

Modelación espacial de la calidad del agua en el río Tapartó, municipio de Andes, Antioquia, Colombia

Julián Andrés Ruiz Toro¹, Fabio de Jesús Vélez Macias,¹ Orlando Caicedo Quintero¹, Néstor Jaime Aguirre Ramírez¹

¹Universidad de Antioquia, Facultad de Ingeniería, Escuela Ambiental, Grupo GeoLimna, calle 67 N° 53-108 Medellín, Colombia. *Autor de correspondencia: jart182@hotmail.com

Spatial modelling of the water quality on the Tapartó river, Andes municipality, Antioquia, Colombia

ABSTRACT

In order to assess the environmental conditions of the Tapartó river, its water quality was analyzed from results of measuring hydraulic and physicochemical variables, and the diversity indexes of Shannon-Weaver (1949), dominance of Simpson (1949) and equity of Pielou (1966) and biotic diversity as BMWP/Col, using aquatic macro invertebrates, which were captured through quantitative and qualitative surveys. Samples were taken in three different stations of Tapartó River in February, May and August, 2014. The results show a varying in the space-time dimensions where the outstanding variables were: nitrates, total alkalinity, COD and aquatic macro invertebrates density. The integration of spatial information of physicochemical parameters with aquatic macro invertebrates, allow us to conclude that the Tapartó river quality is between good to slightly contaminate.

Keywords: aquatic macro-invertebrates, indexes, physicochemical, spatial model, human activities and quality.

Editor: Hernández Fernández, J.

Citation: Ruiz, J., Veléz, F., Caicedo, O & Aguirre, N. (2016). Modelación espacial de la calidad del agua en el río Tapartó, municipio de Andes, Antioquia, Colombia. *Revista Mutis* 6(1) 16-27, doi: <http://dx.doi.org/10.21789/22561498.1109>

Received: January 25, 2016. **Accepted:** April 7, 2016. **Published on line:** May 31, 2016.

Copyright: ©2016 Ruiz, J., Veléz, F., Caicedo, O & Aguirre, N. This is an open-access article, which permits unrestricted use, distributions and reproduction in any medium, provided the original author and source are credited.

Competing Interests: The authors have no conflict of interest.

RESUMEN

Con el propósito de evaluar las condiciones ambientales del río Tapartó, se analizó su calidad de agua a partir de resultados obtenidos de la medición de variables hidráulicas, fisicoquímicas, y de los índices de diversidad de Shannon-Weaver (1949), dominancia de Simpson (1949) y equidad de Pielou (1966), y biótico como el BMWP/Col, empleando macroinvertebrados acuáticos, obtenidos a través de muestreos cuantitativos y cualitativos. Para tal efecto, se tomaron muestras en tres estaciones diferentes del río en los meses de febrero, mayo y agosto de 2014. Los resultados presentaron una variación en las dimensiones espacio-temporales, donde las variables



que más sobresalieron en relación con este aspecto fueron: nitratos, alcalinidad total, DQO y densidad de los macroinvertebrados acuáticos. Al integrar la información resultante del análisis fisicoquímico y de los macroinvertebrados acuáticos en el modelo espacial, se concluye que en el río Tapartó presenta una calidad de agua entre el rango de buena a ligeramente contaminada.

Palabras claves: macroinvertebrados acuáticos, índices, fisicoquímicos, modelo espacial, actividades antrópicas y calidad.

INTRODUCCIÓN

La tierra se enfrenta en este comienzo del siglo XXI con un creciente deterioro del agua, enmarcada en una crisis de gestión causada por un inadecuado uso de este recurso, en donde las poblaciones más pobres son las más afectadas, tolerando las molestias de las enfermedades relacionadas con la misma, viviendo en entornos degradados y a menudo peligrosos para la salud (Unesco, 2003). Por lo tanto, Un diagnóstico de la calidad del agua es una manera de contribuir a la elaboración de planes de gestión mediante la realización de programas y proyectos encaminados a lograr soluciones a corto plazo. Es así como, una investigación con énfasis en calidad ambiental del agua requiere del estudio y análisis integral de variables físicas, químicas y bióticas.

Por otro lado, los macroinvertebrados acuáticos son unos de los organismos acuáticos más empleados para evaluar el grado de saprobiedad de las aguas corrientes (Caicedo, 2004; Montoya, 2010; Milán, 2011). Estos organismos poseen un ciclo de vida más prolongado en comparación con otros organismos acuáticos inferiores y una forma de vida sedentaria, aspectos que se integran como una respuesta a las variaciones espaciales y temporales de las condiciones ambientales del agua (Rosenberg & Resh, 1993). En el estudio e interpretación de la estructura de macroinvertebrados acuáticos se aplican índices comunitarios como una medida de evaluación de las condiciones ambientales. Entre estos, se tienen los índices de diversidad y sus componentes como el de diversidad de Shannon-Weaver (1949), dominancia de Simpson (1949) y equidad de Pielou (1966). El índice de diversidad Shannon-Weaver (1949),

establece tres componentes de las comunidades bióticas tales como riqueza, abundancia y equidad, que expresan en forma algebraica las relaciones numéricas entre taxa. En general, a una mayor diversidad hay una mejor calidad del agua y viceversa (Domínguez & Fernández, 2009; Castellano 2010; Aguirre & Caicedo 2013). Así mismo, los índices de similitud se emplean cuando se pretenden determinar las variaciones en la calidad del agua a partir de la comparación de comunidades entre diferentes sitios de muestreo (Aguirre & Caicedo 2013).

Por su parte, el índice biótico es aquel que establece la calidad biológica enunciada en forma de un valor numérico que representa las características de los taxa presentes en una muestra (Prat *et al.*, 2008). El índice biótico BMWP (The Biological Monitoring Working Party) para Colombia se ha consolidado como una expresión para el análisis de la calidad del agua cuando se conocen las familias de macroinvertebrados acuáticos. En este índice los puntajes más altos se le asignan a las familias más susceptibles a la contaminación, en tanto los más bajos se le asignan a aquellas más tolerantes (Roldán, 2003).

En esta investigación se evaluó la calidad del agua del río Tapartó ubicado en el municipio de Andes, Antioquia, Colombia, con base en los resultados derivados de la medición de algunas variables físicas, químicas y bióticas, utilizando muestreos cuantitativos, cualitativos y el análisis de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos capturada en tres sitios diferentes del río. Los análisis fueron representados en un modelo espacial, con el propósito de conocer los cambios de la calidad del agua respecto al tiempo y a las actividades antrópicas que predominan en las proximidades de esta corriente, que además de alguna manera inciden sobre las características del agua del río Tapartó.

El río Tapartó nace a 4000 msnm y desemboca a los 1200 msnm en el río San Juan. Tiene una temperatura media de entre 18 y 24 °C, con un promedio anual de lluvias de entre 1000 y 2000 mm, ocupando una franja altitudinal de entre 1000 y 2000 msnm (ilustración 1). En la parte alta correspondiente a los Farallones del Citará la precipitación promedio es de 3000 mm y una temperatura media de entre 12 y 18 °C ocupando una franja altitudinal de entre 2000 y 4000 msnm. Por su ubicación estratégica, la cuenca del río es considerada como un eje económico de la subregión y con un alto

potencial para el desarrollo turístico. Es de destacar que el río Tapartó tiene un alto grado de riesgo por inundaciones, avenidas torrenciales y deslizamientos

debido a las altas pendientes (Plan de Desarrollo Municipal de Andes, 2011).

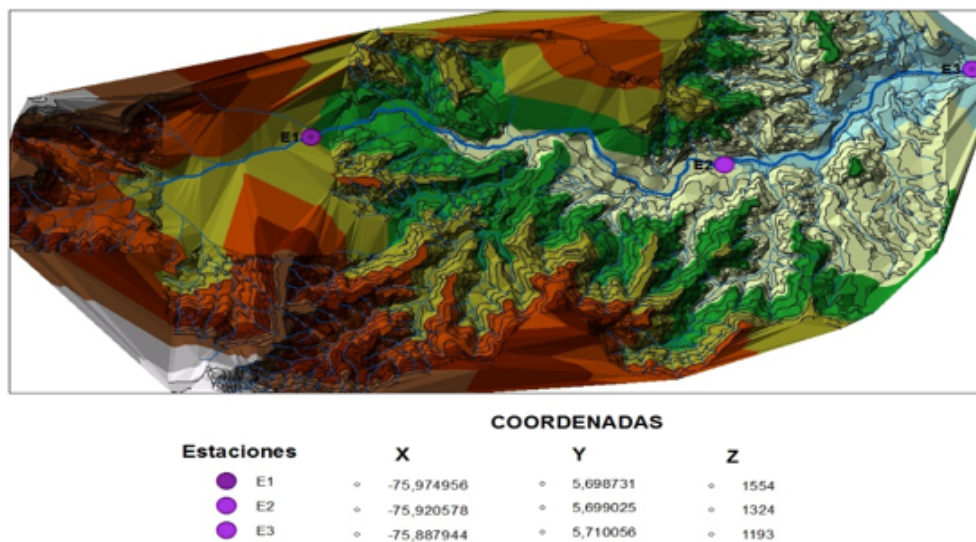


Ilustración 1. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo en la cuenca del río Tapartó.

Para el desarrollo de este proyecto se planteó la pregunta de investigación: ¿Cómo es el estado actual de la calidad del agua en el río Tapartó y su relación con los usos del suelo de la cuenca? Para ello la hipótesis fue: es factible realizar un análisis de la calidad del agua del río Tapartó a través del muestreo, análisis e interpretación de variables fisicoquímicas y de los macroinvertebrados acuáticos, e índices aplicados al grupo de estos organismos. Este análisis de la calidad del agua refleja entonces el grado de intervención antrópica en la cuenca y la generación de contaminantes que alteran la calidad del agua de esta corriente.

METODOLOGÍA

Zona de estudio

Para la determinación de la calidad del agua en el río Tapartó se definieron tres sitios de muestreo en tres meses (15 febrero, 12 mayo y 5 agosto de 2014). La Estación 1 (E1) se ubicó aguas arriba del corregimiento Tapartó entre las coordenadas 05°41'56.49" de latitud norte y 75°58'29.84" de longitud oeste, a 1554 msnm. Por su parte, la Estación 2 (E2) se estableció aproximadamente a cinco kilómetros aguas abajo del

corregimiento entre las coordenadas 05°41'55.43" de latitud norte y 75°55'14.08" de longitud oeste, a 1324 msnm, y la Estación 3 (E3) se localizó cerca de la desembocadura del río Tapartó sobre el río San Juan, entre las coordenadas 05°42'36.2" de latitud norte y 75°53'16.6" de longitud oeste, a 1193 msnm.

Fase de campo

– Determinación de variables hidráulicas

La velocidad en el cauce se midió por medio de dovelas. Este procedimiento consistió en dividir un determinado número de secciones transversales en franjas verticales sucesivas; consecutivamente se procedió a registrar la velocidad usando un correntómetro a 0,2, 0,6 y 0,8 m de profundidad tomando el promedio entre las tres profundidades.

– Determinación de variables fisicoquímicas y bióticas

La obtención de las muestras fisicoquímicas se hicieron de acuerdo con las recomendaciones establecidas en el Standard Methods (2005) (Camargo & Cruz, 1999). Así, en el sitio se midieron: temperatura ambiente, temperatura del agua, oxígeno disuelto, porcentaje

de saturación de oxígeno, conductividad eléctrica, pH y turbiedad. Todas las mediciones se efectuaron con réplicas para reducir el error experimental. También, se tomaron muestras de agua en recipientes plásticos de 500 ml, para la medición de alcalinidad total, dureza total, dureza cálcica, dureza magnésica, DQO, nitrógeno total, nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, fósforo total y ortofosfatos.

Los macroinvertebrados acuáticos fueron recolectados a contracorriente por medio de la red Surber con réplica en cada sitio de muestreo. Esta colecta permitió un análisis cuantitativo en tanto a la riqueza de taxa y abundancia. Además, se realizó una colecta cualitativa alrededor del sitio de muestreo por medio de una recolección manual (Aguirre, 2013). Los organismos colectados se depositaron en recipientes plásticos de 50 ml de capacidad y fueron fijados con alcohol al 70 %. Los recipientes estaban debidamente rotulados indicando la fecha, el tipo de muestra y reactivo.

Fase de laboratorio

El análisis de las muestras fisicoquímicas se realizó por vía fotométrica, empleando *kits de spectroquant* en el laboratorio de Ciencias de la Tierra de la Universidad de Antioquia (Seccional Andes).

Para la determinación de los macroinvertebrados acuáticos se emplearon un estereomicroscopio marca Karl Zeiss y estudios como los de Mc Cafferty, 1981; Roldán, 1988; Merrit & Cummins, 1996; Fernández & Domínguez, 2001; Roldán, 2003; Posada & Roldán, 2003; y Domínguez & Fernández, 2009.

Análisis de datos y modelación espacial

Se aplicó un análisis de componentes de varianza (ACV) para determinar el posible efecto del tiempo y el espacio sobre la variabilidad de cada variable fisicoquímica e índices. Se efectuaron análisis de varianza de una vía mediante la prueba de Kruskal-Wallis, y poder así comparar las medianas cuando un factor incidía sobre una variable en más del 30 % en el ACV (Guerra *et al.*, 2011).

Para cumplir con el objetivo de espacializar la información se recurrió al software ArcGis map, en el cual se utilizó como pertinente la cartografía suministrada por la Corporación Autónoma Regional del Norte de Antioquia – Corantioquia, consistente en un mapa

base del IGAC en escala 1:25000, y mapas temáticos de diversa índole. Sobre dicha cartografía en formato vector se añadió la información obtenida en campo debidamente georreferenciada. Cada capa que se generó fue provista de una tabla de atributos con toda la información que arrojaron los análisis de campo y de laboratorio.

RESULTADOS Y ANÁLISIS

Variables hidráulicas

La distribución de la velocidad media de la corriente (ilustración 2) muestra una variación durante las diferentes campañas donde el rango de velocidades osciló entre 0,7 y 1,4 m/s. Los valores más altos se encontraron en el mes de febrero de 2014 en E2 con una velocidad media de 1,3 m/s, y en el mes de mayo de 2014 en E1 y E3 con unas velocidades medias de 1,2 y 1,4 m/s, respectivamente. Debido a dificultades de acceso al sitio de muestreo no fue posible la medición de la velocidad media en E3 en febrero y en E2 en mayo y agosto.

Autores como Ward (1976), Gore (1978) y Brittain & Saltveit (1989), citados por Caicedo *et al.* (2004), suponen que las variaciones de la velocidad media pueden afectar a las comunidades de macroinvertebrados acuáticos respecto a su composición, diversidad y densidad.

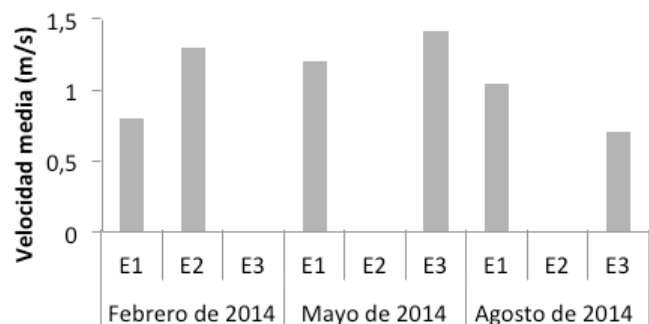


Ilustración 2. Distribución de la velocidad media (m/s) en el río Tapartó.

Variables fisicoquímicas

La alcalinidad total mostró el valor máximo de 20 mg/l CaCO_3 en la E2 del mes de mayo de 2014 y en la E3 en agosto de 2014 y un mínimo de 10 mg/l CaCO_3 en E1 y E2 de los meses de febrero y agosto de 2014

(ilustración 3). Respecto a los resultados obtenidos de alcalinidad total en el río Tapartó, estos presentaron en su mayoría valores inferiores a lo aceptable para la vida acuática (20 mg/l CaCO_3). Sin embargo, la presencia de macroinvertebrados acuáticos y los valores de pH en las diferentes épocas de muestreo infiere que el sistema hídrico se encuentra en equilibrio.

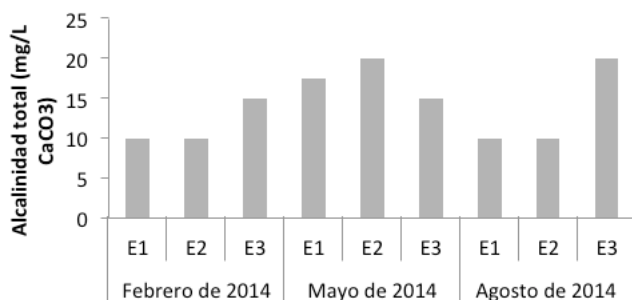


Ilustración 3. Variación espacio-temporal de la alcalinidad total en el río Tapartó.

Los mayores valores encontrados de nitratos (ilustración 4) se presentaron en el muestreo de mayo de 2014 con 4 y 5 mg/l NO_3^- , en contraste, febrero y agosto de 2014 presentaron valores por debajo de 2 mg/l NO_3^- ; siendo estos niveles normales en ríos de alta montaña debido a que son aguas que corren por lechos pobres en nutrientes (Roldán, 1992). Así mismo, esta variable no representa cambios importantes en el espacio-temporal, debido a su baja variabilidad. Por su parte, los valores encontrados en el mes de mayo se pueden relacionar con los usos del suelo en la cuenca del río Tapartó, los cuales en este mes se encontraban en siembra de café, proceso donde utilizan fertilizantes y pesticidas que pueden estar constituidos por nitrógeno y que por escorrentía llegan al río.

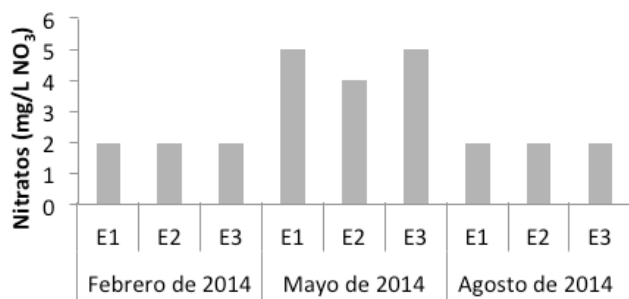


Ilustración 4. Variación espacio-temporal de nitratos en el río Tapartó.

En la ilustración 5 se observa que los valores de la demanda química de oxígeno (DQO), está dentro del rango de 22,5 mg/l DQO en la E1 en agosto de 2014 y 7 mg/l DQO en la E1 en febrero y en la E3 en mayo de 2014. Este rango indica que son aguas superficiales de buena calidad con bajo contenido de materia orgánica (MO) biodegradable y no biodegradable. Sin embargo, los valores más altos de DQO encontrados en el muestreo de agosto pueden estar relacionados con la recolección de café, proceso mediante el cual se vierte al río MO proveniente de esta actividad.

De acuerdo, con la información obtenida de la estación pluviométrica del río San Juan (IDEAM 2014), la relación fue inversamente proporcional ($r=-0.26665$), es decir, a medida que la precipitación aumenta la carga de DQO disminuye como consecuencia de la dilución que ejercen las lluvias sobre la corriente. Esta situación fue muy marcada en el mes de agosto del año 2014 donde se evidencia que a menor precipitación se incrementó la carga de DQO. Pese a lo anterior, la relación entre estas dos variables fue baja dado que la variabilidad de la DQO estaría explicada un 15,2 % por la precipitación. Es factible que haya otros factores que estén incidiendo sobre el fenómeno de contaminación reflejado en la variable DQO, como por ejemplo las faenas cafeteras que producen lixiviados que incrementarían los valores DQO en la corriente.

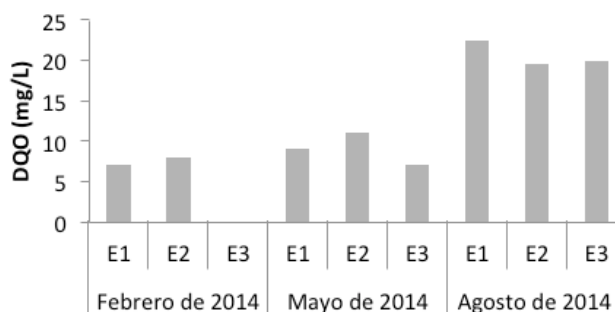


Ilustración 5. Variación espacio-temporal de la demanda química de oxígeno (DQO) en el río Tapartó.

El espectro de absorción del agua medido en las tres estaciones del río Tapartó indicó que la concentración de MO disuelta disminuye aguas abajo del cauce (figura 5). Esto se evidenció claramente en la mayor absorbancia del agua de las E1 y E2 comparada con la E3 entre el rango 200-700 nm. Posiblemente, esto se deba a la dilución por la entrada al río de otros afluentes. Algunos estudios sugieren que la

absorbancia a longitudes de onda en este intervalo corresponde a la presencia de enlaces dobles C=C y compuestos aromáticos típicos de sustancias húmicas (Peña & Palacio, 2008), dado que las sustancias húmicas son conocidas por su biopersistencia (Camargo & Cruz, 1999). De este modo, la evidencia sugiere que la concentración de MO aguas abajo del río Tapartó disminuyó probablemente debido a la dilución en la E3 (Caudal E1 = 11,19 m³/s y el caudal E3 = 12,52 m³/s), es decir, el caudal se incrementó desde la E1 hasta la E3 en 10,63 %. Por otro lado, la distancia lineal entre E1 y E3 es de aproximadamente 19 km, recorrido en el cual la corriente tuvo un incremento de 1,33 m³/s.

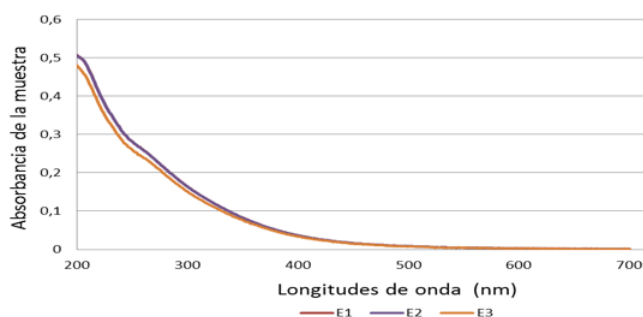


Ilustración 6. Espectro de absorción para sustancias húmicas a diferentes longitudes de onda.

Por último, las variables fisicoquímicas tales como nitrato, N-amoniaco, nitrógeno total, fósforo total y ortofosfato estuvieron por debajo de los límites de detección del método utilizado. Asimismo, temperatura ambiente, temperatura del agua, oxígeno disuelto, % saturación, pH, conductividad eléctrica, dureza total y turbidez estuvieron en los rangos normales.

Macroinvertebrados acuáticos

En la tabla 1 se resaltan los taxa que más predominaron en las tres estaciones. Estos fueron: *Thraulodes*, *Baetodes*, *Leptohyphes*, *Smicridea*, Baetidae y Chironomidae, donde los tres primeros son indicadores de aguas de buena calidad con ligera contaminación, mientras que *Smicridea* se relaciona con buenas condiciones ambientales (Roldán, 1996; Muñoz & Ospina, 1999; Roldán, 2003; Caicedo *et al.*, 2004; Pérez & Segnini, 2005; Liévano & Ospina, 2007).

Tabla 1. Distribución espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos capturada en las tres estaciones de muestreo.

Orden	Familia	Género	Estaciones		
			E1	E2	E3
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	X	X	X
		<i>Camelobaetidius</i>		X	X
	Baetidae	<i>Baetodes</i>	X	X	X
		Sin determinar	X	X	X
		<i>Leptohyphes</i>	X	X	X
Odonato	Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	X	X	
Neuróptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i>	X	X	
	Elmidae	<i>Stenelmis</i>	X	X	
Coleóptera	Hydrophilidae	Sin determinar	X		
	Elmidae (a)	Sin determinar		X	
Lepidóptera	Pyralidae	Sin determinar		X	
Trichóptera	Odontoceridae	<i>Marilia</i>	X		
	Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>	X	X	X
Hemiptera	Naucoridae	<i>Limnocois</i>	X		
Plecóptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	X		
		<i>Simulium</i>		X	X
	Díptera	Biopharoceridae	<i>Limnicola</i>	X	X
Chironomidae		Sin determinar	X	X	X
Gastropoda	Physidae	<i>Physa</i>		X	
Acarí (Acarina)	Hydrachnidae	Sin determinar		X	
Total			11	13	14

La composición espacial indica que en las tres estaciones de muestreo se identificaron en total 20 morfotipos (tabla 1), de los cuales 11 se registraron en la E1, 13 en la E2 y 14 en la E3. Por su parte, en la figura 6 se observa que en el mes de agosto de 2014 se presentó el mayor número de individuos recolectados, donde en E3 se obtuvieron 170 organismos, en E2 un total de 137 y 39 en E1. Estos resultados indican que no se presentaron diferencias significativas entre estaciones en relación con la riqueza taxonómica, pero sí en lo que respecta con el número de individuos, en donde en estos últimos se observa en E2 y E3 una distribución temporal muy similar entre taxa. Es de señalar que en los tres diferentes muestreos realizados en febrero, mayo y agosto no se presentaron dificultades para la recolección de la muestra.

Los mayores aportes de organismos corresponden al díptero Chironomidae y al efemeróptero *Camelobaetidium* (Baetidae) en E2 y E3 en el mes de agosto. Aunque no se dispone de datos de caudal para E2 y E3, las observaciones de campo permiten inducir un crecimiento en el caudal en el mes de agosto, favoreciendo una mayor área de inundación permitiendo una mayor recolección de macroinvertebrados acuáticos (ilustración 7).

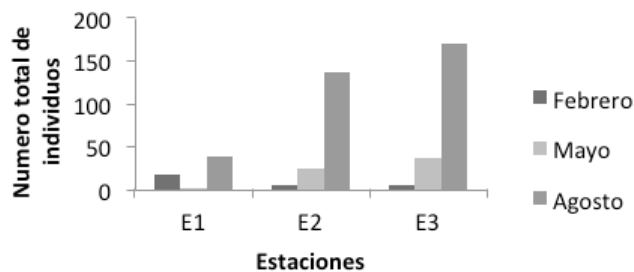


Ilustración 7. Número de individuos encontrados en las diferentes estaciones y fechas de muestreo.

La tendencia temporal registrada en la abundancia también se presenta con la riqueza (ilustración 8), donde en el mes de agosto las estaciones E2 y E3 tuvieron la mayor cantidad de taxa, once, y ocho en la estación E1. En mayo se registra una tendencia similar al muestreo de agosto, pero con un número menor de morfotipos.

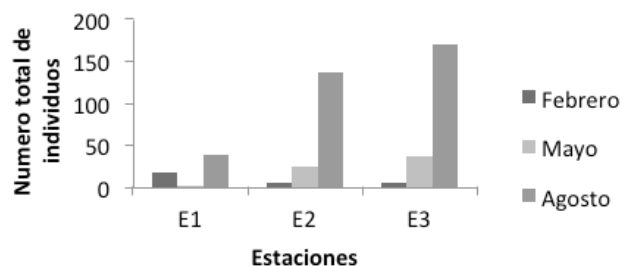


Ilustración 8. Taxa encontrados en las diferentes estaciones y fechas de muestreo.

Mediante el análisis de agrupamiento (ilustración 9), se obtiene un porcentaje de similitud de 81,1 % en el primer grupo representado por las estaciones E2 y E3. Ambos sitios se caracterizan por presentar la mayor abundancia de macroinvertebrados acuáticos. El segundo grupo constituido por la estación E1 registró un porcentaje de similitud del 36,2 %. Estos resultados coinciden con la evaluación de la calidad determinada desde las características de la comunidad de los macroinvertebrados acuáticos, las cuales indican que en E1 se presentan mejores condiciones ambientales que en E2 y E3.

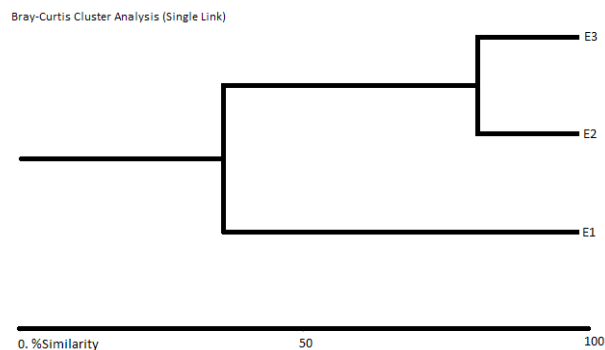


Ilustración 9. Dendrograma de similitud con presencia o ausencia de taxa de macroinvertebrados acuáticos encontradas por estación en el río Tapartó.

Índices de diversidad y sus componentes

El índice de diversidad de Shannon-Weaver (tabla 2), presentó valores bajos (menores a 1 en todos los casos). Según Aguirre & Caicedo (2013) estos resultados indican contaminación orgánica, sin embargo, la composición de la muestra de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos refleja aguas de buena calidad a ligeramente contaminadas en las estaciones E2 y E3. Este resultado puede deberse a que en ambas estaciones se recolectó una muestra pequeña.

Tabla 2. Índices de diversidad, dominancia y equidad calculados en los meses de febrero, mayo y agosto de 2014.

Estaciones y fecha de muestreo		Diversidad Shannon-Weaver	Dominancia Simpson	Equidad de Pielou
Febrero de 2014	E1	0.28	0.61	0.59
	E2	0.44	0.26	0.92
	E3	0.21	0.60	0.72
Mayo de 2014	E1	-	-	-
	E2	0.67	0.23	0.79
	E3	0.71	0.24	0.79
Agosto de 2014	E1	0.54	0.30	0.90
	E2	0.51	0.38	0.56
	E3	0.62	0.32	0.59

Los valores del índice de dominancia de Simpson no mostraron una gran diferencia entre estaciones de muestreo en especial en mayo y agosto (tabla 2). Por su parte, el índice de equidad de Pielou registró niveles superiores a 0.50 en todos los casos, lo cual indica que la distribución de los individuos dentro de cada uno de los morfotipos coincide con una uniformidad de media a alta.

Los resultados del índice de Jaccard (tabla 3) infieren una baja similaridad de taxa entre estaciones. En los meses de mayo y agosto en E2 y E3 se registró la mayor similaridad entre sí con 0.50 y 0.58, respectivamente. Resultados que coinciden con la abundancia y riqueza espacial encontrada en ambos sitios en la zona de estudio.

Tabla 3. Índice de similaridad Jaccard registrado en los meses de muestreo en el río Tapartó.

Estaciones y fecha de muestreo	Jaccard	
Febrero de 2014	E1-E2	0.333
	E1-E3	0.000
	E2-E3	0.000
Mayo de 2014	E1-E2	0.143
	E1-E3	0.125
	E2-E3	0.500
Agosto de 2014	E1-E2	0.333
	E1-E3	0.364
	E2-E3	0.583

Índice biológico BMWP /Col

El índice BMWP/Col representado en la ilustración 10, mostró que los mayores valores se encontraron entre 45 y 55 en E1 y E3 en el mes de agosto, resultado que indica aguas contaminadas o de calidad dudosa. En contraste, en febrero se encontraron los valores más bajos, incluidos dentro de un rango de 22 a 38 puntos, significando ambientes muy contaminados o de

calidad crítica. No obstante, una consideración similar a la expresada en relación con la calidad del agua para los resultados obtenidos con el índice de diversidad de Shannon, también se puede aplicar para los resultados del índice biótico BMWP/Col (Roldán, 2003).

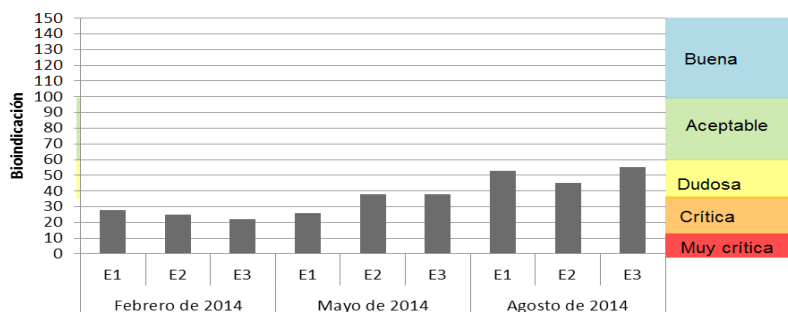


Ilustración 10. Índice biótico BMWP/Col.

Análisis estadísticos

Durante el proceso se examinó la ocurrencia de cada factor en cada una de las variables analizadas donde las más representativas fueron la conductividad eléctrica, DQO, nitrógeno total, nitratos, oxígeno disuelto, temperatura ambiente, turbiedad y pH, que presen-

taron cambios importantes espacio-temporal (ilustración 11), mientras que variables como la temperatura del agua, alcalinidad, nitrito, N-amoniacal, fósforo total, ortofosfato y dureza total no presentaron cambios importantes en la dinámica espacio-temporal.

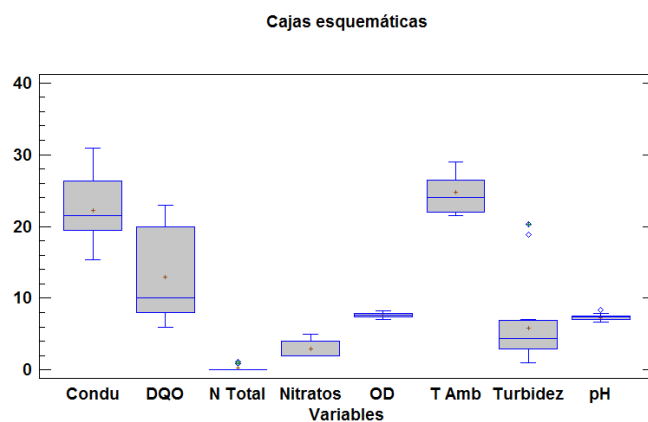


Ilustración 11. Cajas esquemáticas de variables fisicoquímicas.

Análisis Espacial

En el análisis del modelo espacial de la calidad del agua (ilustración 12), se observa cómo la calidad va variando respecto a la actividad agrícola que se encuentra en toda la red de drenaje aguas abajo, donde el río empieza a cambiar sus valores en las variables fisicoquímicas y en la composición de los macroinvertebrados acuáticos correspondiente a las diferentes campañas de muestreo. Lo expresado anteriormente, puede estar muy relacionado con la siembra, reco-

lección y precipitación que acontece en los diferentes meses, ocasionando un aumento de MO, agroquímicos y pesticidas, los cuales llegan al cauce principal ya sea por escorrentía superficial o por descargas puntuales. De acuerdo con lo anterior, se puede estimar que en la zona de estudio la calidad del agua se ve afectada por los procesos de caficultura que se realizan en la trayectoria del drenaje principal, produciendo un leve aumento en la contaminación aguas abajo en las diferentes estaciones.

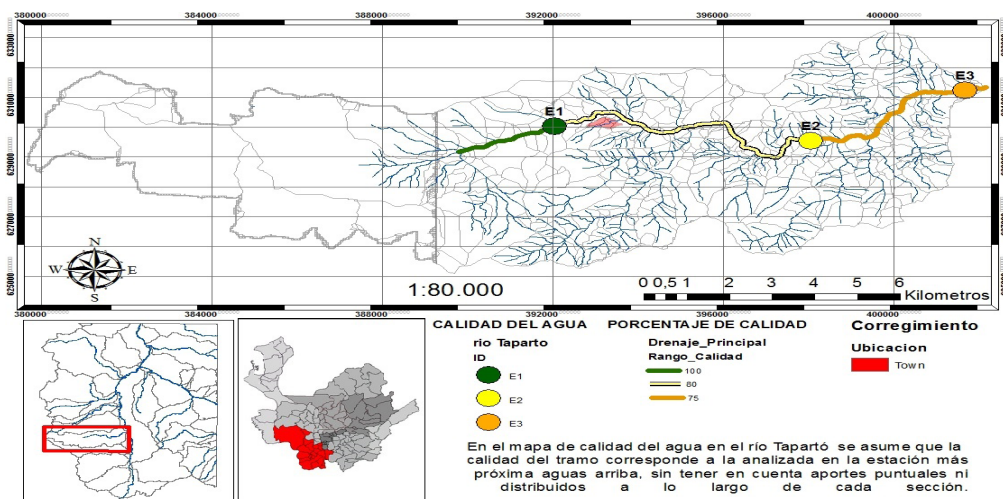


Ilustración 12. Mapa de calidad del agua en la cuenca del río Tapartó.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos de la mayoría de las variables fisicoquímicas como es el caso de pH, oxígeno disuelto, DQO, conductividad eléctrica, temperatura ambiente, temperatura del agua, nitrato, nitrógeno total, turbidez y porcentaje de saturación, estuvieron dentro del rango establecido para aguas naturales.

El río Tapartó es propenso a una contaminación rápida. Esta percepción está respaldada en una baja alcalinidad la cual se encuentra por debajo de una condición aceptable para las aguas naturales, situación que puede estar muy asociada con el aporte de las sustancias húmicas que acidifican este río y lo vuelven vulnerable. De acuerdo con los resultados de sustancias húmicas, las estaciones E1 y E2 no pierden su identidad de MO disuelta.

Considerando la composición de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, se concluye que la mejor calidad biológica del agua se encontró en la E1. Las tres estaciones ubicadas en el río Tapartó se asocian con una calidad biológica del agua de buena a ligeramente contaminada. Sin embargo, en las estaciones E2 y E3 se evidencia un ligero incremento en la contaminación con referencia a la E1. La distribución espacio-temporal de los macroinvertebrados acuáticos sigue la misma tendencia de la calidad del agua en sus diferentes campañas de muestreo.

De acuerdo con los valores del índice biótico BMWP/Col obtenidos durante las tres campañas de muestreo, las estaciones ubicadas sobre el río Tapartó se

relacionan con ambientes contaminados. No obstante, estos resultados están más condicionados con el tamaño de la muestra que con la caracterización ambiental espacial que se presenta en el tramo de estudio del río Tapartó.

Según el modelo espacial las zonas de mayores aportes de contaminación están ubicadas desde la E1 a la E3. Esto se debe a las actividades antrópicas que se desarrollan en la cuenca principalmente la caficultura donde hay procesos de siembra y recolección, que aportan MO al río.

De acuerdo con el modelo de calidad del agua, los valores hidráulicos, fisicoquímicos, el dendrograma y el índice de similaridad de Jaccard (este último tiene que ver con los macroinvertebrados acuáticos), se concluye que el río Tapartó presenta cambios en la calidad del agua que están vinculados con los diferentes procesos de aprovechamiento del café que se dan a través del año.

AGRADECIMIENTOS

Este estudio se realizó gracias al apoyo del Comité Central de Investigación (CODI) de la Universidad de Antioquia, a los grupos de investigación GeoLimna y GDECON, a la Escuela Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad de Antioquia, al Laboratorio de Hidrobiología Sanitaria y al Laboratorio de Ciencias de la Tierra de la Seccional Suroeste de la Universidad de Antioquia en Andes, Antioquia. Así mismo, a los estudiantes de pregrado de los programas de Ingeniería

Sanitaria y Ambiental Karol Solórzano y César Olmos y a la estudiante de Ingeniería Agropecuaria Jenny Mesa, quienes nos acompañaron durante todos los momentos de muestreo. Finalmente a Corantioquia quien facilitó la base cartográfica digital con la que se hicieron los análisis y modelación espacial.

REFERENCIAS

- Aguirre, N. & Caicedo, O. (2013). *Métodos de campo y de laboratorio para hidrobiología sanitaria*. Reimpresos Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia.
- Aguirre, N. (2013). *Hidrobiología Sanitaria*. Ude@, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia, 202 pp. ISBN 978-958-8790-55-8.
- American Public Health Association. (2005). American Water Works Association and Water Environment Federation, *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 21st edition. (Método Estándar para el Examen de Agua y Agua Residual, décimo octava edición). American public Health Association, Washington, D. C., EE. UU. ISBN: 0875530478.
- Caicedo, O., Jaime, P. & Néstor, A. (2004). Macroinvertebrados acuáticos. pp. 84-98. En: Aguirre, N, Palacio, J., Wills, T. (Eds), *Caracterización de los principales aspectos fisicobióticos de la microcuenca de la quebrada La Vega, municipio de San Roque, Antioquia*. Imprenta Universidad de Antioquia, Medellín. ISBN 958-33-7192-0. 2004.
- Camargo, M. & Cruz, L. (1999). Sustancias Húmicas en Aguas para Abastecimiento. *Revista Ingeniería e Investigación*, 44, 63-72
- Castellano, H. (2010). *Aplicación de índices de calidad del agua en sistemas epicontinentales colombianos y recomendaciones para su uso*. Universidad Industrial de Santander.
- Domínguez, E. & Fernández, H. (Ed). (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biológica*. Fundación Miguel Lillo. Argentina. 654 p.
- Executive Summary of the UN World Water Development Report. (2003). *Water for people, water for life*. First published by the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO).
- Fernández, H. R. & Domínguez, E. (eds). (2001.) *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: una guía práctica*. Tucumán (Argentina): EUDET. Universidad Nacional de Tucumán. Serie Investigaciones de la U.N.T. Subserie: Ciencias Exactas y Naturales. Vol. 1, p. 282.
- IDEAM. (2014). Datos pluviométricos de la corriente del río San Juan. Tomado de: <http://www.ideam.gov.co/>.
- Liévano, A. & Ospina, R. (2007). *Guía ilustrada de los macroinvertebrados acuáticos del río Bahamón*. Primera edición. Universidad El Bosque & Instituto Alexander von Humboldt. Bogotá D. C., Colombia.
- Mc Cafferty, W. P. (1981). *Aquatic Entomology*. Jones and Bartlett Publisher. Boston. U.S.A.
- Merrit, R. & Cummins, K. (1996). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendal/Hunt Publishing. Third edition.
- Milán, W., Caicedo, O., & Aguirre, N. (2011). Quebrada La Popala: un análisis de calidad del agua desde algunas variables fisicoquímicas, microbiológicas y los macroinvertebrados acuáticos. Colombia. *Revista Gestión y Ambiente*, 14(1), 85-94.
- Montoya, Y., Aguirre, N., Caicedo, O., & Palacio, J. (2010). Dinámica multianual de los macroinvertebrados acuáticos bentónicos en la quebrada Vegas de la Clara. *Revista Investigación, Biodiversidad y Desarrollo*, 29(2), 201-210.
- Muñoz, F. & Ospina, R. (1999). Guía para la identificación genérica de los Ephemeroptera de la Sabana de Bogotá, Colombia. Ninfas y algunos géneros de adultos. *Actualidades Biológicas* 21(70), 47-60.
- Peña, D. & Palacio, J. (2008). Comportamiento del carbono orgánico en la ciénaga de Ayapel, Colombia. GAIA. Medellín, Colombia. 110 p.

- Pérez, B. & Segnini, S. (2005). Variación espacial de la composición y diversidad de géneros de Ephemeroptera (Insecta) en un río tropical altiandino. *Revista ENTOMOTROPICA*, 20(1), 49-57.
- Pielou, E. C. (1996). *Ecological Diversity*. Wiley New York, 165 p.
- Plan de Desarrollo Municipal. (2008-2011). Municipio de Andes (Antioquia, Colombia), 35 p.
- Posada, J. A. & Roldán, G. (2003). Clave ilustrada y diversidad de las larvas tricóptera en el nor-occidente de Colombia. *Caldasia* 25(1), 169-192.
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia. FEN-Colciencias. Editorial Presencia, Bogotá.
- Roldán, G. (1992). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín. 529 p.
- Roldán, P. (1996). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia*. FEN-Colombia, Colciencias - Universidad de Antioquia, Medellín. 217 p.
- Roldán, G. (2003). *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia (Uso del método BMWP/Col)*. Universidad de Antioquia. 170 p.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V.H. (1993). *Freshwater bio-monitoring and benthic macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall 1993. 488 p.
- Shannon-Weaver, C. E. (1949). *The mathematical theory of communication*. The University of Illinois Press.
- Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature* 163(4148), 688.