

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LA QUEBRADA CABEZA DE TORO, PROVINCIA CERCADO-TARIJA, EMPLEANDO CRITERIOS FÍSICOQUÍMICOS, ECOTOXICOLÓGICOS Y BIÓTICOS.

M. Rosalva Angulo Reyes, Álvaro Segovia Segovia, Luis Ossio Orosco

Departamento de Ingenierías y Ciencias Exactas. Universidad Católica Boliviana "San Pablo" Tarija.
rosalvaangulo@ucbtja.edu.bo

Palabras Clave: Correlaciones, índice de germinación, %inhibición, quebrada Cabeza de Toro, toxicidad.

Abstract

The quality of surface water is determined due to the physicochemical parameters and their compliance with the national regulation, these limits do not necessarily consider the accumulated effects of the contamination on the organisms and the aquatic ecosystem. The aim of this work is to demonstrate the need to include toxicity studies and biotic indicators as a complement to the physicochemical analysis taking as a case study the Cabeza de Toro ravine, in District 10 of the Municipality of Cercado in Tarija, Bolivia.

Bioassays were performed using the Tox Track™ method, the inhibition of bacterial respirometric activity was determinate. Four of the six points tested showed a degree of inhibition within the expected, the inhibition degree of the municipal slaughterhouse effluent and the mixture of this with the effluent of the tanneries exceeds 100% of negative inhibition degree. In the germination test, the inhibition in seeds of *Allium cepa* in sediment samples was determinate, the level of toxicity was determined thru normalized germination index IGN, showing a very high toxicity level.

The correlation of toxicity levels with the physicochemical parameters, exhibit a strong negative correlation between the iron concentration and toxicity.

The biotic index could not be calculated, considering no organisms were found as described in the guide for the evaluation of benthic organisms.

1.- INTRODUCCIÓN

La calidad del agua se mide usualmente en términos de contenido de materia orgánica determinada como DBO o DQO, nutrientes, fósforo y nitrógeno y contaminantes como metales y restos de plaguicidas. Además de estos que se pueden considerar macrocontaminantes, están presentes otros compuestos en aguas superficiales a nivel de trazas y que no aportan significativamente al valor de la DQO. La presencia de estos microcontaminantes, sólo puede determinarse por métodos analíticos modernos como la cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas o la absorción atómica, que son análisis costosos y por tanto poco frecuentes en nuestro país en controles rutinarios. Sin embargo, es posible establecer el efecto de la presencia de estos y otros contaminantes, aún sin identificarlos químicamente, a través de organismos vivos empleados como bioindicadores.

Uno de los afluentes que aporta con mayor contaminación al Río Guadalquivir es la quebrada Cabeza de Toro, situada en el Distrito 10 de la ciudad de Tarija. En esta quebrada se descargan de 70 mil a 120 mil litros/día de aguas residuales crudas provenientes del Matadero Municipal y aproximadamente 40 mil litros/día de RILES de las dos curtiembres instaladas en la zona, a esto se suma un caudal no determinado de aguas residuales concentradas que provienen de la Nueva Terminal y las viviendas alledañas y que se unen a las anteriores, formándose una mezcla de composición química muy compleja y cuyos efectos sobre el ecosistema de la zona son evidentes.

La necesidad del estudio de los efectos acumulados de la contaminación en las aguas de la quebrada Cabeza de Toro se basa en los resultados previos de bioensayos realizados con muestras de agua, empleando bulbos de *Allium cepa* y semillas de *Lactuca sativa* como organismos blanco, que evidencian distintos grados de fitotoxicidad (Angulo Reyes, 2015), así como en la carga contaminante que es vertida a la quebrada.

Los bioensayos realizados, utilizando el método Tox Track® para muestras de agua y pruebas de inhibición de la germinación en semillas de *Allium cepa* en muestras de sedimentos del tramo final, antes de la unión de la quebrada con el Río Guadalquivir, confirman la presencia de sustancias tóxicas tanto en el agua como en los sedimentos capaces de inhibir el desarrollo de los organismos ensayados.

Debido a que no se conoce por completo la relación causal entre las concentraciones ambientales de los contaminantes y sus efectos a largo plazo en los ecosistemas acuáticos amenazados por la contaminación, se pretende que estos estudios contribuyan a demostrar la necesidad de considerar los estudios ecotoxicológicos, como una medida de evaluación de riesgo potencial de descargas contaminantes a cuerpos de agua.

2.- METODOLOGÍA

Área de estudio.

El estudio se realizó en la quebrada Cabeza de Toro desde el tramo comprendido después de la Nueva Terminal de Buses, hasta su desemboque en el Río Guadalquivir. Se dividió el tramo en sectores de acuerdo con la importancia de las descargas y a la posibilidad de acceso, pues parte del curso de la quebrada transcurre por una zona inaccesible en vehículo o a pie, los puntos seleccionados se muestran en la tabla 1.

Toma de muestras y análisis físicoquímicos.

Se tomaron muestras puntuales de agua tanto para los análisis físicoquímicos como para los ensayos ecotoxicológicos. En

cada uno de los sitios detallados en el acápite anterior, se realizaron mediciones *in situ* de pH, temperatura (T), oxígeno disuelto (OD), conductividad y sólidos disueltos totales (STD).

Tabla 1. Ubicación de los sitios de muestreo.

Punto	Descripción	Coordenadas	
		Latitud	Longitud
P1	Nueva Terminal	21°33'46.14"S	64°40'34.68"O
P2	Curtiembres	21°33'53.03"S	64°40'43.08"O
P3	Mataadero Municipal	21°33'54.81"S	64°40'43.43"O
P4	Unión P2-P3	21°33'57.60"S	64°40'44.49"O
P5	Puente San Luis	21°35'13.18"S	64°41'1.53"O
P6	Desembocadura al río Guadaluquivir	21°35'18.46"S	64°41'5.75"O

Las muestras fueron conservadas en frío hasta su traslado al laboratorio de análisis de la Universidad Católica Boliviana Regional Tarija (UCB-Tarija) donde se determinaron: Color aparente (unidades de Pt-Co), hierro total (mg/L Fe), nitratos (N-NO₃ mg/L), cromo total (hexavalente)(mg/L Cr⁺⁶), fósforo reactivo total (mg/L P-PO₄⁺³), con un espectrofotómetro Hach DR3900, la dureza total (mg/L CaCO₃) por titulación con EDTA, siguiendo los protocolos del Manual de Análisis de Agua de Hach (2000). La demanda biológica de oxígeno DBO₅ se determinó mediante un método respirométrico empleando los procedimientos del BODTrak™ II y la demanda química de oxígeno DQO por el método de digestión de reactor, con viales TNT *plus*. Como parámetros microbiológicos, se determinaron por filtración de membrana, coliformes totales y *Escherichia coli*.

Se calculó el índice de biodegradabilidad de las aguas descargas a la quebrada siguiendo el criterio de la relación de DBO₅/DQO (Ardila, Reyes, Arriola, & Hernández, 2012) que se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Criterios de biodegradabilidad según la relación DBO₅/DQO

DBO ₅ /DQO	Carácter
> 0.8	Muy biodegradable
0.7 – 0.8	Biodegradable
0.3 – 0.7	Poco biodegradable
<0.3	No biodegradable

Fuente: Adaptado de Ardila *et al* (2012)

Bioensayos.

Los bioensayos con las muestras de agua se realizaron utilizando el método respirométrico, Tox Track®, para esta prueba se siguió el procedimiento del fabricante para el análisis de toxicidad. (Método 10017, HACH, Loveland, CO, USA). El principio del método se basa en la reducción por la respiración bacteriana de la resazurina, un colorante activo redox, que cuando se reduce, cambia de color de azul a rosa. La presencia de sustancias tóxicas puede inhibir la tasa de reducción de la resazurina, ésta se compara con un blanco, midiendo la absorbancia a 603 nm de longitud de onda en un espectrofotómetro Hach DR-3900. El punto final del método es la inhibición de actividad respirométrica bacteriana, en este caso se usó biomasa autóctona. (Liwarska-Bizukojc, Ślęzak, & Klink, 2016) (Tyagi, y otros, 2015) (Liu, 1981)

Para la determinación de la Toxicidad de las muestras ensayadas, se calculó el porcentaje de inhibición mediante la siguiente relación:

$$\% \text{ Inhibición} = \left(1 - \frac{\Delta A \text{ muestra}}{\Delta A \text{ control}}\right) \times 100 \quad (1)$$

Donde $\Delta A \text{ muestra}$ es la variación de la absorbancia de la muestra durante el tiempo del ensayo y $\Delta A \text{ control}$ es la variación de la absorbancia del control en el mismo tiempo.

Se tomaron muestras de los seis puntos estudiados y se realizó el ensayo por triplicado con las muestras sin diluir. Asimismo, la toxicidad de los sedimentos del tramo final de la quebrada, antes de su unión con el Río Guadalquivir, fue testada mediante una prueba de inhibición de la germinación y del crecimiento promedio de raíces en semillas de *Allium cepa*, cebolla amarilla, se utilizó semillas certificadas, obtenidas de semilleras locales, se buscó que fuesen semillas con un alto poder germinativo, mayor al 90%, previamente al bioensayo se seleccionó aquellas semillas de tamaño y apariencia uniforme, el criterio de aceptación de la prueba fue el porcentaje de germinación del control mayor o igual a 90%.

En cuanto al sustrato a emplear en los bioensayos, se determinó el porcentaje de humedad de las muestras de sedimentos del lugar a estudiar y de las muestras de arena, arcilla y tierra negra para preparar el suelo artificial (SA) que se utilizó como control (blanco). El suelo artificial (SA) se preparó con una composición de: 10% de tierra negra (materia orgánica), 20% de arcilla y 70% de arena. Se utilizó CaCO₃ para regular el valor del pH a 7± 0,5. (Ramírez R. & Mendoza C., 2008)

Para los ensayos se prepararon diluciones de los sedimentos en laboratorio, en diferentes proporciones de mezcla con el suelo artificial: 100, 75, 50 y 25% de sedimento y el resto del peso se completó con el SA, el control (blanco) consistió en 100% de SA. Cada réplica consistió en 30 g de suelo de las diferentes diluciones que se colocaron en bolsas plásticas usadas comercialmente para almacenar semillas, siguiendo un procedimiento adaptado del protocolo para la "Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con semillas" (Cuevas Díaz, Rosaldo Santiago, & Lopez Luna, 2013).

A partir de la determinación de la humedad se calculó el volumen de agua necesaria para que cada una de las mezclas tuviese una humedad del 40%, durante toda la prueba se mantuvo el contenido de humedad del suelo, para ello, cada 48 horas se adicionó agua destilada tipo II, en forma manual con una pipeta graduada hasta alcanzar el peso inicial de la muestra de suelo más la bolsa. Para cada concentración se sembraron 3 réplicas, cada una de 12 semillas, que se dejaron germinar durante 14 días, se mantuvo la temperatura a 20° C. Pasado el tiempo de germinación se procedió a sacar cuidadosamente las semillas, se hizo el recuento de semillas germinadas y se midió la elongación de sus raíces. (Uribe, 2008) (Cuevas Díaz, Rosaldo Santiago, & Lopez Luna, 2013) (Hernández-Valencia, Lárez, & García, 2017)

Posteriormente se calculó la media de la longitud de las raíces, el porcentaje de inhibición y el índice de germinación (IG). Se calcularon, además, los índices del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN) y de elongación radical residual normalizado (IER), estos índices son parámetros útiles en la evaluación de riesgo de suelos y sedimentos. (Bagur-González, Estepa-Molina, Martín-Peinado, & Morales-Ruano, 2011) (Rodríguez Romero, y otros, 2014)

El porcentaje de inhibición de las raíces de cebolla se calculó con la siguiente ecuación (Castillo, M, 2004):

$$\%Inhibición = \left(1 - \frac{L_{muestra}}{L_{control}}\right) \times 100 \quad (2)$$

Donde, $L_{control}$ representa la longitud promedio de la raíz de las semillas del control y $L_{muestra}$ la longitud promedio de las raíces de las semillas germinadas en la muestra de sedimento. Se calcularon, además, el porcentaje de germinación relativa (GRS), el crecimiento relativo de radícula (CRR) y el índice de germinación (IG) de acuerdo con Bagur-Gonzales *et al.* (2011) y Rodríguez Romero *et al.* (2014) mediante las siguientes expresiones:

$$GRS (\%) = \frac{(N^{\circ}semillas\ germ)_{muestra}}{(N^{\circ}semillas\ germ)_{control}} \times 100 \quad (3)$$

$$CRR (\%) = \frac{(long.\ promedio\ raices)_{muestra}}{(long.\ promedio\ raices)_{control}} \times 100 \quad (4)$$

$$IG = \frac{GRS (\%) \times CRR (\%)}{100} \quad (5)$$

Adicionalmente se calcularon los índices de germinación residual normalizado (IGN) y de elongación radical residual normalizado (IER):

$$IGN = \frac{(\%prom.\ sem.\ germ)_{muestra}}{(\%prom.\ semillas\ germinadas)_{control}} - 1 \quad (6)$$

$$IER = \frac{long.\ prom.\ muestra - long.\ prom.\ control}{longitud\ prom.\ control} \quad (7)$$

Inicialmente se tenía proyectado el cálculo de la Concentración de Inhibición media (CI50), esto no fue posible por los bajos porcentajes de germinación en todos los tratamientos ensayados, por lo que se utilizó los índices IGN e IER para la cuantificación del nivel de toxicidad presente en los sedimentos ensayados. Ambos índices IGN e IER establecen valores de toxicidad desde -1 (máxima fitotoxicidad) a > 0 de acuerdo las categorías que se pueden ver en la tabla 3 (Bagur-González, Estepa-Molina, Martín-Peinado, & Morales-Ruano, 2011).

Tabla 3. Nivel de toxicidad basado en los índices IGN e IER.

Nivel de Toxicidad	IGN o IER
Hormesis	> 0
Toxicidad Baja	0 a -0.25
Toxicidad Moderada	-0.25 a -0.5
Toxicidad Alta	-0.5 a -0.75
Toxicidad muy alta	-0.75 a -1.0

Fuente: Adaptado de Bagur-González *et al.* (2011)

Evaluación de las condiciones biológicas utilizando macroinvertebrados bentónicos.

También se realizó la búsqueda y captura para su identificación y clasificación de organismos bentónicos de agua dulce, siguiendo la “Guía para la evaluación de las condiciones biológicas de cuerpos de agua utilizando macroinvertebrados

bentónicos”, elaborada por el Ministerio de Medio Ambiente y Agua (MMAyA, 2015)

Análisis Estadísticos.

Para el análisis estadístico se utilizó el programa SPSS versión 22, los resultados de las pruebas de toxicidad con el método Tox Track® se sometieron al análisis estadístico básico que comprendió el cálculo de los valores medios de las repeticiones y las desviaciones estándar de los resultados, expresados como porcentajes de inhibición. Cada muestra se probó por triplicado.

En todos los casos se asumió un nivel de confianza del 95% vez. Los resultados se presentaron como valores medios con las correspondientes desviaciones estándar.

Debido a que algunas de las variables incumplen el criterio de distribución normal se empleó el coeficiente de Spearman, equivalente no paramétrico del coeficiente de Pearson, para encontrar la correlación entre la toxicidad y los parámetros fisicoquímicos determinados en cada uno de los puntos.

Los resultados del bioensayo con sedimentos no verificaron los supuestos de homocedasticidad y normalidad por lo que para el análisis estadístico se empleó el test de Kruskal- Wallis, versión no paramétrica del análisis ANOVA.

3.- RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

Análisis fisicoquímicos.

Los valores de los parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* y en el laboratorio de cada uno de los 6 puntos estudiados se presentan en la tabla 4.

Como se puede ver la mayoría de los valores de los parámetros determinados se encuentran por encima de los valores máximos admisibles de descarga para cuerpos de agua tipo “C”, definidos en el anexo A-1 del Reglamento en materia de contaminación hídrica de la Ley 1333 (R.M.C.H.)

Respecto al contenido de nitratos, sólo los valores en los puntos 1 y 3 superaron el valor permitido, mientras que, en el caso de los fosfatos, todos los valores excepto el del último punto están fuera de la norma, especialmente destacan los valores medidos en los puntos 3 y 4 de 179.23 y 360.23 mg P-PO₄/l por sus valores extremos, los que caen drásticamente en el punto 6 antes de la descarga al Río Guadalquivir, lo que sugiere que parte del fósforo presente podría precipitar como fosfato de calcio u otros fosfatos insolubles pues la quebrada no presenta eutrofización que haga suponer que es consumido por algas o plantas acuáticas.

En cinco de los seis puntos analizados (tabla 4) los niveles de O.D. estuvieron por debajo del 60% de saturación necesario para el sostenimiento de la vida de organismos acuáticos aerobios. El valor medido a la altura del puente San Luis (P5)

Los valores de DBO₅ y DQO registrados están muy por encima de los valores máximos admisibles en todos los puntos, (tabla 4), la relación de DBO₅/DQO en los puntos P1, P2, P3 y P4 tienen valores menores a 0.3 que las categoriza como no biodegradables (tabla 5), índice que se debería considerar al momento de proponer sistemas de tratamiento de estas aguas.

En cuanto a las concentraciones de los dos metales medidos, cromo y hierro, en el caso del cromo Cr⁺⁶, su concentración

superó el valor límite en todos los puntos de muestreo sobresalen nuevamente los datos determinados para las muestras P3 y P4, 2.300 y 2.477 mg/l respectivamente, valor que supera ampliamente el valor de 0.05 mg/l establecido en la legislación. Respecto al hierro total, la muestra P3

correspondiente a la descarga del Matadero Municipal, presenta el valor más extremo (10.46 mg/l Fe), lo que era de esperarse por la composición característica de este afluente.

Tabla 4. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos medidos *in situ* y en el laboratorio

Parámetro	T ^o	Color aparente	Turbidez	Conductividad ^d	STD	pH	Dureza total	OD	DBO5	DQO	Fósforo Reactivo (Total)	Nitratos	Cr +6	Fe total	Coliformes totales	<i>Escherichia coli</i>
Unidad	°C	Pt-Co	NTU	µS/cm	mg/l	--	mg/l	mg/l O ₂	mg/l	mg/l	mg/l PO ₄ ³⁻	mg/l N-NO ₃	mg/l Cr ⁶⁺	mg/l Fe	N/100ml	N/100ml
V. máx ¹	(+/-) 3°C c.r.	<100	<100	1500	1500	6.0 a 9.0	N.E ²	>60 % sat	<20	<40	1 mg/l	50 mg/l	0.05 mg/l	1 mg/l	<50000 y <5000 ³	<50000 y <5000 ³
P1	6.4	694	76	1557	1255	8.36	200	6.38 77.14%	111	651	58.91	62.0	0.346	0.53	84.10 ⁵	15.10 ⁵
P2	15	824	1150	1129	689	7.06	2000	3.14 37.97%	544	5223	3.66	35.7	1.004	0.62	25.10 ⁵	49.10 ⁴
P3	15	1468	1370	1859	1171	7.98	400	4.59 55.5%	409	7328	179.23	142.2	2.300	10.46	18.10 ⁵	13.10 ⁵
P4	15	600	792	3500	1930	7.88	1000	4.10 50.06%	279	5819	360.23	49.9	2.447	6.28	29.10 ⁵	12.10 ⁵
P5	19	340	37	1045	582	7.59	104	0.85 10.28%	54	189	1.73	4.0	0.115	2.11	22.10 ²	14.10 ²
P6	19	351	76	1071	608	7.83	106	3.29 39.78%	56	202	1.00	3.3	0.198	5.57	19.10 ³	37.10 ²

V. máx¹ se refiere a los máximos valores admisibles de parámetros en cuerpos receptores tipo "C".

N.E² Valor de referencia no estimado.

³Valor medido en el 80% de las muestras

El análisis microbiológico, dio como resultado el mayor número de coliformes y *E. coli* en la descarga de aguas residuales crudas proveniente de la Nueva Terminal (P1) y los alrededores, valor que fue descendiendo en el orden de dos dígitos de 10⁵ a 10³ en coliformes totales y 10² en *E. coli*, en el punto de la descarga P6, por lo que este último, estaría dentro del valor permisible para descargas a cuerpos de agua tipo C.

Tabla 5. Resultados de biodegradabilidad según la relación DBO5/DQO

Punto	DBO5/DQO	Índice de biodegradabilidad
P1	0.2	No biodegradable
P2	0.1	No biodegradable
P3	0.1	No biodegradable
P4	0.1	No biodegradable
P5	0.3	Poco biodegradable
P6	0.3	Poco biodegradable

Bioensayos con Tox Track®.

Los resultados de los bioensayos con las muestras de agua realizados utilizando el método respirométrico, Tox Track®, (tabla 6) se expresaron como porcentaje de inhibición que se puede considerar como una medida relativa de la toxicidad porque no representa un valor absoluto o índice de toxicidad, pues el porcentaje de inhibición no aumenta necesariamente en proporción directa a la concentración de tóxicos. (Montagnoli, Matos Lopes, & Bidoia, 2015) (Kroll, 2003)

Como se aprecia en la tabla 6 se pueden obtener resultados anómalos negativos (menores que -10%) debido a que algunas sustancias producen un incremento en la tasa de respiración de las bacterias, por lo que estos deben ser considerados tóxicos siempre que arrojen un porcentaje de inhibición negativo menor

que el -10% en todas las réplicas, que es lo que se observó en este estudio.

Se debe considerar al analizar los resultados que algunos de los tóxicos presentes en el agua pueden presentar mecanismos de toxicidad antagonicos, mientras unos producen inhibición positiva, otros podrían promover una inhibición negativa. Esto es particularmente importante considerarlo en un cuerpo de agua como la Quebrada Cabeza de Toro que recibe las descargas de aguas residuales domésticas, aguas residuales del matadero municipal y de las curtiembres por lo que la composición de la mezcla resultante es muy compleja.

Tabla 6. Toxicidad basada en el porcentaje de inhibición de bacterias heterótrofas utilizando el método Tox Track®

Punto	% I±SD ¹
P1	67.33±5.686
P2	40.67±7.02
P3	-144.33±22.19
P4	-117.67±19.86
P5	-27.67±6.03
P6	-17.33±5.13

(¹) % Inhibición ±desviación estándar.

Los valores obtenidos con la muestra P1, están dentro de lo reportado en la bibliografía para aguas residuales municipales crudas, (Liwarska-Bizukoje, Ślęzak, & Klink, 2016) Los valores promedio obtenidos para las muestras de agua P3 y P4 son los que presentan mayor grado de toxicidad, superando el 100% de inhibición respecto al blanco, el leve descenso en la toxicidad en el punto P4 donde se mezclan los puntos 2 y 3 sigue la lógica esperada de mezclar tóxicos que producen inhibición positiva (en el punto P2) e inhibición fuertemente negativa (punto P3). Estos valores de toxicidad deben ser evaluados cuidadosamente ampliando las pruebas realizadas con muestras de agua de estos puntos en particular, antes de poder inferir una conclusión definitiva acerca de la toxicidad.

Tabla 7. Coeficientes de correlación de Spearman entre el porcentaje de inhibición y los parámetros fisicoquímicos.

% Inhibición	Turbidez	Temperatura	pH	Conductividad	STD	OD	DBO5	DQO	Color Apparente	Dureza Total	Nitratos	Hierro Total	Cr ⁶	Fósforo reactivo total	DBO5/DQO
Rho	-.429	-.309	-.086	-.371	-.086	.029	-.086	-.486	-.086	-.029	-.257	-.943**	-.429	-.429	0,346
Sig. (bilateral)	,397	,552	,872	,468	,872	,957	,872	,329	,872	,957	,623	,005	,397	,397	0,502

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (2 colas).

Adicionalmente se buscó correlaciones entre los porcentajes de inhibición determinados y los parámetros fisicoquímicos analizados en los seis puntos muestreados. Los resultados del coeficiente Rho de Spearman (tabla 7) mostraron una fuerte correlación negativa del porcentaje de inhibición con la concentración de hierro total. Desafortunadamente no se observó correlaciones significativas con el índice de biodegradabilidad (DBO5/DQO), aunque se tiene una correlación negativa moderada con los valores de DQO. Similar correlación moderada y negativa, se observó con las concentraciones de fósforo reactivo total, turbidez y cromo hexavalente. También hay correlaciones débiles con la concentración de nitratos y con la conductividad.

Bioensayos de germinación en el sedimento.

Los ensayos de germinación de semillas de *Allium cepa* en la muestra de sedimento tomada en el punto P6, dio como resultados porcentajes de germinación muy bajos, menores al 30% y en el caso de las semillas colocadas en el sedimento sin ningún agregado el porcentaje fue igual a cero (tabla 8). Con los datos obtenidos de la elongación de las raíces y del porcentaje de germinación se calcularon los índices de germinación residual normalizado (IGN) y de elongación radical residual normalizado (IER), que de acuerdo con la clasificación propuesta por Bagur-González et al. (2011) categorizan a las muestras de sedimentos al 25% y al 75% como de alta toxicidad, mientras que las diluciones al 50% y 100% muestran un nivel muy alto de toxicidad.

Tabla 8. Nivel de toxicidad basado en los índices de germinación residual normalizado (IGN) y de elongación radical residual normalizado (IER)

Sedimento (%)	Germinación (%)	GRS (%)	IGN	Nivel de toxicidad	IER	Nivel de toxicidad
0% blanco	91.67	---	0.00	---	0.00	---
25%	27.78	30.30	-0.70	Alta	-0.94	Muy alta
50%	19.44	21.21	-0.79	Muy alta	-0.94	Muy alta
75%	27.78	30.30	-0.70	Alta	-0.94	Muy alta
100%	0.00	0.00	-1.00	Muy alta	-1.00	Muy alta
	Promedio		-0.80	Muy alta	-0.96	Muy alta

A partir del promedio de estos resultados podemos afirmar que los sedimentos extraídos del tramo final de la Quebrada Cabeza de Toro presentan niveles **muy altos de fitotoxicidad**, siendo

necesarios más estudios, empleando, por ejemplo, una batería de bioensayos que incluya no sólo vegetales, para verificar si esa toxicidad afectará a otras especies de prueba en la misma magnitud.

Búsqueda de organismos bentónicos.

Para poder comparar nuestros resultados con los hallazgos de la Auditoría Ambiental de la cuenca del Río Guadalquivir en Tarija (Contraloría General del Estado, 2016), se procedió a la búsqueda de organismos bentónicos, desafortunadamente no se logró capturar ningún organismo de los registrados en la “Guía para la evaluación de las condiciones biológicas de cuerpos de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos” (MMAyA, 2015), lo que es coherente con el alto grado de contaminación y elevada toxicidad encontrados en este estudio.

No obstante, en las muestras de sedimento recolectadas para los bioensayos se encontró un único organismo que no se encuentra dentro de los descritos en la guía antes mencionada y que presumiblemente se trataba de una larva de sirfidos (*syrrhidae*), organismo que ha sido reportado también en el río Rocha, (Sejas Lazarte, 2017) por lo que se debería considerar la posibilidad de que los índices tienen que ser calibrados para considerar los macroinvertebrados presentes en cuerpos de agua fuertemente contaminados y con pobres niveles de oxígeno disuelto.



Fotografía 1. Búsqueda de macroinvertebrados bentónicos

4.- CONCLUSIONES.

Los resultados de la determinación de los parámetros fisicoquímicos del agua de la Quebrada Cabeza de Toro muestran que, en todos los puntos estudiados, los valores medidos están por encima de los valores máximos permitidos para descargas a cuerpos de agua tipo C al que corresponde el Río Guadalquivir en su unión con la Quebrada. Son de particular análisis los elevados valores de DQO y DBO,

implicando que el índice de biodegradabilidad varíe de no biodegradable al inicio de la quebrada, a poco biodegradable en el tramo final de ésta, parámetro importante para definir el tipo de tratamiento de estas aguas.

Los resultados de los bioensayos realizados en este estudio corroboraron los obtenidos en estudios preliminares (Angulo Reyes, 2015) que reportaron distintos grados de fitotoxicidad en muestras de agua provenientes de la Quebrada cabeza de Toro. El ensayo de oxidación, se rezasurina con bacterias heterótrofas, ToxTrack®, dio porcentajes de inhibición que en cuatro de los seis puntos estudiados están dentro de los límites reportados en otros estudios, tanto para el caso de inhibición positiva como de negativa. (Kroll, 2003) (Liwarska-Bizukojc, Ślęzak, & Klink, 2016) En el ensayo con el efluente del Matadero Municipal y con la mezcla de éste con el efluente que proviene de las curtiembres, se obtuvo porcentajes de inhibición negativos superiores al 100%, tal magnitud de inhibición porcentual debe ser verificada con bioensayos adicionales y empleando otros organismos de prueba para comparar la capacidad inhibitoria de los tóxicos presentes en el agua sobre otro tipo de organismos, además de bacterias heterótrofas.

No se encontró correlaciones fuertes entre los parámetros fisicoquímicos determinados en el agua y la toxicidad, a excepción de la correlación fuertemente negativa entre la concentración de hierro y la toxicidad expresada como porcentaje de inhibición.

Los índices promedio de toxicidad IGN e IER determinados a partir de la germinación de semillas de *Allium cepa* en sedimentos extraídos del tramo final de la quebrada Cabeza de Toro, evidencian un nivel de toxicidad muy alto. Se hace necesario a partir de estos resultados realizar análisis de la composición química del sedimento para encontrar sustancias responsables de esa toxicidad.

No fue posible realizar la evaluación de las condiciones biológicas de la quebrada utilizando macroinvertebrados bentónicos, debido a que no se encontró ningún organismo de los clasificados dentro de la guía.

Este trabajo muestra que, si bien la determinación de los parámetros fisicoquímicos de calidad del agua sirve de referencia para definir el grado de contaminación de un cuerpo de agua, también es necesario el empleo de criterios ecotoxicológicos, basados en la toxicidad del efluente para poder asegurar que no existe riesgo de que se presenten efectos adversos sobre los organismos ni para la funcionalidad del ecosistema acuático.

5.- REFERENCIAS

- Angulo Reyes, R. (2015). Estudio Diagnóstico de la Ecotoxicidad de Afluentes del Río Guadalquivir, en el área comprendida entre Las Tipas y El Angosto de San Luis, Provincia Cercado - Tarifa. *Acta Nova*, 7(1), 28-46.
- Ardila, A. N., Reyes, J., Arriola, E., & Hernández, J. A. (2012). Remoción fotocatalítica de DQO, DBO5 Y COT de efluentes de la industria farmacéutica. *Revista Politécnica*(15), 9-17.
- Bagur-González, M. G., Estepa-Molina, C., Martín-Peinado, F., & Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *Journal of Soils and Sediments*(11), 281-289. doi:DOI: 10.1007/s11368-010-0285-4
- Contraloría General del Estado. (2016). *Auditoría Sobre los Resultados de la Gestión Ambiental en la Cuenca del Río Guadalquivir*. La Paz.
- Cuevas Díaz, M. d., Rosaldo Santiago, J. d., & Lopez Luna, J. (2013). *Evaluación de la toxicidad de los suelos mediante bioensayos con semillas*. Obtenido de Métodos ecotoxicológicos para la evaluación de suelos contaminados con hidrocarburos: <http://www.publicaciones.inecc.gob.mx/libros/665/toxicidad.pdf>
- Hernández-Valencia, I., Lárez, L. M., & García, J. V. (2017). Evaluación de la toxicidad de un suelo contaminada con diferentes tipos de crudos sobre la germinación de dos pastos tropicales. *Bioagro*, 29(2), 73-82.
- Kroll, D. (2003). *Utilization of a New Toxicity Testing System as a Drinking Water Surveillance Tool*. Recuperado el 10 de 05 de 2018, de Hach: https://support.hach.com/ci/okcsFattach/get/1003811_5
- Liu, D. (1981). A Rapid Biochemical Test for Measuring Chemical Toxicity. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 26, 145-149. doi:<https://doi.org/10.1007/BF01622068>
- Liwarska-Bizukojc, E., Ślęzak, R., & Klink, M. (2016). Study on wastewater toxicity using ToxTrak™ method. *Environ Sci Pollut Res*(23), 9105-9113.
- MMAyA. (2015). *Guía para la evaluación de las condiciones biológicas de cuerpos de agua utilizando macroinvertebrados bentónicos*. La Paz: Viceministerio de Recursos Hídricos y Riego.
- Montagnolli, R. N., Matos Lopes, P. R., & Bidoia, E. D. (2015). Screening the Toxicity and Biodegradability of Petroleum Hydrocarbons by a Rapid Colorimetric Method. *Arch Environ Contam Toxicol*(68), 342-353.
- Ramírez R., P., & Mendoza C., A. (Edits.). (2008). *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. México: Impresora y Encuadernadora Progreso, S.A. de C.V.
- Rodríguez Romero, A. J., Robles Salazar, C. A., Ruíz Picos, R. A., López López, E., Sedeño Díaz, J. E., & Rodríguez Dorantes, A. (2014). Índices de germinación y elongación radical de *Lactuca sativa* en el biomonitorio de la calidad de agua del Río Chalma. *Rev. Int. Contam. Ambie.*, 3(30), 307-316.
- Sejas Lazarte, W. (2017). *Determinación del índice biótico más eficiente basado en macroinvertebrados para la evaluación de la calidad del agua del Río Rocha, municipio de Cercado*. Tesis de licenciatura, Universidad Católica Boliviana "San Pablo" Cochabamba.
- Tyagi, P. K., Mishra, M., Khan, N., Tyagi, S., Sharma, H., & Sirohi, S. (2015). Antibacterial activity and toxicological evaluation of silver nanoparticles through toxtrak toxicity test. *International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences*, 4(3), 1043-1055.
- Uribe, R. (2008). Ensayo de inhibición de la germinación y del alargamiento radicular en semillas de cebolla *Allium cepa* y soya *Glycine max*. En P. Ramírez-Romero, & A. Mendoza-Cantu (Edits.), *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México*. México: Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y recursos Naturales.