



ECOTOX – Brazil

J. Braz. Soc. Ecotoxicol., v. 4, n. 1-3, 2009, 73-82  
doi: 10.5132/jbse.2009.01.010

JBSE

## Evaluación del Riesgo Ambiental del Arseniato de Plomo en Bioensayos con Ocho Organismos no Destinatarios

J. IANNAONE<sup>1,2\*</sup>, L. ALVARIÑO<sup>2</sup> & C. PAREDES<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 April 29, 2008; Accepted September 02, 2009)

### RESUMEN

El arseniato de plomo es un plaguicida empleado en la agricultura peruana. Los protocolos de bioensayos nos permiten determinar el efecto de este plaguicida sobre distintos componentes biológicos. El parámetro de toxicidad aguda más comúnmente empleado es la concentración letal media ( $CL_{50}$ ). El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos ecotoxicológicos del arseniato de plomo, sobre ocho invertebrados no destinatarios. Se encontró la siguiente secuencia en orden decreciente de ecotoxicidad aguda en términos de arsénico a 48 h de exposición: *Daphnia magna* ( $CE_{50} = 3,1 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Trichogramma fuentesi* ( $CL_{50} = 11,2 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Chrysoperla asoralis* ( $CL_{50} = 29 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Trichogramma pretiosum* ( $CL_{50} = 32,9 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Ceraeochrysa cincta* ( $CL_{50} = 94,4 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Orius insidiosus* ( $CL_{50} = 304 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Telenomus remus* ( $CL_{50} = 364 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Heleobia cumingii* ( $CL_{50} = 10.669 \text{ mg L}^{-1}$ ). *C. asoralis* fue más sensible en la no eclosión de huevos que *C. cincta*. Para *T. pretiosum* y *T. fuentesi* se observó efectos en la emergencia de adultos desde 160 y 800 mg As  $L^{-1}$ , respectivamente. A partir de estos resultados, se evaluó el riesgo ambiental (ERA) de este insecticida. Los cuocientes de riesgo (CR) indicaron en todos los casos un alto riesgo del arseniato de plomo en el ambiente.

**Palabras clave:** arsenico, ecotoxicología, plaguicida, plomo, prueba de toxicidad, riesgo ambiental.

### ABSTRACT

#### Environmental risk assessment of lead arsenate based on bioassays with eight non- target organisms

Lead arsenate is one of the most employed pesticides in Peruvian agriculture. Protocols of bioassays allow us to determinate the effect of this pesticide on different biological components. The acute toxicity parameter more commonly employed is the median lethal concentration ( $LC_{50}$ ). This research aimed to evaluate the ecotoxicological effects of lead arsenate on eight non-target invertebrates. The following sequence in decreasing acute ecotoxicity order in terms of arsenic after 48 h of exposure was found: *Daphnia magna* ( $EC_{50} = 3.1 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Trichogramma fuentesi* ( $LC_{50} = 11.2 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Chrysoperla asoralis* ( $LC_{50} = 29 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Trichogramma pretiosum* ( $LC_{50} = 32.9 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Ceraeochrysa cincta* ( $LC_{50} = 94.4 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Orius insidiosus* ( $LC_{50} = 304 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Telenomus remus* ( $LC_{50} = 364 \text{ mg L}^{-1}$ ) > *Heleobia cumingii* ( $LC_{50} = 10,669 \text{ mg L}^{-1}$ ). Considering eggs hatching, *C. asoralis* was more sensible than *C. cincta*. For *T. pretiosum* and *T. fuentesi* were observed effects on adult's emergency since 160 and 800 mg As  $L^{-1}$ , respectively. From these results, environmental risk assessment (ERA) of this insecticide was calculated. Risk quotient (RQ) indicated in all cases, that lead arsenate is highly risky to environment.

**Keywords:** arsenic, ecotoxicology, environmental risk, lead, pesticide, toxicity test.

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

## INTRODUCCIÓN

El arseniato de plomo es una sustancia química que tiene propiedades insecticidas, aunque en algunos países, desde hace muchos años no se le emplea para el control de insectos plaga en cultivos alimenticios y forrajeros por dejar residuos tóxicos de plomo y arsénico Goldberg, 1996. Se le recomienda su uso para el control de *Anomis texana* Riley, 1885 (Noctuidae), *Alabama argillacea* Hübner, 1823 (Noctuidae), *Anthonomus vestitus* Boheman, 1859, *Bucculatrix thurberiella* Busck, 1914 y *Heliothis virescens* Fabricius, 1977 (Noctuidae) solo en el cultivo de algodón. También, presenta propiedades fungicidas contra *Mycena citricolor* Berk. & M. A. Curtis, Sacc., 1887 "Ojo de gallo" en el café (Mora et al., 1984). Estudios epidemiológicos recientes sugieren que la exposición al arseniato de plomo o de calcio incrementa la incidencia de cáncer (Tchounwou et al., 2003). Tallis (1989) y Boyd et al (1981) registran casos de intoxicación en humanos por acción del arseniato de plomo. Sin embargo su efecto teratogénico no se encuentra bien dilucidado (Desesso, 2001).

Análisis del efecto tóxico del arsénico es complicado debido a que la toxicidad varía de acuerdo a su estado de oxidación, su solubilidad y a la existencia de muchos componentes inorgánicos y orgánicos. La toxicidad aguda del arsénico componente del compuesto inorgánico arseniato de plomo está relacionada a la inhibición de algunas enzimas del ciclo del ácido tricarbóxico. El arsénico inorgánico predomina en el medio ambiente y es más tóxico que el arsénico orgánico. Los factores de bioconcentración son bajos y la biomagnificación no es significativa. La toxicidad del arsénico trivalente ( $As^{+3}$ ) se atribuye a uniones covalentes a proteínas o a grupos de cisteína de enzimas ditioles u oxidasas. El arsénico pentavalente ( $As^{+5}$ ) genera aniones con una configuración análoga al anión fosfato, y causa desacoplamiento de la fosforilación oxidativa, estimulación de la actividad de la ATPasa mitocondrial e inhibición de la NAD reductasa. El  $As^{+5}$  se convierte en  $As^{+3}$  en los sistemas biológicos animales, siendo este último de 2–10 veces más tóxico que el  $As^{+5}$  (Zaman & Pardini, 1996).

El plomo es un elemento muy reactivo en el ambiente. Su toxicidad se debe a que puede mimetizarse con el calcio y sustituirlo en muchos procesos celulares fundamentales que dependen del calcio, pudiendo alterar a la cadmolina y la protein kinasa C. No se conoce ninguna función biológica del Pb en el ser humano (Katavolos et al., 2008). El plomo y el arsénico son neurotóxicos (Mejía et al., 1997; Wright & Baccarelli, 2007). Se han evaluado posibles efectos aditivos y sinérgicos entre el plomo y el arsénico en diferentes modelos biológicos (Mora et al., 1984; Mejía et al., 1997; An et al., 1998; Rios-Arana et al., 2007). Se ha determinado el efecto neurotóxico de la mezcla en interacción del acetato de plomo y del arseniato de sodio sobre el ratón *Mus musculus* Linnaeus, 1758 (Mejía et al., 1997). De igual forma el efecto del arsénico y plomo en la peroxidación lipídica de eritrocitos humanos y de *Rattus rattus* Linnaeus, 1758 (An et al., 1998). La interacción del arsénico y del plomo fue evaluada en los parámetros de crecimiento poblacional sobre el rotífero *Plationus patulus* Müller, 1786 (Rios-Arana et al., 2007). El arseniato de plomo ha sido ensayado para el control del hongo basidiomiceto

*Mycena citricolor* en el cultivo de repollo (Mora et al., 1984). También se ha evaluado los efectos fisiológicos del arseniato de plomo en plantas superiores (Kubo, 2002). En el Perú, según la resolución directoral del Servicio Nacional de Sanidad Agraria (SENASA), N° 173-2007-AG-SENASA-DIAIA, el arseniato de plomo tiene el registro vigente N° 252-96-AG-SENASA.

Por lo tanto es importante determinar el nivel de riesgo ambiental del arseniato de plomo sobre diversos componentes del ambiente usando bioensayos toxicológicos (Iannacone et al., 2007). Con este objetivo en mente fueron seleccionadas ocho especies de invertebrados para realizar los ensayos toxicológicos:

- 1) *Heleobia cumingii* D'Orbigny, 1835 (Gastropoda: Hydrobiidae) es una especie nativa que se encuentra distribuido en el Perú en ambientes acuáticos lóticos y lénticos. Esta especie tolera variaciones de pH, vive asociada a macrofitas acuáticas y se ha evaluado su sensibilidad a detergentes (Iannacone & Alvarino, 2007);
- 2) *Daphnia magna* Strauss, 1820 (Crustácea: Daphniidae) es una especie de Norteamérica partenogénica usada extensivamente en pruebas de toxicidad. Esto es debido a:
  - Amplia distribución geográfica;
  - Importante papel en la comunidad zooplanctónica;
  - Facilidad de cultivo; e
  - Corto ciclo de vida con la producción de un alto número de crías (Reynaldi et al., 2006);
- 3) *Orius insidiosus* Say, 1832 (Hemiptera: Anthocoridae), es un depredador naturalizado importante de diferentes plagas económicas en algodón, en invernadero y en plantas ornamentales en el Perú. Se ha evaluado la toxicidad de varios plaguicidas sobre este chinche benéfico (Torres et al., 2007);
- 4) *Telenomus remus* Nixon, 1937 (Hymenoptera: Scelionidae) es una parasitoide de huevos de lepidoptera plaga de Asia y de las Américas (Bueno et al., 2008). Cave (2000) hizo una revisión de su biología, ecología y uso en el manejo de plagas de esta especie procedente de Nueva Guinea. Waddill (1978) evaluó la toxicidad de insecticidas sintéticos sobre *T. remus*;
- 5) *Ceraeochrysa cincta* Schneider, 1851 (Neuroptera: Chrysopidae) es una especie nativa ampliamente distribuida en América (Ramirez et al., 2007). Presenta gran potencial para la cría masiva y utilización en programas de control biológico (Tauber & De León, 2001). Se le ha evaluado depredando ácaros, *Bemisia tabaci* Gennadius, 1889 (Homoptera: Aleyrodidae), queresas y pulgones, entre otros artrópodos plaga (Ramirez et al., 2007). Se evaluó su historia de vida, nutrición y su sensibilidad a entomopatógenos (Bortoli et al., 2005);
- 6) *Chrysoperla asoralis* Banks, 1915 (Neuroptera: Chrysopidae) es una especie eurioica Sudamericana y depredadora perteneciente de la región Neotropical de importancia en el cultivo de espárrago, en hortalizas y en frutales (Gonzales & Reguillón, 2002);
- 7) *Trichogramma pretiosum* Riley, 1879 (Hymenoptera:

Trichogrammatidae) es una especie de Norteamérica ampliamente usada en el control biológico en el Perú de una gran variedad de lepidópteros plagas como *Diatraea saccharalis* Fabricius, 1794 (Pyralidae), *Helicoverpa zea* Boddie 1850 (Noctuidae), *A. argillacea* y *Argyrotaenia spheropa* Meyrick, 1909 (Tortricidae) (Basso & Pintureau, 2004). Se ha evaluado la bioecología y la sensibilidad a varios insecticidas sobre este entomófago (Giolo et al., 2007; Thuler et al., 2007); e

- 8) *Trichogramma fuentesi* Torre, 1980 (Hymenoptera: Trichogrammatidae) es un microhimenóptero de América, parasitoide que afecta a lepidópteros en el Perú (España et al., 2006). A *T. fuentesi* se le ha encontrado parasitando a *H. zea*, a *Spodoptera frugiperda* Smith, 1797 (Noctuidae) en el cultivo de maíz, a *D. saccharalis* en el cultivo de caña de azúcar, a *H. virescens* y a *A. texana* en el cultivo de algodón (Velásquez & Terán, 2003).

Se han desarrollado diferentes protocolos de bioensayos para determinar el efecto de plaguicidas sobre la fauna benéfica (Calow, 1993). El parámetro de toxicidad aguda más comúnmente empleado es la concentración letal media ( $CL_{50}$ ) (en mg o  $\mu\text{g L}^{-1}$ ) (Iannacone et al., 2007). Los ensayos tendientes a evaluar la toxicidad crónica son también ampliamente utilizados (Calow, 1993). De esta forma, los objetivos de este trabajo fueron: 1) evaluar la toxicidad aguda del arseniato de plomo sobre estos ocho organismos invertebrados no destinatarios y a partir de estos resultados evaluar el riesgo ambiental de este insecticida en el ambiente, y 2) determinar el efecto crónico en *C. cincta* y *C. asoralis* en pruebas de no eclosión de huevos, y en *T. pretiosum* y *T. fuentesi* en ensayos de emergencias de adultos.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Insecticida

El arseniato de plomo ( $\text{PbHAsO}_4$ , PM = 347,2) (Novokill®, 97%, Industrias Peruana de metales y derivados S.A., Lima, Perú) y CAS (Chemical Abstract Service number) = 7784-40-9 empleado es representativo del mercado Nacional Peruano. Esta sustancia química es un regulador del crecimiento en insectos, insecticida, herbicida, y fungicida. Es un compuesto altamente persistente en el suelo. Es un reconocido carcinógeno por inhalación y por ingestión, y tóxico reproductivo. La exposición humana al arsénico está correlacionada con un aumento en la incidencia de cáncer a la piel, cáncer pulmonar y cáncer hepático. El arseniato de plomo produce un incremento en la frecuencia de aberraciones cromosómicas y una inhibición en la reparación del ADN (Desesso, 2001; Magalhães, 2002; Tchounwou et al., 2003).

Los ingredientes activos (IA) del arseniato de plomo, son el arsénico (As) y el plomo (Pb). Presenta una toxicidad aguda oral en ratas de  $DL_{50} = 500 \text{ mg Kg}^{-1}$ , una toxicidad aguda dérmica en ratas de  $DL_{50} = 1.000 \text{ mg Kg}^{-1}$ , una gravedad específica de 5,79 a 15 °C. Datos con relación al punto de ebullición y presión de vapor no se encuentran disponibles. Presenta escasa solubilidad en agua. Para los ensayos la sustancia química se disolvió al 15 % en agua destilada

(pH = 7,2; conductividad específica =  $70 \mu\text{mho cm}^{-1}$ ) y se aplicaron concentraciones de IA utilizando usualmente factores de dilución fluctuantes entre 0,2-0,5. Para las diluciones y el control se empleó agua de grifo embolletada con las siguientes características físico químicas: pH = 7,37; CE =  $0,66 \text{ dS cm}^{-1}$ ; Calcio =  $4,98 \text{ me L}^{-1}$ ; Magnesio =  $0,75 \text{ me L}^{-1}$ ; Potasio =  $0,05 \text{ me L}^{-1}$ ; Sodio =  $0,93 \text{ me L}^{-1}$ ; nitratos =  $0,03 \text{ me L}^{-1}$ ; Carbonatos =  $0,00 \text{ me L}^{-1}$ ; Bicarbonatos =  $3,08 \text{ me L}^{-1}$ ; Sulfatos =  $1,77 \text{ me L}^{-1}$ ; Cloruros =  $1,90 \text{ me L}^{-1}$ ; Boro =  $0,20 \text{ mg L}^{-1}$ ; Fe =  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ ; Cu =  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ ; Zn =  $0,10 \text{ mg L}^{-1}$ , y Mn =  $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ .

### Diseño experimental

Para *D. magna* se usaron formulaciones de arseniato de plomo a las siguientes diez concentraciones: 0,002, 0,01, 0,05, 0,26, 1,32, 6,5, 32, 162, 812, 4.062 mg As  $\text{L}^{-1}$  y un control. Para *H. cumingii* se usaron catorce concentraciones: 0,0007, 0,0036, 0,018, 0,09, 0,45, 5,2, 6,3, 12,7, 25,3, 50,7, 88, 704, 5.632 y 45.056 mg As  $\text{L}^{-1}$  y un control. Las pruebas de toxicidad aguda para *O. insidiosus*, *T. remus*, *C. cincta* y *C. asoralis* emplearon las siguientes cinco concentraciones de As más el control: 20, 51, 130, 325 y 812 mg As  $\text{L}^{-1}$ . Para *T. pretiosum* y *T. fuentesi* se emplearon diez concentraciones: 0,0036, 0,018, 0,09, 0,45, 2,25, 11,25, 56,25, 281,25, 1.406 y 7.031 mg As  $\text{L}^{-1}$  y un control. Los bioensayos fueron considerados válidos cuando la mortalidad en el control no sobrepasó el 10%. Todos los bioensayos tuvieron cuatro repeticiones, en un diseño en bloque completamente aleatorio (DBCA) de 6-14 (concentraciones)  $\times$  4 (repeticiones). En *C. cincta* y *C. asoralis* se tuvieron también pruebas como la no eclosión de los huevos a las mismas concentraciones que las pruebas agudas. En *T. pretiosum* y *T. fuentesi* se emplearon pruebas de emergencias de adultos usando las siguientes cinco concentraciones de As más el control: 6,4, 32, 160, 800 y 4.000 mg As  $\text{L}^{-1}$ .

### Material biológico

**Daphnia magna:** Hembras adultas de esta especie se obtuvieron del acuario "Cleo" procedente del distrito de Lince, Lima, Perú, y se llevaron al laboratorio en recipientes plásticos de 2 L de capacidad. Los cultivos parciales con las hembras partenogénicas se mantuvieron a una temperatura de  $22 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$ , a un pH de  $7,0 \pm 0,5$  y a un fotoperiodo aproximadamente de 12:12. El oxígeno disuelto tuvo una concentración sobre  $8 \text{ mg L}^{-1}$  (Castillo, 2004). Las pulgas de agua fueron alimentadas empleando un filtrado de alfalfa *Medicago sativa* (1g de alfalfa molida en 60 mL de agua embotellada, se deja reposar por 5 min, se filtra, y finalmente se reparte 20 mL en cada envase de 2 L). Para el desarrollo de la prueba de toxicidad aguda con *D. magna* se empleó cohortes de neonatos (< 24 h de nacidos). La duración total de la prueba fue de 48 h de exposición. A cada envase circular de 250 mL se procedió a agregar 100 mL de cada una de las concentraciones de las sustancias químicas empleadas, a los que se transfirieron diez neonatos de *D. magna*. Se usó como criterio de mortalidad la carencia de movilidad o la ausencia de ritmo cardíaco a 15 s de observación al microscopio estereoscópico. Antes de efectuar las lecturas se agitó los envases en forma circular para

reactivar el movimiento de los organismos que se posaban inmóviles en el fondo (Castillo, 2004).

***Heleobia cumingii***: Se colectaron con la ayuda de un cucharón de las orillas arenosas de los humedales de Pantanos de Villa, Lima, Perú. Posteriormente fueron trasladados al laboratorio en recipientes plásticos de 4000 mL, con sustrato en el fondo. Los caracoles fueron criados en acuarios de vidrio de 30 × 20 × 20 cm de capacidad y aclimatados por una semana previa al bioensayo empleando agua filtrada a 0,54 µm de abertura procedentes de la laguna de colecta y agua de grifo reposada por 24 h (1:1 v/v) y alimentados con Tetramin®, disolviendo 1g en 60 mL de agua embotellada, se deja reposar por 5 min, se filtra, y finalmente se reparte 15 mL en cada envase de 1,5 L (Iannacone & Alvarino, 2002). Los cultivos de los caracoles se mantuvieron a una temperatura de 21 ± 1,5 °C, a un pH de 7,0 ± 0,5 y a un fotoperiodo aproximadamente de 12:12. El oxígeno disuelto presentó una concentración sobre 6 mg L<sup>-1</sup>. En cada envase de 250 mL de capacidad se procedió a agregar 100 mL de cada una de las concentraciones de las sustancias químicas empleadas y se emplearon 10 individuos de *H. cumingii* que se distribuyeron al azar en cada una de las cuatro repeticiones. Las lecturas se realizaron a las 24 h y 48 h de exposición. Para la discriminación de la mortalidad se usó el criterio propuesto por Iannacone & Alvarino (2002). Se consideró muerto el individuo incapaz de realizar algún tipo de movimiento en la placa de recuento, como mover el pie, la concha ó los tentáculos cefálicos durante 15 s de observación al estereoscopio. La temperatura se mantuvo en una incubadora fluctuante entre 22 ± 2 °C.

***Chrysoperla asoralis* y *Ceraeochrysa cincta***: Las condiciones de cría para los chrysopidos para la obtención de huevos y larvas siguió lo descrito por Iannacone & Lamas (2002). Para los bioensayos, fueron empleados huevos de menos de 48 h y larvas de menos de 24 h. Para el ensayo de eclosión de huevos, éstos fueron incubados individualmente en pequeños envases de plástico de 8 mL de capacidad. Para el ensayo de mortalidad larvarias, éstas fueron criadas individualmente en envases de plástico de 12 mL de capacidad y alimentadas *ad libitum* con huevos de *Sitotroga cerealella* Olivier, 1819, pegados a cartulinas de 5 × 5 mm. Las larvas fueron criadas hasta el primer estadio de desarrollo y se emplearon cohortes de especímenes entre 24 a 48 h. Se escogió este estadio debido a que en bioensayos ecotoxicológicos previos se observó que era el estado más vulnerable (Iannacone & Lamas, 2002).

Ecotoxicidad por inmersión (ensayo de eclosión de huevos)- Se realizaron las aplicaciones en huevos de *Ceraeochrysa* por inmersión durante 5 s, en las diluciones seleccionadas de arseniato de plomo y en agua destilada (grupo control). Después de la inmersión, los huevos fueron colocados en papel Tissue® por 10 min para absorber lo restante de las soluciones acuosas y permitir el secado ambiental. Se trataron 20 huevos por cada concentración (5 especímenes por cada una de las cuatro repeticiones). Los huevos fueron individualizados en envases de plástico de 8 mL de capacidad. Después de las aplicaciones por inmersión, los envases de plástico se mantuvieron en

oscuridad bajo condiciones de cría, realizándose las lecturas hasta la eclosión de los huevos (~120 h).

Ecotoxicidad por contacto-residual (ensayo de mortalidad larvaria)- Estos ensayos se llevaron a cabo para las larvas de primer estadio, no alimentadas previamente. El arseniato de plomo disuelto en agua destilada se aplicó en envases de plástico (500 µL por cada envase de plástico de 12 mL de capacidad). En cada envases de plástico se esparció homogéneamente en sus paredes y base, con la ayuda de un hisopo de base de madera, los µL determinados de la sustancia química colocada en su interior y posteriormente se permitió el secado de los envases a temperatura ambiente durante 2 h o alternativamente a una temperatura de 35 °C en una estufa durante 1 h. Posteriormente, en el interior de cada uno de los envases ya secos, se depositó una larva de primer estadio. Se consideró un total de 40 larvas por repetición. Los envases de plástico se mantuvieron en condiciones de cría y oscuridad y se observó la mortalidad acumulada a 12, 24 y 48 h de exposición.

***Evaluación de la mortalidad de C. cincta y C. asoralis***:

Se consideraron muertos los individuos que no realizaron ningún movimiento coordinado en el envase durante 15 s de observación al microscopio estereoscopio a 10 × de aumento, con la ayuda de un alfiler entomológico. Las pruebas de sensibilidad se realizaron bajo condiciones de oscuridad, para evitar el efecto de fotólisis.

***Orius insidiosus, Telenomus remus, Trichogramma pretiosum y Trichogramma fuentesi***: El chinche pirata *O. insidiosus*, y las microavispa *T. remus*, *T. pretiosum* y *T. fuentesi* fueron obtenidos de colonias mantenidas por el Programa Nacional de Control Biológico-Servicio Nacional de Sanidad Agraria (PNCB-SENASA), Lima, Perú. *O. insidiosus* y *T. remus* fueron criadas en el laboratorio en esquejes de camote con huevos de *S. cerealella* y sobre larvas de *Spodoptera eridania* Cramer, 1782, respectivamente. *T. pretiosum* y *T. fuentesi* fueron criadas en el laboratorio sobre huevos y larvas de *S. cerealella*. Las condiciones de temperatura para las cuatro especies fueron de 22 ± 3 °C y aproximadamente 12 h de fotoperiodo. Los ensayos de contacto residual se llevaron a cabo para los adultos de *O. insidiosus*, *T. remus*, *T. pretiosum* y *T. fuentesi*. Los envases de plástico de 8 mL fueron cubiertos con una tapa de algodón, a los que se les agregó 500 µL a los envases de cada una de las concentraciones acuosas con la ayuda de una pipeta automática con puntas descartables y luego con un hisopo se esparcieron homogéneamente sobre la superficie interna del vial de vidrio. El secado de los viales se realizó en forma similar a lo señalado para *C. asoralis* y *C. cincta*. Los experimentos se realizaron con cohortes de adultos < de 24 h de emergidos, no alimentados antes del bioensayo. Se empleó individuos machos y hembras al azar, tomados de los frascos de emergencia de adultos de *O. insidiosus*, *T. remus*, *T. pretiosum* y *T. fuentesi*. Para cada una de las pruebas se utilizó 240 individuos, empleando 40 organismos por cada una de las seis concentraciones y 10 por repetición, los cuales se consideraron muertos cuando no se posaron sobre el vial de vidrio y se encontraban con las patas dirigidas hacia arriba, durante 10 s de observación al microscopio estereoscopio. El

tratamiento control consistió en agua embotellada. Se utilizó cuatro repeticiones (1 envase = 1 repetición) por tratamiento. Se condujeron ensayos de toxicidad aguda estáticos de residuos en oscuridad. Los envases se mantuvieron en condiciones de cría y oscuridad y se observó la mortalidad acumulada a diferentes horas de exposición, hasta 48 h. Las lecturas se continuaron siempre y cuando la mortalidad en el control no fuera mayor al 10%. En adición, se realizaron bioensayos de inmersión de huevos parasitados de *S. cerealella* por *T. pretiosum* y *T. fuentesi*. Se calculó el porcentaje de emergencia de *T. pretiosum* y *T. fuentesi* dividiendo el número de microavispa emergidas en huevos adheridos a una cartulina de *S. cerealella*, entre el número total de huevos parasitados. Se utilizó cuatro repeticiones (1 envase = 1 repetición) por tratamiento. Estos dos bioensayos de emergencia se realizaron por duplicado. Este bioensayo siguió lo señalado por Iannacone & Lamas (2003).

#### Tratamiento de datos

En todos los casos, la eficacia de los tratamientos y las repeticiones se evaluaron a través de un análisis de varianza (ANDEVA) de dos vías con prueba complementaria de Tukey. Los datos fueron previamente normalizados (transformación de los datos a raíz cuadrada del arcoseno). Las  $CL_{50}$  se calcularon usando el programa computarizado Probit versión 1.5. El modelo de regresión fue verificado usando el estadístico Chi-cuadrado. Se empleó el paquete estadístico SPSS, versión 13 para Windows XP® para el

cálculo de los estadísticos descriptivos e inferenciales a un nivel de significancia de 0,05.

#### Evaluación del Riesgo Ambiental (ERA)

Se empleó esta técnica para determinar la naturaleza y magnitud de riesgo de arseniato de plomo en términos de arsénico, usando los escenarios más críticos y de peor exposición en el ambiente acuático y terrestre. Se siguió el protocolo propuesto por Gonzalez-Valero et al. (2000) y Iannacone et al. (2007). Con los resultados de toxicidad aguda ( $CL(E)_{50}$ ) a 48 h de exposición con estas ocho especies y con los niveles de exposición o concentraciones ambientales esperadas predichas (CEEs), calculados a partir de la dosis de aplicación media del arseniato de plomo o su equivalente en  $mg L^{-1}$ , se determinaron por el método determinístico los cociente de riesgo (CRs). CRs numéricamente más altos indican menores riesgos en el ambiente. Para el cálculo de la CEE acuática se asumió una profundidad del cuerpo de agua de 30 cm y para la CEE terrestre se asumió un valor directo de aplicación, respectivamente. Para las medidas de mitigación se consideró 0,1 % de depósito de arseniato de plomo a una distancia de 30 m del cuerpo de agua. Se usó un nivel crítico de 0,5 y 1,0 para los ensayos de toxicidad aguda y crónica, respectivamente.

## RESULTADOS

Se determinó el efecto toxicológico agudo del arseniato de plomo en términos de arsénico sobre *H. cumingii* a 24 y 48 h de exposición (Tabla 1). Se observó efecto toxicológico del arsénico, y un incremento significativo en el porcentaje de

**Tabla 1** – Efecto del arseniato de plomo en términos de arsénico (As) en la mortalidad de *Heleobia cumingii* a 24 y 48 h de exposición, y de *Daphnia magna* a 48 h de exposición. Los porcentajes de mortalidad son los valores promedios para las cuatro réplicas. Letras minúsculas iguales en una misma columna indican que los porcentajes de mortalidad son estadísticamente iguales ( $p \geq 0,05$ ).

Concentración (mg As L <sup>-1</sup> )	<i>Heleobia cumingii</i>		<i>Daphnia magna</i>	
	24 h (% mortalidad)	48 h (% mortalidad)	Concentración (mg As L <sup>-1</sup> )	48 h (% mortalidad)
Control	5a	5a	Control	0a
0,0007	0a	0a	0,002	0a
0,0036	0a	0a	0,01	7,5a
0,018	0a	0a	0,05	15ab
0,09	5a	5a	0,26	15ab
0,45	0a	0a	1,32	22,5b
5,2	0a	0a	6,5	60c
6,3	10a	10a	32	67,5c
12,7	5a	5a	162	100d
25,3	5a	10a	812	100d
50,7	0a	0a	4.062	100d
88	6,6a	13,3a	–	–
704	33,3b	40b	–	–
5.632	40b	46,6b	–	–
45.056	46,6b	60b	–	–
CL(E)50 (mg As L <sup>-1</sup> )	> 45.056	10.669	–	3,1
CL(E)50 inf (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	2.310	–	1,0
CL(E)50 sup (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	65.240	–	9,2

mortalidad de *H. cumingii* en comparación con el control entre las 14 concentraciones de 0,0007 a 45.056 mg As L<sup>-1</sup> evaluadas (Tabla 1). La CL<sub>50</sub> a 48 h de exposición fue 10.669 mg As L<sup>-1</sup>. Se encontró un aumento de la mortalidad de los neonatos de *D. magna* con las diez concentraciones crecientes entre 0,002 a 4.062 mg As L<sup>-1</sup> a 48 h de exposición (Tabla 1). Se encontró efecto del arseniato de plomo en el porcentaje de mortalidad de *D. magna* desde 1,32 mg As L<sup>-1</sup>. La CE<sub>50</sub> a 48 h de exposición fue 3,1 mg As L<sup>-1</sup>.

Al evaluar el efecto de contacto del arseniato de plomo sobre los adultos de *O. insidiosus* se vio que entre 6 h a 24 h de exposición, la CL<sub>50</sub> fue > 812 mg IA L<sup>-1</sup> (Tabla 2). A 48 h de exposición los adultos de *O. insidiosus* presentaron una CL<sub>50</sub> a 48 h de exposición de 304 mg As L<sup>-1</sup>. En el caso de los adultos del microhimenoptero *T. remus*, el arseniato de plomo a las concentraciones entre 20 a 812 mg As L<sup>-1</sup> se vio que la CL<sub>50</sub> fue 364 mg As L<sup>-1</sup> a 48 h de exposición (Tabla 2). Se encontró efecto del arseniato de plomo en el porcentaje de mortalidad de *O. insidiosus* y de *T. remus* desde 51 y 325 mg As L<sup>-1</sup>, respectivamente.

A las 12 h de exposición por contacto, las larvas de primer estadio de *C. cincta* y *C. asoralis* presentaron una CL<sub>50</sub> > 812 mg As L<sup>-1</sup> (Tabla 3). A 48 h de exposición se observó que *C. asoralis* es 3,3 veces más sensible al arseniato de plomo que *C. cincta* en relación a la CL<sub>50</sub>. El porcentaje de eclosión de huevos de *C. cincta* fue mayor al de *C. asoralis* en sensibilidad al arseniato de plomo (Tabla 3).

En el caso de los adultos de los microhimenopteros *T. pretiosum* y *T. fuentesi*, el arseniato de plomo se vio que entre 1-2 h a 48 h de exposición, la CL<sub>50</sub> varió entre 45,9 y > 7.031 mg IA L<sup>-1</sup> (Tabla 4). Se observó que a 48 h de exposición, la CL<sub>50</sub> de los adultos de *T. fuentesi* fue 2,9 veces más sensible al arseniato de plomo que *T. pretiosum* (Tabla 4). Los porcentajes de mortalidad de los adultos de *T. pretiosum* y *T. fuentesi*, mostraron para la concentración de 2,25 mg IA L<sup>-1</sup>, efecto significativo en comparación con el control (Tabla 4). Los porcentajes de emergencia de los adultos de *T. pretiosum* y *T. fuentesi*, mostraron para la concentración de 160 mg IA L<sup>-1</sup>, efectos significativos en ambos parasitoides (Tabla 4).

**Tabla 2** – Efecto del arseniato de plomo en términos de arsénico (As) en el porcentaje de mortalidad de adultos de *Orius insidiosus* (Anthocoridae) de 6 a 48 h y de *Telenomus remus* a 48 h. Los porcentajes de mortalidad son los valores promedios para las cuatro réplicas. Letras minúsculas iguales en una misma columna indican que los porcentajes de mortalidad son estadísticamente iguales ( $p \geq 0,05$ ). ND = No determinado.

Tiempo	<i>Orius insidiosus</i>				<i>Telenomus remus</i>
	6 h	12 h	24 h	48 h	48 h
Concentración (mg As L <sup>-1</sup> )					
Control	0a	0a	0a	0a	0a
20	0a	0a	15a	17,8a	0a
51	0a	5a	15a	47,1b	0a
130	10a	15ab	35b	41,3b	15a
325	5a	15ab	40b	47,1b	38b
812	5a	20b	40b	58,9b	85c
CL <sub>50</sub> (mg As L <sup>-1</sup> )	> 812	>812	>812	304	364
CL <sub>50</sub> inf (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	136	317
CL <sub>50</sub> sup (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	ND	ND	872	422

**Tabla 3** – Efecto del arseniato de plomo en términos de arsénico (As) en el porcentaje de mortalidad larval y de no eclosión de huevos de *Ceraeochrysa cincta* y *Chrysoperla asoralis* (Chrysopidae) de 12 a 48 h. Los porcentajes de mortalidad y de no eclosión son los valores promedios para las cuatro réplicas. Letras minúsculas iguales en una misma columna indican que los porcentajes de mortalidad y de no eclosión de huevos son estadísticamente iguales ( $p \geq 0,05$ ). ND = No determinado.

Tiempo (mg As L <sup>-1</sup> )	<i>Ceraeochrysa cincta</i>				<i>Chrysoperla asoralis</i>			
	12 h	24 h	48 h	% de no eclosión	12 h	24 h	48 h	% de no eclosión
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a	0a
20	0a	0a	10a	0a	0a	0a	19,9b	52,9b
51	15a	25b	40b	0a	5a	2,3a	89,9c	58,8b
130	25ab	30b	50b	28,7b	5a	24,9b	100c	58,8b
325	30bc	35b	80c	64,3c	10a	69,9c	100c	64,7b
812	40c	60c	100d	89,8d	10a	77,4c	100c	64,7b
CL(E) <sub>50</sub> (mg As L <sup>-1</sup> )	>812	542	94,4	243	>812	259	29	5,8
CL(E) <sub>50</sub> inf (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	166	62,7	41,6	ND	152	6,5	1,5
CL(E) <sub>50</sub> sup (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	1.433	138	1.311	ND	567	45,7	18,7

Así, la secuencia relativa de mayor a menor cocientes de riesgo (CR) del arseniato de plomo fue: *D. magna* > *T. fuentesi* > *C. asoralis* > *T. pretiosum* > *C. cincta* > *O. insidiosus* > *T. remus* > *H. cumingii* (Tabla 5). Esta comparación relativa es procedente desde una perspectiva ecotoxicológica, ya que considera los escenarios propios de exposición de cada especie. Sin embargo, las vías de exposición para cada especie son diferentes y, consecuentemente, los procesos bioquímicos asociados también deben diferir.

La ERA del arseniato de plomo, mostró para las ocho especies en el ambiente acuático y terrestre riesgo para todas las especies, pues los cocientes de riesgo (CR) en base a los ensayos agudos fluctuaron entre 2,5 y 8.519 para el arseniato de plomo en términos de As (Tabla 5). La ERA del arseniato de plomo en base a cuatro especies terrestres con ensayos crónico mostró que los CR variaron entre 5 y 684 (Tabla 5).

En todos los casos al presentarse valores mayores a 0,5 y 1, para los ensayos agudos y crónicos, respectivamente, mostró presencia de riesgo del arseniato de plomo a nivel del ambiente acuático y terrestre.

## DISCUSIÓN

El uso potencial de organismos biológicos como bioindicadores en ensayos de ecotoxicidad está ampliamente documentado (Rombke et al., 2006). Los ensayos ecotoxicológicos pueden ser empleados en diversos niveles, desde el sub-individual (evaluación de efectos moleculares y bioquímicos) hasta el nivel poblacional, comunidad y ecosistema (micro y mesocosmos) (Iannacone & Alvaríño, 2005). El empleo de ocho especies para evaluar los efectos colaterales del arseniato de plomo nos muestra que se puede obtener información útil para la determinación de

**Tabla 4** – Efecto del arseniato de plomo en términos de arsénico (As) en el porcentaje de mortalidad de adultos y de emergencia de *Trichogramma pretiosum* y *Trichogramma fuentesi* (Trichogrammatidae) de 1 a 48 h. Los porcentajes de mortalidad o de emergencia son los valores promedios para las cuatro réplicas. Letras minúsculas iguales en una misma columna indican que los porcentajes de mortalidad y de emergencia son estadísticamente iguales ( $p \geq 0,05$ ). ND = No determinado.

<i>Trichogramma pretiosum</i>								
mg As L <sup>-1</sup>	1 h	3 h	6 h	12 h	24 h	48 h	mg As L <sup>-1</sup>	% emergencia
Control	0a	0a	0a	5a	0a	0a	Control	96,6a
0,0036	0a	0a	0a	0a	0a	0a	6,4	95,9ab
0,018	0a	0a	0a	0a	0a	0a	32	95,7ab
0,09	0a	0a	0a	10a	5,4 <sup>a</sup>	3,7a	160	94,3b
0,45	0a	0a	0a	15a	11,3b	16,5ab	800	95,4ab
2,25	0a	10a	10a	15a	11,3b	22,9b	4.000	94,2b
11,25	0a	15a	20ab	20ab	17,2b	22,9b		
56,25	0a	15a	20ab	25ab	52,7c	61,4c		
281,25	5a	25b	30bc	40bc	58,6c	67,9c		
1.406	10a	45c	55c	65c	64,5c	100d		
7.031	70b	100d	100d	100d	100d	100d		
CL <sub>50</sub> (mg As L <sup>-1</sup> )	3.522	1.563	873	716	106	32,9		
CL <sub>50</sub> inf (mg As L <sup>-1</sup> )	1.867	599	415	536	22,1	7,4		
CL <sub>50</sub> sup (mg As L <sup>-1</sup> )	28.196	4.210	1.786	1.326	320	85,1		
<i>Trichogramma fuentesi</i>								
mg As L <sup>-1</sup>	1 h	3 h	6 h	12 h	24 h	48 h	mg As L <sup>-1</sup>	% emergencia
Control	0a	0a	0a	0a	0a	0a	Control	98,3a
0,0036	0a	0a	0a	0a	1,3a	0a	6,4	97,9ab
0,018	0a	0a	0a	5 <sup>a</sup>	1,3a	0a	32	97,6b
0,09	0a	0a	0a	5 <sup>a</sup>	4,5a	3,3a	160	97,9ab
0,45	0a	0a	0a	10 <sup>a</sup>	10,5a	15,4a	800	97,4b
2,25	0a	5a	10a	10 <sup>a</sup>	10,5a	27,5b	4.000	97,3b
11,25	0a	10a	15a	25b	40,5b	45,6bc	–	–
56,25	5a	5a	15a	35bc	46,3b	63,7c	–	–
281,25	5a	15a	20a	45c	58,2b	100d	–	–
1.406	5a	50b	55b	70d	100c	100d	–	–
7.031	45b	80c	95c	100e	100c	100d	–	–
CL <sub>50</sub> (mg As L <sup>-1</sup> )	> 7.031	2.900	1.274	882	45,9	11,2	–	–
CL <sub>50</sub> inf (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	2.052	948	607	10,6	4,1	–	–
CL <sub>50</sub> sup (mg As L <sup>-1</sup> )	ND	5.280	1.773	12.59	120,9	22,8	–	–

**Tabla 5** – Resumen de la evaluación de Riesgos Ambientales (ERA) del arseniato de plomo con ocho organismos no destinatarios. Exposición = CEE = concentración efectiva ambiental. CR = cociente de riesgo = Exposición/Toxicidad. LOC = nivel crítico. \* = Concentración efectiva (CE) que produce efectos en la no eclosión de los huevos. \*\* = Concentración más baja diferente del control (LOEC) que produce efectos en la emergencia de los adultos.

Especie	Toxicidad CL(E) <sub>50</sub> (mg L <sup>-1</sup> ) 48 h	Exposición (mg L <sup>-1</sup> )	CR	LOC	Riesgo
<i>Heleobia cumingii</i>	10.669	26.666	2,5	0,5	Si
<i>Daphnia magna</i>	3,13	26.666	8.519	0,5	Si
<i>Orius insidiosus</i>	304	4000	13,1	0,5	Si
<i>Telenomus remus</i>	364	4000	10,9	0,5	Si
<i>Ceraeochrysa cincta</i>	94,4	4000	42,4	0,5	Si
<i>Chrysoperla asoralis</i>	29	4000	138	0,5	Si
<i>Trichogramma pretiosum</i>	32,9	4000	121	0,5	Si
<i>Trichogramma fuentesi</i>	11,2	4000	357	0,5	Si
CE (mg L <sup>-1</sup> )					
<i>Ceraeochrysa cincta</i> *	243	4000	16,4	1	Si
<i>Chrysoperla asoralis</i> *	5,8	4000	689	1	Si
LOEC (mg L <sup>-1</sup> )					
<i>Trichogramma pretiosum</i> **	160	4000	25	1	Si
<i>Trichogramma fuentesi</i> **	800	4000	5	1	Si

los riesgos ecológicos en el ambiente acuático y terrestre. La combinación de las ocho especies fue seleccionada para incluir diferentes grupos tróficos: un desintegrador, un hervívoro, tres depredadores y tres parasitoides; así como diferentes estados de desarrollo: huevos, larvas y adultos. Nuestros resultados concuerdan con lo que fue presentado por Iannacone & Alvarino (2005) y Iannacone et al. (2007) quienes evaluaron la toxicidad del insecticida cartap y metamidofos empleando organismos animales no destinatarios de diferentes grupos tróficos y estados de desarrollo, encontrando un efecto significativo de estos insecticidas.

Armenta et al. (2003) evaluaron el efecto del clorpirifos, metamidofos, carbaril y cipermetrina sobre los enemigos naturales de plagas en el maíz, encontrando un mayor efecto en los parasitoides que en los depredadores. El arseniato de plomo no provocó los mismos resultados y secuencia en términos de mortalidad en los ocho organismos evaluados. Así, la secuencia de mayor a menor CL(E)<sub>50</sub> del arseniato de plomo en términos de As fue: *Daphnia magna* (CE<sub>50</sub> = 3,1 mg L<sup>-1</sup>) > *Trichogramma fuentesi* (CL<sub>50</sub> = 11,2 mg L<sup>-1</sup>) > *Chrysoperla asoralis* (CL<sub>50</sub> = 29 mg L<sup>-1</sup>) > *Trichogramma pretiosum* (CL<sub>50</sub> = 32,9 mg L<sup>-1</sup>) > *Ceraeochrysa cincta* (CL<sub>50</sub> = 94,4 mg L<sup>-1</sup>) > *Orius insidiosus* (CL<sub>50</sub> = 304 mg L<sup>-1</sup>) > *Telenomus remus* (CL<sub>50</sub> = 364 mg L<sup>-1</sup>) > *Heleobia cumingii* (CL<sub>50</sub> = 10.669 mg L<sup>-1</sup>).

El método determinístico del cociente de riesgo al ser relativamente simple en base a un único valor para cada especie ha permitido caracterizar cuantitativamente el riesgo ecológico del arseniato de plomo en el ambiente acuático y terrestre, y por ende presenta una alta utilidad para los tomadores de decisiones en el ámbito de la agricultura, y así comparar diferentes programas y estrategias de manejo de plagas que empleen el control químico, y colocar restricciones de uso del arseniato de plomo cuando sea necesario (Muhammetoglu & Uslu, 2007). Los valores de CEE fueron mayores en el ambiente acuático (26.666 mg As L<sup>-1</sup>) que en el ambiente terrestre (4.000 mg As L<sup>-1</sup>) luego de una sola aplicación de arseniato de plomo, tomando en cuenta que

el número de días desde la última aplicación del arseniato de plomo en el cultivo de algodón a la cosecha del mismo es de 60 días y la tolerancia máxima en los residuos es de 0,5 mg de arseniato de plomo L<sup>-1</sup>.

Los resultados nos muestran que el uso en conjunto del control químico en base a arseniato de plomo y de los seis controladores biológicos, tres parasitoides y tres depredadores para el control de plagas en el algodón no es congruente, debido a que a las dosis recomendadas provocan riesgo principalmente por contacto en la fauna de invertebrados terrestres.

Iannacone & Lamas (2002, 2003) han demostrado que los huevos y larvas del depredador *Chrysoperla externa* Hagen, 1861, expuesta al cartap mostró menor sensibilidad a los adultos parasitoides de *Trichogramma pintoi* Voegelé, 1982, *Copidosoma koehleri* Blanchard, 1940 y *Dolichogenidea gelechiidivoris* Marsh, 1979. En el presente estudio, no se observó un patrón definido, pues los parasitoides presentaron especies con amplios rangos de sensibilidad al arseniato de plomo al igual que los depredadores (Tabla 5).

La pulga del agua mostró una mayor sensibilidad al arsénico que las otras siete especies, siendo la vía de exposición por ingestión la de mayor importancia en este crustáceo. De igual forma en el caso del cartap, la mayor sensibilidad la presentó el microcrustáceo acuático *Emerita analoga* Stimpson, 1857 en comparación con los parasitoides y depredadores terrestres (Iannacone & Alvarino, 2005). Diferencias de toxicidad al arseniato de plomo podría indicar interacciones entre el insecticida evaluado y sus principales sistemas enzimáticos de detoxificación de las especies, diferentes vías de exposición a los organismos (contacto e ingestión) y efectos aditivos o sinérgicos entre el As y el Pb (Iannacone & Alvarino, 2005).

*Daphnia magna* resultó ser la especie más sensible al arseniato de plomo en comparación a las otras siete especies de invertebrados. Esto es concordante con otros estudios donde

*D. magna* fue más sensible al arsénico II y V en comparación a otros invertebrados como los plecópteros, caracoles de agua dulce, y anfípodos (Spehar et al., 1980). Sin embargo, Lima et al. (1984) evaluaron comparativamente la toxicidad aguda y crónica del arsénico en cuatro organismos acuáticos, y encontraron que los peces *Pimephales promelas* Rafinesque, 1820 y *Jordanella floridae* Goode & Bean, 1879 fueron más sensibles que la *D. magna* al arsénico II. El anión arseniato produjo efectos significativos en el crecimiento en la microalga marina *Champia parvula* (C. Agardh) a 1076 µg de As(V) L<sup>-1</sup>, valores más bajos de toxicidad que los encontrados en *D. magna*, la especie más sensible en el presente estudio (Thursby & Steele, 1984). Sin embargo, el arseniato de sodio en la lombriz de tierra *Lumbricus rubellus* Hoffmeister, 1843 ha mostrado resistencia en varios parámetros poblacionales en su ciclo biológico a una concentración de 2.000 mg As Kg<sup>-1</sup> (Langdon et al., 2003).

La acción tóxica *per se* del plomo sobre los ocho invertebrados evaluados en el presente estudio se debe tomar en consideración al evaluarse el efecto de tóxico combinado equitóxico del As y del Pb en el arseniato de plomo (Luan et al., 2008). La acción conjunta de la mezcla del As y del Pb ha producido resultados variables dependiendo de los sistemas biológicos evaluados, de las concentraciones equitóxicas o heterotóxicas empleadas, de los parámetros físico químicos, y de los tiempos y vías de exposición (Iannacone & Salazar, 2007). En el rotífero *Plationus patulus* Müller, 1786, en la pulga de agua *Ceriodaphnia dubia* Richard 1894 y en los peces *Pimephales promelas* Rafinesque, 1820 y *Oncorhynchus mykiss* Walbaum, 1792 se han observado efectos aditivos del As y del Pb en varios parámetros poblacionales agudos y crónicos (Spehar & Fiando, 1986; Rios-Arana et al., 2007); efectos antagónicos en el crecimiento de raíz y de los brotes se han visto en la soja *Glycine max* ([L.] Merr.) en el suelo (LUAN et al., 2008).

La secuencia relativa de mayor a menor cocientes de riesgo (CR) del arseniato de plomo fue *D. magna* (especie procedente de Norteamérica) > *T. fuentesi* (especie de Americana) > *C. asoralis* (especie eurioica de Sudamérica) > *T. pretiosum* (especie de Norteamérica) > *C. cincta* (especie nativa del Perú) > *O. insidiosus* (especie naturalizada en el Perú) > *T. remus* (especie procedente de Nueva Guinea) > *H. cumingii* (especie nativa del Perú).

En el presente trabajo, el análisis ecotoxicológico de ocho especies animales mayormente nativas y americanas con diferentes nichos ecológicos para determinar la selectividad del arseniato de plomo, contribuirá a tomar medidas más idóneas de mitigación para su empleo en Manejo Integrado de Plagas (MIP).

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AN, Q., WANG, Z., LIU, B. & JIANG, Z., 1998, Joint effect of arsenic and lead on lipid peroxidation of human and rat erythrocytes. *Wei Sheng Yan Jiu*, 27: 312-314.
- ARMENTA, R., MARTÍNEZ, A.M., CHAPMAN, J.W., MAGALLANES, R., GOULSON, D., CABALLERO, P., CAVE, R.D., CISNEROS, J., VALLE, J., CASTILLEJOS, V., PENAGOS, D.I., GARCÍA, L.F. & WILLIAMS, T., 2003, Impact of a nucleopolyhedrovirus bioinsecticide and selected synthetic insecticides on the abundance of insect natural enemies on maize in southern Mexico. *J. Econ. Entomol.*, 96: 649-661.
- BASSO, C. & PINTUREAU, B., 2004, *Trichogramma* species from Uruguay (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Rev. Soc. Entomol., Argent.*, 63: 71-80.
- BORTOLI, S. A., DE MURATA, A.T., NARCISO, R.S. & DE BRITO, C.H., 2005, The nutritional aspects of *Ceraeochrysa cincta* Schneider, 1851 (Neuroptera: Chrysopidae) and different preys. *Rev. Agric.*, 80: 1-11.
- BOYD, S.D., WASSERMAN, G.S., GREEN, V.A., WISE, G.W., ROBERTS, D. & WILLIAMS, J., 1981, Lead arsenate ingestion in eight children. *Clin. Toxicol.*, 18: 489-491.
- BUENO, R. C. O., CARNEIRO, T.R., PRATISSOLI, D., BUENO, A.F. & FERNANDES, O. A., 2008, Biology and termal requirement of *Telenomus remus* reared on fall armyworm *Spodoptera frugiperda* eggs. *Ciência Rural*, 38: 1-6.
- CALOW, P., 1993, *Handbook of ecotoxicology*. BLACKWELL SCIENCE, LTD. Sheffield, UK. 1<sup>st</sup> vol., 478 p.
- CASTILLO, G., 2004, *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo e Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, 189 p.
- CAVE, R.D., 2000, Biology, ecology and use in pest management of *Telenomus remus*. *Biocontrol*, 21: 21-26.
- DeSESSO, J.M., 2001, Teratogen update: inorganic arsenic. *Teratol.*, 63: 170-173.
- ESPAÑA, L. M.P., ALVARADO, G.O.G., GONZÁLEZ, H. A., FAVELA, L. S., LOZANO, G. J. & GARCÍA, G. F., 2006, Diferenciación genética de especies crípticas de *Trichogramma* Westwood (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Folia Entomol. Mex.*, 45: 283-290.
- GIOLO, F.P., GRÜTZMACHER, A. D., MANZONI, C.G., DE LIMA, C.A.B. & NÖRNBERG, S. D., 2007, Toxicidade de produtos fitossanitarios utilizados na cultura do pessegueiro sobre adultos de *Trichogramma pretiosum*. *Bragantia*, 66: 423-431.
- GOLDBERG, L., 1996, A history of pest control measures in the anthropology collections, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution. *JAIC*, 35: 23-43.
- GONZALEZ-VALERO, J.F.; CAMPBELL, P.J.; FRITSCH, H.J.; GRAU, R. & ROMIJN, K., 2000, Exposure assessment for terrestrial non-target arthropods. *J. Pest Science*, 73: 163-168.
- GONZÁLES, O. E.V. & REGUILLÓN, C., 2002, A new species of *Chrysoperla* (Neuroptera: Chrysopidae) from Argentina. *Rev. Soc. Entomol., Argent.*, 61: 47-50.
- IANNACONE, J. & ALVARIÑO, L., 2002, Efecto del detergente doméstico alquil aril sulfonato de sodio lineal (LAS) sobre la mortalidad de tres caracoles dulceacuicolas en el Perú. *Ecol. Apl.*, 1: 81-87.
- IANNACONE, J. & ALVARIÑO, L., 2005, Selectividad del insecticida cartap empleando bioensayos con organismos no destinatarios. *Ecol. Apl.*, 4: 91-104.
- IANNACONE, J. & ALVARINO, L., 2007, Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana*, 71: 49-65.
- IANNACONE, J. & LAMAS, G., 2002, Efecto de dos extractos botánicos y de un insecticida convencional sobre el depredador *Chrysoperla externa*. *Manejo Integrado de Plagas y Agroecología* (Costa Rica), 65: 92-101.

- IANNAZONE, J. & LAMAS, G., 2003, Efectos toxicológicos del nim, rotenona y cartap sobre tres microavispa parasitoides de plagas agrícolas en el Perú. *Bol. San. Veg.*, 29: 123-142.
- IANNAZONE J., ONOFRE, R., HUANQUI S. A., GIRALDO, A. J., MAMANI, P. N., MIGLIO, T.M.C. & ALVARIÑO, F. L., 2007, Evaluación del riesgo ambiental del insecticida metamidofos en bioensayos con cuatro organismos acuáticos no destinatarios *Agric. Téc. (Chile)*, 67: 126-138.
- IANNAZONE, J. & SALAZAR, N., 2007, Efecto de mezclas binarias de metales pesados sobre larvas de *Chironomus calligraphus*. *J. Braz. Soc. Ecotoxicol.*, 2: 211-217.
- KATAVOLOS, P., STAEMPFLI, S., SEARS, W., GANCZ, A.Y., SMITH, D.A. & BIENZLE, D., 2008, The effect of lead poisoning on hematological and biochemical values in trumpeter swans and Canada geese. *Vet. Clin. Pathol.*, 36: 341-347.
- KUBO, T., 2002, The effects of spraying lead arsenate on citrate accumulation and the related enzyme activities in the juice sacs of *Citrus natsudaidai*. *J. Japan. Soc. Hort. Sci.*, 71: 305-310.
- LANGDON, C.L., PIEARCE, T.G., MEHARG, A.A. & SEMPLER, K.T., 2003, Inherited resistance to arsenate toxicity in two populations of *Lumbricus rubellus*. *Env. Toxicol. Chem.*, 22: 2344- 2348.
- LIMA, A.R., CURTIS, C., HAMMERMEISTER, D.E., MARKEE, T.P., NORTHCOTT, C.E. & BROOKE, L.T., 1984, Acute and chronic toxicities of arsenic(III) to fathead minnows, flagfish, daphnids, and an amphipod. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 9: 595-601.
- LUAN, Z.Q., CAO, H.C. & YAN, B.X., 2008, Individual and combined phytotoxic effects of cadmium, lead and arsenic on soybean in Phaeozem. *Plan Soil Environ.*, 54: 403-411.
- MAGALHÃES, M.C.F., 2002, Arsenic. An environmental problem limited by solubility. *Pure Appl. Chem.*, 74: 1843- 1850.
- MEJÍA, J.J., DÍAZ-BARRIGA, F., CALDERÓN, J., RIOS, C. & JIMENEZ-CAPDEVILLE, M.E., 1997, Effect of lead-arsenic combined exposure on central monoaminergic systems. *Neurotoxicol. Teratol.*, 19: 489-497.
- MORA, L., CARAZO, E., FUENTES, G., CONSTENLA, M. & RODRIGUEZ, L., 1984, Análisis de residuos en plomo en repollo en Costa Rica. *Agronomía Costarricense*, 8: 161-165.
- MUHAMMETOGLU, A., & USLU, B., 2007, Application of environmental impact quotient model to Kumluca region, Turkey to determine environmental impacts of pesticides. *Water Sci. Technol.*, 56: 139-145.
- RIOS-ARANA, J.V., WALSH, E.J. & ORTIZ, M., 2007, Interaction effects of multi-metal solutions (As, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn) on the life history traits in the rotifer *Platyonus patulus*. *J. Env. Sci. Health*, 42: 1473-1481.
- SPEHAR, R.L., FIANDT, J.T., ANDERSON, R.L. & DEFO, D.L., 1980, Comparative toxicity of arsenic compounds and their accumulation in invertebrates and fish. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 13: 595-601.
- SPEHAR, R.L. & FIANDT, J.T., 1986, Acute and chronic effect of water quality criteria-based metal mixtures on three aquatic species. *Env. Toxicol. Chem.*, 5: 917-931.
- RAMÍREZ, D.M., LÓPEZ, A. I., GONZÁLEZ, H. A. & BADI, Z. M.H., 2007, Rasgos biológicos y poblacionales del depredador *Ceraeochrysa* sp. nr. *cincta* (México) (Neuroptera: Chrysopidae). *Acta Zool. Mex.*, 23: 79-95.
- REYNALDI, S., DUQUESNE, S., JUNG, K. & LIESS, M., 2006, Linking feeding activity and maturation of *Daphnia magna* following short-term exposure to fenvalerate. *Environ. Toxicol. Chem.*, 25: 1831- 1835.
- ROMBKE, J., JANSCH, S., JUNKER, T., POHL, B., SCHEFFCYK, A. & SCHALLNA, H.J., 2006, Improvement of the applicability of ecotoxicological tests with earthworms, springtails, and plants for the assessment of metals in natural soils. *Ecotoxicol. Environ. Chem.*, 25: 776-787.
- TAUBER, C.A. & DE LEÓN, C.A.T., 2001, Systematics of green lacewing (Neuroptera: Chrysopidae): larvae of *Ceraeochrysa* from Mexico. *Ann. Ent. Soc. Am.*, 94: 197-209.
- TALLIS, G.A., 1989, Acute lead arsenate poisoning. *Int. Med. J.*, 19: 730-732.
- TCHOUNWOU, P.B., PATLOLLA, A.K. & CENTENO, J., 2003, Carcinogenic and systemic health effects associated with arsenic exposure- A critical review. *Toxicol. Pathol.*, 31: 575-588.
- TORRES, F.Z.V., CARVALHO, G.A., DE SOUZA, J.R. & ROCHA, L.C. D., 2007, Seletividade de insecticidas a *Orius insidiosus*. *Bragantia*, 66: 433-439.
- THULER, R.T., BORTOLI, S.A., VIANA, C. L.T.P., GOULART, R.M. & PRATISSOLI, D., 2007, Efeito de inseticidas químicos e produtos vegetais sobre os parasitoides *Trichogramma pretiosum* e *Trichogramma exiguum* (Hymenoptera: Trichogrammatidae). *Bol. San. veg. Plagas*, 33: 15-26.
- THURSBY, G.B. & STEELE, R.L., 1984, Toxicity of arsenite and arsenate to the marine microalga *Champia parvula* (Rhodophyta). *Environ. Toxicol. Chem.*, 3: 391-397.
- VELÁSQUEZ, R. M. & TÉRAN, J., 2003, Los *Trichogramma* (Hymenoptera: Trichogrammatidae) de la región noroccidental del estado Guárico, Venezuela. *Entomotrópica*, 18: 127-145.
- WADDILL, V.H., 1978, Contact toxicity of four synthetic pyrethroids and methomyl to some adult insect parasites. *Florida Entomol.*, 61: 27-30.
- WRIGHT, R.O. & BACCARELLI, A., 2007, Metals and neurotoxicology. *J. Nutr.*, 137: 2809- 2813.
- ZAMAN, K. & PARDINI, R.S., 1996, An overview of the relationships between oxidative stress and mercury and arsenic. *Toxic Subst. Mech.*, 15: 151-181.