

DOI: 10.24850/j-tyca-14-06-06

Artículos

Calidad de agua para uso recreativo del Río Ctalamochita en Villa María, Córdoba, Argentina

Water quality for recreational use of the Río Ctalamochita, Córdoba, Argentina

Graciela N. Marín¹, ORCID: <https://orcid.org/0009-0008-9203-2101>

Silvia A. Moyano², ORCID: <https://orcid.org/0009-0004-1114-0540>

Fernanda G. Biolé³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3950-7709>

Paula Debernardi⁴, ORCID: <https://orcid.org/0009-0006-6747-7470>

¹Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, gramarin@hotmail.com

²Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, silmoyano@hotmail.com

³Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, fernandabirole@hotmail.com

⁴Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Villa María, Córdoba, Argentina, paula.debernardi96@gmail.com

Autora para correspondencia: Graciela Marín, gmarin@frvm.utn.edu.ar



Resumen

El Río Tercero o Ctalamochita a lo largo de la ciudad de Villa María, Córdoba, Argentina, es utilizado con fines recreativos, entre otros. El objetivo de este trabajo es evaluar la calidad del agua para tal uso en el tramo correspondiente a la ciudad, a través del análisis de variables microbiológicas, fisicoquímicas y del índice de calidad de agua (WQI) del Canadian Council of Ministers of the Environment. Para ello se realiza el muestreo del río aguas arriba, en puntos intermedios y aguas abajo en distintos momentos del año, abarcando un periodo de dos años (de octubre 2017 a septiembre 2018). Se determinaron coliformes totales, coliformes termotolerantes y *Escherichia coli*. Además, se registraron la temperatura, pH, turbiedad, sólidos totales, demanda biológica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno, oxígeno disuelto, nitratos y nitritos. Los resultados muestran que los coliformes totales superaron el límite permitido en el 60 % de las muestras; los coliformes termotolerantes son acordes con la normativa en el 100 % de las muestras y la determinación de *E. coli*; sólo un valor supera el límite establecido. El WQI resultante es "Bueno" para dos de los sitios estudiados, mientras que aguas abajo, en Barrancas del Río, es "Marginal" (WQI = 62.2). Se concluye que en las zonas estudiadas, el uso recreativo no implicaría un riesgo para la salud humana. Sin embargo, es importante identificar los factores que influyen en el decrecimiento del WQI luego de atravesar la ciudad y las posibilidades de actuación sobre los mismos, si se quieren lograr mejoras en dicho tramo.

Palabras clave: agua de río, parámetros físico químicos, parámetros microbiológicos, *Escherichia coli*, índice de calidad de agua.

Abstract

The Río Tercero or Ctalamochita river along Villa María city, Córdoba, Argentina, is used for recreational purposes, among others. The aim of this work was to evaluate the quality of water for that use in the section that runs through the city, through the microbiological and physicochemical analysis and water quality index (WQI) of the Canadian Council of Ministers of the Environment. Seasonal sampling was performed in three points of the city (ingress, center and end) between October 2017 and September 2018. Total coliforms, thermotolerant coliforms and *Escherichia coli* were determined. In addition, temperature (°C), pH, turbidity (UNT), total dissolved solids, biological oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), dissolved oxygen, nitrates and nitrites were recorded. The results showed that in 60 % of the samples the total coliforms exceeded the allowed limit, however, in the total of samples the thermotolerant coliforms were acceptable by the normative and in the determination of *E. coli*, only one value exceeded the limit set up by Health Canada. The WQI was "Good" for two of the sites studied, while downstream, while in Barrancas del Río, it was "Marginal" (WQI =62.2). Therefore, it is concluded that in the studied areas, the recreational use of water from the Ctalamochita river would not imply a risk to the human health. However, the factors that produce the WQI

decrease, after crossing the city, should be identified if improvements are to be achieved in that area.

Keywords: River water, physicochemical parameters, microbiological parameters, *Escherichia coli*, water quality index.

Recibido: 07/05/2021

Aceptado: 20/04/2022

Publicado online: 07/07/2022

Introducción

Los ecosistemas acuáticos (ríos, arroyos, lagos, lagunas, embalses y acuíferos) brindan numerosos beneficios y servicios, tales como agua para consumo humano y animal, para producción de alimentos, generación de energía eléctrica y hábitat para la vida acuática, entre otros (UNEP, 2017).

En la actualidad, el crecimiento exponencial de la población ha generado un incremento de las actividades antrópicas, las cuales son responsables de muchas de las alteraciones que sufren los cuerpos de agua superficiales, siendo los problemas de calidad de agua acrecentados con el uso multipropósito de estos sistemas (Bazán, 2006). En general, las aguas superficiales están sometidas a contaminación de origen natural, arrastre de material particulado y disuelto, presencia de materia orgánica natural y de origen antrópico, descargas de aguas residuales,

domésticas, escorrentía agrícola y efluentes de procesos industriales, entre otros (Torres, Cruz, & Patiño, 2009; Carnicelli *et al.*, 2018).

Para evaluar la calidad de un cuerpo de agua determinado es necesario establecer los usos a los cuales está destinado (Karr, 1998; Naiman & Bilby, 1998; Boccolini, Oberto, & Corigliano, 2005). Acuña-del-Pino, Abramovich, Meyer, Haye y Gilli (1998) indican, por ejemplo, que la calidad bacteriológica del agua para uso recreativo no es la misma que para consumo humano. Sin embargo, son parámetros que deben tenerse en cuenta, ya que se han registrado casos donde las aguas recreacionales protagonizaron un papel importante en la transmisión de agentes patógenos, con incremento del riesgo de infecciones bacterianas, entre ellas *Shigella spp.* y *Escherichia coli*, pero también de infecciones por parásitos como la giardiasis (Acuña-del-Pino *et al.*, 1998).

Por lo normal, el riesgo potencial de exposición a parámetros físico-químicos es inferior al riesgo ocasionado por microorganismos bacterianos presentes en aguas recreacionales. Las concentraciones de variables fisicoquímicas (pH, temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, sólidos totales y materia orgánica) encontradas por lo general en agua no resultan significativamente elevadas como para provocar enfermedades crónicas (WHO, 2003). Sin embargo, se deben tener en cuenta a guardavidas, prefectos, buzos tácticos, rescatistas, acuicultores, pescadores artesanales y personal de servicio en playas, ya que es el grupo de la población con mayor exposición en los ambientes de uso recreativo.

La cuenca del Río Tercero o Ctlamochita abarca un área aproximada de 9 580 km². La cuenca alta está regulada por un sistema de embalses que generan energía eléctrica para la provincia de Córdoba y otras ciudades del centro del país, que además actúa como regulador y condiciona el caudal escurrido en el Río Tercero (Ctalamochita) (Lenarduzzi, 2013; Carnicelli *et al.*, 2018).

El cauce del Río Tercero (Ctalamochita) recorre una longitud aproximada de 300 km en sentido oeste-este (Ochoa *et al.*, 2016). A lo largo de su recorrido atraviesa numerosas localidades, abarcando los centros turísticos de la región serrana, hasta la confluencia con el río Saladillo (Cossavella *et al.*, 2013; Carnicelli *et al.*, 2018). Es una fuente de agua potable en las zonas sur y este de la provincia de Córdoba (Harguinteguy, Gudiño, Arán, Pignata, & Fernández-Cirelli, 2019); se utiliza para riego, extracción de áridos, recreación y pesca. Sin embargo, se emplea como cuerpo receptor para disposición final de las aguas residuales industriales y de estaciones depuradoras de efluentes cloacales (Cossavella *et al.*, 2003).

Es por ello que la gestión de los recursos hídricos requiere monitoreos que documenten la variabilidad de la calidad del agua (Betancur-Vargas, Campillo-Pérez, & García-Leoz, 2011). Además, mediante el uso de diferentes índices se pueden evaluar cambios en la calidad del agua a partir de una única variable unificadora, en contraposición de considerar numerosos parámetros (Chapman, 1996; Debels, Figueroa, Urrutia, Barra, & Niell, 2005; Carnicelli *et al.*, 2018).

El objetivo de este estudio es evaluar la calidad del agua para uso recreativo del río Ctlamochita, en el tramo correspondiente al paso por la ciudad de Villa María, Córdoba, a través de variables microbiológicas y fisicoquímicas, y determinar el índice de calidad de agua (WQI) según el Canadian Council of Ministers of the Environment.

Metodología

En el desarrollo de este trabajo se delimita el área en estudio y la normativa referida a la evaluación de calidad de agua de río y para uso recreativo. Con base en ello, se definen los parámetros a analizar y las técnicas a utilizar, cuyos resultados se evalúan y comparan con la legislación vigente. Por último, se determina el WQI y su aptitud para fines recreativos.

Área de estudio

Se seleccionaron tres puntos de muestreo del Río Tercero en su paso por la ciudad de Villa María (Figura 1). El primer sitio se ubica en el ingreso de la ciudad en la zona llamada Puente Andino (PA) (Lat. 32° 25' 2.91" S, Long. 63° 18' 16.30" O). El segundo está localizado en la parte media del curso del río y se denomina Bajada calle Entre Ríos (BE), (Lat. 32° 25' 15.79" S, Long. 63° 15' 15.55" O). Finalmente, el tercero está luego de atravesar la ciudad en el acceso al barrio Barrancas del Río (BR) (Lat. 32° 25' 50.85" S, Long. 63° 13' 23.31" O).

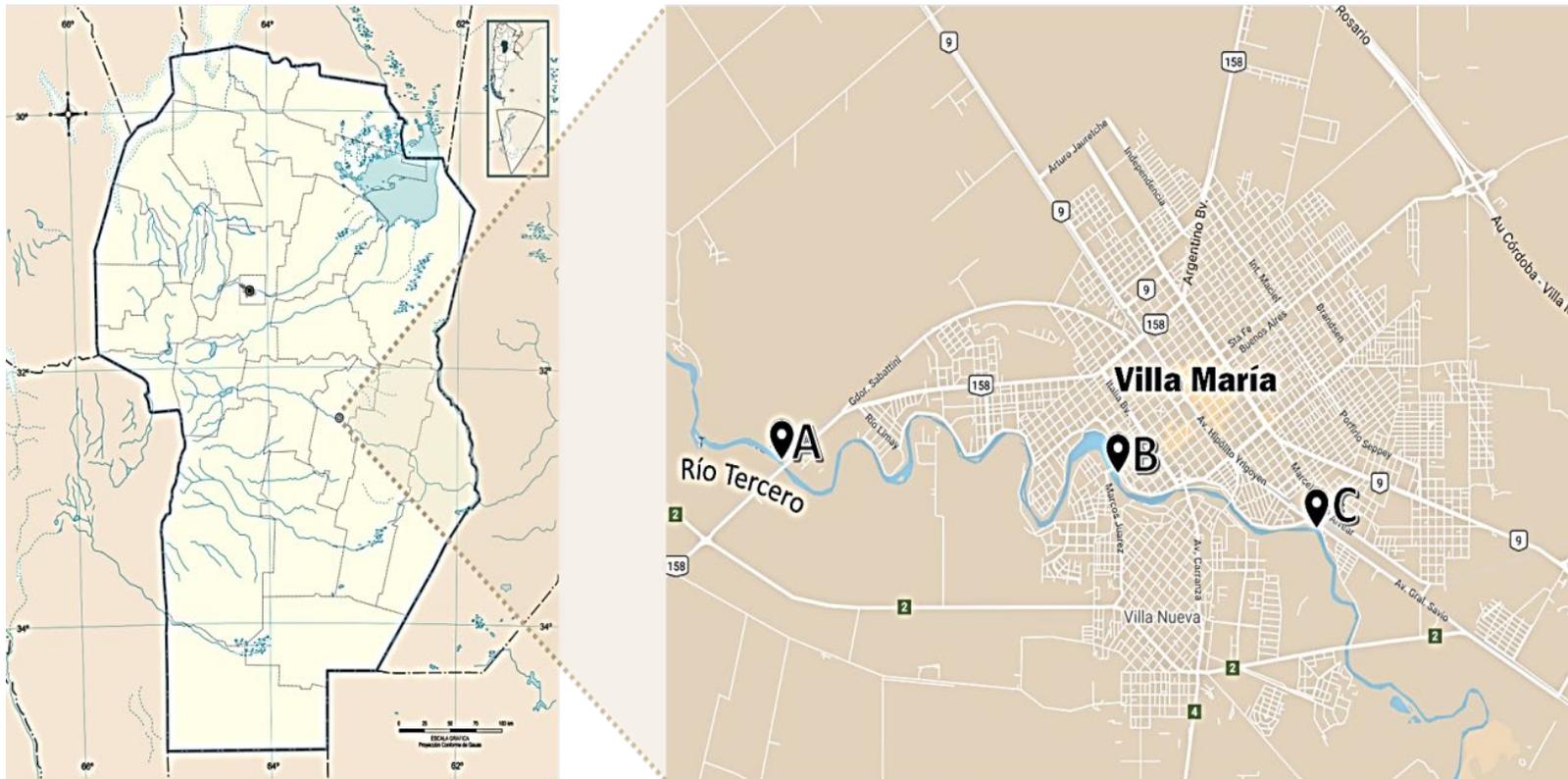


Figura 1. Ubicación de los puntos de muestreo. Ciudad de Villa María, Córdoba, Argentina.

Se realizan cinco muestreos desde octubre de 2017 hasta septiembre de 2018: 10/2017, 04/2018, 06/2018, 08/2018 y 09/2018.

Legislación, parámetros y valores referenciales

Los niveles de exposición para las diferentes actividades recreativas son establecidos por el Ministerio de Salud de la República Argentina, donde la natación y vadeo surfeo a velas son las actividades recreacionales de impacto alto, con un patrón de exposición mediante la ingestión o inhalación (Ministerio de Salud, 2017).

Por otra parte, en la Tabla 1 y Tabla 2 se realiza una recopilación de parámetros de referencia indicados en diversas fuentes. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se recomiendan coliformes totales, coliformes fecales, termotolerantes y *Escherichia coli* (Saracho, Segura, Moyano, Rodríguez, & Carignano, 2006; Ministerio de Salud, 2017; Health Canada, 2012).

Tabla 1. Valores de referencias para determinaciones microbiológicas.

Análisis	Límite recomendado	Referencia
Coliformes totales	1 000 NMP/100 ml	Brandalise <i>et al.</i> (2012); López-Sardi, García, Reynoso, González y Larroudé (2016)
Coliformes termotolerantes	1 000 NMP/100 ml	WHO (2003)
<i>E. coli</i>	≤ 400 <i>E. coli</i> /100 ml	Health Canada (2012)
	Excelente: 500/100 ml	EU (2006)
	Buena: 1 000/100 ml	
	Máximo: 235/100 ml	EPA US (2006)

Tabla 2. Valores de referencias para determinaciones fisicoquímicas.

Análisis	Límite recomendado	Referencia
Temperatura (°C)	-	No existe límite recomendado
pH	5 a 9	Health Canada (2012)
Turbiedad (UNT)	5 UNT	López-Sardi <i>et al.</i> (2016)
	50 UNT	Health Canada (2012)
Sólidos totales (mg/l)	≤ 500 mg/l	López-Sardi <i>et al.</i> (2016)
DBO (mg/l)	≤ 30 mg/l	López-Sardi <i>et al.</i> (2016)
DQO (mg/l)	≤ 250 mg/l	MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales
Oxígeno disuelto (mg/l)	5 a 9 mg/l	Health Canada (2012)
Nitratos (mg/l)	≤ 10 mg/l	MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales
Nitritos (mg/l)	≤ 1 mg/l	MAA y SP (2016), límite para efluente apto para vertido de aguas superficiales

La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en este estudio no se realiza, pues en el análisis microbiológico de agua para uso recreacionales no se incluye este parámetro microbiológico debido a que es un indicador que se utiliza para la calidad de agua de bebida por ser una bacteria

aerobia muy resistente a la cloración y exigido por los sistemas de distribución de agua potable. Además, *Pseudomonas aeruginosa* se desarrolla con la presencia de escasa materia orgánica, lo que hace que se presencia sea muy frecuente en aguas superficiales, y es un patógeno oportunista que causa infección (generalmente intrahospitalarias) en personas inmunosuprimidas.

Asimismo, la presencia de los enteropatógenos en aguas recreativas es aportada por múltiples fuentes, como el vuelco puntual de desagües cloacales sin tratamiento o tratamiento parcial; desechos generados a partir de eventos deportivos acuáticos y navegación; el aporte directo de desechos a la arena de playa por los bañistas, y de desechos de animales presentes en las mismas. Otras fuentes de contaminación fecal de origen humano incluyen tanques sépticos cerca de la costa, que percolan directamente a napas freáticas y luego derivan en las aguas recreativas (Ministerio de Salud, 2017).

En la Tabla 1 y Tabla 2 se hace una recopilación de parámetros de referencia indicados en diversas fuentes. En cuanto a los parámetros microbiológicos, se recomiendan coliformes totales, coliformes fecales, termotolerantes y *Escherichia coli* (Saracho *et al.*, 2006; Ministerio de Salud, 2017; Health Canada, 2012). A la presencia de enteropatógenos en estas aguas recreativas en estudio también contribuyen múltiples fuentes, como vuelcos de desagües pluviales; desechos generados por la navegación; la aportación directa de residuos por parte de los bañistas, y animales presentes en los mismos. Además, existen otras fuentes de

contaminación fecal de origen humano, como las fosas sépticas cercanas a la costa, por la cercanía de la población que allí reside.

Además, en la Tabla 2 se observa que es necesario evaluar al menos los parámetros referenciados, como temperatura, pH, turbidez, sólidos totales, demanda biológica de oxígeno (DBO5), demanda química de oxígeno (DQO), oxígeno disuelto, nitrógeno, nitratos y nitritos (Cattaneo & López-Sardi, 2016; Health Canada, 2012).

Materiales y métodos

Las técnicas utilizadas son las establecidas por Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA-AWWA, 2017):

- En la determinación de pH se aplica el método APHA-4500-H⁺ A y B, utilizando un pH-metro Hanna HI 9025. En la turbidez, el APHA -2130 A y B midiendo con Hanna HI 88713.
- Para sólidos totales el APHA-2520 A y B; para DBO, el APHA 5210 mediante cabezales (Velp BOD Sensor System), registrando valores durante cinco días consecutivos.
- La DQO se realiza por APHA 5220 A, B y C, empleando para las lecturas un espectrofotómetro HACH DR 6000.
- Los nitratos se determinan mediante el método espectrofotométrico ultravioleta APHA-4500-NO₃⁻
- Para los nitritos se aplica el método colorimétrico APHA- 4500-NO₂⁻ B.

- En cuanto a las variables microbiológicas mencionadas tanto para la detección de coliformes totales como para la de termotolerantes se emplea el método de fermentación en tubos múltiples (tres tubos) (Collins & Taylor, 1969). La presencia de *E. coli* se identifica mediante la prueba de producción de indol en agua a peptonada a 44.5 ± 0.2 °C durante 24 horas (ISO 9308-1, 2000).

Estimación del índice de calidad de agua

El índice de calidad de agua (Water Quality Index, WQI) del Canadian Council of Ministers of the Environment se estima a partir de parámetros establecidos según el uso asignado al cuerpo de agua en estudio.

Los parámetros utilizados para el cálculo se detallan en la Tabla 1 y Tabla 2. El WQI es obtenido a partir de la determinación del alcance (F1), la frecuencia (F2) y la amplitud (F3), cuyos valores se determinan como se detalla a continuación.

- Alcance F1: porcentaje de parámetros que no cumplen con el valor de referencia (definido en función del uso del agua) al menos una vez, en el periodo de tiempo analizado (parámetros fallidos), con respecto al número total de parámetros empleados (Ecuación (1)):

$$F1 = \frac{N^{\circ} \text{ de parámetros fallidos}}{N^{\circ} \text{ total de parámetros}} \quad (1)$$

- Frecuencia F2: porcentaje de ensayos individuales que dieron resultados diferentes a la guía (ensayos fallidos), del total de ensayos realizados en el período estudiado. Con ensayo se hace referencia a los análisis de laboratorio realizados para cada parámetro (Ecuación (2)):

$$F2 = \frac{\text{N}^\circ \text{ de ensayos fallidos}}{\text{N}^\circ \text{ total de ensayos realizados}} \quad (2)$$

- Amplitud F3: magnitud con la cual el resultado de cada ensayo se desvía del criterio de conformidad o valor límite (Ecuación (5)). Para obtenerla, se calcularon las excursiones (Ecuación (3)), que son el número de veces que el valor de un parámetro excede su valor de referencia. Posteriormente, se realiza la suma normalizada de las excursiones (sne) según la Ecuación (4):

$$exc = \frac{\text{valor inaceptable}}{\text{valor límite}} - 1 \quad (3)$$

$$sne = \frac{\sum exc}{\text{N}^\circ \text{ total de ensayos realizados}} \quad (4)$$

$$F3 = \frac{sne}{0.01*sne+0.01} \quad (5)$$

Una vez obtenidos los valores según las ecuaciones (1) a (5), el índice se calcula según la siguiente ecuación (Ecuación (6)):

$$WQI = 100 - \frac{(\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}) * 100}{173.2} \quad (6)$$

La interpretación de los resultados fue establecida según (CCME) y las categorías se detallan en la Tabla 3.

Tabla 3. Categorías del índice de calidad de agua (WQI) establecidas por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME).

Valor del índice (CCME WQI)	Categoría
95-100	Excelente
80-94	Buena
65-79	Aceptable
45-64	Marginal
0-44	Pobre

Análisis estadísticos

Para el análisis de los datos se probaron los supuestos de Normalidad (Test Shapiro-Wilk) y homogeneidad de varianzas (Test de Levene). Posteriormente, las variables que cumplieron los supuestos fueron analizadas con test paramétricos, mientras que las que no se trataron con test no paramétricos.

Se realizaron comparaciones (ANOVA de una vía o Kruskal Wallis) entre los sitios de muestreo y entre las fechas (estaciones del año) para cada variable estudiada. Cuando se registraron diferencias significativas se realizaron test a posteriori. Para el análisis de los datos se utilizaron los programas Statgraphics Centurion XVI versión 16.1.03 e InfoStat versión 2011.

Resultados

Los valores obtenidos en las determinaciones microbiológicas se muestran en la Tabla 4, y los de los parámetros fisicoquímicos en la Tabla 5 y Tabla 6.

Tabla 4. Resultados de los análisis microbiológicos.

Lugar de muestreo	Muestreo	Coliformes totales	Coliformes termotolerantes	<i>Escherichia coli</i>
		(NMP/100 ml)		
Puente Andino (PA)	10/2017	9 300	400	400
	04/2018	15 000	300	300
	06/2018	70	30	30
	08/2018	9 600	30	40
	09/2018	240	9	15
Bajada calle Entre Ríos (BE)	10/2017	9 300	300	300
	04/2018	4 300	300	300
	06/2018	390	70	30
	08/2018	230	30	30
	09/2018	240	23	9
Barrancas del Río (BR)	10/2017	46 000	300	300
	04/2018	39 000	300	300
	06/2018	4 600	70	70
	08/2018	11 000	930	2 400
	09/2018	2 400	75	75
Referencia		1 000	1 000	< 400 (Canadá) 1 000 (EU)

Tabla 5. Resultados de los parámetros fisicoquímicos.

Lugar de muestreo	Muestreo /fecha	Temperatura (°C)	pH	Turbiedad (UNT)	Sólidos totales (mg/l)
Puente Andino (PA)	10/2017	19	8.2	21.6	294
	04/2018	20	7.7	4.71	232
	06/2018	8.8	7.5	7.18	245
	08/2018	12.9	7	5.46	226
	09/2018	16	7	1.64	242
Bajada calle Entre Ríos (BE)	10/2017	19	8.0	10.1	267
	04/2018	20	7.8	5.15	223
	06/2018	9.4	7	3.75	229
	08/2018	13.4	7	4.77	221
	09/2018	17.1	7	3.42	241
Barrancas del Río (BR)	10/2017	20	8.3	11.3	270
	04/2018	20	7.8	6.82	232
	06/2018	9.4	7	10.4	224
	08/2018	13.6	7	4.79	215
	09/2018	17.3	7	3.28	254
Referencia		-	5 a 9	50	≤ 500

Tabla 6. Resultados de parámetros fisicoquímicos.

Lugar de muestreo	Muestreo /fecha	DBO	DQO	Oxígeno disuelto	Nitratos	Nitritos
				(mg/l)		
Puente Andino (PA)	10/2017	ND	ND	7.6	7	0.005
	04/2018	3,2	54	8.2	5	0.014
	06/2018	ND	4	9.8	7	0.005
	08/2018	ND	ND	8.4	3.53	0.005
	09/2018	ND	ND	8.2	3.22	0.005
Bajada calle Entre Ríos (BE)	10/2017	ND	ND	7.6	5	0.005
	04/2018	3.2	45	8.2	5	0.013
	06/2018	ND	6	10.3	7	0.005
	08/2018	ND	ND	8.4	3.66	0.005
	09/2018	ND	ND	8.2	3.29	0.005
Barrancas del Río (BR)	10/2017	ND	ND	7.9	7.9	0.005
	04/2018	5.4	45	8.2	8.2	0.017
	06/2018	ND	6	9.7	9.7	0.007
	08/2018	ND	ND	8.4	8.4	0.005
	09/2018	ND	ND	8.2	8.2	0.005
Referencia		≤ 3	≤ 250	5 a 9	≤ 10	≤ 0.3

ND: no detectado

Del total de variables analizadas, sólo los nitratos mostraron diferencias estadísticamente significativas entre los sitios estudiados ($F = 10.48$; $p = 0.002$).

En el caso de coliformes totales, a pesar de no registrarse diferencias estadísticamente significativas ($F = 2.73$; $p > 0.05$) entre los sitios, cabe destacar que el número de colonias halladas en BR fueron superiores a los obtenidos en los demás sitios (PA y BE) durante todo el periodo en estudio.

En cuanto a coliformes termotolerantes y *E. coli*, es interesante destacar que en Puente Andino (PA) y Bajada calle Entre Ríos (BE) presentaron un comportamiento análogo, con mínimos en las muestras de junio y septiembre de 2018; mientras que en Barrancas del Río (BR) se registró un valor superior extremo en la muestra de agosto de 2018.

Sin embargo, no se encuentran diferencias estadísticamente significativas entre las fechas estudiadas para coliformes termotolerantes y *E. coli* ($F = 7.40$, $p > 0.05$; $F = 7.93$, $p > 0.05$, respectivamente).

En cuanto a los resultados de los parámetros fisicoquímicos, se destaca que la temperatura del agua coincide con la variación estacional, encontrándose valores mínimos durante los meses de fríos y máximos en los meses de temperatura más elevadas. En todos los sitios, el pH muestra valores decrecientes durante los muestreos, los máximos se observan durante octubre de 2017 y abril de 2018, teniendo diferencias significativas en relación con las demás fechas ($F = 42.42$; $p = 0.0001$). En cuanto a la turbiedad, el valor máximo se registra durante septiembre

de 2017 (Figura 2), con diferencias significativas solo con los valores de agosto y septiembre de 2018 ($F = 5.45$; $p = 0.0136$).

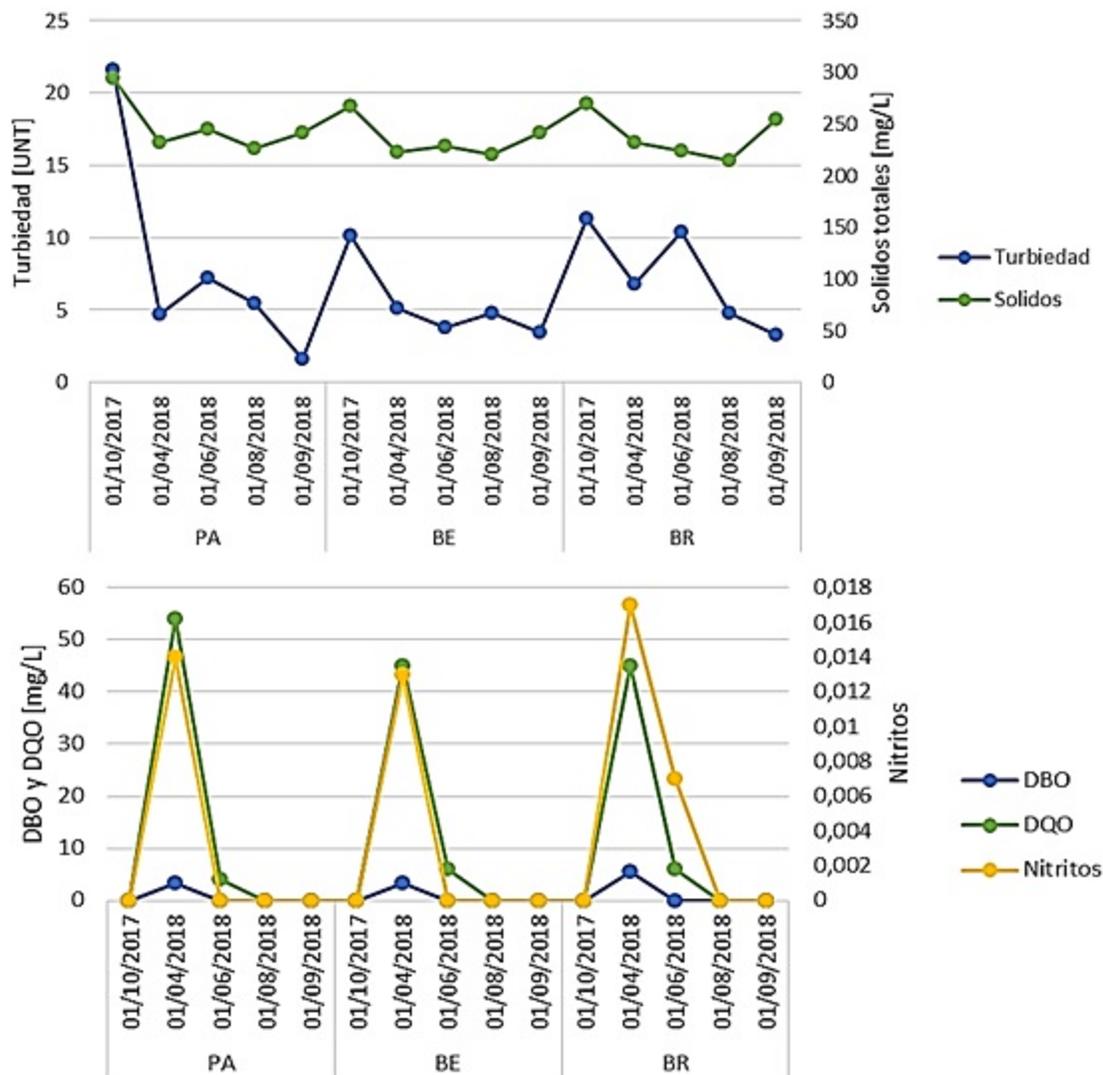


Figura 2. Análisis de parámetros fisicoquímicos: (A) turbiedad y sólidos totales; (B) DBO, DQO y nitritos. Lugares: Puente Andino (PA), Bajada calle Entre Ríos (BE), Barrancas del Río (BR).

Como se observa en la Figura 2, la concentración de sólidos totales varía entre 215 y 294 mg/l; el valor máximo se registra en octubre de 2017, mostrando diferencias estadísticamente significativas respecto al resto de los periodos analizados ($F = 16.24$; $p = 0.0002$).

El oxígeno disuelto presenta un máximo durante junio de 2018 (Figura 2), con diferencias estadísticamente significativas respecto a las demás fechas analizadas ($F = 81.10$; $p = 0.0001$).

En cuanto a los nitratos, tal como ya se mencionó, se registraron diferencias entre los sitios muestreados, con máximos en Barrancas del Río (BR). Sin embargo, no hubo diferencias entre los periodos analizados ($F = 0.90$; $p > 0.05$). Los nitritos, DQO y DBO presentaron, en general, valores inferiores al límite de detección de los equipos utilizados; por lo tanto, para dichas variables no se hicieron comparaciones estadísticas (Tabla 5 y Tabla 6).

Los valores del Índice de Calidad de Agua (WQI) se detallan en la Tabla 7. A partir de los resultados obtenidos, el agua de la zona de Puente Andino (PA) y Bajada calle Entre Ríos (BE) pertenecieron a la categoría "Buena", mientras que la del sitio Barrancas del Río (BR) correspondió a "Marginal".

Tabla 7. Valores del índice de calidad de agua (WQI). F1: alcance, F2: frecuencia, F3: amplitud.

Punto de muestreo	F1	F2	F3	WQI	Categoría
Puente Andino	0.364	0.091	29.266	83.102	Buena
Bajada calle Entre Ríos	0.273	0.073	17.678	89.792	Buena
Barrancas del Río	0.364	0.145	65.382	62.250	Marginal

Discusión

Todas las variables analizadas en este trabajo (físicoquímicas y microbiológicas) muestran una variación a lo largo del tramo del Río Tercero en el área en estudio, y en los diferentes periodos analizados, lo cual evidencia la dinámica de los ambientes acuáticos naturales y su estrecha relación con el impacto antrópico.

A partir del análisis de los resultados en función de los límites recomendados, se observa que para el pH y la turbiedad, todos los valores se encuentran dentro de los límites establecidos por Health Canada (2012). Los resultados de turbiedad son inferiores a lo registrado por Carnicelli *et al.* (2018) para la misma zona de estudio, así como a lo registrado por López-Sardi *et al.* (2016) para la provincia de Buenos Aires. Los sólidos totales disueltos se encontraron por debajo del límite establecido (500 mg/l) y coinciden con lo reportado por Martínez-de-

Fabricius, Luque, Lombardo y Bruno (2007) para el río Cuarto. Además, un 73.33 % de los valores obtenidos en este trabajo fueron inferiores al valor registrado por López-Sardi *et al.* (2016) para un ambiente lagunar de la provincia de Buenos Aires. López-Sardi *et al.* (2016) mencionan que valores de DBO por encima de 30 mg/l podrían indicar contaminación o eutrofización. Sin embargo, en este trabajo se registran valores inferiores, con un máximo de 5.4 mg/l. Estos resultados indican que el impacto antrópico en el río Ctalamochita no es relevante en el tramo analizado y que los valores de DQO están en su totalidad por debajo del límite recomendado para efluentes aptos para vertido de aguas superficiales, siendo de 250 mg/l (MAAySP, 2016).

En el caso del oxígeno disuelto, todos los valores estuvieron dentro de los límites recomendados por Health Canada (2012), con excepción de la muestra obtenida durante junio de 2018, siendo en los tres puntos de muestreo el valor máximo para el sitio. Debido que la solubilidad de los gases en el agua es inversamente proporcional a la temperatura, es razonable que el oxígeno disuelto durante los meses más fríos se vea incrementado. Los valores obtenidos de nitratos y nitritos se encuentran por debajo de los máximos permitidos para efluentes aptos para vertido en aguas superficiales (≤ 10 y $\leq 0,3$ mg/l, respectivamente) (MAA y SP, 2016). Por otra parte, nuestros resultados coinciden con el rango de valores registrados por Martínez-de-Fabricius *et al.* (2007) para el río Cuarto, Córdoba. En este sentido, los parámetros fisicoquímicos indicadores de contaminación (DQO, DBO, nitritos) no revelan un grado de contaminación de materia orgánica significativo.

En cuanto a los parámetros microbiológicos, los coliformes totales muestran valores entre 70 y 46 000 NMP/100 ml, los cuales resultaron inferiores a lo registrado por Bertrand, Monferrán, Mouneyrac y Amé (2018), para la región. Sin embargo, los resultados encontrados en este trabajo son en ocasiones superiores a los máximos registrados por Brandalise *et al.* (2012) para los embalses San Roque y Los Molinos, provincia de Córdoba (1 300 y 1 400 NMP/100 ml, respectivamente). El total de los valores de recuento de microorganismos termotolerantes se encuentra notoriamente por debajo del límite máximo (1 000 NMP/100 ml), establecido por la World Health Organization (WHO).

Por último, en contraste con los límites establecidos por European Union (EU), el valor obtenido de *E. coli* es "Aceptable", con excepción de lo registrado en Barrancas del Río (BR) durante agosto de 2018 (valor máximo = 2 400 UFC/100 ml) y los resultados obtenidos se consideran "Excelentes", sin considerar el valor mencionado previamente. Sin embargo, al tomar en cuenta el valor máximo establecido por United States Environmental Protection Agency (EPA) (235 UFC/100 ml), nuestros resultados superaron en reiteradas ocasiones dicho límite (Tabla 5).

El índice de calidad de agua (WQI), en referencia a las categorías del índice de calidad de agua (WQI) establecidas por el Consejo Canadiense de Ministros de Medio Ambiente (CCME) (Tabla 3) resulta "Bueno" para dos de los sitios estudiados, lo que sugiere que las aguas son aptas para su uso recreativo. Sin embargo, en el sitio Barrancas del Río (BR se obtuvo un WQI = 62,2 el cual se encuentra dentro de la

categoría "Marginal". Esta disminución del WQI podría encontrarse asociada con el vertido de efluentes de industrias ubicadas en la zona de estudio. Esta observación también fue realizada por Bertrand *et al.* (2018) en un estudio en un área de superficie de muestreo mayor, donde registraron un descenso del índice de calidad a lo largo del curso del Río Tercero o Ctlamochita. Sin embargo, Bertrand *et al.* (2018) utilizaron un procedimiento diferente para estimar el índice de calidad de agua, lo que hace que el índice calculado en este trabajo no sea estrictamente comparable.

Conclusiones

A partir de investigado en este trabajo se pueden inferir las siguientes conclusiones:

- En la mayoría de los casos, los parámetros fisicoquímicos estudiados presentan un comportamiento acorde con las variaciones estacionales o espaciales, y se encuentran dentro de los límites establecidos por las distintas normas internacionales analizadas.
- En cuanto a los parámetros microbiológicos, se observó que el 66.67 % de los valores registrados de coliformes totales superan el límite establecido como "Aceptable" (1 000 NMP/100 ml) por las normativas existentes. Sin embargo, los coliformes termotolerantes resultaron inferiores, en todas las muestras, al límite establecido por WHO.

- Los valores para *E. coli* están por debajo del límite establecido por Health Canada ($\leq 400/100$ ml), excepto el valor obtenido en BR durante agosto de 2018. Sin embargo, si se considera el valor establecido por EPA (235/100 ml), casi la mitad de los valores superan dicho límite.
- Debido a que las normativas nacionales respecto al uso recreativo de los cuerpos de agua (lóticos y lénticos) en Argentina toman como valores de referencia los establecidos por organismos internacionales (WHO, Health Canada, UE, USEPA), se destaca la necesidad de establecer niveles guía específicos permitidos acordes con las actividades realizadas en la región de la ciudad de Villa María.

Por su parte, y como principal aporte al conocimiento de la calidad del agua del río en el tramo en estudio, se puede decir que:

- A partir de los resultados del índice de calidad de agua (WQI), se observa una disminución del mismo conforme avanza el cauce del río Ctalamochita, lo cual se traduce en el deterioro de la calidad del agua y esto podría asociarse directamente con el impacto de las actividades antrópicas. De esta forma, resulta imprescindible generar conciencia en la población (usuarios) respecto a las consecuencias que generan sus acciones, principalmente aquellas asociadas con actividades industriales, cuya repercusión es más acentuada.

Referencias

- Acuña-del-Pino, N. B., Abramovich, B., Meyer, R., Haye, M. A., & Gilli, M. I. (1998). Evaluación de niveles de contaminación bacteriana en aguas recreacionales. Factores intervinientes. *FABICIB*, 2(1), 61-67. DOI: <https://doi.org/10.14409/fabicib.v2i1.598>
- APHA-AWWA, American Public Health Association in American Water Works Association. (2017). *Standard methods for the examination of water and wastewater* (23th ed.). Washington, DC, USA: American Water Works Association.
- Bazán, R. (2006). *Evaluación de la calidad del agua, nivel de eutroficación y sus consecuencias en el embalse Los Molinos (Córdoba)* (doctoral dissertation, Tesis de Maestría en Ciencias Químicas). Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Bertrand, L., Monferrán, M. V., Mouneyrac, C., & Amé, M. V. (2018). Native crustacean species as a bioindicator of freshwater ecosystem pollution: A multivariate and integrative study of multi-biomarker response in active river monitoring. *Chemosphere*, 206, 265-277.
- Betancur-Vargas, T., Campillo-Pérez, A. K., & García-Leoz, V. (2011). Una metodología para la formulación de planes de ordenamiento del recurso hídrico. *Ingenierías Universidad de Medellín*, 10(19), 67-78.
- Boccolini, M. F., Oberto, A. M., & Corigliano, M. D. C. (2005). Calidad ambiental en un río urbano de llanura. *Biología Acuática*, 22, 59-69.

Brandalise, M. V., Nadal, F., Rodríguez, M. I., Larrosa, N., Ruiz, M., Halac, S., Olivera, P., & Licera, C. (junio, 2012). *Índice de calidad de agua para uso recreativo en ambientes con cianobacterias*. 1^{er} Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, Ezeiza, Argentina.

Carnicelli, G., Cossavella, A., Lubrina, E., OMill, P., Rodríguez, I., & Roqué, M. (noviembre, 2018). *Estudio de calidad de agua para diversos usos en el Río Tercero (Ctalamochita) Córdoba*. 4^{to} Encuentro de Investigadores en Formación en Recursos Hídricos, Buenos Aires, Argentina.

Cattaneo, M. P., & López-Sardi, E. M. (2013). Evolución de la calidad del agua de la cuenca Matanza Riachuelo. *Ciencia y Tecnología*, 1(13), 251-278.

Chapman, D. V. (eds.). (1996). *Water quality assessments: A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Boca Ratón, USA: CRC Press.

Collins, C. H., & Taylor, C. E. D. (1969). *Métodos microbiológicos*. Zaragoza, España: Acribia.

Cossavella, A. M., Carranza, P., Monarde, F., Larrosa, N., Roqué, M., Nuño, C., Hunziker, M. L., Ferreyra, M., & Melián J. (octubre, 2013). *Gestión de efluentes líquidos en la cuenca del Río Tercero (Ctalamochita)*. XXIV^o Congreso Nacional del Agua, San Juan, Argentina.

- Debels, P., Figueroa, R., Urrutia, R., Barra, R., & Niell, J. (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. DOI: 10.1007/s10661-005-8064-1
- EPA US, United States Environmental Protection Agency. (2006). *Approved methods for microorganisms*. Washington, DC, USA: Office of Ground Water and Drinking Water.
- EU, European Union. (2006). *Directive 2006/7/EC of the European Parliament and of the Council of 15 February 2006 concerning the management of bathing water quality and repealing Directive 76/160/EEC*. Official Journal of the European Union.
- Harguinteguy, C. A., Gudiño, G. L., Arán, D. S., Pignata, M. L., & Fernández-Cirelli, A. (2019). Comparison between two submerged macrophytes as biomonitors of trace elements related to anthropogenic activities in the Ctalamochita River, Argentina. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 102(1), 105-114.
- Health Canada. (2012). *Guidelines for Canadian Recreational Water Quality* (3d ed.). Ottawa, Canada: Health Canada.
- Karr, J. R. (1998). Rivers as sentinels: Using the biology of rivers to guide landscape management. In: *River ecology and management: Lessons from the Pacific Coastal ecoregion* (pp. 502-528). New York, USA: Springer.

- Lenarduzzi, M. G. (2013). *Caracterización hidrodinámica experimental de un tramo del Río Tercero (Ctalamochita) con fines hidroambientales* (tesis de grado de la carrera Ingeniería Civil). Facultad de Ciencias Exactas Físicas y Naturales, Córdoba, Argentina.
- López-Sardi, E. M., García, B., Reynoso, Y., González, P., & Larroudé, V. (2016). *Calidad del agua para usos recreativos desde las perspectivas de la seguridad e higiene laboral y la salud pública. Estudio de caso*. Buenos Aires, Argentina: Escuela Superior Técnica, Facultad de Ingeniería del Ejército, Universidad de la Defensa Nacional.
- Martínez-de-Fabricsius, A. L., Luque, M. E., Lombardo, D., & Bruno, E. (2007). Potamoplancton en la cuenca media del río Cuarto (Cordoba, Argentina). *Limnetica*, 26(1), 25-38.
- MAA y SP, Ministerio de Agua, Ambiente y Servicios Públicos de la provincia de Córdoba. (2016). *Normas para la protección de los recursos hídricos superficiales y subterráneos*. Decreto 847. Córdoba, Argentina.
- Ministerio de Salud. (2017). *Directrices sanitarias para uso seguro de aguas recreativas*. Resolución Ministerial 125/2016. Argentina.
- Naiman, R. J., & Bilby, R. E. (1998). River ecology and management in the Pacific coastal ecoregion. In: Naiman, R. J., & Bilby, R. E. (eds). *River ecology and management. Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion* (p. 1-10). New York, USA: Springer-Verlag.

- Ochoa, S., Reyna, T., Reyna, S., García, M., Labaque, M., & Díaz, J. M. (2016). Modelación hidrodinámica del tramo medio del río Ctlamochita, Provincia de Córdoba. *Revista Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 3(2), 95-101.
- Saracho, M., Segura, L., Moyano, P., Rodríguez, N., & Carignano, E. (2006). Calidad del agua del río del Valle, Catamarca, para uso recreativo. *Revista de Ciencia y Técnica*, Universidad Nacional de Catamarca, 12, 1-14.
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. J. (2009). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 8(15, Suppl. 1), 79-94.
- UNEP, United Nations Environment Programme. (2017). *Freshwater Strategy 2017-2021*. Nairobi, Kenia: United Nations Environment Programme.
- WHO, World Health Organization. (2003). *Guidelines for safe recreational water environments. Volume 1, Coastal and Fresh Waters*. Geneva, Switzerland: World Health Organization.