDLETON, R. G. (2010). *Cattle access affects periphyton community structure in Tennessee farm ponds* (Master's Thesis). University of Tennessee, Knoxville, USA.
- MONTOYA, Y., & AGUIRRE, N. (2013). Estado del arte del conocimiento sobre perifiton en Colombia. *Gestión y ambiente*, 16(3), 91-117.
- MONDRAGÓN, M. A (2014). Uso de la correlación de Spearman en un estudio de intervención en fisioterapia. *Revista Movimiento Científico*, 8(1), 98-104.
- MONTES, R. T., NAVARRO, I., DOMÍNGUEZ, R., & JIMÉNEZ, B. (2013). Modificación de la capacidad de autodepuración del río Magdalena ante el cambio climático. *Tecnología y ciencias del agua*, 4(5), 71-83.
- MORENO, C. E., BARRAGÁN, F., PINEDA, E., & PAVÓN, N. P. (2011). Reanálisis de la diversidad alfa: Alternativas para interpretar y comparar información sobre comunidades ecológicas. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(4), 1249-1261. doi:10.7550/rmb.28802.
- MUNGUÍA, R. P., LÓPEZ, R. P., & NAVA, M. M. (2007). Integridad biótica de ambientes acuáticos. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*, 71.
- MUÑOZ, H., OROZCO, S., VERA, A., SUÁREZ, J., GARCÍA, E., NERIA, M., & JIMÉNEZ, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 6(5), 59-74.
- NOGA, T., RYBAK, M., & ECTOR, L. (2017). Description of *Stauroneis saprophila* sp. nov. (Bacillariophyta), a new diatom species from anthropogenic environment. *Phytotaxa*, 327(3), 269-275. doi: 10.11646/phytotaxa.327.3.6
- PÉREZ-MUNGUÍA, R., PINEDA, R., MEDINA, M., SÁNCHEZ, Ó., HERZING, M., PETERS, E., & ZAMBRANO, L. (2007). Integridad biótica en ambientes acuáticos. *Perspectivas sobre conservación de ecosistemas acuáticos en México*. Ó. Sánchez, M. Herzing, E. Peters, R. Márquez & L. Zambrano (eds.). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, INE,

*US Fish & Wildlife Service, Unidos para la Conservación AC, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, 71-11.*

PEREIRA, M. J., & AZEITEIRO, U. M. (2003). Structure, organization and elemental composition of the envelopes of Trachelomonas (Euglenophyta): a review. *Acta oecologica*, 24, S57-S66. doi: 10.1016/S1146-609X (03)00017-1.

PINILLA, G.A., DUARTE, J. & VEGA, L. (2010) Índice de Estado Limnológico (IEL) para evaluar las condiciones ecológicas de las ciénagas del Canal del Dique, Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 15(2), 169-188.

POTAPOVA, M. G., & CHARLES, D. F. (2002). Benthic diatoms in USA rivers: distributions along spatial and environmental gradients. *Journal of biogeography*, 29(2), 167-187.

PRESIDENCIA DE LA REPÚBLICA DE COLOMBIA. (2 de agosto de 2012). Por el cual se reglamentan los instrumentos de planificación y manejo de las cuencas hidrográficas. [Decreto 1640 de 2012]. DO: 48510. Recuperado de: <https://www.alcaldiabogota.gov.co/sisjur/normas/Norma1.jsp?i=49987>.

RAMÍREZ, A. M., & PLATA, Y. (2008). Diatomeas periffíticas en diferentes tramos de dos sistemas lóticos de alta montaña (Páramo de Santurbán, Norte de Santander, Colombia) y su relación con las variables ambientales. *Acta biológica colombiana*, 13(1), 217-228.

RIVERA, C., & DONATO, J. (2008). Influencia de las variaciones hidrológicas y químicas sobre la diversidad de diatomeas bénticas. En: J.C. Donato (Ed.), *Ecología de un río de montaña de los Andes Colombianos (río Tota, Boyacá)* (pp. 83-102). Bogotá, Colombia: Universidad Nacional de Colombia.

ROBERTS, R., KAWAMURA, T., & TAKAMI, H. (2000). Diatoms for abalone culture: a workshop for abalone farmers. In *Int Abalone Symp* (Vol. 4, pp. 1-28).

ROLDÁN, G. (2003). Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. *Uso del método BMWP/Col*. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia.

ROLDÁN, G., & RAMÍREZ, J. J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical-2.*<sup>a</sup> edición. Medellín, Colombia: Universidad de Antioquia.

- ROUND, F. E. (1990). Diatom communities-their response to changes in acidity. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. B, Biological Sciences*, 327(1240), 243-249.
- SOCIEDAD DE MEJORAS PÚBLICAS DE MANIZALES, J. D., 2011. Hacia un civismo Activo. Acciones Populares la mina Tolda Fría y la vía Potro Rojo, Manizales: Revista Civismo.448.
- SUÁREZ, J.J. & NAVIA, G.A. (2007) *Aporte a la utilización del agua termal como coagulante en el tratamiento de las aguas residuales municipales* (Trabajo especialización). Universidad Nacional de Colombia, Sede Manizales. Manizales, Colombia.
- TAYLOR, J. C., HARDING, W. R., & ARCHIBALD, G. M. (2007). *An illustrated guide to some common diatom species from South Africa*. Pretoria: Water Research Commission. Recuperado de: [http://www.researchgate.net/profile/William\\_Harding3/publication/264195013\\_An\\_Illustrated\\_Guide\\_to\\_Some\\_Common\\_Diatom\\_Species\\_from\\_South\\_Africa\\_An\\_Illustrated\\_Guide\\_to\\_Some\\_Common\\_Diatom\\_Species\\_from\\_South\\_Africa/links/53d15ffd0cf2a7fbb2e641e1.pdf](http://www.researchgate.net/profile/William_Harding3/publication/264195013_An_Illustrated_Guide_to_Some_Common_Diatom_Species_from_South_Africa_An_Illustrated_Guide_to_Some_Common_Diatom_Species_from_South_Africa/links/53d15ffd0cf2a7fbb2e641e1.pdf)
- TEAM, R. C. (2018). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R foundation for Statistical Computing. Viena, Austria. Recuperado en: <http://www.r-project.org/>.
- VILCHES, C., CASCO, M. A., & GIORGI, A. (2016). El perifíton como indicador de contaminación difusa: el caso de la cuenca superior del río Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 51(4), 579-595.
- WEHR, J. D., & SHEATH, R. G. (Eds.). (2003). *Freshwater algae of North America: ecology and classification*. Amsterdam; Boston: Academic Press.
- WHITTON, B. A., & DIAZ, B. M. (1981). Influence of environmental factors on photosynthetic species composition in highly acidic waters. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21(3), 1459-1465.
- WU, N., DONG, X., LIU, Y., WANG, C., BAATTRUP-PEDERSEN, A., & RIIS, T. (2017). Using river microalgae as indicators for freshwater biomonitoring: Review of published research and future directions. *Ecological Indicators*, 81, 124-131.

ZAMUDIO RODRÍGUEZ, C. (2012). Gobernabilidad sobre el recurso hídrico en Colombia: entre avances y retos. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 99-112.

ZAPATA-ANZOLA, A.M. & DONATO-RONDON J.C. (2005) Cambios diarios de las algas perifíticas y su relación con la velocidad de la corriente en un río tropical de montaña (río Tota-Colombia). *Limnetica*, 24(3-4), 327-338.



## **Anexo A: Resultados de las variables hidrológicas y fisicoquímicas.**

Anexo A. Características físicas, químicas e hidrológicas de la Quebrada Tolda Fría.

Parámetro	Cód	Unidad	Estadígrafo	Estaciones				
				Bocatoma	Ganadería	Romerales	Termales	Gallinazo
Velocidad de la corriente	V	m/s	Media ± DE	3.97 ± 1.51	4.49 ± 2.25	7.22 ± 1.95	6.37 ± 3.07	7.25 ± 2.15
			Máx	5.54	6.25	9.04	9.78	8.77
			Mín	2.03	1.50	5.22	2.33	4.07
Área	A	m <sup>2</sup>	Media ± DE	1.51 ± 1.47	1.64 ± 0.4	3.01 ± 0.65	2.69 ± 0.49	2.51 ± 0.43
			Máx	3.69	2.23	3.83	3.17	2.90
			Mín	0.57	1.36	2.37	2.24	1.90
Caudal	Q	m <sup>3</sup> /s	Media ± DE	1.05 ± 1.10	0.98 ± 0.39	2.41 ± 0.63	1.97 ± 0.66	2.11 ± 1.01
			Máx	2.69	1.56	3.20	2.62	3.55
			Mín	0.44	0.70	1.67	1.05	1.22
Temperatura agua	T°	°C	Media ± DE	13.28 ± 1.79	15.00 ± 1.37	14.83 ± 1.64	14.03 ± 0.63	14.14 ± 1.57
			Máx	15.17	16.20	16.63	14.65	16.50
			Mín	11.10	13.40	13.05	13.43	13.27
Conductividad eléctrica	Cond.	μS/cm	Media ± DE	72.43 ± 19.42	87.92 ± 20.45	244.42 ± 96.59	392.75 ± 206.58	448.92 ± 219.36
			Máx	101.20	116.93	377.67	700.00	758.00
			Mín	59.70	68.90	147.00	268.00	264.00
Turbidez	Turb.	NTU	Media ± DE	16.96 ± 6.27	21.35 ± 9.80	7.80 ± 4.51	7.88 ± 6.00	6.33 ± 4.44
			Máx	24.59	28.09	14.18	16.80	12.98
			Mín	9.66	6.94	4.22	3.86	3.86
Oxígeno disuelto	OD	mg O <sub>2</sub> /L	Media ± DE	8.07 ± 1.77	7.78 ± 1.53	8.17 ± 1.30	8.78 ± 0.91	8.30 ± 1.01
			Máx	10.33	9.84	9.98	9.67	9.35
			Mín	6.28	6.58	7.18	7.51	7.23
Saturación Oxígeno	SO	% O <sub>2</sub>	Media ± DE	76.82 ± 14.06	76.83 ± 12.55	80.47 ± 10.25	85.60 ± 9.13	81.16 ± 12.23
			Máx	94.85	93.85	95.10	96.05	95.95
			Mín	62.63	67.03	72.43	73.77	69.23

Parámetro	Cód	Unidad	Estadígrafo	Estaciones				
				Bocatoma	Ganadería	Romerales	Termales	Gallinazo
pH	pH	-	Media ± DE	6.56 ± 0.50	6.69 ± 0.56	4.26 ± 0.54	3.51 ± 0.47	3.67 ± 0.60
			Máx	7.06	7.24	4.76	3.91	4.31
			Mín	5.87	5.91	3.70	2.84	2.87
Sólidos Totales	ST	mg/L	Media ± DE	118.38 ± 19.29	161.38 ± 31.49	274.38 ± 70.54	350.63 ± 134.40	347.31 ± 134.80
			Máx	137.00	493.50	194.50	350.50	527.50
			Mín	100.50	182.50	129.50	181.00	200.50
Sólidos Suspendidos totales	SST	mg/L	Media ± DE	35.64 ± 20.36	41.84 ± 22.11	72.55 ± 35.57	73.07 ± 35.17	76.48 ± 38.44
			Máx	65.00	107.50	72.50	92.00	101.50
			Mín	18.68	20.41		19.28	22.42
DBO <sub>5</sub>	DBO <sub>5</sub>	mg O <sub>2</sub> /L	Media ± DE	7.97 ± 4.50	10.03 ± 6.56	10.04 ± 2.97	12.93 ± 4.33	15.41 ± 4.15
			Máx	14.31	21.35	19.80	13.40	19.25
			Mín	3.80	12.16	5.85	6.20	9.90
DQO	DQO	mg O <sub>2</sub> /L	Media ± DE	21.65 ± 10.32	21.16 ± 8.50	25.60 ± 10.34	28.22 ± 8.36	36.78 ± 10.11
			Máx	34.78	51.65	33.58	38.74	38.74
			Mín	13.10	29.00	14.35	13.75	19.00
Nitrógeno Total Kjeldahl	NTK	mg/L	Media ± DE	2.48 ± 0.85	2.57 ± 0.51	2.64 ± 0.46	2.81 ± 0.35	2.82 ± 0.35
			Máx	3.17	3.08	3.15	3.10	3.21
			Mín	1.26	2.30	1.99	2.05	2.42
Nitrógeno Amoniacal	NH <sub>3</sub> -N	mg NH <sub>3</sub> -N/L	Media ± DE	1.04 ± 0.20	0.97 ± 0.17	0.98 ± 0.18	1.01 ± 0.15	1.07 ± 0.11
			Máx	1.25	1.19	1.15	1.20	1.18
			Mín	0.78	0.92	0.75	0.78	0.82
Fósforo Total	PT	mg P/L	Media ± DE	1.17 ± 0.57	1.29 ± 0.58	2.10 ± 0.18	1.74 ± 0.44	1.90 ± 0.47
			Máx	1.71	2.40	1.74	2.29	2.17
			Mín	0.39	1.27	0.46	1.90	1.15
Sulfuros	Sulf	mg/L	Media ± DE	0.11 ± 0.04	0.10 ± 0.02	0.09 ± 0.03	0.10 ± 0.04	0.10 ± 0.04
			Máx	0.17	0.15	0.13	0.13	0.14

Parámetro	Cód	Unidad	Estadígrafo	Estaciones				
				Bocatoma	Ganadería	Romerales	Termales	Gallinazo
Zinc	Zn	mg/L	Mín	0.07	0.05	0.09	0.05	0.05
			Media ± DE	1.28 ± 1.40	1.22 ± 1.41	1.22 ± 1.36	0.72 ± 1.19	0.72 ± 1.30
			Máx	3.10	3.00	2.90	2.50	2.68
Níquel	Ni	mg/L	Mín	0.10	0.08	0.07	0.10	0.01
			Media ± DE	0.07 ± 0.08	0.07 ± 0.07	0.07 ± 0.06	0.05 ± 0.03	0.06 ± 0.05
			Máx	0.19	0.17	0.16	0.07	0.13
Cromo (VI)	Cr (VI)	mg/L	Mín	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01
			Media ± DE	0,04 ± 0,01	0,05 ± 0,01	0,04 ± 0,02	0,05 ± 0,04	0,05 ± 0,03
			Máx	0.05	0.06	0.08	0.10	0.10
Plomo	Pb	mg/L	Mín	0.03	0.03	0.02	0.02	0.02
			Media ± DE	0.15 ± 0.11	0.15 ± 0.16	0.08 ± 0.08	0.08 ± 0.12	0.13 ± 0.15
			Máx	0.28	0.36	0.16	0.26	0.34
Cianuro (CN-)	CN-	mg/L	Mín	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
			Media ± DE	-	-	-	-	-
			Máx	-	-	-	-	-
Mercurio	Hg	µg/L	Mín	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01
			Media ± DE	0.26 ± 0.05	0.23 ± 0.03	0.17 ± 0.05	0.14 ± 0.02	0.13 ± 0.03
			Máx	0.32	0.25	0.22	0.16	0.16
			Mín	0.22	0.20	0.12	0.12	0.10

## **Anexo B: Composición y densidad de algas perifíticas.**

Anexo B. Composición taxonómica, densidad (N) y densidad relativa (pi).

CLASE	ORDEN	FAMILIA	Género y/o morfoespecie	*Cód	**Estaciones					N (ind/cm <sup>2</sup> )	Pi (%)
					E1	E2	E3	E4	E5		
Bacillariophyceae	Fragilariales	Fragilariaceae	<i>Fragilaria</i> sp.1	A	22	17	19	0	1	59	0,72
			<i>Fragilaria</i> sp.2	B	6	20	3	0	0	29	0,35
	Bacillariales	Bacillariaceae	<i>Nitzschia linearis</i>	C	98	130	114	1	3	346	4,22
			<i>Nitzschia</i> sp.1.	D	156	251	167	1	4	579	7,07
	Cocconeidales	Achnanthidiaceae	<i>Achnanthidium</i> cf. <i>minutissimum</i>	E	45	37	42	0	4	128	1,56
	Cymbellales	Cymbellaceae	<i>Cymbella</i> sp.	F	4	2	5	0	0	11	0,13
		Gomphonemataceae	<i>Gomphonema</i> sp.	G	33	54	32	0	0	119	1,45
	<i>Gomphonema</i> aff. <i>truncatum</i>		H	4	5	10	0	0	19	0,23	
	<i>Gomphonema</i> sp.1		I	23	25	26	0	1	75	0,92	
	<i>Gomphonema</i> sp.2		J	47	33	7	0	0	87	1,06	
	<i>Reimeria</i> cf. <i>sinuata</i>		K	91	192	171	0	0	454	5,54	
	<i>Rhoicosphenia</i> cf. <i>abbreviata</i>		L	61	54	79	4	24	222	2,71	
	Eunotiales	Eunotiaceae	<i>Eunotia</i> cf. <i>exigua</i>	M	2	1	7	20	79	109	1,33
	Licmophorales	Ulnariaceae	<i>Hannaea arcus</i>	N	11	40	10	0	0	61	0,74
	Mastogloiales	Achnanthaceae	<i>Achnanthes</i> sp.1	O	2	0	4	0	0	6	0,07
			<i>Achnanthes</i> sp.2	P	2	0	0	0	0	2	0,02
	Naviculales	Stauroneidaceae	<i>Stauroneis</i> sp.	Q	3	6	2	1	1	13	0,16
		Naviculaceae	<i>Caloneis</i> sp.	R	2	7	12	2	24	47	0,57
			<i>Gyrosigma</i> sp.	S	1	4	5	0	0	10	0,12
			<i>Navicula</i> sp.1	T	96	67	8	476	757	1404	17,14
<i>Navicula</i> sp.2		U	13	45	73	0	0	131	1,60		
<i>Navicula</i> sp.3		V	480	358	274	0	0	1112	13,57		
Neidiaceae		<i>Neidium</i> sp.	W	44	54	40	0	0	138	1,68	

CLASE	ORDEN	FAMILIA	Género y/o morfoespecie	*Cód	**Estaciones					N (ind/cm <sup>2</sup> )	Pi (%)
					E1	E2	E3	E4	E5		
		Pinnulariaceae	<i>Pinnularia</i> sp.1	X	1	1	0	0	0	2	0,02
			<i>Pinnularia</i> sp.2	Y	11	15	24	0	1	51	0,62
		Sellaphoraceae	<i>Sellaphora</i> sp.	Z	3	5	2	0	0	10	0,12
	Surirellales	Surirellaceae	<i>Surirella</i> sp.	A1	2	0	0	0	0	2	0,02
	Thalassiophysales	Catenulaceae	<i>Amphora</i> aff. <i>ovalis</i>	A2	99	133	88	0	0	320	3,91
Coscinodiscophyceae	Melosirales	Melosiraceae	<i>Melosira</i> sp.	A3	0	0	2	0	2	4	0,05
Conjugatophyceae	Desmidiiales	Desmidiaceae	<i>Cosmarium</i> sp.	A4	0	1	0	0	1	2	0,02
			<i>Staurastrum</i> sp.	A5	0	0	2	0	0	2	0,02
	Zygnematales	Mesotaeniaceae	<i>Mesotaenium</i> sp.	A6	7	8	2	0	0	17	0,21
Chlorophyceae	Chaetophorales	Chaetophoraceae	<i>Chaetophora</i> sp.	A7	2	1	6	1	4	14	0,17
	Sphaeropleales	Hydrodictyaceae	<i>Hydrodictyon reticulatum</i>	A8	0	1	0	0	0	1	0,01
		Selenastraceae	<i>Monoraphidium</i> sp.	A9	4	16	0	0	0	20	0,24
Trebouxiophyceae	Chlorellales	Oocystaceae	<i>Oocystes</i> sp.	A10	14	27	7	0	1	49	0,60
	Microthamniales	Microthamniaceae	<i>Microthamnion</i> sp.	A11	1	0	2	0	3	6	0,07
Ulvophyceae	Ulotrichales	Gloeotilaceae	<i>Binuclearia</i> sp.	A12	1	0	0	0	0	1	0,01
Cyanophyceae	Chroococcales	Chroococcaceae	<i>Chroococcus</i> sp.	A13	1158	720	483	0	18	2379	29,04
	Oscillatoriales	Oscillatoriaceae	<i>Oscillatoria</i> sp.	A14	4	22	8	0	0	34	0,42
	Synechococcales	Pseudanabaenaceae	<i>Pseudanabaena</i> sp.	A15	64	30	2	0	0	96	1,17
Euglenophyceae	Euglenales	Euglenaceae	<i>Trachelomonas</i> sp.	A16	9	11	1	0	0	21	0,26
<b>Densidad Total N (ind/cm<sup>2</sup>)</b>					<b>2626</b>	<b>2393</b>	<b>1739</b>	<b>506</b>	<b>928</b>	<b>8192</b>	<b>100</b>
<b>Completitud (<math>\hat{C}_m</math>) %</b>					99.8	99.8	99.9	98.6	99.4		
<b><sup>0</sup>D</b>					38	35	35	8	17		
<b><sup>1</sup>D</b>					8.14	12.16	11.84	1.34	2.24		
<b><sup>2</sup>D</b>					4.18	7.12	7.48	1.13	1.48		

\*Se presenta el código que abrevia los nombres de las morfoespecies.

\*\*Estaciones: **E1**: Bocatoma, **E2**: Ganadería, **E3**: Romerales, **E4**: Termales. **E5**: Gallinazo. **N** = abundancia expresada en términos de densidad (ind/cm<sup>2</sup>). **Pi** = abundancia porcentual por taxón,  **$\hat{C}_m$**  = completitud de muestreo, **<sup>0</sup>D** = riqueza, **<sup>1</sup>D** = exponencial índice Shannon, **<sup>2</sup>D** = inverso índice Simpson.





## **Anexo C: Valores óptimos y de tolerancia de algas perifíticas.**



Anexo C: Valores óptimos y de tolerancia de cada una de las morfoespecies de algas perifíticas.

<b>MORFOTIPO</b>	<b>ÓPTIMO</b>	<b>TOLERANCIA</b>
<i>Achnanthes</i> sp.1	9,22	0,49
<i>Achnanthes</i> sp.2	10,00	1,16
<i>Amphora</i> aff. <i>ovalis</i>	9,07	0,60
<i>Binuclearia</i> sp.	8,66	1,16
<i>Caloneis</i> sp.	6,11	3,03
<i>Chroococcus</i> sp.	9,34	0,83
<i>Cosmarium</i> sp.	5,82	3,29
<i>Cymbella</i> sp.	9,00	0,38
<i>Eunotia</i> aff. <i>exigua</i>	3,67	1,88
<i>Fragilaria</i> sp.1	8,83	0,80
<i>Fragilaria</i> sp.2	9,30	0,48
<i>Gomphonema</i> aff. <i>truncatum</i>	8,78	0,88
<i>Gomphonema</i> sp.1	8,90	0,88
<i>Gomphonema</i> sp.2	9,25	0,46
<i>Gyrosigma</i> sp.	9,13	0,48
<i>Hannaea</i> <i>arcus</i>	9,05	0,65
<i>Hydrodictyon</i> <i>reticulatum</i>	9,51	1,16
<i>Melosira</i> sp.	6,14	2,80
<i>Mesotaenium</i> sp.	9,63	0,82
<i>Microthamnion</i> sp.	5,86	2,86
<i>Monoraphidium</i> sp.	9,48	0,51
<i>Navicula</i> sp.1	3,51	2,67
<i>Navicula</i> sp.2	9,03	0,80
<i>Navicula</i> sp.3	9,08	0,45
<i>Neidium</i> sp.	9,13	0,39
<i>Nitzschia</i> <i>linearis</i>	9,03	0,74
<i>Nitzschia</i> sp.1.	9,11	0,71
<i>Oocystes</i> sp.	9,35	1,26
<i>Pinnularia</i> sp.1	6,38	1,01
<i>Pinnularia</i> sp.2	9,04	0,84
<i>Pseudoanabaena</i> sp.	9,30	0,42
<i>Reimeria</i> cf. <i>sinuata</i>	9,05	0,64
<i>Rhoicosphenia</i> cf. <i>abbreviata</i>	8,25	2,09
<i>Sellaphora</i> sp.	9,59	0,41
<i>Staurastrum</i> sp.	9,08	1,16
<i>Stauroneis</i> sp.1	7,90	2,23
<i>Surirella</i> sp.	9,06	1,16
<i>Trachelomonas</i> sp.	9,76	0,58
<i>Achnanthidium</i> sp.	8,96	1,44
<i>Oscillatoria</i> sp.	8,80	0,75
<i>Chaetophora</i> sp.	6,88	2,71
<i>Encyonema</i> sp.	9,27	0,63