

RESIDUOS DE INSECTICIDAS ORGANOCOLORADOS EN ALGUNOS ECOSISTEMAS ACUATICOS DEL SE DE LA PROVINCIA DE CORDOBA. II. NIVELES DE CONTAMINACION Y COEFICIENTES DE ACUMULACION DE LOS BERROS DE AGUA (NASTURTIUM OFFICINALE R. BR.) Y DEL CARACOL ACUATICO (MELANOPSIS SP.)

(ORGANOCHLORINE INSECTICIDE RESIDUES IN CERTAIN FRESHWATER ECOSYSTEMS OF THE SE OF CORDOBA PROVINCE. II. LEVELS IN THE WATER-CRESS (NASTURTIUM OFFICINALE R. BR.) AND IN THE ACUATIC SNAIL (MELANOPSIS SP.)

por

Aniceto López Fernández **(**)** y Félix Infante Miranda **(***)**

(*) Sección de zoología y contaminación ambiental del Instituto de zootecnia del C.S.I.C.

(**) Cátedra de ecología. Facultad de ciencias. Universidad de Córdoba.

(***) Departamento de farmacología y toxicología. Facultad de veterinaria. Universidad de Córdoba. (España).

Palabras clave (Keywords): Ecología (Ecology). Insecticidas (Insecticides). Organoclorados (Organochlorines). Contaminación (Pollution). Aguas dulces (Freshwater). Acumulación (Concentration). Nasturtium. Melanopsis. Cangrejo de río (Austropomatobius). Córdoba.

Summary

The organochlorine insecticide residues levels in water-cress (Nasturtium officinale R. Br.) and in the aquatic snail Melanopsis sp. of two aquatic ecosystems have been investigated by gas-chromatography techniques. Three types of insecticides were investigated: Hexachlorocyclohexanes (HCHs), Cyclodienes (CDs) and Dichlorodiphenylethanes (DDTs).

Recibido para publicación el 25-4-81.

HCHs residues are quantitatively predominating in the samples investigated with mean levels of 2.242 and 2.867 ppm dry weight in Nasturtium and 1.166 and 1.047 ppm wet weight in Melanopsis.

The concentration factors in water-cress are 3106 and 5039 for the HCHs; 2100 and 1727 for the CDs and 750 and 3800 for the DDTs. These quantities in Melanopsis were: 1546 and 1840, 6900 and 6909, and 4419 and 8167, respectively.

Resumen

Se investiga mediante cromatografía de gases los niveles de residuos accidentales de insecticidas organoclorados de los berros de agua (Nasturtium officinale R. Br.) y de los caracoles acuáticos Melanopsis sp., ambos posibles fuentes de alimento del cangrejo de río. De los tres grupos de pesticidas organoclorados que se investigan: hexaclorociclohexanos (HCHs), ciclodienos (CDs) y diclorodifeniletanos (DDTs), los HCHs son los de mayor importancia cuantitativa y alcanzan unos niveles medios, en los Nasturtium de cada una de las dos localidades estudiadas, de 2.242 y 2.867 ppm (peso seco); y en los Melanopsis, de 1.166 y 1.047 ppm (peso fresco). Los coeficientes de acumulación en los berros han sido de 3106 y 5039, para los HCHs; 2100 y 1727, para los CDs; y 750 y 3800, para los DDTs. Estas cifras son, para los Melanopsis, de 1546 y 1840, 6909, y 4419 8167, respectivamente.

En una publicación anterior (López e Infante (24)) exponíamos los problemas que afectan la supervivencia del cangrejo de río (Austropotamobius pallipes Lerb.) en el sur de la provincia de Córdoba. En aquel trabajo dábamos a conocer los niveles de contaminación por residuos de insecticidas organoclorados (IO) en el agua de dos cursos fluviales de la zona en cuestión. En el presente abordamos el estudio de las tasas de contaminación que presentan dos especies que constituyen, por su abundancia en dichos ecosistemas, unas potenciales fuentes de alimento para los cangrejos. Nos referimos a los berros de agua (Nasturtium officinale R. Br.) y a los gasterópodos acuáticos de Melanopsis sp. Dichas tasas van

a ser reflejo de la capacidad de acumulación de estas especies y nos permitirán, conocidas las concentraciones en el agua, cuantificar el fenómeno de la magnificación biológica, típica de los hidrocarburos clorados, en las dos especies citadas. La información obtenida nos ayudará a conocer con más detalle los problemas de la contaminación por residuos de IO en los ecosistemas que nos ocupan.

La penetración de los residuos de insecticidas en las plantas acuáticas se realiza a través de los ectodesmos (FRANKE (13)) o ectoteicodos (FRANKE (14)); espacios microscópicos interfibrilares de las paredes celulósicas de la epidermis de las hojas, situados entre la superficie de la cutícula y la membrana plasmática. Además este autor cita fenómenos de absorción activa. BROCHINSKIJ y COL. (6) señalan que las concentraciones de insecticidas pueden variar de unas especies a otras, dependiendo de las posibilidades de absorción de cada especie. Las plantas semiacuáticas absorberán por las raíces y por la parte del tallo que se halle supergida, en tanto que las plantas sumergidas lo harán también por las hojas.

Con el comienzo de la década de los sesenta aparecen las primeras publicaciones que versan sobre la contaminación por residuos de IO de diversas especies vegetales de agua dulce. COPE (10) y BRIDGES y COL. (5) estudiaron especies del género Potamogeton; WOODWELL (35) investigó sobre Cladophora y Spartina; PETERLE (26) expuso los niveles encontrados en Chara y otras algas, y en Lemna, Potamogeton, Utricularia, Myriophyllum, Ceratophyllum, Typha y Scirpus. GREGORY y COL. (18) informan de los niveles detectados en Euglena, Anacystis, Scenedesmus y otras algas, y VAQUER (33) centra su estudio sobre algas del género Enteromorpha y sobre Potamogeton, Scirpus, Typha, Phragmites, Juncus y Oryza de la Camarga francesa.

Entre las vías de entrada de los residuos de IO a la fauna acuática se indican la ingestión de alimentos contaminados (ALLISON y COL.(1)), el paso a través de las branquias (GRZENDA y COL.(19)), la difusión a través de la cutícula (DERR y ZABIK (12)) y la absorción directa desde los sedimentos (DOUM y COL. (25)).

La tasa de absorción de residuos de insecticidas de los invertebrados acuáticos está correlacionada con la actividad metabólica, superficie

y peso del organismo y con el nivel trófico que ocupa(KERR y VOSS (21)).

En caracoles de agua dulce han detectado residuos de IO PETERLE (26), quien trabajó sobre gasterópodos de la familia Planorbidae; FREDEEN y DUFFY (15), sobre Camptoma sp.; WALLACE y BRADY (34) y REINBOLD y COL. (27), sobre caracoles del género Physa. Alteraciones en el balance hídrico de los gasterópodos, atribuidas a los IO, han sido descritas por COCKS (8). La reducción de la fecundidad de Lymnea stagnalis L., por acción del isómero alfa del HCH a una dosis de 0,02 ppm, la pusieron de manifiesto CANTON y SLOOF (7). BLUZAT y SEUGE (4) y SEUGE y BLUZAT (30) realizaron estudios acerca de la toxicidad del lindano para Lymnea stagnalis L., y evidenciaron(SEUGE y BLUZAT (31)) la disminución del potencial reproductor de aquella especie por acción del isómero gamma del HCH y los efectos que este insecticida ejerce sobre el crecimiento de las conchas(BLUZAT y SEUGE (4)).

Material y métodos

Los dos ecosistemas fluviales objeto de estudio han sido el manantial del río Cabra y la cabecera del río Palancar, situados en el SE de la provincia de Córdoba. Coincidiendo con el final del muestreo de sus aguas, cuyos resultados fueron expuestos y discutidos en una publicación anterior(LOPEZ E INFANTE (24)), se recogieron en cada una de las localidades estudiadas 25 ejemplares de berros de agua (Nasturtium officinale R. Br.) de tamaño oscilante entre los 20-25 cm de altura, y 25 caracoles (Melanopsis sp.) de tamaño comprendido entre los 17-27 mm, que fueron congelados a -20°C hasta el momento de su preparación.

Los berros se analizaron siguiendo el método descrito por COLLET y HARRISON (9), empleado por nosotros en anterior publicación(GONZALEZ y COL. (17)).

A efectos analíticos se consideraron dos partes en el caracol: la concha y el resto del animal, al que llamaremos en lo sucesivo parte blanda. Ambas fracciones se prepararon siguiendo la técnica descrita por REYNOLDS (29) y BALUJA y COL. (2), utilizada por nosotros anteriormente (LOPEZ FERNANDEZ y COL. (23)).

El análisis gasocromatográfico de los extractos hexánicos obtenidos se efectuó en un cromatógrafo de Hewlett Packard modelo 5750 G, equipado con detector de captura electrónica Ni^{63} y provisto de integrador modelo HP 3380 A. Las condiciones operativas y el patrón utilizado se indicaron con anterioridad (LOPEZ e INFANTE (24)). Los resultados se refieren a ppm ($pp10^6$) (peso seco, en el caso de los Nasturtium), y a ppm (peso fresco) en los Melanopsis.

El tratamiento estadístico de los resultados obtenidos se realizó utilizando la prueba de la U de Mann Whitney (SIEGEL (32)), en el caso de las muestras independientes, y la de Wilcoxon (SIEGEL (32)), en el de muestras relacionadas.

Resultados y discusión

Los niveles medios de contaminación por cada uno de los IO investigados de los berros se recogen en el cuadro I. Los cuadros II y III expresan, respectivamente, estos niveles en los Melanopsis de los ríos Cabra y Palancar. En estos cuadros se incluyen además las cifras calculadas para la desviación típica, los valores máximos y mínimos registrados y la frecuencia en la aparición de cada uno de los insecticidas estudiados.

Respecto de los Nasturtium señalemos que todas las muestras analizadas contienen residuos de IO.

El grupo de IO que ostenta la mayor importancia cuantitativa es el de los HCHs, que alcanza concentraciones significativamente superiores ($p < 0,01$) a las de CDs y DDTs. A su vez este último grupo presenta concentraciones significativamente superiores a las de CDs, con un nivel de significación del 95 p.100 en los berros del río Cabra; y del 99 p.100, en los de Palancar (cuadro IV).

Los niveles medios de contaminación de los berros de las dos localidades, por alfa + beta HCH y lindano, son superiores a los señalados como máximos por VAQUER (33) en plantas acuáticas de la Camarga, y a los que indica BALUJA y COL. (2) en la vegetación acuática de la Reserva biológica de Doñana.

Los niveles de alfa-beta-HCH superan significativamente a los de lindano (cuadro IV). Esta relación coincide con la encontrada anteriormente en el agua por LOPEZ e INFANTE (24).

En el cuadro V se recogen los coeficientes de acumulación (niveles en planta/niveles en agua) de los Nasturtium de las dos localidades muestreadas. Las cifras halladas para el alfa + beta HCH y lindano son superiores a las tasas de acumulación instantáneas que para estos productos señala VAQUER (33) en Potamogeton pectinatus L., Scirpus pallustris L., Typha angustifolia L., Phragmites communis Trin., Juncus maritimus Lamk., e inferiores a las que este autor apunta, en el caso del lindano, para las algas del género Enteromorpha.

El dieldrín es el único insecticida del grupo de los CDs que ha sido detectado. En los Nasturtium de las dos localidades se cumple que las concentraciones de dieldrín son significativamente superiores ($p < 0,01$) a las de aldrín (cuadro IV). Este hecho coincide con el que ya apuntábamos en el agua. De otra parte, la ausencia de aldrín en estas plantas, aun cuando se detectara en ocasiones en el agua, podría explicarse por la epoxidación a dieldrín que ocurriría en los Nasturtium.

Los coeficientes de acumulación obtenidos para el dieldrín (cuadro V) son algo superiores al calculado experimentalmente por REINERT (28) en Scenedesmus obliquus.

Respecto a los insecticidas comprendidos en el grupo del DDT signifiquemos la supremacía del pp'DDE sobre el pp'TDE, tanto en porcentaje de incidencia como en los niveles medios respectivos de contaminación (cuadro I).

En los Nasturtium del río Cabra el pp'DDE alcanza concentraciones significativamente superiores ($p < 0,05$) a las de pp'TDE. En los de Palancar este nivel es cercano al 95 p.100. De otra parte, en los berros del río Cabra las tasas de DDE superan significativamente ($p < 0,01$) a las de pp'DDT; hecho que nos conduce a pensar que el DDT es preferentemente metabolizado a DDE o que el TDE formado puede ser degradado con más facilidad, toda vez que los niveles de contaminación del agua por TDE eran significativamente superiores ($p < 0,01$) a los de DDE. Esta mayor relevancia que señalamos, del pp'DDE, está en consonancia con los resultados publicados por ILLES y col. (20) y CORVI y VOGEL (11) en plantas medicinales,

BALUJA y col. (2) en la vegetación acuática de la Reserva biológica de Doñana, y por nosotros (GONZALEZ y col. (16)) en gramíneas, compuestas y leguminosas pratenses.

Hacemos notar que ninguno de los autores consultados, cuyas publicaciones versan sobre contaminación por residuos de hidrocarburos clorados en plantas acuáticas, ha trabajado específicamente sobre Nasturtium officinale R. Br. Por ello, y a título meramente informativo, señalamos que son superiores a los obtenidos por nosotros los coeficientes de acumulación que para el DDT publica PETERLE (26) en Utricularia vulgaris (29200), Lemna minor (13550), Potamogeton pectinatus (9300), Myriophyllum sp.(8350) y Chara sp.(13050).

De otra parte señalamos como inferiores a los nuestros los niveles y tasas de acumulación que KOLIPINSKI y col. (22) han indicado, para el DDT, en Pontederia lanceolata, Eleocharis cellulosa y Cladium jamaicensis.

Por último, signifiquemos que también son inferiores los niveles de DDT obtenidos por VAQUER (33) en Potamogeton pectinatus, Scirpus pallustris, Iypha angustifolia y Oryza sativa.

Como ya hemos apuntado, los cuadros II y III recogen los resultados obtenidos en los caracoles acuáticos Melanopsis sp. Tal como sucedía en agua y Nasturtium los HCHs son el grupo de IO de mayor importancia cuantitativa, tanto en la parte blanda como en la concha (cuadro VI). Las concentraciones de alfa + beta HCH superan significativamente a las de lindano ($p < 0,01$) en estas fracciones.

Son conocidos algunos de los efectos nocivos de los insecticidas del grupo de los HCHs sobre gasterópodos acuáticos, entre los que cabe citar la reducción de la fecundidad y las alteraciones que producen en el crecimiento y mineralización de las conchas (CANTON Y SLOFF, (7); BLUZAT y SEUGE (4); SEUGE y BLUZAT (31)), aunque estos efectos se producen con concentraciones en agua superiores a las encontradas por nosotros.

El grupo del DDT es el segundo en importancia, tanto por su frecuencia en la aparición como por la cuantía de sus niveles detectados (cuadros II, III y V). No hemos visto referencias bibliográficas acerca de

la contaminación de los caracoles del género Melanopsis por estos productos, aunque sí de caracoles de la familia Planorbidae (1,03 ppm) (PETERLE (26)), y en Camptoma sp. (0,14 ppm) (FREDEEN y DUFFY (15)).

Respecto de los ciclodienos, el heptacloro no llegó a ser detectado, y el dieldrín es el insecticida más importante del grupo (cuadros I, II y VI).

Se conoce muy poco sobre los efectos que puedan causar los CDs en los gasterópodos de agua dulce, aunque COCKS (8) demostró que el aldrín, insecticida detectado por nosotros esporádicamente en el agua, interfiere en los mecanismos de osmorregulación de Biomphalaria glabrata causando acúmulo de fluido en la hemolinfa, por lo que en su hábitat natural la distensión que se produce en el caracol podría acarrear su predación selectiva, al ser incapaz de retraerse completamente dentro de su concha.

El cuadro VII expone los coeficientes de concentración en los caracoles del género Melanopsis procedentes de los dos ecosistemas estudiados. Las tasas de acumulación calculadas para los insecticidas pertenecientes a los grupos de los HCHs y CDs son muy similares entre ambas localidades. Sin embargo, son sensiblemente superiores las calculadas en los caracoles del río Palancar, respecto del grupo de los DDTs, posiblemente debido a la influencia ejercida por el pp'DDT, que alcanza concentraciones significativamente superiores ($p < 0,05$) en los Melanopsis del río Palancar. Los mayores coeficientes calculados para el pp'DDE y quedarían explicados al ser metabolitos del pp'DDT. Estos hechos nos llevan a pensar que los caracoles del río Palancar han sufrido una exposición al pp'DDT mayor que los del río Cabra.

Los coeficientes obtenidos por nosotros para el total de DDTs están en la línea del que PETERLE (26) obtuvo en caracoles de la familia Planorbidae (5150). Los factores de concentración que obtuvimos para el dieldrín están en consonancia con los que publican WALLACE y BRADY (34) para caracoles del género Physa (7978).

Los cuadros II y III incluían las concentraciones detectadas en las conchas de los caracoles estudiados. Es obligado recalcar la presencia en la concha de residuos de IO que pudieran ser de procedencia endógena y/o exógena. Se desconoce el porcentaje atribuible a cada vía. No se ha

encontrado ninguna referencia bibliográfica que aclare esta circunstancia ni que informe tan sólo de niveles de contaminación en conchas de caracoles. Cabría pensar que la presencia de residuos de IO en la concha nos va a descubrir un nuevo camino (conocido es el del metabolismo) que contribuiría a eliminar este tipo de productos y que sería el almacenamiento, en la concha del caracol. De otra parte la concha funcionaría como armazón protector ante la entrada de pesticidas, ya que disminuye la superficie corporal blanda en contacto directo con el agua, a través de la cual es más fácil la entrada de los residuos de insecticidas presentes en el medio acuático.

Por último, cabe preguntarse si los residuos de IO se acumulan de forma distinta en las dos fracciones del caracol analizadas: concha y parte blanda. La respuesta es similar en los caracoles de las dos localidades. Para el alfa+beta HCH, lindano y total de HCHs las concentraciones en las partes blandas son superiores ($p < 0,01$) a las de la concha.

Respecto de los ciclodienos, el aldrín, que llegó a detectarse en la parte blanda aunque con baja frecuencia en la aparición, ni siquiera se detectó en la concha. El dieldrín sí se descubrió en las dos fracciones, aunque su concentración no es significativamente distinta entre ambas.

Para el pp'TDE no se han encontrado diferencias significativas entre la parte blanda y la concha. No obstante, para el pp'DDE y pp'DDT y sólo para los Melanopsis del río Palancar, que eran los que presentaban un mayor grado de contaminación por este último insecticida, sí se han encontrado diferencias significativas, para un nivel de significación del 95 y 99 p.100, respectivamente, que nos indican que los niveles de la parte blanda son superiores a los de la concha.

Bibliografía

1. Allison, D.B., Kallman, J., Cope, O.B. and Van Valin, C.C. U.S. Fish Wildl. Serv. Res. Rep. 64 (1964).
2. Baluja, G., Murado, M.A. y Hernández, L.M., A.T.A. 17,481-491 (1977).
3. Bluzat, R. and Seugé, J. (accepté pour publication Env. Poll.) (1978).
4. Bluzat, and Seugé, J. Hydrobiol. 65, 245-255 (1979).
5. Bridges, W.R., Kallman, B.J. and Andrews, A.K. Trans. Am. Fish Soc. 92, 421 (1963).
6. Brochinskij, K.K., Grib, A.V., Grib, I.V. Hydrobiol. 6,107-109 (1970).
7. Canton, J.H. and Sloof, W. Water Res. 11, 117-121 (1977).
8. Cocks, J.A. Env. Poll. 5, 149-151 (1973).
9. Collet, J.N. and Harrison, D.L. N.Z.Jl.Agric.Res. 11,589-600 (1968).
10. Cope, O.B. Trans. Am. Fish Soc. 90, 239 (1961).
11. Corvi, Cl. et Vogel, J. Trav. Chim. Aliment. Hyg. 67,262-268 (1976).
12. Derr, S.K. and Zabik, M. Arch. Env. Contam. Toxicol. 2, 252 (1974).
13. Franke, W. Res. Rev. 38, 81-115 (1971).
14. Franke, W. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84, 533-537 (1971).
15. Fredeen, F.J.H. and Duffy. J.R. Pest. Mon. J. 3, 219-229 (1970).
16. González Rodríguez-Córdoba, J.M., Merino Naz, E., López Fernández, A. e Infante Miranda, F. Pastos 2, 247-254 (1977).

LÓPEZ E INFANTE:INSECTICIDAS ORGANOCORADOS EN ECOSISTEMAS DE CORDOBA.II.

17. González Rodríguez-Córdoba, J.M., López Fernández, A., Fernández Haeger, J. e Infante Miranda, F. Rev. Sanidad Hig. Pú. J-A, 1-16 (1979).
18. Gregory, W.W. Jr., Reed, J.K. and Priester, L.E. Jr. J. Protozool. 16, 69 (1969).
19. Grzenda, A.R., Paris, D.F. and Taylor, W.J. Trans. Am. Fish. Soc. 99, 385-395 (1970).
20. Illes, S., Mestres, R., Tourte, J., Campo, M. et Illes, A. Ann. Fals. Exp. Chim. 69, 209-218 (1976).
21. Kerr, S.R. and Voss, W.P. Environmental Pollution by Pesticides. Edwards, C.A. Plenum Press (1973).
22. Kolipinski, M.C., Higer, A.L. and Yates, M.L. Pest. Mon. J. 5, 281 (1971).
23. López Fernández, A., González Rodríguez-Córdoba, J.M., Fernández Haeger, J. e Infante Miranda, F. hygia Pecoris 2, 39-52 (1980).
24. López Fernández, A. e Infante Miranda, F. Arch. zootec. (1981). (en prensa).
25. Odum, W.E., Woodwell, G.M. and Wurster, C.F. Science 164, 576-578 (1969).
26. Peterle, T.J. VII Congrès des Biologistes du Gibier, 1965 (1967).
27. Reinbold, K.A., Kapoor, I.P., Childers, W.F., Bruce, W.N. and Metcalf, R.L. Bull. Ill. St. Nat. Surv. 30, 405-415 (1951).
28. Reinert, R.E. J. Fish. Res. Board Can. 29, 1413-1416 (1972).
29. Reynolds, L.M. Cit. por Baluja y col.(2) (1969).
30. Seugé, J. and Bluzat, R. (accepté pour publication: Water Res.) (1978).
31. Seugé, J. and Bluzat, R. Hydrobiol. 66, 25-31 (1979).

Archivos de zootecnia, vol. 30, núm. 118, 1981, p.282.
LÓPEZ E INFANTE:INSECTICIDAS ORGANOCORADOS EN ECOSISTEMAS DE CORDOBA.II.

32. Siegel, S. Nonparametric statistics for the behavioral sciences, McGraw-Hill, Kogakusha, L.T.D. (1956).
33. Vaquer, A. Oecol. Plant. 8, 353-365 (1973).
34. Wallace, J.B. and Brady, U.E. Pest. Mon. J. 5, 295 (1971).
35. Woodwell, G.M. Sci. Am. 216-224 (1967).

CUADRO I. CONTAMINACION POR RESIDUOS DE IO, EN PPM PESO SECO, DE LOS BERROS DE AGUA (NASTURTIUM OFFICINALE R. BR.), DE LOS ECOSISTEMAS ESTUDIADOS.

	$\alpha + \beta$	HCC	LIND	HCHs	HEP	ALD	DIEL	CDs	pp'DDE	pp'TDE	pp'DDT	DDTs	IO
\bar{x}	1,793	0,549	2,342	-	-	0,018	0,018	0,017	0,007	0,006	0,030	0,030	2,390
SD	0,779	0,149	0,899	-	-	0,025	0,025	0,015	0,012	0,010	0,026	0,026	0,897
Cabra	MAX	3,853	0,802	4,567	-	-	0,087	0,087	0,045	0,036	0,026	0,092	4,597
(25)	MIN	0,968	0,341	1,309	-	-	-	-	-	-	-	-	1,335
F	100	100	100	0	0	48	48	72	26	32	76	76	100
\bar{x}	2,207	0,660	2,867	-	-	0,019	0,019	0,026	0,013	0,019	0,057	0,057	2,943
SD	1,061	0,328	1,336	-	-	0,027	0,027	0,029	0,025	0,031	0,059	0,059	1,366
Palancar	MAX	4,871	1,334	6,092	-	-	0,083	0,083	0,098	0,087	0,098	0,199	6,253
(25)	MIN	0,818	0,228	1,046	-	-	-	-	-	-	-	-	1,111
F	100	100	100	0	0	48	48	64	28	36	68	68	100

Abreviaturas: LIND: Lindano; HEP: Heptacloro; ALD: Aldrin; DIEL: Dieldrin; CDs: total de ciclo-
dienes; IO: total de insecticidas organoclorados; x: media; SD: desviación típi-
ca; MAX: nivel máximo registrado; MIN: nivel mínimo registrado; F: frecuencia en
la aparición de los insecticidas investigados.
Entre paréntesis se indica el número de muestras analizadas.

CUADRO II. CONTAMINACION POR RESIDUOS DE IO, EN PPM PESO FRESCO, DE LOS CARACOLES (MELANOPSIS SP.) DEL RIO CABRA.

	$\alpha + \beta$	HCH	LIND	HCHs	HEP	ALD	DIEL.	CDS	pp'DDE	pp'IDE	pp'DDT	DDTs	IO
Parte	\bar{x}	0,557	0,271	0,828	-	0,009	0,027	0,036	0,025	0,036	0,018	0,080	0,944
	SD	0,156	0,117	0,241	-	0,030	0,039	0,045	0,044	0,059	0,027	0,071	0,245
	MAX	0,893	0,470	1,338	-	0,123	0,104	0,123	0,193	0,181	0,089	0,208	1,486
Blanda	MIN	0,236	0,102	0,338	-	-	-	-	-	-	-	-	0,374
	F	100	100	100	0	8	48	52	44	36	40	76	100
	\bar{x}	0,237	0,1	0,337	-	-	0,033	0,033	0,021	0,073	0,016	0,110	0,480
Concha	SD	0,089	0,072	0,136	-	-	0,038	0,038	0,03	0,082	0,032	0,09	0,178
	MAX	0,377	0,234	0,556	-	-	0,109	0,109	0,111	0,226	0,103	0,252	0,791
	MIN	0,048	-	0,083	-	-	-	-	-	-	-	-	0,111
Total	F	100	84	100	0	0	56	56	56	48	24	80	100
	\bar{x}	0,794	0,372	1,166	-	0,009	0,06	0,069	0,046	0,109	0,034	0,190	1,425
	SD	0,192	0,132	0,294	-	0,03	0,051	0,059	0,050	0,096	0,034	0,09	0,32
Total	MAX	1,235	0,659	1,894	-	0,123	0,171	0,217	0,209	0,311	0,103	0,355	2,151
	MIN	0,420	0,102	0,606	-	-	-	-	-	-	-	0,031	0,795
	F	100	100	100	0	8	80	80	80	68	64	100	100

Abreviaturas: ver cuadro I.

CUADRO III. CONTAMINACION POR RESIDUOS DE IO, EN PPM PESO FRESCO, DE LOS CARACOLES (MELANOPSIS SP.) DEL RIO PALANCAR.

	$\alpha + \beta$	HCH	LIND	HCHs	HEP	ALD	DIEL	CDs	pp'DDE	pp'IOE	pp'DDT	DDTs	IO
Parte Blanda	\bar{x}	0,467	0,202	0,669	-	0,003	0,028	0,031	0,047	0,062	0,086	0,196	0,897
	SD	0,153	0,130	0,248	-	0,008	0,046	0,046	0,049	0,085	0,087	0,157	0,311
	MAX	0,934	0,629	1,3	-	0,035	0,181	0,181	0,124	0,257	0,216	0,473	1,615
	MIN	0,276	0,052	0,328	-	-	-	-	-	-	-	-	0,481
F	100	100	100	100	0	16	60	68	60	40	56	80	100
Concha	\bar{x}	0,298	0,081	0,379	-	-	0,045	0,045	0,029	0,065	0,025	0,119	0,543
	SD	0,165	0,108	0,241	-	-	0,055	0,055	0,035	0,088	0,051	0,116	0,256
	MAX	0,684	0,364	0,901	-	-	0,144	0,144	0,116	0,244	0,195	0,444	1,184
	MIN	0,085	-	0,085	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
F	100	44	100	100	0	0	48	48	68	40	24	88	100
Total	\bar{x}	0,765	0,282	1,047	-	0,003	0,073	0,076	0,077	0,127	0,112	0,316	1,439
	SD	0,227	0,154	0,349	-	0,008	0,064	0,061	0,076	0,144	0,111	0,226	0,433
	MAX	1,263	0,629	1,713	-	0,035	0,213	0,213	0,235	0,457	0,369	0,771	2,235
	MIN	0,361	0,052	0,413	-	-	-	-	-	-	-	-	0,616
F	100	100	100	100	0	16	84	92	80	56	64	96	100

Abreviaturas: ver cuadro I.

CUADRO IV. COMPARACION, MEDIANTE LA PRUEBA DE WILCOXON, DE LOS NIVELES DE CONTAMINACION ENTRE GRUPOS Y ENTRE INSECTICIDAS INTEGRANTES DE CADA GRUPO, DE LOS BERROS DE LOS RIOS CABRA Y PALANCAR.

	RIO CABRA	RIO PALANCAR
HCHs/CDs	HCHs > CDs ^{xx}	HCHs > CDs ^{xx}
HCHs/DDTs	HCHs > DDTs ^{xx}	HCHs > DDTs ^{xx}
DDTs/CDs	DDTs > CDs ^x	DDTs > CDs ^{xx}
$\alpha + \beta$ /LIND	$\alpha + \beta > \text{LIND}^{\text{xx}}$	$\alpha + \beta > \text{LIND}^{\text{xx}}$
DIEL/ALD	DIEL > ALD ^{xx}	DIEL > ALD ^{xx}
DDE/TDE	DDE > TDE ^x	NS
DDE/DDT	DDE > DDT ^{xx}	NS
TDE/DDT	NS	NS

Abreviaturas: x: nivel de significación del 95 p.100; xx: del 99 p.100;
 NS: no significativo.

CUADRO V. TASAS DE ACUMULACION DE LOS BERROS DE LOS RIOS CABRA Y PALANCAR, PARA CADA UNO DE LOS INSECTICIDAS INVESTIGADOS.

	RIO CABRA	RIO PALANCAR
$\alpha + \beta$ HCH	3339	5156
LINDANO	2530	4681
HCHs	3106	5039
ALDRIN	-	-
DIELDRIN	1800	2111
CDs	2100	1727
DDE	3400	13000
TDE	226	448
DDT	750	3800
DDTs	698	1583
IO	2962	4778

CUADRO VI. COMPARACION, MEDIANTE LA PRUEBA DE WILCOXON, DE LOS NIVELES DE CONTAMINACION ENTRE GRUPOS Y ENTRE LOS INSECTICIDAS INTEGRANTES DE CADA GRUPO, DE LAS PARTES BLANDAS Y LAS CONCHAS - DE LOS CARACOLES (MELANOPSIS SP.) DE LAS DOS LOCALIDADES ESTUDIADAS.

	Fuente del Río		Río Palancar	
	Parte blanda	Concha	Parte blanda	Concha
HCHs /CDs	Parte blanda sig ^{xx} _{HCHs} > CDs	Concha sig ^{xx} _{HCHs} > CDs	Parte blanda sig ^{xx} _{HCHs} > CDs	Concha sig ^{xx} _{HCHs} > CDs
HCHs/DDTs	sig ^{xx} _{HCHs} > DDTs	sig ^{xx} _{HCHs} > DDTs	sig ^{xx} _{HCHs} > DDTs	sig ^{xx} _{HCHs} > DDTs
CDs/DDTs	sig ^x _{DDTs} > CDs	sig ^{xx} _{DDTs} > CDs	sig ^{xx} _{DDTs} > CDs	sig ^{xx} _{DDTs} > CDs
$\alpha + \beta$ HCH/LIND	sig ^{xx} _{$\alpha + \beta$} > LIND	sig ^{xx} _{$\alpha + \beta$} > LIND	sig ^{xx} _{$\alpha + \beta$} > LIND	sig ^{xx} _{$\alpha + \beta$} > LIND
ALDRIN/DIELDRIN	no sig	sig ^{xx} _{DIEL} > ALDR	sig ^{xx} _{DIEL} > ALDR	sig ^{xx} _{DIEL} > ALDR
DDE/TDE	no sig	sig ^{xx} _{TDE} > DDE	no sig	no sig
DDE/DDT	no sig	no sig	sig ^x _{DDT} DDE	no sig
TDE/DDT	no sig	sig ^{xx} _{TDE} > DDT	no sig	sig ^{xx} _{TDE} > DDT

x : nivel de significación del 99 p. 100.

xx : nivel de significación del 95 p. 100.

no sig: no significativo.

CUADRO VII. COEFICIENTES DE CONCENTRACION EN LOS CARACOLES (MELANOPSIS SP.) DE LOS RIOS CABRA Y PALANCAR, PARA CADA UNO DE LOS INSECTICIDAS ESTUDIADOS.

	Río Cabra	Río Palancar
$\alpha + \beta$ HCH	1478	1787
LINDANO	1714	2000
HCHs	1546	1840
ALDRIN	-	1500
DIELDRIN	6000	8111
DDs	6900	6909
DDE	9200	32000
DDE	3516	4069
DDT	4250	22400
DDTs	4419	8167
DD	1766	2300