

ÍNDICE DE ESTADO LIMNOLÓGICO FLUVIAL PARA LOS RÍOS DE LA CUENCA ALTA DEL RÍO CHICAMOCHA, BOYACÁ-COLOMBIA

Martínez Dallos Iván Darío Mg. ¹ 
Pinilla Agudelo Gabriel Antonio PhD. ² 

Recibido el 1 de julio de 2016, aprobado el 27 de marzo de 2017, actualizado el 20 de diciembre de 2017

DOI: 10.17151/luaz.2018.46.8

RESUMEN

Se realizó un estudio sobre la cuenca alta del río Chicamocha en Boyacá- Colombia para la construcción de un índice multimétrico con el objetivo de evaluar la calidad ambiental y ecológica de los afluentes y la corriente principal del río Chicamocha. Se evaluaron cuarenta y siete variables entre biológicas, fisicoquímicas e hidráulicas en tres puntos de los ríos Tuta, Jordán y Surba, además de la corriente principal del río Chicamocha. Se seleccionaron nueve variables para la construcción del IELF (Índice de Estado Limnológico Fluvial) puntaje promedio por taxón de invertebrados (ASPT), coliformes totales, porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, sólidos disueltos, fosfatos, nitritos, demanda biológica de oxígeno (DBO₅), velocidad media de la corriente y profundidad relativa del cauce. De acuerdo con el IELF, el río de peor calidad fue el Jordán; en contraste, el río Surba presentó una condición aceptable. En general toda la cuenca oscila entre un estado malo y crítico (en época seca) debido a la contaminación difusa (proveniente de diversas fuentes) y a la reducción de los caudales. Por otra parte, al comparar el IELF con otros índices de calidad del agua (ICAs) internacionales y colombianos se concluyó que muestra un buen nivel discriminatorio de las condiciones de calidad ambiental y ecológica de sistemas lóticos andinos, como los de la cuenca alta del río Chicamocha.

PALABRAS CLAVE

Calidad ambiental, cuenca del río Chicamocha, ríos, salud ecológica.

INDEX OF FLUVIAL LIMNOLOGICAL STATE FOR THE RIVERS OF THE HIGH BASIN OF THE CHICAMOCHA RIVER, BOYACÁ-COLOMBIA

ABSTRACT

A study was carried out on the upper Chicamocha river basin in Boyacá, Colombia for the construction of a multi metric index with the objective of evaluating the environmental and ecological quality of the tributaries and the main current of the Chicamocha River. Forty-seven variables between biological, physicochemical and hydraulic were evaluated at three points of the Tuta, Jordán and Surba rivers, in addition to the main stream of the Chicamocha River. Nine variables were selected for the construction of the FLSI (Fluvial Limnological State Index) average score per taxon

(ASPT), total coliforms, percentage of dissolved oxygen saturation, dissolved solids, phosphates, nitrites, biological oxygen demand (BOD5), average speed of the current and relative depth of the riverbed. According to the FLSI, the worst quality river was the Jordan; in contrast, the Surba River presented an acceptable condition. In general, the whole basin oscillates between a bad and critical state (in the dry season) due to diffuse contamination (coming from different sources) and to the reduction of the flows. On the other hand, when comparing the FLSI with other international and Colombian water quality indexes (WQIs) it was concluded that it shows a good discriminatory level of environmental and ecological quality conditions of Andean lotic systems, such as those of the Chicamocha river upper basin.

KEYWORDS

Environmental quality, Chicamocha river basin, rivers, ecological health.

INTRODUCCIÓN

En Colombia la zona más densamente poblada, industrializada y productiva es la región andina; por tanto, se considera que los ríos más contaminados del país también se encuentren en esta región (IDEAM, 2010a). Debido a esto, resulta pertinente proponer diferentes alternativas para monitorear la calidad de los ríos andinos con el objetivo de recolectar información que permita a las autoridades ambientales competentes la toma de decisiones que conjuguen la conservación y el desarrollo económico. En este sentido los índices de calidad del agua (ICAs), o índices multimétricos de la calidad del agua, son muy apropiados por dos razones principales: 1) resumen la situación o estado actual de un sistema en un valor de fácil interpretación y 2) pueden adaptarse o calibrarse a las condiciones específicas de una región.

En el mundo existen diferentes índices para evaluar la calidad ambiental de los cuerpos de agua. Cada uno utiliza por lo general de manera independiente variables fisicoquímicas, biológicas, microbiológicas o geomorfológicas. Cada clase de variable permite aproximarse al estado actual de los cuerpos de agua desde perspectivas diferentes. Generalmente los estudios de calidad ambiental hídrica utilizan simultáneamente algunos de estos métodos, ya que son complementarios y además cada uno tiene sus ventajas y deficiencias. Los índices fisicoquímicos, como por ejemplo el Índice estocástico de la calidad del agua (Beamonte *et al.*, 2005), el WPI (Water Pollution Index) (Burton *et al.*, 2003), el IFNS (Índice de la Fundación Nacional de Saneamiento) (Ott, 1978) y el WQI (Water Quality Index) (Debels *et al.*, 2005; Pesce y Wunderlinem, 1999) son muy precisos y fáciles de comparar y de verificar. Sin embargo, es común observar que la información que producen es muy puntual y de corto alcance temporal. Por otra parte, los índices biológicos como el BMWP (Biological Monitoring Working Party) (Roldán, 2003), y el IBF (Índice Biótico de Familias) (Hilsenhoff, 1988) demuestran una alta aproximación al estado ambiental y de salud ecológica del cuerpo de agua, ya que las comunidades bióticas utilizadas son residentes de la zona. No obstante, su desventaja

estriba en que muchos de estos índices son de tipo cualitativo y no permiten comparaciones globales debido a que se diseñan basados en las condiciones ambientales de regiones específicas.

En el año 2010 Pinilla y colaboradores propusieron un índice de estado limnológico para las ciénagas del Canal del Dique en el departamento de Bolívar (Colombia). Este índice involucró doce diferentes variables asociadas con la calidad ecológica y ambiental de las ciénagas del Canal del Dique. A pesar de ser un índice propuesto para sistemas lénticos utiliza una metodología que se puede adaptar a las condiciones de otros sistemas acuáticos.

El Índice de Estado Limnológico fluvial (IELf) propuesto en este trabajo es un estimativo que, a partir de la consideración de varios aspectos abióticos y bióticos, permitirá tener un panorama más claro al momento de tomar decisiones sobre la restauración, mitigación y uso sustentable de la cuenca alta del río Chicamocha y posiblemente sobre cuencas con características similares. De esta manera, el nuevo índice multimétrico (combinación de varias métricas) (Prat *et al.*, 2009) propuesto será una herramienta útil en la determinación de la calidad hídrica en los ríos andinos. El índice propuesto se basó en la teoría de los multiatributos (Schultz, 2001), con la cual se midió la agregación de variables a través una función que otorga un peso relativo a cada variable. A diferencia de los índices unimétricos de calidad existentes, el IELf planteado involucra variables físicas, químicas y biológicas en una sola ecuación. De esta forma se podrían solventar las deficiencias en la interpretación (respecto a la calidad) de las variables por separado porque en este caso, se integran para detectar sus interacciones en el sistema acuático.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca alta del río Chicamocha se localiza en el sector central del departamento de Boyacá (Colombia) entre los $5^{\circ}34'06''\text{N}$ $-73^{\circ}25'25''\text{W}$ y $5^{\circ}40'33''\text{N}$ $- 72^{\circ}51'01''\text{W}$, y los $5^{\circ}56'51''\text{N}$ $- 72^{\circ}0'37''\text{W}$ y $5^{\circ}25'50''\text{N}$ $- 73^{\circ}0'71''\text{W}$. Comprende 21 municipios con un área total de 2200 Km². En la Figura 1 se presenta la localización general del área de estudio. El área específica de interés es la red de drenajes conformada por el río Chicamocha y sus afluentes principales (río Jordán, río Tuta, río Sotaquirá, río de Piedras, río Chiticuy y río Surba), situados por encima de la cota de 2380 msnm. (Corpoboyacá, 1999).

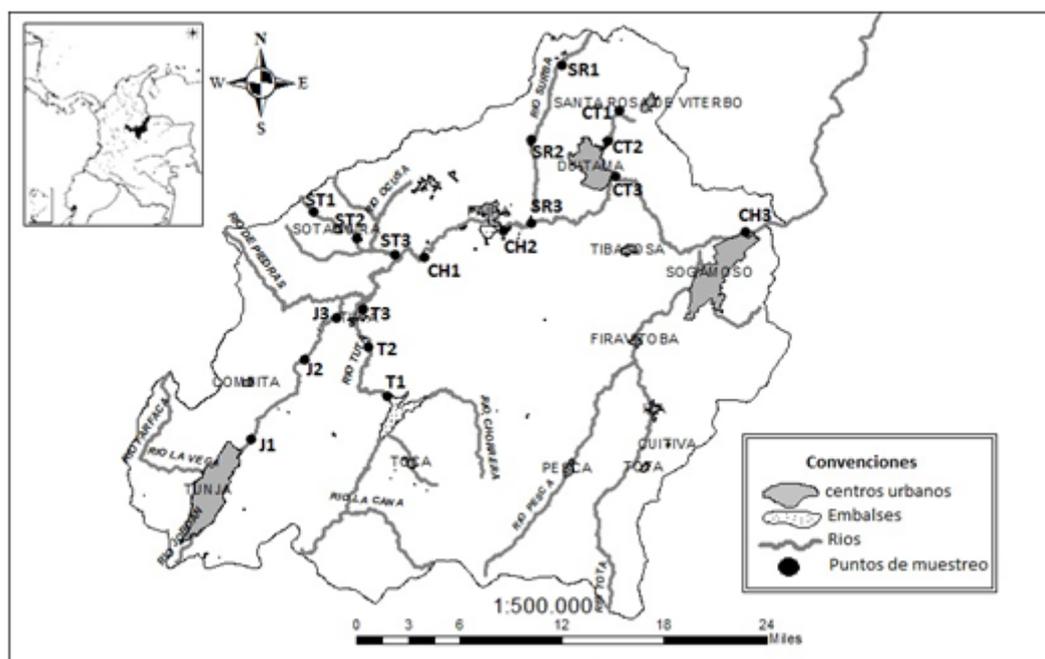


Figura 1. Mapa del área de estudio y puntos de muestreo en la cuenca alta del río Chicamocha. Río Jordán (J1, J2, J3), Río Tuta (T1, T2, T3), Río Chicamocha (CH1, CH2, CH3), Río Surba (SR1, SR2, SR3), Río Chiticuy (CT1, CT2, CT3) y Río Sotaquirá (ST1, ST2, ST3).

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Construcción del IELF

La elaboración del Índice de Estado Limnológico Fluvial se realizó en seis etapas que se explican a continuación:

1. Evaluación de las posibles variables

Se realizaron dos muestreos teniendo en cuenta el régimen bimodal de la zona, es decir, un muestreo en una época de lluvias pero con una moderada reducción en la precipitación (“veranillo”) (16-18 de julio de 2012) con 45 mm de precipitación mensual y otro en el periodo más seco (16-18 de diciembre de 2012) con 32 mm de precipitación mensual (IDEAM, 2017). Estos muestreos se realizaron en tres afluentes principales (río Jordán, río Tuta y río Surba) y sobre la corriente principal (río Chicamocha). Adicionalmente se hizo un muestreo suplementario de verificación del índice el 16 de mayo de 2013 (época de bajas precipitaciones), en los ríos Chiticuy y Sotaquirá (tres sitios en cada río). Para cada río se establecieron tres puntos de muestreo; en el caso de los afluentes, el primer punto se ubicó cerca de la zona de nacimiento, el segundo punto en la zona media del río y el tercero muy cerca a la desembocadura sobre la corriente principal (río Chicamocha).

Se evaluaron en total 46 variables: 13 hidráulicas y de hábitat ribereño, 24 fisicoquímicas, 2 microbiológicas y 7 biológicas. Se utilizó la metodología establecida por el IDEAM (2007, 2010b), para la evaluación y monitoreo de aguas superficiales. Para la medición de las variables hidráulicas se siguieron las indicaciones de Rodríguez *et al.* (2008) y de la FAO (1992). Las métricas del hábitat se valoraron de acuerdo a los métodos señalados por Pinilla *et al.* (2014). Las variables

microbiológicas se determinaron de acuerdo a la metodología propuesta por Tomasini (2000) y en el caso de los registros biológicos se utilizaron las técnicas de IDEAM (2010b).

2. Selección de las variables

Esta fase incluyó el uso de estadística descriptiva, la transformación de las variables, el análisis de componentes principales (ACP) para explorar los parámetros más explicativos (teniendo en cuenta los autovalores más altos y validando la prueba con el estimativo Kaiser Mayer Olquin) y la determinación de correlaciones bivariadas para seleccionar las variables determinantes de la calidad ambiental y ecológica de la cuenca alta del río Chicamocha. Este tratamiento estadístico se realizó con el programa SPSS 19® (IBM®, 2010).

3. Curvas de calidad las variables seleccionadas y factores de ponderación

Mediante el programa Curve Expert 1.4 © (Hyames, 2013) se construyeron curvas de calidad para cada una de las variables seleccionadas. Este programa permitió seleccionar el modelo de regresión de Sperman que más se ajustó a la distribución de los valores. Además proporcionó la ecuación y el valor de los coeficientes o constantes necesarios para calcular el índice para cada río. En este caso se seleccionaron los modelos con un coeficiente de correlación >0,90. Las curvas de calidad para cada parámetro tuvieron una escala que fluctuó entre 0 y 1 (0= baja calidad y 1= alta calidad). De esta manera, dado un determinado valor de un parámetro, se puede obtener en la curva de calidad sus correspondientes subíndices de calidad (C_i). Los factores de ponderación (V_i) para cada variable se establecieron basados en estudios limnológicos y de calidad de aguas (Ramírez y Viña, 1998) y en el grado en que cada variable podría afectar o reflejar el funcionamiento de los ríos de montaña (Donato, 2008).

4. Formulación del Índice de Estado Limnológico Fluvial

El factor de ponderación (V_i) es una función del valor de la calidad ambiental (C_i) de dicha variable, la cual depende de su estimación real. Esta función se iguala a una escala de utilidad o de valores construida cuidadosamente. La fórmula de agregación del Índice de Estado Limnológico Fluvial (IELf) es:

$$IELf = \sum_{i=1}^9 V_i * C_i * 100$$

5. Establecimiento de categorías de calidad

Las categorías de calidad del IELf se definieron con base en la mayor o menor capacidad que tienen los ríos para cumplir adecuadamente sus funciones ecológicas, como por ejemplo, el transporte de agua, sedimentos y organismos, la digestión activa de la materia orgánica, la dilución de contaminantes, el mantenimiento de comunidades biológicas complejas y la capacidad de amortiguación frente a inundaciones y pulsos de caudal. Para la generación de las clases de calidad se utilizó la técnica estadística de los cuartiles aplicada a los valores del IELf de todos los puntos en

los dos muestreos ($n= 24$). De esta forma se establecieron cuatro clases de calidad: crítica, mala, aceptable y buena, distribuidas en una escala de 0 a 100 ([Tabla 4](#)).

6. Comparación del IELf con otros ICAs

Los resultados obtenidos con el IELf se compararon con la calidad establecida mediante algunos ICAs internacionales, como el IFNS (Índice de la Fundación Nacional de Saneamiento) (Brown *et al.*, 1970), el OWQI (Índice de Calidad del Agua de Oregón) (Dunnette, 1979), el DRM (Índice para el río Des Moine) (Kahler-Royer, 1999) y el índice León (Índice para cuenca Lerma-Chapala) (León-Vizcaino, 1988). También se hicieron comparaciones con los ICAs colombianos propuestos por Ramírez *et al.* (1997), denominados ICOMI (Índice de contaminación mineral), ICOSUS (Índice de contaminación de sólidos suspendidos), ICOMO (Índice de contaminación por materia orgánica) e ICOpH (Índice de contaminación por pH).

RESULTADOS

Selección de variables

Debido a los diferentes tipos de parámetros utilizados se decidió realizar un ACP para cada uno de los siguientes grupos de variables: biológicas, fisicoquímicas, nutrientes, hidráulicas 1 e hidráulicas 2 (las variables hidráulicas se dividieron en dos grupos debido a que en un solo grupo los estimativos estadísticos Kaiser Meyer Olkin y la prueba de esfericidad de Barlett no validaban la prueba). Al finalizar estos cinco ACPs se seleccionaron catorce variables; sin embargo, de acuerdo a las sugerencias de EPA (2002), el número de métricas para la construcción de un índice multimétrico práctico debe estar entre ocho y doce. Por lo tanto, se utilizó una tabla de correlaciones bivariadas de Sperman para descartar cinco variables redundantes. Las variables definitivas se pueden observar en la [Tabla 1](#).

Tabla 1.

Variable	Unidades	Justificación para el puntaje	Valor de ponderación (Vi)
ASPT	Adimensional	Puntaje alto debido a que es un índice de invertebrados diseñado para ríos	0.15
Coliformes Totales	Microorganismos NMP*100 ml ⁻¹	Puntaje alto debido al impacto sanitario de la variable.	0.15
Porcentaje de Saturación de Oxígeno disuelto	Porcentaje	Puntaje intermedio debido a que sus concentraciones son altas en ríos de montaña.	0.1
Sólidos Disueltos Totales	mg*l ⁻¹	Puntaje intermedio por la importancia moderada de esta variable.	0.1
Fosfatos	mg*l ⁻¹	Puntaje intermedio debido al impacto de los fosfatos en la calidad de los ríos.	0.1
Nitritos	mg*l ⁻¹	Puntaje intermedio debido a la importancia de los nitritos como indicadores de toxicidad.	0.1
DBO ₅	mg*l ⁻¹	Puntaje alto debido a la utilización de este parámetro como referente de la calidad sanitaria y de la carga de Materia Orgánica.	0.15
Velocidad Media	m*s ⁻¹	Puntaje bajo debido a la variabilidad de los datos.	0.075
Profundidad Relativa	Proporción	Puntaje bajo debido al amplio rango de los valores óptimos.	0.075

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Curvas de calidad y categorías de clasificación

En las Figuras 2, 3 y 4 se observan las curvas de calidad de las nueve variables seleccionadas para la construcción del IELF. En la Tabla 1 aparecen los factores de ponderación establecidos para cada una de las variables seleccionadas en el cálculo del IELF. En la Tabla 2 se muestra la escala de las clases de calidad propuesta para el IELF, en la cual aparecen cuatro niveles de calidad: crítica, mala, aceptable y buena. Los resultados de aplicación del IELF a cada uno de los puntos de muestreo establecidos se pueden ver en la Tabla 3. En la Tabla 4 se presenta un resumen del estado limnológico de cada río en su conjunto.

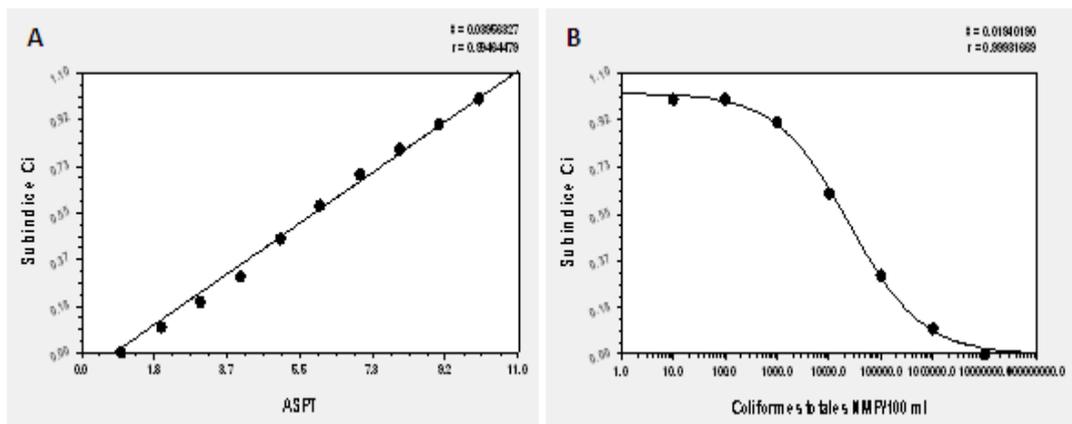


Figura 2. Curvas de calidad de las variables biológicas del IELF. A. Índice ASP (macroinvertebrados acuáticos). B. Coliformes totales.

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

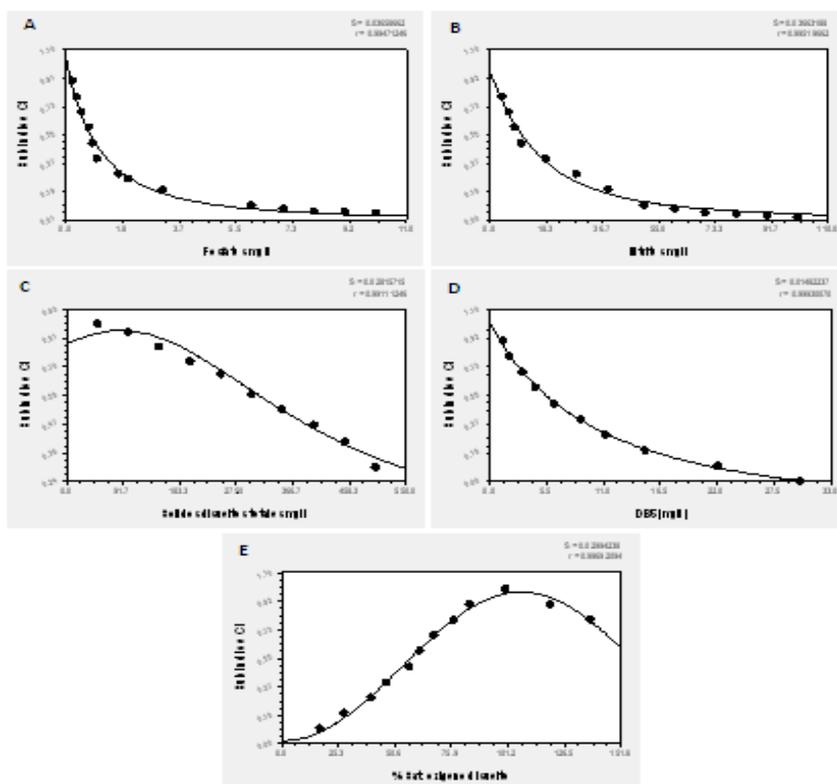


Figura 3. Curvas de calidad de las variables fisicoquímicas del IELF. A. Fosfatos, B. Nitritos, C. Solidos disueltos totales, D. DBO5 (Demanda Bioquímica de Oxígeno), E. Porcentaje de saturación de oxígeno disuelto).

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

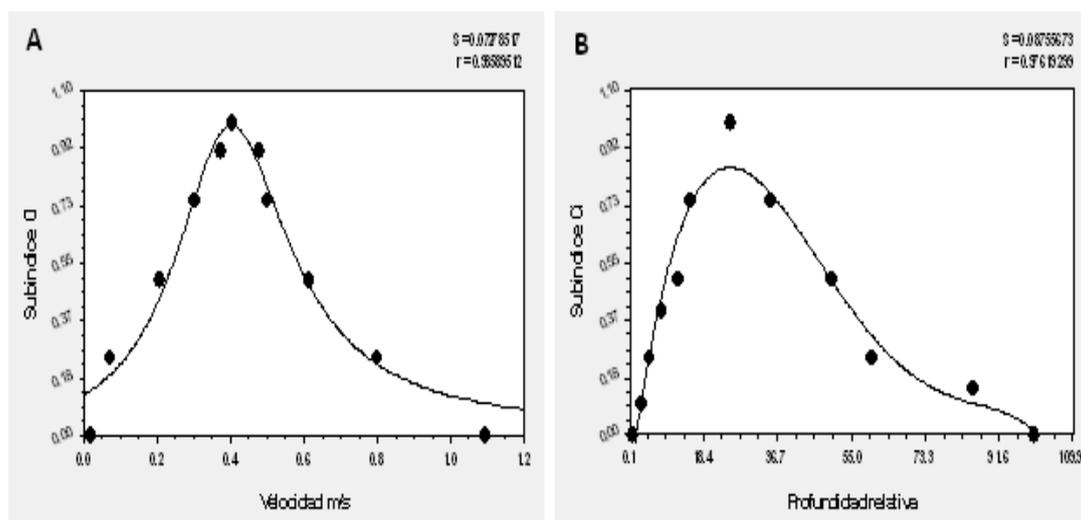


Figura 4. Curvas de calidad de las variables hidráulicas del IELF. A. Velocidad de la corriente, B. Profundidad relativa.

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Tabla 2.

Rango del Estado IEL	Estado	Significado	Color
0 a 36.9	Crítico	El río está sometido a fuerte estrés que impide el cumplimiento de la mayoría de sus funciones ecológicas.	Rojo
37 a 51.9	Malo	El río se encuentra sometido a diferentes impactos que alteran considerablemente su calidad.	Amarillo
52 a 58.9	Aceptable	El río se encuentra dentro del rango admisible de funcionamiento, pero se presentan disturbios que disminuyen su capacidad de autorregulación.	Verde
59 a 100	Bueno	El río cumple la mayoría de sus funciones ecológicas en forma adecuada.	Azul

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Tabla 3.

Punto de Muestreo	IELf (Julio 2012, veranillo)		IELf (Diciembre 2012, seco)		IELf (promedio)	
	Puntaje	Estado	Puntaje	Estado	Puntaje	Estado
Chicamocha 1	50.3	Malo	45.7	Malo	48	Malo
Chicamocha 2	53.8	Aceptable	35.3	Crítico	44.6	Malo
Chicamocha 3	49.3	Malo	32.2	Crítico	40.9	Malo
Jordán 1	35.2	Crítico	34.1	Crítico	34.6	Crítico
Jordán 2	31.8	Crítico	36.8	Crítico	34.3	Crítico
Jordán 3	48.3	Malo	35.2	Crítico	41.8	Malo
Tuta 1	63.6	Bueno	51	Malo	57.3	Aceptable
Tuta 2	56.6	Aceptable	59.1	Bueno	57.8	Aceptable
Tuta 3	72.8	Bueno	50.9	Malo	61.9	Bueno
Surba 1	74.9	Bueno	58.4	Aceptable	66.6	Bueno
Surba 2	67.6	Bueno	58.5	Aceptable	63.1	Bueno
Surba 3	57.2	Aceptable	58	Aceptable	57.6	Aceptable

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Tabla 4.

Río	Puntaje IELf	Estado
Chicamocha	44.5	Malo
Jordán	36.9	Crítico
Tuta	58.9	Aceptable
Surba	62.4	Bueno

Fuente: los autores, se autoriza su publicación

Verificación y validación del Índice de Estado Limnológico Fluvial

Posteriormente se verificó la aplicabilidad del IELf, para lo cual se utilizó en la evaluación de la calidad hídrica en dos corrientes de la cuenca alta del río Chicamocha (ríos Sotaquirá y Chiticuy), diferentes a las utilizadas para la construcción del índice. Los resultados de este ejercicio se presentan en la [Tabla 5](#). La comparación de los resultados del IELf de los sitios estudiados con los datos que arrojan otros índices de calidad, internacionales y colombianos, se muestran en las [Tablas 6 y 7](#), respectivamente.

Tabla 5.

Punto de Muestreo	Puntaje IELf	Estado
Chiticuy 1	66.8	Buena
Chiticuy 2	63	Buena
Chiticuy 3	55.1	Aceptable
Sotaquirá 1	69.3	Buena
Sotaquirá 2	68.7	Buena
Sotaquirá 3	55	Aceptable

Fuente: los autores, se autoriza su publicación

Tabla 6.

Índice	IELF (Colombia)	IFNS (EEUU)	OWQI (EEUU)	DRM (EEUU)	León (Mexico)
Punto de Muestreo					
Chicamocha 1	48 Malo	50.23 Media	15.21 Muy Pobre	59.5 Media	21.14 Fuertemente contaminada
Chicamocha 2	44.6 Malo	47.90 Malo	17.76 Muy Pobre	55.21 Media	10.22 Excesivamente contaminada
Chicamocha 3	40.9 Malo	43.22 Malo	14.35 Muy Pobre	51.63 Media	19.99 Excesivamente contaminada
Jordán 1	34.6 Crítico	38.14 Malo	12.92 Muy Pobre	42.30 Malo	15.51 Excesivamente contaminada
Jordán 2	34.3 Crítico	40.46 Malo	12.24 Muy Pobre	39.46 Malo	10.83 Excesivamente contaminada
Jordán 3	41.8 Malo	42.04 Malo	12.98 Muy Pobre	50.13 Malo	22.33 Fuertemente contaminada
Tuta 1	57.3 Aceptable	50.11 Media	20.05 Muy Pobre	62.02 Media	14.37 Excesivamente contaminada
Tuta 2	57.8 Aceptable	54.34 Media	20.24 Muy Pobre	66.90 Media	14 Excesivamente contaminada
Tuta 3	61.9 Bueno	54.44 Media	20.37 Muy Pobre	65.18 Media	15.01 Excesivamente contaminada
Surba 1	66.6 Bueno	53.92 Media	20.07 Muy Pobre	64.37 Media	19.19 Excesivamente contaminada
Surba 2	63.1 Bueno	55.52 Media	22.56 Muy Pobre	67.4 Media	16.43 Excesivamente contaminada
Surba 3	57.6 Aceptable	49.89 Mala	16.96 Muy Pobre	59.6 Media	21.68 Fuertemente contaminada

Fuente: los autores, se autoriza su publicación.

Tabla 7.

Punto de muestreo	IELF	ICOMI	ICOMO	ICOSUS	ICOPH
Chicamocha 1	48	0.126	0.80	0.41	0.004
	Malo	Ninguna	Alta	Media	Ninguna
Chicamocha 2	44.6	0.333	0.88	0.69	0.006
	Malo	Baja	Muy alta	Alta	Ninguna
Chicamocha 3	40.9	0.421	0.87	0.78	0.001
	Malo	Media	Muy alta	Alta	Ninguna
Jordán 1	34.6	0.648	0.95	0.67	0.002
	Crítico	Alta	Muy alta	Alta	Ninguna
Jordán 2	34.3	0.637	0.95	0.86	0.008
	Crítico	Alta	Muy alta	Muy Alta	Ninguna
Jordán 3	41.8	0.741	0.89	0.80	0.015
	Malo	Alta	Muy alta	Alta	Ninguna
Tuta 1	57.3	0.044	0.85	0.19	0.004
	Aceptable	Ninguna	Muy alta	Ninguna	Ninguna
Tuta 2	57.8	0.071	0.72	0.31	0.003
	Aceptable	Ninguna	Alta	Baja	Ninguna
Tuta 3	61.9	0.061	0.68	0.16	0.001
	Aceptable	Ninguna	Alta	Ninguna	Ninguna
Surba 1	66.6	0.019	0.67	0.46	0.002
	Aceptable	Ninguna	Alta	Media	Ninguna
Surba 2	63.1	0.018	0.69	0.29	0.002
	Aceptable	Ninguna	Alta	Baja	Ninguna
Surba 3	57.6	0.319	0.72	0.66	0.011
	Aceptable	Ninguna	Alta	Alta	Ninguna

Fuente: los autores, se autoriza su publicación

DISCUSIÓN

Construcción del Índice

El objetivo principal del ACP (Análisis de componentes principales) es reducir la dimensión de los datos a unos pocos componentes con el fin de simplificar el problema de estudio (Guisande *et al.*, 2005). En este caso, las 46 variables transformadas se dividieron en cinco grupos (biológicas, fisicoquímicas, nutrientes, hidráulicas 1 e hidráulicas 2) con el fin simplificar la interpretación y asegurar la correlación entre las variables de una misma tipología, ya que si no existe esta correlación los resultados del ACP pierden robustez (Visauta y Martori, 2003).

Las curvas de calidad son una buena estrategia para la estandarización de los valores de las variables destinadas a elaborar un índice. Permiten unificar las escalas y las unidades de las

diferentes variables en un solo rango que puede ser de 0 a 1 o de 0 a 100. Su implementación se remonta a la década del setenta en Estados Unidos cuando se utilizaron para construir el Índice de la Fundación Nacional de Saneamiento (IFNS) (Brown *et al.*, 1970). La determinación del valor de calidad de una variable se establece directamente en las curvas correspondientes, como las que se muestran en las Figuras 2, 3 y 4; en el presente estudio se propone además la ecuación de regresión de cada curva de calidad, de tal forma que la transformación de cualquier valor de una variables a su equivalencia en calidad se pueda realizar de forma matemática en una hoja de cálculo. Según Fernández y Solano (2007), la inclusión de ecuaciones de regresión facilita el cálculo de los índices, pues de otra manera se depende directamente de la apreciación de la gráfica, hecho que genera subjetividad a la vez que reduce la precisión en la estimación del índice.

En el presente estudio se seleccionó la sumatoria ponderada como fórmula de agregación de las métricas del índice, debido a que este método es práctico y a la vez ha demostrado muy buenos resultados en otros índices multimétricos, sobre todo cuando se desea que el índice sea replicado o utilizado como referente por las autoridades ambientales. Cuando el estimativo para evaluar la calidad ambiental de un ecosistema es fácil de calcular y de interpretar, esto permite que sea implementado de una manera general y de esta forma se puedan hacer comparaciones y monitoreos en el tiempo. De acuerdo con House (1989), el promedio aritmético ponderado y la suma ponderada proveen los mejores resultados para la indización de la “calidad general del agua”.

Para el IELf se definieron cuatro escalas de calidad hídrica (ver [Tabla 2](#)). Cada categoría de clasificación (crítico, malo, aceptable y bueno) se relaciona con la capacidad que tiene el río para cumplir con sus servicios ecológicos, ambientales y sanitarios. Esto incluye servicios ecosistémicos de uso directo como la disponibilidad de agua para la producción de alimentos y para la generación de energía, de uso indirecto como la regulación del clima, la intervención en los ciclos de los gases de efecto invernadero, la amortiguación de las perturbaciones hidrológicas, el reciclaje de nutrientes (depuración del agua), el tratamiento de materiales (sedimentos, materiales orgánicos) y servicios de opción como los usos culturales y turísticos (Elosegi y Sabater, 2009).

Calidad hídrica de la cuenca utilizando el IELf

Se pudo evidenciar que en los periodos secos disminuyó la calidad hídrica y la condición limnológica en algunos puntos de muestreo como Chicamocha 2 y 3, Jordán 3 y Tuta 1 y 3 ([Tabla 3](#)). Esta situación fue la misma detectada en años pasados, de acuerdo a monitoreos de Corpoboyacá (1999; 2007). Según Flores *et al.* (2010), en época seca la concentración de sustancias contaminantes en los ríos aumenta debido a la alta evaporación y a la falta de dilución por la carencia de las lluvias. Esta situación es más grave en la cuenca alta del río Chicamocha, donde su índice de cobertura de vegetación nativa es muy bajo. Los puntos de muestreo categorizados como críticos permanentemente (Jordán 1 y Jordán 2) tienen tan mala calidad que en estos sitios el río actualmente solo puede desempeñar la función de evacuación de las aguas residuales sin tratamiento.

El río Surba presentó las mejores condiciones limnológicas de los cuatro sistemas fluviales estudiados, en especial en los dos primeros puntos de muestreo (Surba 1 y Surba 2) ([Tabla](#)

3 y Figura 4). Se podría decir que estos dos sitios del río Surba se aproximan a las condiciones adecuadas para este tipo de ríos de montaña. Por otra parte, además de las buenas condiciones en los parámetros incluidos en el IELf, en campo si pudo apreciar que Surba 1 presentó la mejor cobertura de vegetación nativa. Esta mayor cobertura de vegetación ribereña reduce la evaporación y la temperatura del agua, lo cual favorece mayores concentraciones de oxígeno disuelto. De la vegetación también provienen recursos alimenticios (materia orgánica) y nutrientes que se incorporan al ecosistema acuático con la caída de hojas y ramas (Elosegi y Sabater, 2009). Estos materiales crean microhabitats para muchos organismos como invertebrados y peces. Además, las raíces de la vegetación ribereña retienen y consolidan el suelo de la orilla y esto evita la erosión provocada por el arrastre de la corriente (Elosegi y Sabater, 2009). De igual manera, la vegetación ribereña actúa como un “filtro verde” que inmoviliza partículas y nutrientes que llegan por escorrentía o por vía subsuperficial, por lo que tiene un efecto directo sobre la calidad del agua (Mander y Hayakawa, 2005).

Según Corpoboyacá (2007) la corriente principal o río Chicamocha nace de la confluencia de los ríos Tuta y Jordán en el municipio de Tuta (Figura 1). En general, esta corriente presenta graves problemas de contaminación de todo tipo: vertimientos de aguas residuales, vertimientos industriales, escorrentía de agroquímicos, obras civiles, etc. La mayoría de estas fuentes corresponden a contaminación difusa. De acuerdo con Tapia y Villavicencio (2007), la contaminación difusa se establece por la sumatoria de pequeños aportes individuales imperceptibles, desde sitios diversos, que se repiten con cierta periodicidad por períodos prolongados y que con el tiempo generan efectos acumulativos. De esta manera, el río no puede oxidar toda la materia orgánica, ni tampoco sedimentar o filtrar la gran cantidad de sólidos disueltos que fluyen en sus aguas.

La condición limnológica general de los ríos de la cuenca alta del río Chicamocha fluctuó entre buena y crítica (Tabla 4). En la corriente principal y en el río Jordán, este estado ecológico osciló principalmente entre malo y crítico, dependiendo de la cantidad de lluvias (Tabla 4). A medida que los afluentes se acercan a la corriente principal también aumentan los impactos que los alteran, como lo demuestra el muestreo de verificación sobre los ríos Chiticuy y Sotaquirá (Tabla 7). En estos sistemas los puntos cercanos a la desembocadura sobre la corriente principal (Puntos 3) pasan de un estado bueno a aceptable (Figura 1). El grave estado de calidad de la cuenca fue reconocido por el IDEAM (2010a), que la catalogó como una de las 16 subzonas hidrográficas más contaminadas del país.

Confrontación del IELf frente a otros indicadores de calidad hídrica

De acuerdo con Hering y colaboradores (2006), existen dos tipos de índices multimétricos: (1) aquellos de aproximación general que como su nombre lo indica, tienen un enfoque holístico de la situación actual del sistema (este es el caso del IELf) y (2) los índices de estrés específico que señalan una afectación particular del ecosistema. Fernández y Solano (2007) afirman que los índices específicos como los propuestos por Ramírez y colaboradores (1997), así como los de la estrategia AMOEBA (Brink, 1991), son más potentes que los índices generales, debido a que desagregan los tipos de contaminación y permiten estudiar problemas particulares, además de evitar

que algunos problemas ambientales de contaminación queden enmascarados por otras variables. No obstante, los índices específicos tienen algunas limitaciones. Por ejemplo, no permiten mostrar la variación espacial y temporal por medio de una fácil interpretación de categorías ambientales gruesas, lo cual es necesario al momento de integrar y comparar todos los componentes de una cuenca. Además, es difícil detectar algún tipo de alteración del sistema analizando solo una o pocas variables ambientales.

Es importante resaltar que lo trascendente no es determinar cuál tipo de índice es mejor, pues cada uno presenta ventajas y deficiencias. En lo posible, y si las condiciones lo permiten, sería más pertinente utilizar varios tipos de índices a fin de tener una caracterización del sistema desde distintos ángulos (de calidad y de funcionamiento ecológico). Un índice general como el IELf mostrará un panorama global y una perspectiva ecosistémica. La determinación paralela de la calidad del agua mediante índices específicos permitiría tipificar la contaminación que afecta al río.

En síntesis, el índice propuesto en esta investigación concuerda con los postulados de Jackson y Sweeney (1995), quienes señalan que los estudios en los ríos tropicales deben realizarse con una perspectiva de cuenca, lo que permitiría relacionar sus características biológicas con los principales factores de perturbación antropogénicos. Estos autores también indican que debe abordarse la comprensión de la biodiversidad fluvial tropical y estudiar los factores ecológicos que la mantienen. Finalmente, establecen que en los ríos tropicales es necesario determinar qué utilidad y pertinencia tienen los modelos desarrollados en las zonas templadas para describir la estructura y función de estos ambientes de bajas latitudes.

CONCLUSIONES

Las nueve variables incluidas en el IELf (DBO_5 , sólidos disueltos totales, coliformes totales, ASPT, velocidad media, profundidad relativa, nitritos, fosfatos y porcentaje de saturación de oxígeno disuelto) fueron las que mejor explicaron las condiciones ambientales de los ríos de la cuenca alta del río Chicamocha. Estos parámetros involucran diferentes aspectos de la situación ecológica y de calidad de estos ríos, por lo que mostraron ser adecuados para la construcción del nuevo índice propuesto para valorar el estado ecológico de la cuenca alta del río Chicamocha.

De acuerdo con el IELf, la cuenca alta del río Chicamocha se encuentra mayormente en un estado malo, con algunos puntos críticos permanentes sobre el río Jordán (Puntos 1 y 2). Estos sitios reciben toda la carga de aguas residuales del área urbana de la ciudad de Tunja. En la época seca la calidad disminuye considerablemente debido quizá a la reducción de los caudales, lo que parece ocasionar una alta concentración de contaminantes. Los ríos Surba, Tuta, Chitacuy y Sotaquirá en cambio, presentaron una condición general de calidad aceptable y buena según el IELf. En los muestreos realizados se observó que el río Surba tuvo una alta diversidad de macroinvertebrados acuáticos, así como la mayor cobertura de vegetación nativa, lo que al parecer proporciona hábitats

y ambientes adecuados para estos organismos. Estas mejores condiciones de la vegetación ribereña también parecen favorecer un mejor desempeño de las funciones ecológicas del río. Finalmente, el índice desarrollado permite establecer de forma confiable la condición ecológica y la calidad del agua de sistemas lóticos andinos, tales como el río Chicamocha y algunos de sus afluentes, desde una perspectiva más integral que considera en un mismo valor las características hidráulicas, de hábitat, químicas, biológicas y microbiológicas. Sin embargo, es necesario validar el índice con otros ríos de la región que presenten condiciones geomorfológicas similares y diversas condiciones ambientales, para confirmar su validación a nivel regional.

POTENCIAL CONFLICTO DE INTERESES

El presente manuscrito enviado a la Revista Luna Azul no presenta conflicto de intereses porque es el resultado de un proyecto de investigación ejecutado por los autores y por lo tanto declaramos que es un producto original.

FUENTES DE FINANCIACIÓN

El presente proyecto de investigación fue desarrollado como trabajo de grado para obtener el título de Magister en Ingeniería Ambiental de la Universidad Pedagógica y Tecnológica de Colombia y conto con el apoyo de CORPOBOYACÁ así como con recursos propios del primer autor.

BIBLIOGRAFÍA

- Beamonte, E., Bermudez, J., Casino, A. y Veres, E. (2005). A global stochastic index for water quality: the case of the river Turia (Spain). *Memorias 27° Congreso Nacional de Estadística e Investigación Operativa*. Washington DC: Editeur American Statistical Association.
- Brink, B. (1991). Approach as a useful tool for establishing sustainable development. In: Kuik, O and Verbruggen, H. (eds.) *Search of Indicators of Sustainable Development*. Dordrecht (Netherlands). Kluwer Academic Publishers. p. 71-88.
- Brown, R. M., Mcllelland, N. J., Deininger, R. A., y Tozer, R. (1970). A Water Quality Index Do We Dare?. *Water & Sewage Works*. 117: 339-343.
- Burton, L., Howard, A., Goodall, B. (2003). Construction of a historical water pollution index for the Mersey Basin. *Area*. 35, 438-448.

- Corpoboyacá (Corporación Autónoma Regional de Boyacá). (1999). **Estado de la calidad del agua del recurso hídrico superficial en la cuenca alta del río Chicamocha**. Diagnóstico general de calidad del agua en la cuenca alta del río Chicamocha. (Informe técnico). Medellín: Corpoboyacá.
- Corpoboyacá (Corporación Autónoma Regional de Boyacá). (2007). **Formulación Plan de Ordenamiento y Reglamentación del Uso del Recurso Hídrico de la Corriente Principal de la Cuenca Alta del Río Chicamocha**. (Informe técnico). Tunja: Corpoboyacá.
- Debels, P., R. Figueroa, R. Urrutia, R. Barra y X. Niell. (2005). Evaluation of water quality in the Chillan river (central Chile) using physicochemical parameters and a modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110, 301-322.
- Donato, J. (2008). **Ecología de un río de Montaña de los Andes colombianos**. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Dunnette, D. (1979). A geographically variable water quality index used in Oregon. *Journal of Water Pollution Control Federation*, 51, 53-61.
- Elozegi, A., Sabater, S. (2009). **Conceptos y técnicas en ecología fluvial**. Bilbao: Fundación BBVA.
- Environmental Protection Agency (EPA). (2002). **Methods for evaluating wetland condition: developing metrics and indexes of biological integrity**. Office of Water, U.S. Washington: Environmental Protection Agency.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). (1992). **Pesca Fluvial**. Roma: Dirección de Recursos y Ambientes Pesqueros.
- Fernández, N y F. Solano. (2007). **Índices de calidad y de contaminación del agua**. Pamplona: Facultad de Ingenierías y Arquitectura. Universidad de Pamplona.
- Flores, M., Ramos, O. y E. Gisberth. (2010). Evaluación de la contaminación antrópica de las aguas del río Jillusaya. *Revista Boliviana de Química*, 27, 75-80.
- Guisande, C., Barreiro, A., Maneiro, I., Rivero, I. y Vergara, A. (2005). **Tratamiento de datos**. Vigo: Universidad de Vigo
- Hering, D., Feld, C., Moog, O. y T. Ofenbo. (2006). Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566, 311–324.
- Hilsenhoff, W. (1988). Rapid field assesment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 65-68.
- House, M. A. (1989). Water quality index for river management. *Journal of the Institute of Water & Environmental Management*, 3, 336-344.
- HYAMES D. (2013). Curve Expert Professional 1.4 ©. [Link](#)
- IBM. SPSS 19. (2010). [Link](#)
- IDEAM (Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales). (2007). **Protocolo para el monitoreo y seguimiento del agua**. (Informe Técnico). Bogotá: Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial.
- IDEAM (Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales). (2010a). **Estudio Nacional del Agua 2010**. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales.
- IDEAM (Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales). (2010b). **Protocolo de muestras de aguas superficiales-Red IDEAM**. Bogotá: Subdirección de Hidrología. Grupo Laboratorio de calidad Ambiental.

- IDEAM (Instituto de Meteorología y Estudios Ambientales). (2017). Anomalía de precipitación decadal. Recuperado de [Link](#)
 - Jackson, J. y B. Sweeney. (1995). Present status and future directions of tropical stream research. *Journal of the North American Benthological Society*, 14: 5-11.
 - Kahler-royer, C. A. (1999). *Water Quality Index devised for the Des Moines River in Central Iowa*. Master Science Graduate Thesis. Civil Engineering (Environmental Engineering) Iowa State University, USA.
 - León-Vizcaino, L.F. (1988). *Índices de Calidad del Agua (ICA), forma de estimarlos y aplicación en la cuenca Lerma-Chapala*. México: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
 - Mander, U. y Hayakawa, Y. (2005). Purification processes, ecological functions, planning and design of buffer zones in agricultural watersheds. *Ecological Engineering*, 24, 421–432
 - Ott, W. (1978). *Environmental Indices: theory and practice*. Michigan: AA Science, Ann Arbor.
 - Pesce, S. F. y Wunderline, A. (1999). Use of Water Quality Indices to Verify the Impact of Córdoba City (Argentina) on Suquia River. *Water Research*, (3) 11, 2915–2926.
 - Pinilla-Agudelo, G., Rodríguez-Sandoval E, y L. Camacho-Botero. (2014). Propuesta metodológica preliminar para la estimación del caudal ambiental en proyectos licenciados por el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 19: 43-60.
 - Prat, N., Ríos, B., Acosta, R., Rieradevall, M. (2009). Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. En: *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología*. Publicaciones Especiales. 631-654. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
 - Ramírez, A., y G. Viña. (1998). *Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Editorial de la Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia.
 - Ramírez, A., Restrepo, R., Viña G. (1997). Cuatro Índices de contaminación para caracterización de aguas continentales, formulaciones y aplicación. *Ciencia Tecnología y Futuro*. 1, 135-153
 - Rodríguez, E., Pinilla, G. y Camacho, L. (2008). *Metodología para la Estimación del Caudal Ambiental en Proyectos Licenciados*. Universidad Nacional de Colombia – Facultad de Ingeniería – Ministerio de Ambiente Vivienda y Desarrollo Territorial. Bogotá, Colombia
 - Roldán G. 2003. *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col*. Medellín: Editorial Universidad de Antioquia.
 - Schultz, M. (2001). A critique of EPA's index of watershed indicators. *Journal of Environmental Management*. 62, 429–442.
 - Tapia, F. y Villavicencio, P. (2007). *Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. Proyecto FONSAG: Evaluación de biofiltros para reducir la contaminación difusa en aguas de riego de las regiones VI y VII*. Boletín INIA N°170. Santiago de Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias.
 - Tomasini, A. (2000). *Serie autodidáctica de medición de la Calidad del agua. Muestreo y preservación para coliformes fecales y huevos de helminto*. Ciudad de México: Comisión Nacional del Agua (CNA).
 - Visauta, B. y J. Martori. (2003). *Análisis estadístico con SPSS para Windows. Vol II. Estadística Multivariante*. Madrid: Mac Graw hill.
-

1. Facultad de Ciencias Básicas. Universidad de la Amazonia, Florencia, Colombia. iv.martinez@udla.edu.co. [Link](#)
 2. Facultad de Ciencias. Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia. gapinilla@unal.edu.co. [Link](#)
-

Para citar este artículo: Martínez, I. D y Pinilla, G. A. (2016). Índice de estado limnológico fluvial para los ríos de la cuenca alta del río Chicamocha, Boyacá-colombia. *Revista Luna Azul*, 46, 125-144. Recuperado de <http://200.21.104.25/lunazul/index.php/component/content/article?id=276> DOI: **10.17151/luaz.2018.46.8**

Este obra está bajo una [Licencia de Creative Commons Reconocimiento CC BY](#)

