

SETAC – Brazil

## Efecto Toxicológico de Muestras de Agua del Lago Junín, Perú, Sobre *Chironomus calligraphus* (Diptera: Chironomidae)

J. IANNAONE<sup>1,2\*</sup> & N. SALAZAR<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio de Invertebrados, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Ricardo Palma (URP), Lima, Perú,

<sup>2</sup>Laboratorio de Ecofisiología Animal, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática,  
Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV), Lima, Perú,

(Received January 17, 2007; Accepted July 3, 2007)

### RESUMEN

*Chironomus calligraphus* (Goeldi 1905) (Diptera: Chironomidae) es una especie característica de los ambientes acuáticos naturales y de aguas residuales domésticas tratadas del Perú. Se evaluó el efecto tóxico agudo de muestras acuosas de tres localidades del segundo lago de mayor tamaño en el Perú, el Lago Junín, de julio del 2000 a enero del 2001 sobre la larva de *C. calligraphus* a 48 h de exposición. La concentración letal media (CL<sub>50</sub>) empleando a *C. calligraphus* en el Lago Junín, mostró el siguiente orden de toxicidad: Represa de Upamayo (CL<sub>50</sub> = 14,79%) > Puente de Upamayo (CL<sub>50</sub> = 24,72%) > Pari (CL<sub>50</sub> = 41,81%). Los valores más tóxicos de CL<sub>50</sub> se observaron en diciembre del 2000, y los menos tóxicos en enero del 2001. El Fe<sup>3+</sup>, Pb<sup>2+</sup> y Cd<sup>2+</sup> se encontraron sobre los niveles máximos permisibles de calidad de agua de Clase VI (zona de preservación de fauna acuática) según la legislación Peruana. De esta forma la utilización de *C. calligraphus* en ensayos ecotoxicológicos se mostró apropiada para evaluar muestras de agua.

**Palabras claves:** *Chironomus*, concentración letal media, contaminación de aguas, ecotoxicidad, ensayos ecotoxicológicos, riesgo ambiental.

### ABSTRACT

#### Toxicological effect of aqueous samplings of Junin Lake, Peru, on *Chironomus calligraphus*

*Chironomus calligraphus* (Goeldi 1905) (Diptera: Chironomidae) is a characteristic species of natural environment and of treated domestic waste water of Peru. Acute toxic effects of aqueous samples from three regions of the second lake of higher area in Peru, Junin Lake, between July 2000 to January 2001 on larvae of *C. calligraphus* at 48 h exposure were evaluated. The lethal concentration medium (LC<sub>50</sub>) employing *C. calligraphus* at Junin Lake showed the following order of toxicity: Upamayo Reservoir (LC<sub>50</sub> = 14.79%) > Upamayo Bridge (LC<sub>50</sub> = 24.72%) > Pari (LC<sub>50</sub> = 41.81%). The highest toxic value of LC<sub>50</sub> was observed on December 2000 and the lowest toxic value in January 2001. Fe<sup>3+</sup>, Pb<sup>2+</sup> and Cd<sup>2+</sup> were found over the maximum permissible levels of water quality Class VI (zone of preservation of aquatic wild-life) according to Peruvian legislation. *C. calligraphus* showed to be a suitable species for ecotoxicological assays aimed to analyze water samples.

**Key words:** *Chironomus*, ecotoxicity, ecotoxicological bioassay, environmental risk, mean lethal concentration, water pollution.

\*Corresponding author: José Iannacone, e-mail: joseiannacone@yahoo.es

## INTRODUCCIÓN

En Perú se carece de estadísticas sostenidas de los riesgos y efectos de la compleja naturaleza de los efluentes industriales-mineros, desechos urbanos, escorrentías de la agricultura, entre otros (González, 1988). Un ejemplo claro es la acumulación de metales pesados en el Lago Junín, el segundo lago de mayor tamaño en el Perú, el cual es un ecosistema altoandino de múltiples usos ubicado entre los departamentos de Junín y Pasco, Perú (INRENA, 2000). En el Lago Junín se recibe una permanente descarga de todo tipo de desechos, principalmente metales pesados, con alta actividad carcinogénica, teratogénica y mutagénica (Aoyama & Okamura, 1993; Iannacone *et al.*, 1998, 2005). Esos desechos varían continuamente en su composición y en la complejidad de sus mezclas que confieren propiedades aditivas, sinérgicas y antagónicas que resultarían imposibles de predecir sin la aplicación de ensayos ecotoxicológicos (Iannacone *et al.*, 2000a; van der Geest *et al.*, 2000; Iannacone *et al.*, 2005).

En Perú se carece de un marco legal que estipule la utilización de sistemas de evaluación ecotoxicológica de ambientes acuáticos a pesar que su utilidad y confiabilidad han sido comprobadas por numerosos especialistas de instituciones gubernamentales y académicas de otras latitudes (Ronco *et al.*, 1995; Wangber *et al.*, 1995; Cortes *et al.*, 1996; Iannacone *et al.*, 2000b; Arrascue *et al.*, 2001). Para medir la toxicidad en ambientes acuáticos se han utilizado una serie de organismos invertebrados, entre ellos miembros de la familia Chironomidae (Iannacone *et al.*, 2005; Dornfeld *et al.*, 2006), a los que se les evalúa su sobrevivencia (Arrascue *et al.*, 2001). En el Perú, para estudios de ecotoxicidad en muestras de agua se ha utilizado a *Chironomus calligraphus* (Goeldi, 1905) (Diptera: Chironomidae), especie predominantemente neotropical, característica de los ambientes acuáticos naturales y antropogénicos (Iannacone & Dale, 1999). Presenta como ventaja principal la abundante y permanente disponibilidad del material biológico utilizado, así como la importancia ecológica en las cadenas tróficas dulceacuícolas. Además son fáciles de mantener en cultivos en condiciones de laboratorio, presentan el primer estadio larval planctónico que es sensible a metales pesados y pesticidas en el agua, y se les ha empleado para el monitoreo ecotoxicológico del agua del Rímac, principal río de la ciudad de Lima, Perú (Iannacone *et al.*, 2000a; Iannacone *et al.*, 2002; Iannacone & Alvaríño, 2005).

En función de lo expresado anteriormente, el objetivo de la presente investigación fue determinar el grado de toxicidad por metales pesados en muestras de aguas superficiales procedentes de tres localidades del Lago Junín, Perú, usando como herramienta ecotoxicológica a *C. calligraphus*.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Material biológico

**Organismo prueba.** Las masas de huevos de *C. calligraphus* fueron obtenidas de las paredes de la laguna

terciaria de oxidación, del Complejo Biotecnológico y Unidad de Acuicultura de Villa el Salvador, Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS), localizado en el Departamento de Lima, Perú. Las masas fueron extraídas con la ayuda de pinzas entomológicas y con una pipeta para captura acuática (Cienytec, Bogota, Colombia) para luego ser trasladadas en recipientes de plástico de un litro de capacidad. En el laboratorio las masas de huevos se separaron del sustrato a la cual estaban adheridas. Los huevos fueron incubados en una solución a base de hojas de cereal en pulverizado deshidratado "Cereal Leaves" de *Triticum aestivum* "trigo" (0,01%) (Sigma) en recipientes de vidrio de 100 mL aproximadamente mantenidos con un fotoperiodo de 12:12, una temperatura de  $23^{\circ}\text{C} \pm 2^{\circ}\text{C}$  y un pH de  $7 \pm 0,5$ . Después de la eclosión de huevos en los cultivos parciales se obtuvieron individuos del primer instar larval, que es el más susceptible a metales pesados en ensayos de toxicidad (Arrascue *et al.*, 2001). Las masas de huevos fueron colectados todos los meses de la laguna de oxidación para la realización de los bioensayos. El primer instar larval planctónico permanece entre 72 a 96 h en este instar antes de pasar al segundo instar larval bentónico. La identificación taxonómica como *C. calligraphus* fue realizada por el Dr. Wolfgang Wuelker, Institute für Biologie, Freiburg, Alemania (Iannacone & Dale, 1999).

### Bioensayos

**Larvas de Chironomus.** El procedimiento de este bioensayo es descrito por Iannacone & Dale (1999). Para realizar los bioensayos de toxicidad aguda con muestras acuosas del Lago Junín, se utilizaron envases de vidrio de 40 mL de capacidad con 25 mL de solución acuosa sin sustrato en el fondo del recipiente. Con el fin de determinar la  $CL_{50}$  para todas las muestras de agua procedentes de los tres puntos de estudio del Lago Junín se emplearon con un factor de 0,5 las siguientes cinco diluciones: 6,25%; 12,5%; 25%; 50% y 100%, más un control siguiendo las recomendaciones y procedimientos de APHA (1995) y Iannacone *et al.* (2000a). El agua de dilución empleada fue de hojas de cereal "Cereal Leaves" al 0,01%. Las larvas de *C. calligraphus* fueron expuestas durante 48 h en las mismas condiciones de laboratorio que fueron incubados los huevos. Se usaron cuatro repeticiones, utilizándose en total 240 larvas de primer instar de *C. calligraphus*, las cuales no fueron alimentadas durante el ensayo (Iannacone & Dale, 1999). Para la discriminación de la mortalidad se usó el criterio propuesto por Iannacone *et al.* (2005). Todos los bioensayos se realizaron paralelamente a ensayos con sulfato de cobre ( $\text{CuSO}_4$ ) como tóxico de referencia para evaluar la sensibilidad de *C. calligraphus* y de esta forma asegurar la salud de los organismos expuestos (Iannacone & Alvaríño, 2004).

### Área de estudio

El Lago Junín parte de la Reserva Nacional de Junín, es un humedal considerado sitio RAMSAR que se encuentra ubicado en los departamentos de Junín y Pasco, Perú, al noreste

de la Meseta de la Pampa de Junín a 4.100 msnm ( $10^{\circ}51' - 11^{\circ}11' \text{ LS}$  y  $76^{\circ}00' - 76^{\circ}15' \text{ LW}$ ), cubriendo una extensión de 14.300 has de espejo de agua (Figura 1). La contaminación del lago por relaves mineros, las inundaciones provocadas por su uso hidroeléctrico y la extracción excesiva de sus recursos bióticos son los principales problemas que presenta el Lago Junín (Iannacone & Alvaríño, 2005). Se establecieron tres puntos de estudio para la obtención de las muestras de agua teniendo en consideración el aporte de los efluentes (Río San Juan) con un característico color rojo ladrillo y el cuerpo receptor que es el lago (Valdivia & Alvaríño, 1991). Los puntos estuvieron ubicados en el sector litoral NOeste del Lago Junín y se denominaron así: punto 1: centro poblado de Pari; punto 2: puente de Upamayo; y punto 3: represa de Upamayo (Figura 1). Existen tres empresas mineras que contribuyen con efluentes residuales al río San Juan aguas arriba de la represa Upamayo. Los muestreos se realizaron mensualmente, en los meses de julio, agosto, noviembre y diciembre del año 2000 y enero del año 2001.

#### Toma de muestras de agua y análisis físico y químico

Para la toma de muestras de agua se utilizaron dos frascos Nalgene (Sigma) de polietileno de 1000 mL por cada punto de estudio. Durante la toma de la muestra se realizaron mediciones *in situ* de ciertos parámetros como: temperatura del agua y del aire, pH, conductividad y oxígeno disuelto. El pH y la conductividad se midieron con un potenciómetro Hanna 8417 (Exxon Chemical, Alemania) y el oxígeno disuelto se obtuvo mediante el método de Winkler (APHA, 1995). Una vez en el laboratorio los frascos fueron refrigerados a  $4^{\circ}\text{C}$  por 48 a 72 h hasta su procesamiento. El primer frasco se utilizó para la medición de los parámetros físico-químicos: la

conductividad específica (en  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$ ) y la concentración de metales pesados totales: plomo, cadmio, mercurio, hierro, manganeso, zinc, cromo, cobre (en  $\text{mg L}^{-1}$ ) fueron medidos en un espectrofotómetro de absorción atómica (AAAnalyst800; Perkin-Elmer, Shelton, CT. USA), equipado con un horno de grafito, siendo las interferencias corregidas con el uso de un corrector de fondo Zeeman, siguiendo el protocolo de la APHA (1995) y la norma mexicana para la determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales (NMX, 2001). El oxígeno disuelto (en  $\text{mg L}^{-1}$ ) y la demanda bioquímica de oxígeno (en  $\text{mg L}^{-1}$ ) fueron medidos por el método de Winkler (alcali-yoduro-azida) (APHA, 1995). El segundo frasco se utilizó para conducir los ensayos de ecotoxicidad.

#### Tratamiento de datos

Para el análisis de los datos cada bioensayo se diseñó una estructura de bloques completamente aleatorizados constituido por seis niveles (cinco concentraciones o diluciones y un grupo control) y cuatro repeticiones. La eficacia de los tratamientos se evaluó a través de un análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías, previa transformación de los porcentajes de mortalidad a raíz cuadrada del arcoseno, con el fin de ajustar los datos a la distribución normal (Zar, 1996). En el caso de las diferencias significativas entre los tratamientos y las repeticiones se realizó una Prueba de Significación DVS (Diferencia Verdaderamente Significativa) de Tukey (Daniel, 1993) con un nivel de significación de 0,05. La  $CL_{50}$  y sus respectivos límites de confianza al 95%, se calcularon usando el programa computarizado EPA – Probit versión 1.5. Para el caso de las muestras del Lago Junín fue definida la UT como  $CL_{50}/100$ , siguiendo las recomendaciones de Gaete & Paredes (1996), van der Geest *et al.* (2000) y Otitoloju (2003).

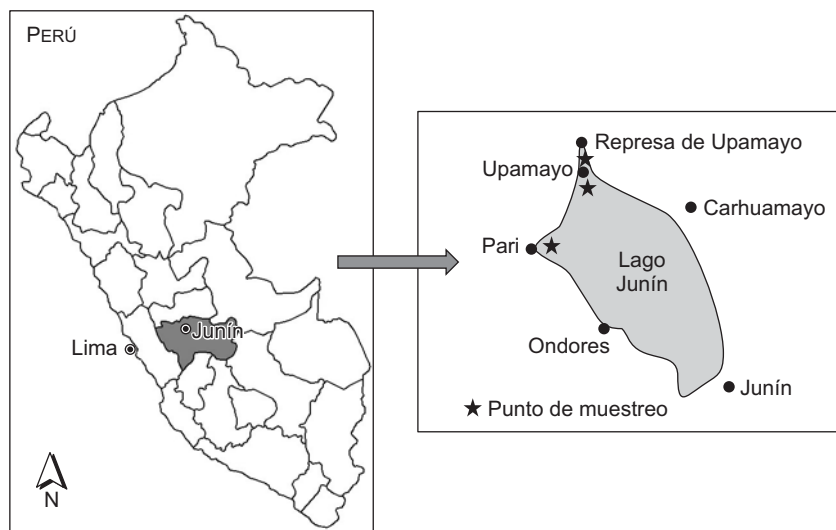


Figura 1 – Localización geográfica de los tres puntos de muestreo en el Lago Junín, Perú.

Se realizó un ANDEVA de una vía entre los (03) sitios de muestreo, pertenecientes al sector NOeste del Lago Junín, para ver si existían diferencias significativas entre los promedios de las  $CL_{50}$  para los tres puntos de evaluación. Se realizó una correlación de Pearson, entre los valores de  $CL_{50}$  de los tres puntos de muestreo a lo largo de todo el proceso de evaluación en el Lago Junín. El nivel de significancia fue de 0,05 (Zar, 1996). Todos los cálculos estadísticos se realizaron con el paquete SPSS versión 11,0 para Windows.

## RESULTADOS

### Lago Junín

Los resultados de la  $CL_{50}$  y UT obtenidos de las pruebas ecotoxicológicas de las muestras de aguas colectadas en el Lago Junín, para las tres estaciones evaluadas durante el 2000-2001, sobre *C. calligraphus*, son mostrados en la Tabla 1.

**Centro Poblado de Pari.** La Tabla 1 muestra los valores de las  $CL_{50}$  obtenidos de las muestras de agua, colectadas en el punto 1 (Pari), resultando 41,81%; el promedio aritmético de cinco bioensayos ecotoxicológicos realizados (Tabla 1). El 60% de ellos resultaron con valores menores de 50%. Los muestreos de los meses de diciembre, julio y agosto del 2000 fueron los que presentaron toxicidades más bajas, con 8,8% (UT = 11,34), 14,92% (UT = 6,70) y 29,10% (UT = 3,43) (Tabla 1). En cuanto a los meses que presentaron valores de  $CL_{50}$  mayores del 50%, fueron en dos ocasiones en noviembre del 2000 con 81,53% (UT = 1,22) y enero del 2001 con 74,65% (UT = 1,34). La Tabla 2 muestra los porcentajes de mortalidad promedio de *C. calligraphus* con las muestras de agua de Pari,

evaluadas durante los 5 meses de estudio. Se observó diferencias significativas en el porcentaje de mortalidad al 100% de la muestra de agua en comparación con el control. El CV varió entre 15,7 y 76,7% (Tabla 2).

**Puente de Upamayo.** La Tabla 1 muestra los valores de la  $CL_{50}$  obtenidos en el punto 2 (Puente de Upamayo), sobre *C. calligraphus*, resultando en 24,72% el promedio de cinco bioensayos ecotoxicológicos realizados (Tabla 1). Para el mismo punto 2 se notó que de los cinco muestreos realizados, cuatro resultaron con valores de  $CL_{50}$  menores del 50% de dilución, representando un total de 80% de las muestras examinadas. En el mes de diciembre del 2000 se registró la mayor toxicidad con 2,81% (UT = 35,52) mientras que en enero del 2001 se registró la menor toxicidad 67,92% (UT = 1,47) (Tabla 1). La Tabla 2 muestra los porcentajes de mortalidad promedio de *C. calligraphus* con las muestras de agua del punto 2. Se observó diferencias significativas en el porcentaje de mortalidad al 25% de la muestra de agua en comparación con el control. El CV varió entre 9,05 y 59,29% (Tabla 1).

**Represa de Upamayo.** La Tabla 1 muestra los valores de  $CL_{50}$  obtenidos del punto 3 (Represa de Upamayo), sobre *C. calligraphus*, siendo de 14,79 el promedio de cinco bioensayos ecotoxicológicos realizados (Tabla 1). El mes de julio del 2000 presentó el valor más tóxico con 2,76% (UT = 36,24) y el mes de menor toxicidad fue enero del 2001 con 33,20% (UT = 3,01) (Tabla 4). La Tabla 2 muestra los porcentajes de mortalidad promedio de *C. calligraphus* con las muestras de agua de Represa de Upamayo (Lago Junín). Se observó diferencias significativas en el porcentaje de mortalidad al 12,5% de la muestra de agua en comparación con el control (Tabla 2).

**Tabla 1** – Valores de la  $CL_{50}$  y UT en cada una de las tres estaciones de evaluación en el Lago Junín, Perú. Los valores de  $CL_{50}$  están expresados en porcentaje de dilución del agua muestreada en cada local. DE: desviación estándar; F: estadístico de Fisher; P: probabilidad; NOEC: concentración de efectos no observables; LOEC: concentración mas baja de efectos observables.

Meses	Centro Poblado de Pari	Puente de Upamayo	Represa de Upamayo
	$CL_{50}$ (TU)	$CL_{50}$ (TU)	$CL_{50}$ (TU)
Jul	14,92 (6,70)	14,21 (7,04)	2,76 (36,24)
Ago	29,10 (3,43)	32,49 (3,07)	15,97 (6,26)
Nov	81,53 (1,22)	6,16 (16,23)	14,48 (6,90)
Dic	8,81 (11,34)	2,81 (35,52)	7,58 (13,19)
Ene	74,65 (1,34)	67,92 (1,47)	33,2 (3,01)
Promedio	41,81	24,72	14,79
DE	34,02	26,75	11,59
F	4,84	10,25	11,78
P	< 0,05	< 0,05	< 0,05
NOEC	50,00	12,50	6,25
LOEC	100,0	25,00	12,50

**Tabla 2** – Porcentaje de mortalidad promedio de *C. calligraphus* expuestas a muestras de agua del Centro Poblado de Pari, Puente de Upamayo y Represa de Upamayo, Lago Junín. DE: desviación estándar; CV: coeficiente de variación; Tukey: comparación *a posteriori* realizada para evaluar diferencias estadísticas. Letras iguales indican ausencia de significación estadística ( $P > 0,05$ ).

%	Centro Poblado de Pari			Puente de Upamayo			Represa de Upamayo					
	Prom ± DE	Tukey	CV	Prom ± DE	Tukey	CV	Prom ± DE	Tukey	CV			
Control	9,5	6,71	a	70,61	10,5	6,22	a	59,29	9,5	4,11	a	43,24
6,25	25,5	19,56	a	76,7	41,5	20,51	ab	49,42	41	21,33	ab	52,03
12,5	39,5	28,8	ab	72,91	51,5	22,19	ab	43,09	56	19,89	b	35,52
25	48,5	30,85	ab	63,61	60	21,14	bc	35,23	70	17,05	b	24,35
50	56	32,62	ab	58,26	69,5	20,72	bc	29,81	77,5	12,75	bc	16,45
100	78,5	12,32	b	15,7	86,5	7,83	c	9,05	91	8,59	c	9,44

**Tabla 3** – Parámetros físico-químicos en muestras de agua procedentes del Centro Poblado de Pari, Lago Junín.

Meses	Temperatura del aire (°C)	Temperatura del agua (°C)	pH	Conductividad $\mu\text{mhos cm}^{-1}$	Oxígeno disuelto (mg L <sup>-1</sup> )	Metales ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )							
						Hg	Pb	Cd	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr
Jul	13	11	8,4	280	3,58	<0,02	10	6	*	10	960	820	*
Ago	9	9	7,25	320	3,58	<0,02	50	<10	190	170	470	30	<50
Nov	15	14	7,4	600	3,14	<0,02	130	<10	70	4.630	15.630	600	<50
Dic	18	27	7,1	350	7,17	0,07	150	<10	60	650	1.410	410	<50
Ene	19	20	7,9	210	5,37	<0,02	50	<10	40	290	0.660	240	<50
Prom	14,8	16,2	7,61	352	4,57	0,03	80	9	90	1.150	3.820	420	50
± DE	4,02	7,33	0,53	148	1,68	0	60	1	60	1.950	6.600	290	0

\*: no determinado; DE: desviación estándar.

**Análisis comparativo.** Para el Centro Poblado de Pari, la curva de mayor toxicidad se encontró en diciembre del 2000, y los menores efectos en noviembre del 200 y enero del 2001 (Figura 2a). En cambio, para el Puente de Upamayo, la curva de mayor toxicidad se encontró en noviembre y diciembre del 2000, y el menor efecto en enero del 2001 (Figura 2b). Finalmente para la Represa de Upamayo, la curva de mayor toxicidad se encontró en diciembre del 2000, y el menor efecto en enero del 2001 (Figura 2c). Para el caso de las muestras de aguas procedentes de tres sitios del Lago Junín, se presentó una susceptibilidad de mayor a menor toxicidad con relación a la distancia de la descarga de contaminantes del río San Juan, siendo: Represa de Upamayo > Puente de Upamayo > Centro Poblado de Pari. Del análisis de la correlación de Pearson, entre los tres puntos de muestreo a lo largo de todo el proceso de evaluación en el Lago Junín, se muestra que existe una correlación positiva y significativa entre los valores de  $CL_{50}$  del puente de Upamayo con represa de Upamayo ( $r = 0,88$ ;  $P = 0,04$ ); mientras que Pari, no mostró ninguna correlación con puente de Upamayo ( $r = 0,43$ ;  $P = 0,46$ ) y con Represa de Upamayo ( $r = 0,72$ ;  $P = 0,16$ ). Al aplicar el estadístico de

Tukey se obtuvo que no hay diferencias entre las  $CL_{50}$  de los tres puntos de evaluación ( $F = 1,39$ ;  $P = 0,29$ ).

**Factores abióticos de los sitios de muestreo.** En las Tablas 3, 4 y 5 se muestran los resultados de las evaluaciones *in situ* de la temperatura del ambiente y del agua, así como los valores de pH, conductividad y oxígeno disuelto para los tres sitios de muestreo, interpretándolos de acuerdo a los límites permisibles dispuestos por la ley general de aguas, previstos para cada parámetro. Con respecto a la temperatura ambiental el valor más bajo se determinó en el punto Pari en el mes de agosto del 2000, y el valor más alto se registró en Puente de Upamayo en el mes de noviembre del 2000. Respecto de la temperatura del agua, se registró una de 9°C para los Puntos Pari en el mes de agosto del 2000 y para el punto represa de Upamayo en el mes de enero del 2001. El valor más alto fue de 27°C registrado en Pari, en el mes de diciembre del 2000. Los valores de pH fluctuaron entre 7,1 en Pari, en diciembre del 2000, y 9,3 para Puente de Upamayo, en el mes de julio del 2000. En cuanto a los valores de conductividad de los tres sitios de muestreo, resultaron que Puente de Upamayo, en el mes de noviembre de 2000 presentó

el valor más bajo de todos los muestreos realizados con 200  $\mu\text{mhos cm}^{-1}$  y el valor mas alto de 600 se presentó en el punto Pari, en noviembre del 2000. Con respecto al  $\text{O}_2$  disuelto,

el punto Pari tuvo los mayores valores de concentración en los meses evaluados, seguido de Represa de Upamayo y de Puente de Upamayo.

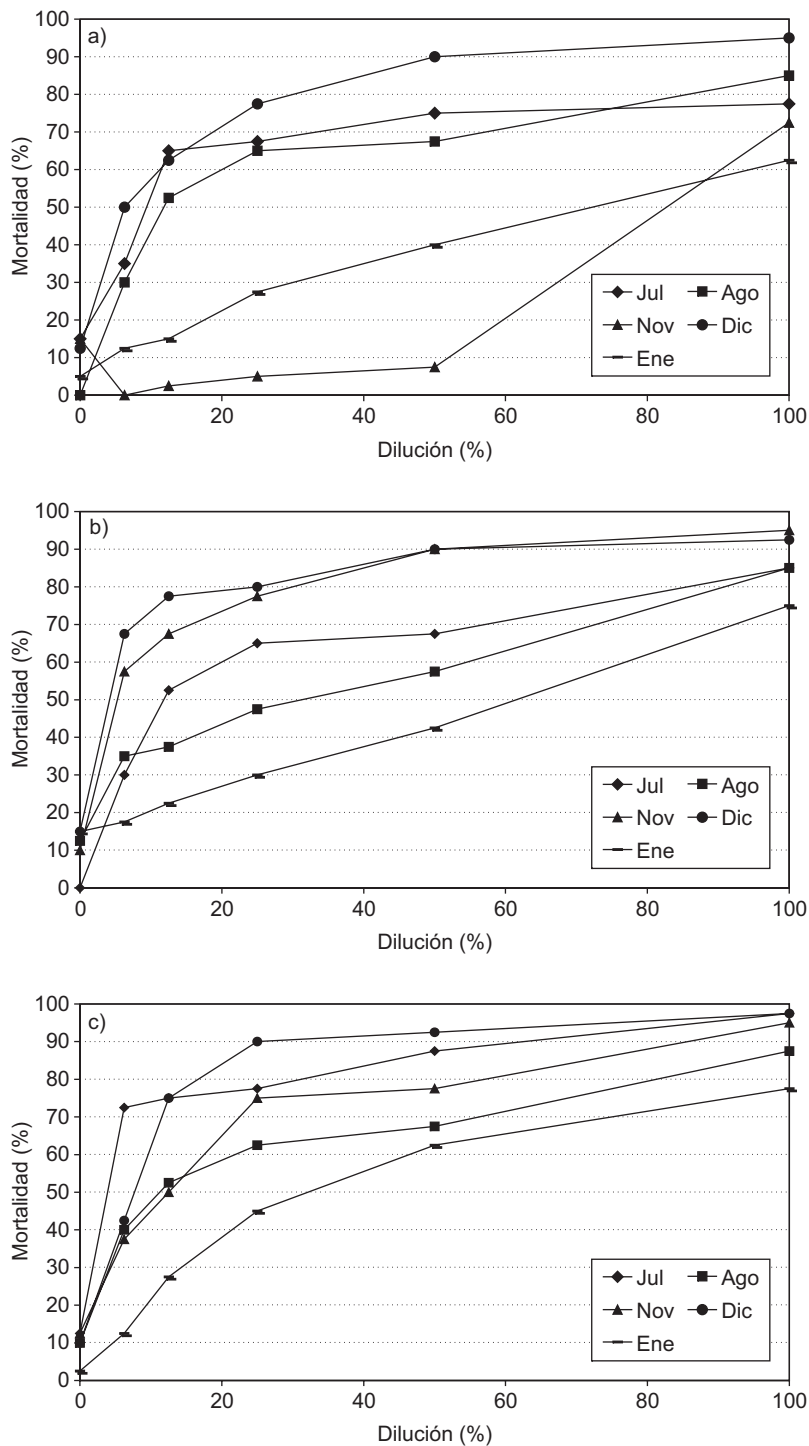


Figura 2 – Porcentaje de mortalidad de *C. calligraphus* expuestas a muestras de agua de: a) Poblado de Pari, b) Puente de Upamayo, y c) Represa de Upamayo, Lago Junín.

En las Tablas 3-5 se aprecian los resultados de los análisis químicos correspondientes a los metales, mercurio, plomo, cadmio entre otros, hechos para las quince muestras de agua, de los tres puntos de muestreo durante los cinco meses de evaluación en el Lago Junín 2000-2001. Del análisis se distingue que el plomo está presente en todas las estaciones en los cinco meses evaluados, obteniéndose el más alto valor ( $160 \text{ ug L}^{-1}$ ) en diciembre del 2000, en las estaciones Pari y Puente de Upamayo y el menor valor ( $5 \text{ ug L}^{-1}$ ) en julio del 2000. Lo mismo sucede con respecto al cadmio, que se encontró en todas las estaciones evaluadas, durante los cinco meses de muestreo, presentando el valor más alto ( $10 \text{ ug L}^{-1}$ ) en el Puente de Upamayo en julio del 2000 y el menor valor ( $6 \text{ ug L}^{-1}$ ) en Pari, en julio del 2000 (Tablas 3-5).

Con respecto al mercurio, existe una gran diferencia en comparación al plomo y cadmio, presentando concentraciones mínimas para todos los puntos de muestreo en los cinco meses de monitoreo. El valor más alto ( $0,07 \text{ ug L}^{-1}$ ) fue registrado en Pari, en diciembre del 2000 (Tablas 3-5).

En los Tablas 3-5 se detallan los promedios de las concentraciones de otros metales presentes en las muestras de aguas,

de los tres sitios de evaluación del sector NOeste del Lago Junín. En Pari, las concentración de metales siguieron este orden:  $\text{Fe}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Zn}^{+2} > \text{Cu}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Cr}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Hg}^{+2}$ . Para Puente de Upamayo la relación entre las concentraciones de metales fue:  $\text{Fe}^{+2} > \text{Zn}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Cr}^{+2} > \text{Cu}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Hg}^{+2}$ . Para la Represa de Upamayo el patrón de las concentraciones de metales fue:  $\text{Fe}^{+2} > \text{Mn}^{+2} > \text{Zn}^{+2} > \text{Pb}^{+2} > \text{Cr}^{+2} > \text{Cu}^{+2} > \text{Cd}^{+2} > \text{Hg}^{+2}$ .

La mayor toxicidad en general encontrada en los tres puntos de muestreo en el mes de diciembre coincide con valores de pH más bajos y mayores niveles de  $\text{Pb}^{+2}$  y de conductividad. En el Centro Poblado de Pari en el mes de diciembre en comparación a los otros cuatro meses de monitoreo se encontraron valores de temperatura del agua y de oxígeno disuelto más altos. En cambio en el Puente de Upamayo en el mes de diciembre, en comparación a los otros cuatro meses de monitoreo, se encontraron valores de  $\text{Fe}^{+2}$  y  $\text{Mn}^{+2}$  más altos. Finalmente, en la Represa de Upamayo en el mes de diciembre, en comparación a los otros cuatro meses de monitoreo, se encontró el nivel de  $\text{Cu}^{+2}$  más alto.

Tabla 4 – Parámetros físico-químicos en muestras de agua procedentes del Puente de Upamayo, Lago Junín.

Meses	Temperatura del aire (°C)	Temperatura del agua (°C)	pH ( <i>in situ</i> )	Conductividad $\mu\text{mhos cm}^{-1}$	Oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Metales ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )							
						Hg	Pb	Cd	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr
Jul	13	13	9,3	300	4,48	<0,02	20	10	*	90	1.260	1.010	*
Ago	13	13	7,8	295	2,69	<0,02	50	<10	10	<25	230	60	<50
Nov	21	15	8,2	200	3,58	<0,02	20	<10	70	<25	<50	60	<50
Dic	20	14	7,3	320	3,58	<0,02	150	<10	40	1.170	2.900	230	<50
Ene	17	9	7,8	245	5,37	<0,02	50	<10	30	190	880	160	<50
Prom	16,8	12,8	8,08	272	3,94	0,02	60	10	40	300	1.060	300	50
$\pm$ DE	3,77	2,28	0,75	48,81	1,01	0	50	1	20	490	1.130	390	0

\*: no determinado; DE: desviación estándar.

Tabla 5 – Parámetros físico-químicos en muestras de agua procedentes de Represa de Upamayo, Lago Junín.

Meses	Temperatura del aire (°C)	Temperatura del agua (°C)	pH ( <i>in situ</i> )	Conductividad $\mu\text{mhos cm}^{-1}$	Oxígeno disuelto ( $\text{mg L}^{-1}$ )	Metales ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )							
						Hg	Pb	Cd	Cu	Mn	Fe	Zn	Cr
Jul	15	12	9,2	250	5,37	<0,02	130	8	*	170	1.150	1.060	*
Ago	14	13	7,76	315	2,69	<0,02	80	<10	20	120	480	80	<50
Nov	12	17	8,5	300	4,48	<0,02	80	<10	40	780	850	330	<50
Dic	20	13	7,8	330	5,58	<0,02	106	<10	60	540	1090	380	<50
Ene	14	9	8,3	220	6,27	<0,02	80	<10	30	190	1.120	160	<50
Prom	15	12,8	8,31	283	4,48	0,02	90	10	40	410	880	400	50
$\pm$ DE	3	2,86	0,59	46,31	1,38	0	20	1	20	290	140	380	0

\*: no determinado; DE: desviación estándar.

## DISCUSIÓN

Iannacone *et al.* (2000a) reportan la utilidad del empleo de *C. calligraphus* para el monitoreo ecotoxicológico de cuerpos lóticos como es el Rímac, principal río que abastece a la ciudad de Lima de agua potable. Arrascue *et al.* (2001) enfatizan la importancia del uso de *C. calligraphus* para el monitoreo de sedimentos del mismo río. En el presente estudio se remarca la importancia los ensayos ecotoxicológicos con *C. calligraphus* para la evaluación de cuerpos lóticos, como el Lago Junín, Perú.

De los análisis químicos de las aguas se puede afirmar que las concentraciones que se reportan de contaminantes (plomo y cadmio) están por encima de los límites máximos permisibles de calidad de agua dado por la ley general de aguas de Perú, de Clase VI. En adición, se puede asumir que los metales Fe, Mn y Zn serían los que ejercieron los efectos ecotoxicológicos de mortalidad en términos de  $CL_{50}$  observados en los bioensayos con *C. calligraphus* con las muestras acusas de Pari, Puente Upamayo y Represa de Upamayo. Por otro lado, la disminución de la toxicidad, si bien no significativa en términos de la  $CL_{50}$  de la Represa de Upamayo a Pari, solo coincide entre todos los parámetros fisicoquímicos evaluados con una disminución del pH y con un aumento del Fe (Tablas 1, 3, 4 y 5). Sin embargo, pudieran existir eventuales relaciones de sinergismo y antagonismo entre algunos de los metales pesados encontrados y la toxicidad de las muestras de agua sobre *C. calligraphus* en términos de  $CL_{50}$ .

En una evaluación ecotoxicológica de dos ríos contaminados por metales pesados de Holanda empleando a *Chironomus riparius* (Meigen), se encontró que el crecimiento fue menos inhibido por los niveles de tóxicos en el agua de los ríos que lo esperado en pruebas de toxicidad de laboratorio con metales individuales, posiblemente debido a que los efectos de inhibición de los tóxicos son neutralizados por la materia particulada, reduciendo la biodisponibilidad del mismo (Stuijzand *et al.* 2000).

El uso del insecto bioindicador *C. calligraphus* confirma que las muestras del Lago Junín muestran efectos toxicológicos, y por ende proveen información más realista para decisiones de manejo de este recurso hídrico (Leal *et al.*, 1997). Los resultados ecotoxicológicos complementan los fisicoquímicos para una evaluación integral del riesgo ambiental del Lago Junín, Perú (Iannacone *et al.* 2000a; Iannacone *et al.*, 2003, 2005).

## REFERENCIAS

- AOYAMA, I. & OKAMURA, H., 1993, Interactive toxic effect and bioconcentration between cadmium and chromium using continuous algal culture. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8: 255-269.
- APHA (American Public Health Association), AWWA (American Water Works Association), & WPCF (Water Pollution Control Federation), 1995, *Standard methods for examination of water and wastewater*. 19<sup>th</sup>, American Health Association, Washington, D.C.
- ARRASCUE, A., IANNAZONE, J., ALVARIÑO, L., BASILIO, S. & LASCANO, C., 2001, El insecto *Chironomus calligraphus* Goeldi y la bacteria *Escherichia coli* como ensayos ecotoxicológicos para evaluar sedimentos elutriados dulceacuicolas. *Rev. Per. Ent.*, 42: 159-173.
- CORTES, G., MENDOZA, A. & MUÑOZ, D., 1996, Toxicity evaluation using bioassay in rural developing district 063 Hidalgo, Mexico. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.*, 11: 137-143.
- DANIEL, W. W., 1993, *Bioestadística. Base para el análisis de las ciencias de la salud*. Ed. Limusa, S.A. de C.V. Grupo Noriega Ed., Mexico, 667p.
- DORNFELD, C.B., ESPÍNDOLA, E. L. G., FRACÁCIO, R., RODRIGUEZ, B. K. & NOVELLI, A., 2006, Comparação de bioensayos laboratoriais e "in situ" utilizando *Chironomus xanthus* na avaliação da toxicidade de sedimentos do rio Monjolinho (São Carlos, SP). *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 1: 161-166.
- GAETE, H. & PAREDES, K., 1996, Toxicidad de mezclas de contaminantes químicos sobre el cladóceros *Daphnia magna*. *Rev. Int. Contam. Amb.*, 12: 23-28.
- GEEST VAN DER, H., GREVE, G. D., BOIVIN, M. F., KRAAK, M. H. S. & VAN GESTEL, C. A. M., 2000, Mixture toxicity of copper and diazinon to larvae of the mayfly (*Ephoron virgo*) judging additivity at different effect levels. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 2900-2905.
- GONZÁLEZ, A., 1988, *El plancton de las Aguas Continentales*. Serie Biología. Monografía 33, OEA-PRDCT, Washington, 130p.
- IANNAZONE, J., ALVARIÑO, L. & DALE, W., 1998, Pruebas ecotoxicológicas como herramienta para la evaluación del impacto ambiental en los ecosistemas acuáticos. *Bol. Lima (Perú)*, 113: 53-68.
- IANNAZONE, J. & DALE, W., 1999, Protocolo de bioensayo ecotoxicológico para evaluar metales pesados contaminantes de agua dulce con *Chironomus calligraphus* (Diptera: Chironomidae) y *Moina macrocopa* (Crustacea: Cladocera), en el Rímac, Lima, Perú. *Rev. Per. Ent.*, 41: 111-120.
- IANNAZONE, J., DALE, W. & ALVARIÑO, L., 2000a, Monitoreo ecotoxicológico del río Rímac (Lima - Perú) empleando a *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae). *Rev. Chilena Ent.*, 27: 25-34.
- IANNAZONE, J., ALVARIÑO, L. & RAMIREZ, P., 2000b, Una técnica de bioensayo empleando a los ciliados de vida libre *Stentor coeruleus* Enrenberg y *Spirostomum ambiguum* Enrenberg para la evaluación de los efectos del mercurio y arsénico. *Acta Toxicol. Argentina*, 8: 5-9.
- IANNAZONE, J., ALVARIÑO, L. & MANSILLA, J., 2002, Actividad insecticida de cuatro extractos botánicos sobre larvas de los mosquitos *Culex quinquefasciatus* (Diptera: Culicidae) y *Chironomus calligraphus* (Diptera: Chironomidae). *Wiñay Yachay*, 6: 56-71.
- IANNAZONE, J., SALAZAR, N. & ALVARIÑO, L., 2003, Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecol. Apl.*, 2: 103-110.
- IANNAZONE, J. & ALVARIÑO, L., 2004, Variabilidad de un ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus* Goeldi (Diptera: Chironomidae) para evaluar cobre. *Rev. Per. Ent.*, 44: 125-130.
- IANNAZONE, J. & ALVARIÑO, L., 2005, Selectividad del insecticida cartap empleando bioensayos con organismos no destinatarios. *Ecol. Apl.*, 4: 91-104.
- IANNAZONE, J., ARRASCUE, A. & CÁRDENAS, M., 2005, Assessment of ecotoxicity of sediments of Aruri river and Junin Lake (Peru) employing *Escherichia coli* and *Chironomus calligraphus*. *Rev. Braz. Toxicol.*, 18: 27-41.
- INRENA (Instituto Nacional de Recursos Naturales), 2000, *Plan Maestro de la Reserva Nacional de Junin*. Ministerio de Agricultura, Lima (Perú), 80p.

- LEAL, H. E., ROCHA, H. A. & LEMA, J. M., 1997, Acute toxicity of hardboard mill effluents to different bioindicators. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 12: 39-42.
- NMX (Norma Mexicana), 2001, *Análisis de agua – determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales tratadas – método de prueba*. CDU: 543.3.42, AA-051- SCFI- 2001, Secretaría de Economía, Estados Unidos Mexicanos, 47p.
- OTITOLOJU, A. A., 2003, Relevance of joint action toxicity evaluations in setting realistic environmental safe limits of heavy metals. *J. Environ. Manage.*, 67: 121-128.
- RONCO, A. E., SOBRERO, C., ROSSINI, C. B. G. & ALZUET, P., 1995, Screening for sediment toxicity in the Rio Santiago basin: a baseline study. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.*, 10: 35-39.
- STUIJFZAND, S. C., HELMS, M., KRAAK, M. H. & ADMIRAAL, W., 2000, Interacting effects of toxicants and organic matter on the midge *Chironomus riparius* in polluted river water. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 46: 351-356.
- WANGBER, G. S., BERGSTROM, B., BLANCK, H. & SVANBERG, O., 1995, The relative sensitivity and sensitivity patterns of short-term toxicity tests applied to industrial wastewaters. *Environ. Toxicol. Wat. Qual.*, 10: 81-90.
- ZAR, J. H., 1996, *Bioestatistical analysis*. 3<sup>th</sup> ed., Prentice-Hall. Inc. Upper Saddle River, New Jersey, 662p.

