

<sup>1</sup> Departamento de Biología, Universidad del Valle, Calle 13 N° 100-00, Cali, Colombia.

<sup>2</sup> Departamento de Química, Universidad del Valle, Calle 13 N° 100-00, Cali, Colombia.

<sup>3</sup> Departamento de Ciencias Ambientales, Universidad Autónoma de Occidente, km 2 vía Jamundí, Cali-Colombia.

<sup>4</sup> Departamento de Matemáticas, Universidad Autónoma de Occidente, km 2 vía Jamundí, Cali-Colombia.

\*Autor para correspondencia: fernando.larmat@correounivalle.edu.co, phone 572-3212148, ext. 117.

Recibido: 15 junio de 2014. Aceptado: 18 de julio de 2014

## Evaluación de la mutagenicidad causada por metales pesados presentes en agua del río Cauca en la ciudad de Cali, Colombia

### Resumen

Se evaluó la mutagenicidad del agua del río Cauca debida a la presencia de metales pesados en la zona urbana de la Ciudad de Santiago de Cali, a partir de muestras tomadas en la temporada seca y lluviosa en el año 2013. Los metales se extrajeron pasando el agua por la resina Amberlite XAD-16. Las concentraciones de los metales pesados se midieron por absorción atómica y la mutagenicidad se evaluó por medio del test de Ames, con las cepas TA98 y TA100 de *Salmonella typhimurium* con y sin activador enzimático S9. Los resultados mostraron índices de mutagenicidad (IM) positivos (IM > 2,0) para muestras colectadas en temporada lluviosa en tres de los cinco puntos evaluados: puente El Hormiguero (IM = 3,6), desembocadura del Canal Colector Sur (IM = 2,9) y desembocadura del río Cali (IM = 2,7), todos con la cepa TA98 sin S9. Estos sitios presentaron a su vez las mayores concentraciones totales de metales pesados en sus extractos. El análisis de la variación espacio-temporal del índice mutagénico se realizó haciendo un análisis de varianza multifactorial del IM. Los resultados encontrados indican que la época de muestreo contribuye significativamente a la variabilidad del IM, mientras que los puntos de muestreo no.

**Palabras clave:** Índice de mutagenicidad (IM), metales pesados, test de Ames, río Cauca.

## Mutagenicity evaluation caused by heavy metals found in Cauca river water in the city of Cali, Colombia

### Abstract

The mutagenicity of the Cauca River water due to the presence of heavy metals was evaluated in the urban area of the city of Santiago de Cali, from samples taken during the rainy and dry season of 2013. The metals were extracted from water samples using the resin Amberlite XAD-16. The concentrations of heavy metals were measured by atomic absorption and mutagenicity was evaluated by the Ames test, using the TA98 and TA100 strains of *Salmonella typhimurium* with and without the S9 enzymatic activator. The results showed mutagenicity indices (MI > 2.0) in three of the five points evaluated: El Hormiguero Bridge (MI = 3.6), the mouth of southern collector channel (MI = 2.9) and the mouth of Cali River (MI = 2.7), all with strain TA98 without S9. These sampling points in turn presented the highest total concentrations of heavy metals in the extracts. The determination and analysis of spatio-temporal variation of the mutagenic effects obtained was done by conducting multifactorial variance analysis of MI, finding that the effect of sampling season contributes significantly to the variability of MI unlike the sampling points.

**Keywords:** Mutagenicity index (MI), heavy metals, Ames test, Cauca River.

## Avaliação de mutagenicidade causados por metais pesados encontrados na água do rio de água Cauca na cidade de Cali, Colômbia

### Resumo

A mutagenicidade da água do rio Cauca, devido à presença de metais pesados foi avaliada na área urbana da cidade de Santiago de Cali, a partir de amostras coletadas durante as estações chuvosa e seca em 2013. Os metais foram extraídos, passando a água pela a resina Amberlite XAD-16. As concentrações de metais pesados foram medidas por Absorção Atômica e a mutagenicidade foi avaliada através do teste de Ames, com TA98 e TA100 de *Salmonella typhimurium* estirpes com e sem S9 ativador da enzima. Os resultados mostraram índices de mutagenicidade positiva (MI > 2,0) para amostras coletadas na estação chuvosa em três dos cinco pontos avaliados: El Hormiguero ponte (MI = 3,6), foz do canal coletor (IM = 2,9) e foz do rio Cali (MI = 2,7), todos com a linhagem TA98 sem S9. Esses locais, apresentaram as maiores concentrações totais de metais pesados em seus extratos. A determinação e análise da variação espaço-temporal do índice mutagénico foi realizada utilizando-se a análise de variância multivariada do IM, sendo encontrado que o efeito da época de amostragem contribui significativamente na a variabilidade de IM ao contrário dos pontos de amostragem.

**Palavras-chave:** Índice de mutagenicidade (IM), metais pesados, teste de Ames, rio Cauca.



## Extracción y cuantificación de los metales pesados

El procedimiento para el tratamiento, procesamiento y análisis químico de las muestras se dividió en dos etapas: en la primera se obtuvo el extracto total de cada metal pesado mediante la técnica de adsorción en columnas de extracción con resina Amberlite XAD-16 (11) y la segunda etapa consistió en la cuantificación de los metales. Los análisis se realizaron con la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito y en el caso del Hg por el método de vapor frío (12).

## Pruebas de mutagenicidad

Los extractos con los metales pesados fueron reconstituidos en dimeilsulfóxido (DMSO) hasta un volumen final de 5 mL, y las pruebas de mutagenicidad se realizaron empleando el método de concentración directa (extracto puro) (13) mediante el test de Ames, aplicando el ensayo de preincubación con las cepas TA98 y TA100 con y sin activación metabólica (mezcla S9 al 10%, (Moltox, Inc.). El activador enzimático S9 se usa para simular los efectos de contaminantes en el hígado de los mamíferos (14). Las pruebas fueron realizadas por triplicado, empleando DMSO como el disolvente de control en los controles negativos y 2-amino-fluoruro (2-AF) y azida de sodio (AZ) como sustancias mutagénicas conocidas para los controles positivos con y sin activación metabólica, respectivamente.

Se consideraron positivas las respuestas mutagénicas producidas por los efectos de los extractos capaces de generar un índice de mutagenicidad, IM (relación del número promedio de colonias revertantes inducidas sobre el número promedio de colonias revertantes espontáneas del control negativo) mayor o igual a 2 ( $IM \geq 2$ ), según la regla del *two-fold increase* (15). De igual modo, el número promedio de colonias revertantes inducidas debió superar los rangos de reversión espontánea (número de colonias revertantes espontáneas) establecidos para cada cepa: TA98 (20-50) y TA100 (75-200) (9).

## Diseño experimental y análisis estadístico

Para la determinación y el análisis de la variación espacio-temporal del IM, se escogió un diseño completamente al azar (DCA) con estructura factorial de  $3 \times 5 \times 2^2$ , en el que se establecieron los siguientes factores y niveles correspondientes: La época de muestreo (mayo, agosto y septiembre del año 2013), el sitio de muestreo, la cepa de prueba de *S. typhimurium* (cepas TA98 y TA100) y el tratamiento de activación metabólica (con y sin el activador enzimático S9) (15).

La comparación de las medias de los diferentes tratamientos y de la significancia estadística de los efectos de los factores principales y de sus interacciones de segundo y tercer orden, respectivamente, fueron realizadas llevando a cabo un análisis de varianza multifactorial del IM con el programa estadístico (software) Minitab 14.

## Resultados y discusión

Las concentraciones para cada metal, así como las concentraciones totales para cada punto de muestreo se presentan en la Tabla 1. En general, en todos los extractos analizados, las concentraciones para cada metal se relacionan entre sí de la siguiente manera:  $Pb > Cr, Cd > Hg$ . El muestreo del mes de mayo (temporada lluviosa) presentó las concentraciones totales de metales pesados más altas, con concentraciones que fluctúan entre 237,2 y 173,5  $\mu\text{g/L}$ . En cuanto al punto de muestreo, se encontró que la mayor concentración total de los metales analizados fue en el puente

de Juanchito (237,2  $\mu\text{g/L}$ ), el puente El Hormiguero (205,05  $\mu\text{g/L}$ ), y el Canal Colector Sur (181,41  $\mu\text{g/L}$ ). Los resultados de las pruebas de mutagenicidad se presentan en la Tabla 2. Las pruebas de mutagenicidad generaron IM positivos únicamente en el mes de mayo con la cepa TA98 en ausencia del tratamiento de activación metabólica en los puntos: Puente de El Hormiguero, desembocadura del Canal Colector Sur y desembocadura del río Cali, con IM de 3,6, 2,9 y 2,7 respectivamente. Por su parte, los IM obtenidos en presencia del sistema de activación metabólica arrojaron valores que oscilan entre 1,6 y 1,8 para todos los puntos. En cuanto a la cepa TA100, se observó una respuesta más alta, aunque no positiva, con el tratamiento de activación metabólica. En los meses de agosto y septiembre no se obtuvieron IM positivos. Para agosto, las cepas TA98 y TA100 presentaron un comportamiento similar frente al tratamiento de activación metabólica. Los IM resultaron ser significativamente más bajos en ausencia de la mezcla S9. En septiembre, los IM para ambas cepas y niveles del tratamiento de activación metabólica fueron similares, variando entre 1,2 y 1,6. El análisis estadístico, indica que existe una interacción significativa sobre el IM ( $p\text{-valor} < 0,05$ ), para los factores temporada de muestreo y cepa de *S. typhimurium*, siendo la época de muestreo (componente temporal) el factor que más aporta a la explicación de la variabilidad total del IM. Por el contrario, los factores punto de muestreo (componente espacial) y tratamiento de activación metabólica, no generaron diferencias significativas entre las medias de sus tratamientos. En cuanto a las interacciones entre factores principales, existen dependencias de segundo orden, estadísticamente significativas, entre los efectos del mes de muestreo-cepas, mes de muestreo-tratamiento metabólico y cepa-tratamiento metabólico, así como en la interacción de tercer orden mes de muestreo-cepas-tratamiento metabólico, no siendo así para el resto de las interacciones estudiadas. De acuerdo al procedimiento de comparación múltiple de las menores diferencias significativas de Fischer (LSD) llevado a cabo para determinar si las medias por época de muestreo fueron significativamente diferentes, se encontró que los meses de agosto y septiembre (temporada seca) se comportaron como dos grupos homogéneos, dado que sus medias no presentaron diferencias estadísticamente significativas. En la Figura 2 se observa claramente las diferencias entre mayo (temporada lluviosa), y agosto y septiembre (temporada seca) con respecto al IM promedio. Es evidente que en el mes de mayo de 2013 (temporada lluviosa) se presentaron las mayores concentraciones totales de metales pesados (Tabla 1), coincidiendo con los IMs más altos registrados en este estudio (Tabla 2). Una posible explicación al porqué el mes de mayo obtuvo las concentraciones de metales totales más altas, podría encontrarse en el caudal del río en el momento del muestreo, ya que en la temporada lluviosa de 2013, el nivel de agua del río alcanzó valores por encima de los promedios históricos de la época, generando una alteración en el intercambio

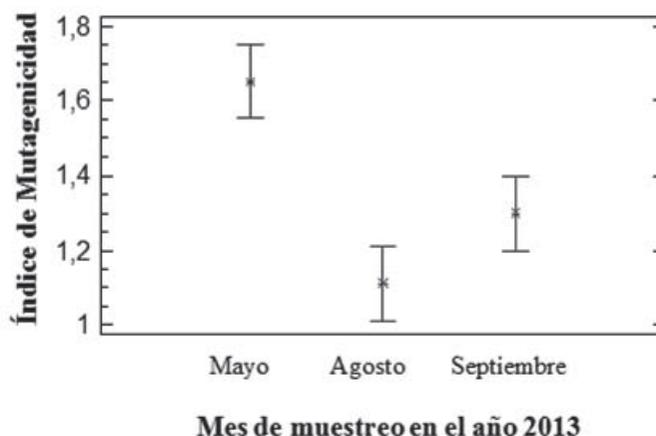


Figura 2. Medias del IM en los meses de muestreo y sus intervalos de confianza al 95%.

**Tabla 1.** Concentraciones de metales pesados para las fechas y puntos de muestreo.

Punto de muestreo	Metal	Mes de muestreo					
		Mayo		Agosto		Septiembre	
		Conc. (µg/L)	Conc. Total (µg/L)	Conc. (µg/L)	Conc. Total (µg/L)	Conc. (µg/L)	Conc. Total (µg/L)
Puente El Hormiguero	Pb	72,71	205,05	27,94	75,93	66,86	126,66
	Cr	65,29		17,04		17,98	
	Cd	59,94		19,24		41,82	
	Hg	7,11		11,71		2,93	
Desembocadura del Canal Colector Sur	Pb	23,74	181,41	48,61	117,8	73,75	124,69
	Cr	63,16		20,97		25,59	
	Cd	84,66		24,66		25,95	
	Hg	9,85		23,54		5,78	
Bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino	Pb	39,79	173,5	14,14	73,82	61,94	115,16
	Cr	43,27		25,62		20,90	
	Cd	84,47		24,47		32,32	
	Hg	5,96		8,59		4,40	
Puente de Juanchito	Pb	60,11	237,19	22,90	88,23	42,96	98,57
	Cr	74,58		22,84		14,90	
	Cd	94,36		34,36		40,71	
	Hg	8,13		8,13		7,46	
Desembocadura del río Cali	Pb	44,26	179,57	24,98	80,79	87,44	152,48
	Cr	51,81		23,99		26,47	
	Cd	75,18		25,18		38,57	
	Hg	8,32		6,64		5,88	

**Tabla 2.** Evaluación de la mutagenicidad para las fechas y puntos de muestreo.

Punto de muestreo	Mes	Conc. Total Metales (µg/L)	TA98 - S9		TA98 + S9		TA100 - S9		TA100 + S9	
			RV	IM	RV	IM	RV	IM	RV	IM
Puente El Hormiguero	Mayo	205,05	132	3,6	59	1,8	98	1,02	118	1,45
	Agos.	75,93	38	0,99	69	1,72	106	0,89	100	1,16
	Sept.	126,66	56	1,31	48	1,12	112	1,34	108	1,25
Desembocadura del Canal Colector Sur	Mayo	181,41	107	2,92	54	1,64	100	1,04	89	1,10
	Agos.	117,78	43	1,13	50	1,23	80	0,67	111	1,29
	Sept.	124,69	53	1,24	52	1,22	106	1,26	118	1,36
Bocatoma de la PTAP de Puerto Mallarino	Mayo	173,5	67	1,84	61	1,84	92	0,95	116	1,43
	Agos.	73,83	35	0,90	55	1,37	86	0,73	97	1,13
	Sept.	115,16	54	1,25	59	1,4	108	1,29	115	1,33
Puente de Juanchito	Mayo	237,19	64	1,75	52	1,56	106	1,10	114	1,40
	Agos.	88,23	52	1,37	58	1,45	80	0,68	119	1,31
	Sept.	98,57	53	1,22	56	1,31	107	1,28	110	1,27
Desembocadura río Cali	Mayo	179,57	97	2,66	52	1,57	103	1,06	107	1,32
	Agos.	80,79	26	0,68	52	1,29	94	0,79	115	1,34
	Sept.	152,48	63	1,46	46	1,10	112	1,34	145	1,67
CN (DMSO)	Mayo			37		33		96		81
	Agos.			38		40		118		86
	Sept.			43		43		84		87
CP (2-AF)					5668					1773
CP (AZ)							4250			

RV: Número promedio de colonias revertantes inducidas.

IM: Índice de mutagenicidad.

CP: Control positivo.

CN: Control negativo.

químico entre el sedimento y la columna de agua, y un incremento en la concentración de sólidos suspendidos provenientes de escorrentías.

Aunque el 90% de los metales pesados en sistemas acuáticos se encuentra asociado a partículas de materia en suspensión y a los sedimentos, el intercambio químico entre el sedimento inalterado y la columna de agua es poco y lento; un disturbio o modificación del sedimento puede aumentar el intercambio entre estos, acelerando el intercambio de los contaminantes entre el sedimento y la columna de agua (16). Por el contrario, en agosto y septiembre de 2013 (temporada seca), se reportó un descenso en los niveles para toda la cuenca y los valores se mantuvieron en el rango de medios-bajos históricos para esa época del año.

Con respecto a la concentración total de metales en cada punto y su comportamiento a lo largo de los tres meses de muestreo, se encontró que la desembocadura del Canal Colector Sur resultó ser el punto de muestreo más homogéneo, presentando concentraciones totales entre los 118 y 181  $\mu\text{g/L}$ . Lo anterior tiene sentido teniendo en cuenta que el canal ha estado expuesto históricamente a las continuas descargas de aguas residuales provenientes del sistema de drenaje-sur de la ciudad de Cali y recibe lixiviados provenientes del antiguo sitio de depósito

de basuras de Navarro. Las cepas TA98 y TA100 exhibieron un efecto significativo como factor principal, en la interacción con los meses de muestreo, tal como se observa en la Figura 3. Ambas respondieron de manera similar ante los extractos de los meses de septiembre y agosto (temporada seca), cuyas concentraciones totales de metales pesados son consideradas como intermedias y bajas, respectivamente (ver Tabla 2).

A medida que aumentó el valor total de la concentración de metales pesados, de acuerdo al mes de muestreo, el IM promedio para cada cepa incrementó su magnitud, siendo mayor para la cepa TA98. Por otro lado, frente a las mayores concentraciones en el mes de mayo, la cepa TA100 decae, indicando una mayor sensibilidad a concentraciones superiores a los 120  $\mu\text{g/L}$ , coincidiendo con lo reportado previamente (17), donde se afirma que el fondo genético de la cepa TA100 parece ser más sensible a los efectos mortales de los químicos que el de la cepa TA98. La segunda interacción significativa fue entre los factores mes de muestreo y tratamiento de activación metabólica. Tal como se observa en la Figura 4, los tratamientos con y sin mezcla S9 se comportan de igual manera en los meses de mayo y septiembre (concentraciones altas e intermedias respectivamente) observándose un IM superior sin S9, en

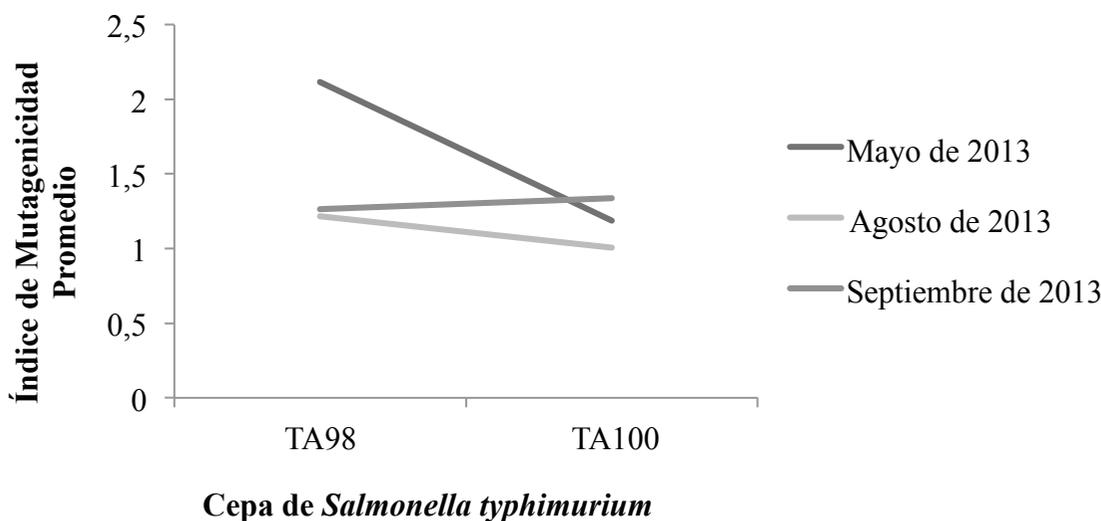


Figura 3. Interacción entre el mes de muestreo y la cepa de *S. typhimurium*.

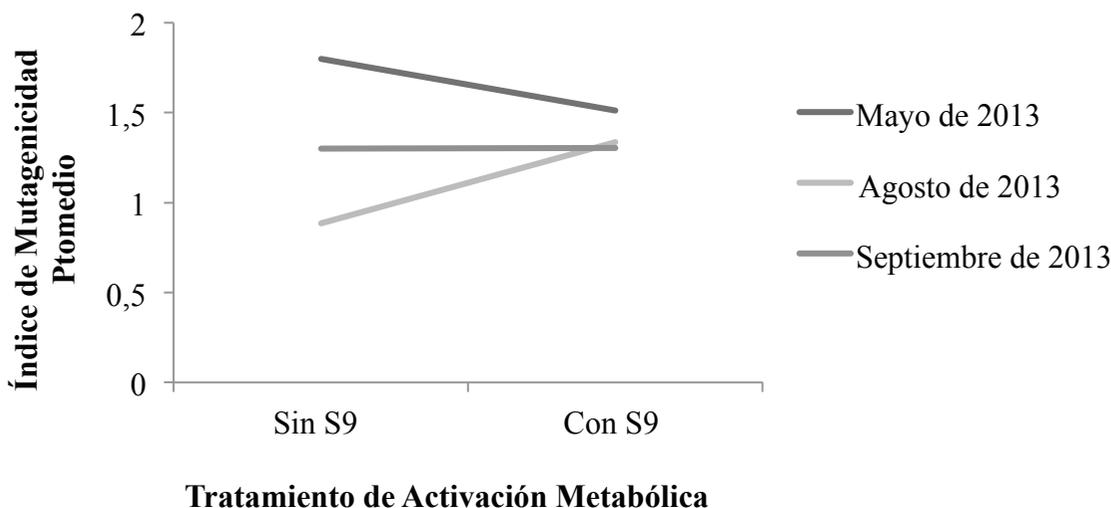
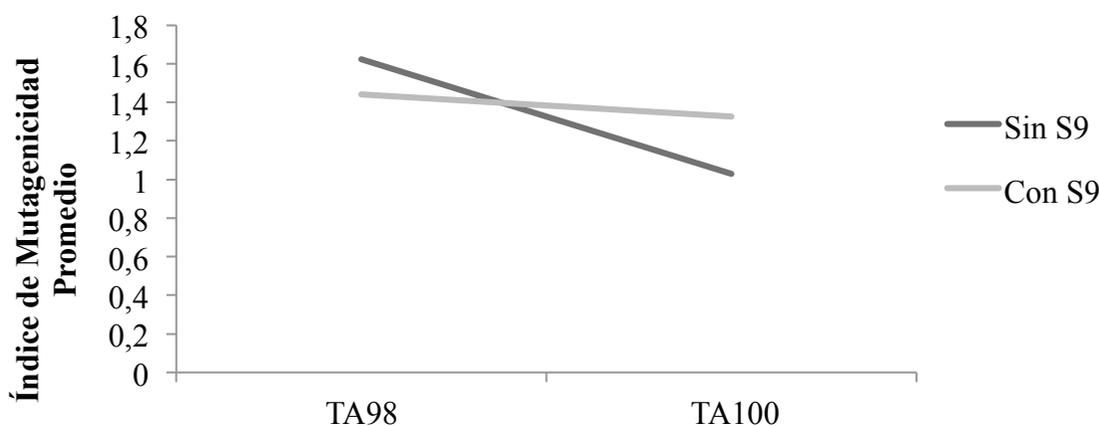


Figura 4. Interacción entre el mes de muestreo y el tratamiento con S9.



### Cepa de *Salmonella typhimurium*

Figura 5. Interacción entre cepa *S. typhimurium* y tratamiento de activación metabólica.

ambos casos. En agosto (bajas concentraciones) el tratamiento sin S9 exhibe un IM promedio mucho menor que el obtenido en presencia del activador enzimático. Este resultado podría deberse a la mayor concentración promedio total para Hg en el mes de agosto, (11,92  $\mu\text{g/L}$ ) con respecto a mayo (7,87  $\mu\text{g/L}$ ) y septiembre (5,29  $\mu\text{g/L}$ ). El Hg es el metal pesado con la toxicidad más potente y se ha encontrado que presenta una concentración mínima inhibitoria de 0,01 mM en *Escherichia coli* (18). En agosto, la concentración promedio total para Hg fue de 0,012 mM, desencadenando un posible efecto tóxico en la mayoría de los puntos de muestreo. En ausencia del activador enzimático, los iones de Hg presentes en el extracto tienen una mayor biodisponibilidad durante el desarrollo del test y por lo tanto una mayor toxicidad. Por el contrario, el efecto tóxico fue atenuado por la presencia de la mezcla S9, ya que las metaloproteínas presentes en el homogenizado de hígado tienen la capacidad de unir iones de cadmio, cobre, mercurio y zinc (7). La unión de los metales pesados a estas proteínas disminuye la unión de los metales a los residuos de ADN. Lo anterior explica los bajos valores del promedio del índice en presencia de la mezcla S9 comparados con los observados en su ausencia, especialmente para el mes de mayo.

La última interacción significativa de segundo orden de los factores cepa y tratamiento de activación metabólica se presenta en Figura 5; las cepas TA98 y TA100 responden de una manera completamente diferente ante los tratamientos con y sin mezcla S9. El IM promedio de la cepa TA98 se incrementa en ausencia del activador enzimático y decae levemente en su presencia. Por el contrario, el IM promedio de la cepa TA100 aumenta en presencia de la mezcla S9 y decrece en su ausencia. Como ya se mencionó, la cepa TA100 es más sensible a la toxicidad debida a la presencia de metales pesados en los extractos, aumentando los valores promedio al estar en presencia de la mezcla S9. Esto se debe a que al reducir la biodisponibilidad de los iones metálicos, se disminuye su efecto tóxico sinérgico, permitiendo una mayor sobrevivencia de la población bacteriana y por ende, una mayor capacidad de respuesta. Para la cepa TA98, que ha resultado ser más resistente, el activador enzimático S9 resta biodisponibilidad y permite que las bacterias tengan una menor interacción con los iones metálicos, situación que no sucede en ausencia del S9. Finalmente, y según el análisis del efecto de la interacción de tercer orden entre mes de muestreo-cepa-tratamiento de activación metabólica, el mayor IM promedio de 2,5, pertenece al efecto resultante de la interacción entre las altas concentraciones totales del mes de mayo (temporada lluviosa) y la cepa TA98 sin activación metabólica, diferenciándose significativamente del resto de los tratamien-

tos. Esto indica que la elevada concentración de metales pesados totales desencadenó mutaciones de cambio de lectura, principalmente en ausencia de un sistema de activación metabólica, situación que concuerda con la mayoría de los estudios de aguas superficiales alrededor del mundo, en los cuales hay una predominancia de mutágenos de cambio de lectura (detectados por la TA98), en lugar de mutágenos de sustitución de pares de bases (detectados por la TA100) (9). En general, el factor que más aporta a la explicación de la variabilidad total del IM es el mes de muestreo, seguido por la interacción entre el mes de muestreo y la cepa de *S. typhimurium*. Con respecto a los sitios de muestreo se encontró que en general los puntos presentan una actividad mutagénica leve a moderada, tal como se ha establecido anteriormente (6). Al analizar los valores límites recomendados y establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) para metales pesados en aguas superficiales, es posible concluir que la alta concentración total de metales pesados, en el mes de mayo pudo desencadenar una actividad mutagénica significativa, ya que las concentraciones totales promedio para cada metal sobrepasan los valores permitidos (4).

## Conclusiones

El trabajo realizado permite concluir que la variación espacio-temporal del efecto mutagénico de metales pesados presentes en aguas del río Cauca durante el año 2013, expresado a través del IM, recibe una contribución significativa de la época de muestreo, el componente temporal, y no de los diferentes puntos de muestreo, el componente espacial. Esto indica que la variación de las condiciones ambientales al pasar de la temporada lluviosa a la temporada seca estaría influenciando no sólo la dinámica y comportamiento de las concentraciones de metales pesados en el río Cauca, sino también la probabilidad de efectos mutagénicos significativos sobre las comunidades biológicas y poblaciones aledañas. Una contaminación crónica por metales pesados como la que ha experimentado históricamente el río Cauca, termina por producir alteraciones notables en la composición y la estructura de los organismos que viven en los cursos fluviales. Debe recordarse que bastan, a veces cambios en concentraciones del orden de microgramos por litro para producir efectos apreciables en la estructura y funcionamiento de las comunidades biológicas.

## Referencias

1. Corporación Autónoma Regional del Valle & Universidad del Valle. El río Cauca en su valle alto: Un aporte al conocimiento de uno de los ríos más importantes de Colombia. Cali, Publicaciones CVC & Universidad del Valle. pp 19-33. 2007.
2. Martínez, A.; Galvis, A.; Holguín, J. Optimización de la modelación de la calidad del agua del Río Cauca. Tramo: La Balsa-Anacaro. En: Conferencia Latinoamericana de Saneamiento-LATINOSAN. Ed. Galvis, A. Cali. Editorial Universidad del Valle. pp. 1-9. 2007.
3. Holguín, G. J.; Goethals, P. L. M. Modelling the ecological impact of discharged urban waters upon receiving aquatic ecosystems. A tropical lowland river case study: city Cali and the Cauca River in Colombia. Modelling for environment's sake. En: Proceedings of the fifth biennial conference of the International Environmental Modelling and Software Society. Ed. Swayne, D. A., Yang, W., Voinov, A. A., Rizzoli, A., Filatova, T. International Environmental Modelling and Software Society. Ottawa, ON, Canada. pp. 1454-1462. 2010.
4. Ohea, T.; Watanabe, T.; Wakabayashi, K. Mutagens in surface waters: a review. *Mut. Res.* 2004. **567**: 109-149.
5. Bánfalvi, G. Heavy metals, trace elements and their cellular effects. En: Cellular effects of heavy metals. Ed. Bánfalvi, G. Editorial Springer. Netherlands. pp 362. 2011.
6. Sierra, J. C.; Benítez-Campo, N.; Bravo, M. E.; Soto-Duque, A.; Larmat, F. E. Evaluation of the mutagenic activity of waters collected from the Cauca River in the city of Cali, Colombia by using the *Salmonella*/microsome assay. *Revista de Ciencias.* 2012. **16**: 131-143.
7. Wong, P. K. Mutagenicity of heavy metals. *B. Environ. Contam. Tox.* 1988. **40**: 597-603.
8. Maron, D.; Ames, B. Revised methods for *Salmonella* mutagenicity test. *Mut. Res.* 1983. **113**: 173-215.
9. Mortelmans, K.; Zeiger, E. The Ames *Salmonella*/microsome mutagenicity assay. *Mut. Res.* 2000. **455**: 29-60.
10. Junk, G. A.; Richard, J. J.; Griesel, M. D.; Witiak, D.; Witiak, J. L.; Arguello, R.; Vick, H. J.; Svec, J. S.; Fritz Calder, G. V. Use of macroreticular resins in the analysis of water for trace organic contaminants. *J. Chromatogr.* 1974. **99**: 745-762.
11. Tokalioglu, S.; Kartal S.; Elci, L. Speciation and determination of heavy metals in lake water by atomic absorption spectrometry after sorption on amberlite XAD-16 resin. *Anal. Sci.* 2000. **16**: 1169-1174.
12. Kopp, J. F.; Longbottom, M. C.; Lobring, L. B. "Cold Vapor" method for determining mercury. *American Water Works Association* 1972. **64**(19): 20-25.
13. Ferrao, V. V. M.; Bresolini, M. S.; Cássia de Melo, A.; Horn, R. C.; Rolim, G. R.; Fernandes de Sá Ferreira, I. C.; Degrazia, P. M. H. Genotoxicity assessment in aquatic environments under the influence of heavy metals and organic contaminants. *Mut. Res.* 2001. **490**: 141-158.
14. Maron, D. M.; Ames, B. N. Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test. *Mut. Res.* 1983. **113**(3 - 4): 173 - 215.
15. Ames, B. N.; McCann, J.; Yamasaki, E. Methods for detecting carcinogens and mutagens with the *Salmonella*/mammalian-microsome mutagenicity test. *Mut. Res.* 1975. **31**: 347 - 364.
16. Pinzón, U. L. F. Interacción de los metales pesados (Cr<sup>6+</sup>, Cd, Pb, Ni) entre el sedimento y la columna de agua en el caso del Río Bogotá. *Investigación y Desarrollo Social.* 1998. **19**: 89 - 104.
17. Jurado, J.; Durán, E. A.; Pueyo, C. Genetic differences between the standard Ames tester strains TA100 and TA98. *Mutagenesis.* 1993. **8**(6): 527 - 532.
18. Alm, E.; Spain, A. Implications of microbial heavy metal tolerance in the environment. *Reviews in Undergraduate Research* 2003. **2**: 1 - 6.

### Article citation:

Vivas, A. H.; Arboleda, M. A.; Sánchez, R.; Benítez-Campo, N.; Bravo, E.; Soto, A.; Jiménez, G. A.; Muñoz, L. A.; Larmat, F. E. Evaluación de la mutagenicidad causada por metales pesados presentes en agua del río cauca en la ciudad de Cali, Colombia. *Rev Colomb Quim.* 2014. **43**(2): 18-24. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/rev.colomb.quim.v43n2.53119>