

Trabajos

Evaluación de los efectos de la Cipermetrina (Piretroide) sobre el plancton en microcosmos

RECIBIDO: 3/5/07
ACEPTADO: 20/6/07

Fernández, V.C. • Moraña, L. • José de Paggi, S.B.

Facultad de Humanidades y Ciencias (U.N.L.), Paraje el Pozo s/n, 3000, Santa Fe. Instituto Nacional de Limnología (INALI-CONICET-UNL), José Macia 1933, 3016, Santo Tomé, Santa Fe Argentina.
mail: valgas@fhuc.unl.edu.ar TE: 4575705

RESUMEN: En el presente trabajo se estudió el impacto de la cipermetrina sobre el fitoplancton de la planicie del Río Paraná Medio, teniendo en cuenta también al zooplancton para su análisis integral e interpretación de los resultados. Se realizaron ensayos de toxicidad crónica a nivel de microcosmos, con tres concentraciones distintas de cipermetrina y un control. Los muestreos fueron semanales durante 10 semanas. En la experiencia, se observaron sus características particulares en cuanto a densidad, riqueza y composición del fitoplancton, densidad de los distintos grupos de zooplancton y variables ambientales. El fitoplancton no acusó un efecto directo negativo de la cipermetrina. Los cambios en las densidades relativas de los distintos grupos, pueden atribuirse a un efecto indirecto causado por el impacto trófico del zooplancton. Los rotíferos no fueron afectados; cladóceros y copépodos presentaron en las primeras semanas luego de la aplicación de la cipermetrina, una disminución de la abundancia, en algunos

casos seguido de un aumento de rotíferos, los cuales vieron beneficiada su habilidad competitiva.

PALABRAS CLAVE: cipermetrina, fitoplancton, microcosmos, zooplancton, río Paraná

SUMMARY: *Evaluation of the effects of the cypermethrin (pyrethroid) on the phytoplankton in microcosms*

The aim of the present work is to study the impact of the cypermethrin on the phytoplankton of our region bearing in mind the zooplankton for the complete analysis and interpretation of the results. Tests of chronic toxicity were made at microcosms level using three different concentrations of cypermethrin together with a control sample. The samplings were carried out along ten weeks. In the experience, the peculiar characteristics regarding density, richness and composition of the phytoplankton were watched as well as the density of the different groups of zooplankton and environmental variables. The phytoplankton did not show a direct negative effect due to the cypermethrin.

The changes in the relative densities of the different groups can be attributed to an indirect effect caused by the trophic impact of the zooplankton. The rotifers were not affected and the cladoceran and copepods showed, in the first weeks, after the use of

cypermethrin, a decrease of abundance in some cases followed by an increase of rotifers whose competitive ability was beneficial.

KEYWORDS: cypermethrin, phytoplankton, microcosms

Introducción

Los cuerpos de agua son receptores de pesticidas derivados de las prácticas agrícolas por vía del escurrimiento o lavado de áreas de uso agrícola adyacentes (1, 2).

Entre los "insecticidas" disponibles en el mercado actual, los piretroides ocupan un lugar destacado y se usan ampliamente debido a su frecuentemente baja toxicidad sobre aves y mamíferos (3). Sin embargo, pueden ser altamente tóxicos para los organismos acuáticos y incluidos los peces, aún a bajas concentraciones (4, 5). Entre los piretroides, la cipermetrina (piretroide tipo II), es uno de los más utilizados por su efectividad contra los insectos plagas de la agricultura (6).

Entre el fitoplancton y zooplancton ocurren una serie de interacciones bióticas, analizadas principalmente en el marco de los modelos del top-down y bottom-up (7, 8) que resultan insoslayables al momento de hacer un análisis sobre estas comunidades. Como el zooplancton pastorea sobre el fitoplancton, la reducción de abundancia de heterótrofos por la acción del insecticida, puede tener un efecto de cascada en los ecosistemas acuáticos, provocando un incremento en la abundancia del fitoplancton (9). Resultados en estudios de microcosmos y mesocosmos han demostrado que los piretroides, pueden cambiar la estructura de las comunidades del zooplancton y fitoplancton (10, 11, 12, 13). Sobre la cipermetrina, se han efectuado estudios acerca del efecto de

este tóxico, sobre las algas que se encuentran en el suelo (14). Pero en general, son escasos y pocos específicos los antecedentes sobre la incidencia de este pesticida sobre el fitoplancton (10, 11, 15, 16, 2).

No existen estudios similares en el área de la planicie de inundación del río Paraná, los efectuados por los autores mencionados fueron realizados en el Hemisferio Norte, donde se encuentran importantes diferencias en cuanto a composición y estructura de tallas del plancton respecto del que hallamos en nuestra región.

El objetivo del presente trabajo, fue conocer el impacto puntual de una única dosis de la cipermetrina sobre el fitoplancton de la planicie de inundación del río Paraná Medio, teniendo en cuenta también al zooplancton para su análisis integral e interpretación de los resultados y evaluar de este modo, cuanto tiempo necesitan estas comunidades para recuperarse y volver a un estado semejante al inicial, previo a la aplicación del compuesto.

Material y Métodos

Se realizaron ensayos de toxicidad crónica a nivel de microcosmos. Para ello se utilizaron 8 tanques de plástico blanco opaco, con una capacidad de volumen de 60 litros, ubicados bajo techo de plástico transparente, bien expuesto a la luz natural. Agua, plancton y sedimentos se extrajeron de una laguna de la Isla Peruhil aproximadamente,

a 12 km. de la ciudad de Santa Fe y al este del río Colastiné (efluente del Río Paraná) que actúa como regulador.

Luego de un período de aclimatación, en el cual se realizaron muestreos semanales, se aplicó una dosis única de las siguientes concentraciones de cipermetrina 0,01 (C1); 0,02 (C2) y 0,04 (C3) $\mu\text{g/l}$ con sus respectivas réplicas, se utilizaron dos controles (Co) a los que no se les agregó cipermetrina comercial (CAS N°. 52315-07-8) Argengric, Argentina. El producto comercial consiste en 2.5 % w/w CY en xileno acuoso.

Semanalmente, durante un período de 10 semanas se extrajeron muestras de fitoplancton, para lo cual se tomaron 100 cc de agua superficial; las muestras se fijaron "in situ" con solución ácida de Lugol. A fin de obtener información complementaria del nivel trófico superior se tomaron muestras de zooplancton, de dos litros que posteriormente fueron filtrados por una red de 40 μm de abertura de malla; las muestras de zooplancton se fijaron con formol al 10%. *In situ* se midió oxígeno disuelto con un oxímetro YSI, modelo 54 A, pH con meter Orion modelo 420 A y temperatura del agua. Diariamente los tanques fueron controlados en su nivel de agua y aireados mediante suave agitación manual superficial para evitar estratificación.

La experiencia se realizó desde el 16/5/2003 al 17/07/2003.

La abundancia total y de cada una de las especies de algas fitoplanctónicas se estimó a partir de muestras de 100 ml. fijadas con lugol y sedimentadas con un volumen de 50 ml en cámaras desmontables siguiendo la metodología estandarizada (17). Se estimó únicamente la densidad numérica del zooplancton total, macrozooplancton (cladóceros y copépodos) y microzooplancton (rotíferos y nauplios). El zooplancton fue

analizado cuantitativamente bajo microscopio binocular.

Se calculó la diversidad específica (18) y equitatividad (E)

Se realizó un Análisis de la Varianza (ANOVA), previamente se verificó que los datos tengan distribución normal y se realizó el cálculo de la prueba de Bartlett a fin de comprobar la homogeneidad de las varianzas. Posteriormente al análisis de varianza (ANOVA), se hicieron comparaciones Pos-Hoc. Para aquellos casos en donde los datos no cumplieron con alguno de los supuestos que exige el Análisis de la Varianza convencional, se recurrió a la estadística no paramétrica utilizando Análisis de Varianza de un factor de Kruskal-Wallis (H). Finalmente se realizó un Análisis de Componentes Principales.

Resultados y Discusión

Análisis entre microcosmos durante la ACLIMATACIÓN

La misma se llevó a cabo en las tres primeras semanas del período de estudio. En el análisis estadístico no se observaron diferencias significativas entre los microcosmos durante la aclimatación, teniendo en cuenta las variables físico-químicas y biológicas (Tabla 1).

Tabla 1: Promedio para cada tratamiento de las variables estudiadas durante el período de aclimatación (antes del agregado de cipermetrina). Co = Control; C1= 0,01 µg/l de cipermetrina; C2= 0,02 µg/l de cipermetrina y C3= 0,04 µg/l de cipermetrina. Estadístico H = (Kruskal-Wallis).

Variable	Tratamiento	Medias	Estadístico H	p	Contrastes
Temperatura (°C)	Co	15,95	0,81	0,8469	no existen diferencias significativas
	C1	15,87			
	C3	15,85			
	C2	15,80			
Oxígeno (mg/l)	C1	10,05	0,01	0,9996	no existen diferencias significativas
	Co	10,03			
	C2	9,95			
	C3	9,93			
pH	C3	7,21	7,51	0,0552	no existen diferencias significativas
	C2	7,13			
	C1	7,06			
	Co	6,75			
Densidad de fitoplancton total (ind./ml)	C3	686,00	6,63	0,0839	no existen diferencias significativas
	C2	630,33			
	C1	291,67			
	Co	227,00			
Riqueza del fitoplancton	C2	18,67	1,92	0,5813	no existen diferencias significativas
	C3	16,33			
	Co	15,67			
	C1	15,00			
Diversidad del fitoplancton	C2	3,47	4,13	0,2479	no existen diferencias significativas
	C1	3,17			
	Co	3,05			
	C3	2,81			
Equitatividad del fitoplancton	C1	0,86	1,92	0,5885	no existen diferencias significativas
	C2	0,83			
	Co	0,80			
	C3	0,71			
Cloroficeae (ind./ml)	C3	434,67	7,05	0,0703	no existen diferencias significativas
	C2	236,67			
	C1	90,67			
	Co	68,67			
Criptoficeae (ind./ml)	C3	323,33	2,55	0,4645	no existen diferencias significativas
	C2	109,67			
	Co	94,00			
	C1	77,00			

Variable	Tratamiento	Medias	Estadístico H	p	Contrastes
Rotíferos(ind./l)	C3	20,33	1,06	0,7622	no existen diferencias significativas
	C1	15,33			
	C2	15,33			
	Co	12,67			
Cladóceros (ind./l)	C1	52,67	0,46	0,9193	no existen diferencias significativas
	C3	52,67			
	C2	50,33			
	Co	50,00			
Copépodos (ind./l)	C3	58,00	1,13	0,7289	no existen diferencias significativas
	C1	47,67			
	Co	45,33			
	C2	45,00			
Nauplios (ind./l)	C2	100,33	5,40	0,1193	no existen diferencias significativas
	Co	98,00			
	C1	80,33			
	C3	73,00			
Densidad de zooplancton total (ind./l)	C2	211,00	2,29	0,5057	no existen diferencias significativas
	Co	206,00			
	C3	204,00			
	C1	196,00			

Análisis entre tratamientos

La aplicación de cipermetrina se llevó a cabo luego de la aclimatación y se realizaron muestreos por un período de siete semanas.

Variables físico-químicas

La temperatura registró una máxima de 20,90 °C (Co semana 5) y una mínima de 8,10 °C (C2 semana 6). El oxígeno disuelto varió entre 13,15 mg/l (C1 semana 7) y 8,85 mg/l (C3 semana 4). El mayor valor de pH fue de 7,99 (C2 semana 10) y el menor de 6,56 (Co semana 9).

Tanto la temperatura, como el oxígeno disuelto no registraron diferencias significativas entre los distintos microcosmos. Los registros de pH entre los diferentes tratamientos, luego del agregado de cipermetrina, arrojaron diferencias altamente significativas entre el control, con valores algo ácidos de pH y los microcosmos sometidos a distintas concentraciones de cipermetrina, con valores de pH por encima de la neutralidad (Tabla 2).

Tabla 2: Promedios para cada tratamiento de las variables fisicoquímicas estudiadas durante el período de aplicación de cipermetrina. Co = Control; C1= 0,01 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina; C2= 0,02 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina y C3= 0,04 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina. Estadístico F = (ANOVA).

Variable	Tratamiento	Medias	Estadístico F=(ANOVA)	P	Contrastes
Temperatura°C	Co	14,12	0,0005	0,9999	no existen diferencias significativas
	C1	14,09			
	C3	14,06			
	C2	14,03			
Oxígeno (mg/l)	C1	11,99	0,42	0,745	no existen diferencias significativas
	Co	11,69			
	C2	11,27			
	C3	11,23			
pH	C2	7,52	18,53	0,0001	A
	C3	7,51			A
	C1	7,44			A
	Co	6,84			B

Fitoplancton:

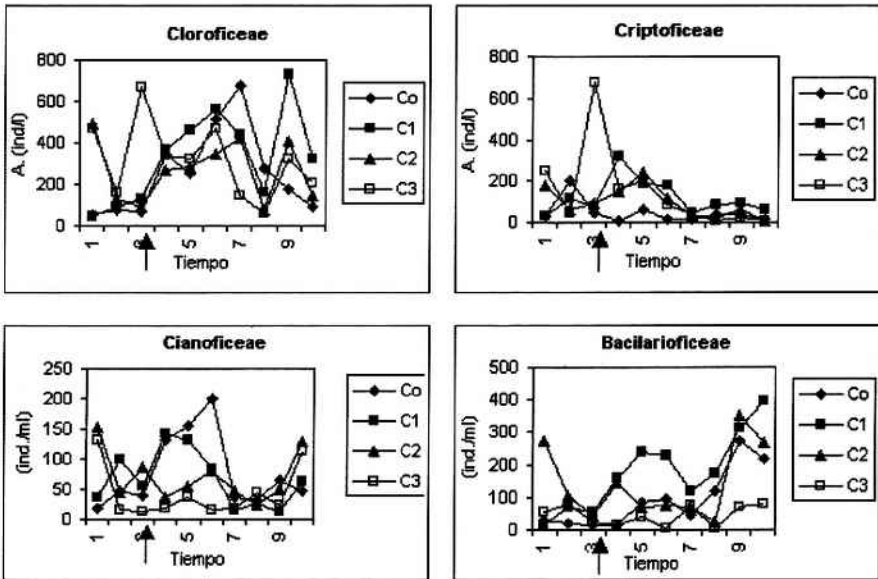
La riqueza específica disminuyó a 45 especies en el control, distribuidas en las siguientes clases: Cloroficeae (22), Cianoficeae (8) y Bacillarioficeae (8), Criptoficeae (3), Zigoficeae (3) y Ulotricoficeae (1). Los microcosmos con la primera concentración de cipermetrina (0.01 $\mu\text{g/l}$) registraron 42 especies en total, de las cuales 25, pertenecieron a Cloroficeae, Cianoficeae (7), Bacillarioficeae (6), Criptoficeae (3) y Zigoficeae (1). Los microcosmos con la segunda concentración de cipermetrina (0.02 $\mu\text{g/l}$) presentaron 40 especies en total: Cloroficeae (22), Cianoficeae (5), Bacillarioficeae (8), Criptoficeae (3) y Zigoficeae y Ulotricoficeae (1). El menor valor de riqueza total (38 especies) se presentó en los microcosmos sujetos

a la mayor concentración de cipermetrina (0.04 $\mu\text{g/l}$) y se distribuyeron de la siguiente forma: Cloroficeae (20), Bacillarioficeae (7), Cianoficeae (6), Criptoficeae (3) y Zigoficeae y Ulotricoficeae (1).

La diversidad específica varió entre 1,98 bits (C1 semana 10) y 3,78 bits (C1, semana 4). En cuanto a la equitatividad el máximo valor fue: 0,89 (C2 semana 8) y el mínimo de 0,53 (C1 semana 10). La densidad algal varió en un amplio rango: 113 ind./ml (C3 semana 8) y 1152 ind./ml (C1 semana 9).

Las Cloroficeae oscilaron entre 59 ind./ml (C3 semana 8) y 729 ind./ml (C1 semana 9). Las Criptoficeae entre 5 ind./ml (C3 en la semana 8) y 319 ind./ml (C1, semana 4) y fueron menos abundantes que las Cloroficeae (Figura 1).

Figura 1: Abundancia total (ind./ml) de Cloroficeae, Criptoficeae, Cianoficeae y Bacilarioficeae durante la aclimatación y en los distintos tratamientos con cipermetrina durante la experiencia 1. La flecha indica el momento de agregado del tóxico.



Referencias: Co = control; C1 = concentración 0.01 µg/l; C2 = concentración 0.02 µg/l; C3 = concentración 0.04 µg/l.

Se observaron diferencias significativas en los valores promedio de densidad fitoplanctónica entre tratamientos ($p = 0,0135$), los menores registros correspondieron al tratamiento con mayor concentración de cipermetrina (C3) mientras que los mayores promedios de abundancia algal se presentaron en el control (Co) y en el tratamiento con menor concentración del tóxico (C1) (Tabla 3). En la tabla 3 se analizan las dos clases algales (Cloroficeae y Criptoficeae) que fueron afectadas indirectamente por la muerte de los organismos pertenecientes al zooplancton.

Tabla 3: Promedio para cada tratamiento de las diferentes variables fitoplanctónicas estudiadas durante el período de agregado de cipermetrina. Co = Control; C1= 0,01 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina; C2= 0,02 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina y C3= 0,04 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina. Estadístico F = (ANOVA).

Variable	Tratamiento	Medias	Estadístico F	p	Contrastes
Densidad de fitoplancton total (ind./ml)	C1	864,14	4,38	0,0135	B B A B A A
	Co	684,43			
	C2	584,43			
	C3	422,29			
Riqueza del fitoplancton	C1	18,14	1,49	0,2425	no existen diferencias significativas
	Co	17,71			
	C2	16,29			
	C3	14,29			
Diversidad del fitoplancton	Co	3,09	0,63	0,6048	no existen diferencias significativas
	C2	2,94			
	C1	2,89			
	C3	2,73			
Equitatividad del fitoplancton	Co	0,76	0,73	0,5446	no existen diferencias significativas
	C2	0,75			
	C3	0,73			
	C1	0,70			
Cloroficeae (ind./ml)	C1	434,71	1,51	0,2362	no existen diferencias significativas
	Co	333,14			
	C2	278,86			
	C3	266,43			
Criptoficeae (ind./ml)	C1	138,71	2,53	0,0809	no existen diferencias significativas
	C2	90,29			
	C3	74,57			
	Co	28,29			
Cianoficeae (ind./ml)	C3	38,79	1,56	0,2243	no existen diferencias significativas
	C2	60,43			
	C1	67,14			
	Co	95,57			
Bacilarioficeae (ind./ml)	C3	40,50	5,18	0,0066	A A B A B B
	Co	120,57			
	C2	142,93			
	C1	232,07			

Las Bacilarioficeas presentaron diferencias significativas en su abundancia promedio entre tratamientos, debido a una respuesta indirecta al agregado de cipermetrina. La mayor densidad promedio se observó en el microcosmos con menor concentración del tóxico, siendo menor el registro en el tratamiento con mayor concentración (Tabla 3). Una explicación, es que en los microcosmos con bajas concentraciones de cipermetrina el zooplancton, poco afectado, podría ejercer una mayor presión de pastoreo sobre las algas palatables y de este modo disminuye la competencia entre algas, beneficiándose las diatomeas por cuanto su cubierta de sílice las hace menos adecuadas como alimento. Con el agregado de mayores niveles de cipermetrina, el zooplancton decayó y consecuentemente disminuiría la presión de pastoreo y aumentaría la competencia por los recursos entre los diferentes grupos algales. Esto coincide, con el comportamiento observado en *Cyclotella* en estudios realizados por (11).

La riqueza de especies, luego del agregado de cipermetrina, fue comparativamente mayor en el control y en el tratamiento con menor concentración que en los microcosmos sometidos a mayores concentraciones del tóxico; no obstante, estas diferencias no llegaron a ser estadísticamente significativas (Tabla 3). Otros autores han observado que el impacto de un tóxico sobre una comunidad puede influir sobre la riqueza específica, produciendo una disminución en el número de especies (19, 20).

Zooplancton:

La densidad del zooplancton, varió en un amplio rango: entre 91 ind./l (C3 en semanas 4 y 7) y 361 ind./l (Co semana 10).

Los rotíferos oscilaron entre 8 ind./l (C3 semana 4) y 90 ind./l (C3 semana 8) (Figura

2). En el control la densidad de los rotíferos estuvo por debajo de la abundancia de cladóceros y copépodos a lo largo de todo el período de estudio. Pero en los tratamientos, principalmente a partir de la segunda semana, aumentaron a lo largo del tiempo (Figura 2). En el tratamiento con mayor concentración de cipermetrina (0.04 $\mu\text{g/l}$) se registraron los mayores valores y a la menor concentración del insecticida la abundancia fue menor.

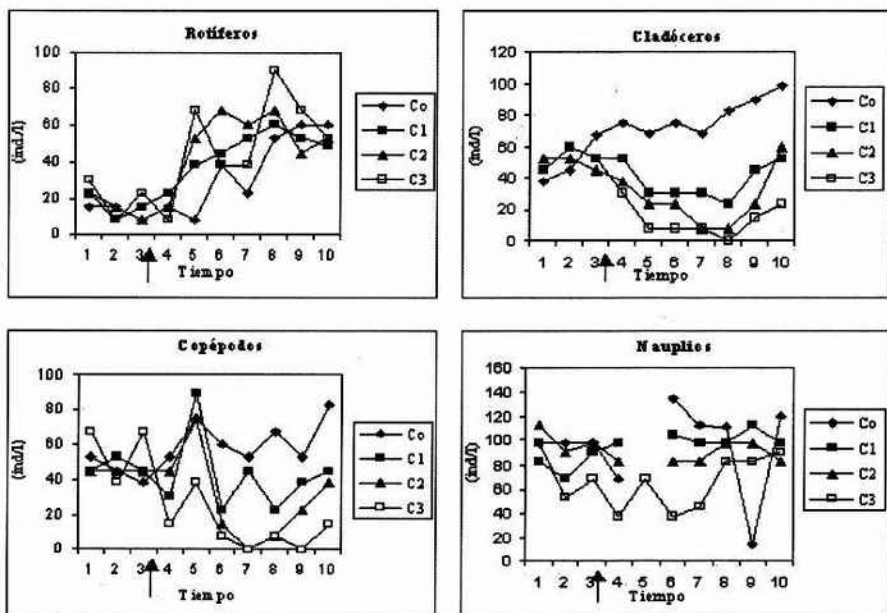
Los cladóceros estuvieron ausentes en la concentración mayor en la semana 8 y su mayor valor (98 ind./l) se observó en el control en la semana 10. En el control fueron el grupo más abundante del zooplancton y aumentaron de manera creciente hasta la última semana de estudio. En contraposición a lo que ocurrió con los rotíferos, los cladóceros disminuyeron con el aumento de las concentraciones de cipermetrina (4). En todos los tratamientos, se observó una disminución marcada de este grupo después del agregado del insecticida (Figura 2).

Los copépodos estuvieron ausentes en los tratamientos C2 y C3 durante la semana 7 y en el último tratamiento, también en la semana 9. El mayor registro de este grupo fue de 90 ind./l (C1 semana 5). En el control y durante la aclimatación no presentan grandes variaciones en su densidad. Dos semanas después de la aplicación de cipermetrina, la densidad fue inversamente proporcional a las concentraciones de ésta, registrándose la menor abundancia a mayor concentración. La densidad del grupo en las tres concentraciones, fue menor a la del control (Figura 2).

Los nauplios estuvieron ausentes en el control y en las concentraciones baja y media de la semana 5. El mayor valor: 135 ind./l se registró en el control en la semana 6. En el control presentaron una considera-

ble fluctuación en su densidad. En los microcosmos con cipermetrina los nauplios se mantuvieron en niveles altos en las distintas concentraciones (Figura 2).

Figura 2: Abundancia total (ind./l) de los grupos de zooplancton, en los microcosmos control y con las tres concentraciones de cipermetrina en la experiencia 1.



Referencias: Co = control, C1 = concentración 0.01 µg/l; C2 = concentración 0.02 µg/l; C3 = concentración 0.04 µg/l.

Se observaron diferencias altamente significativas en la densidad total de zooplancton, entre el control y los tratamientos con mayores concentraciones de cipermetrina ($p = 0,0009$). El control y la menor concentración del tóxico presentaron la mayor abundancia del zooplancton, mientras que los tratamientos C2 y C3 presentaron los menores promedios de densidad, probablemente debido al efecto de insecticida que tiene la cipermetrina sobre los heterótrofos (5,6,10,11,12) (Tabla 4).

Tabla 4: Promedio para cada tratamiento de las diferentes variables zooplanctónicas estudiadas durante el período de agregado de cipermetrina. Co = Control; C1= 0,01 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina; C2= 0,02 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina y C3= 0,04 $\mu\text{g/l}$ de cipermetrina. Estadístico F = (ANOVA).

Variable	Tratamiento	Medias	Estadístico F	P	Contrastes
Rotíferos ind./l	C3	51,86	0,85	0,48	no existen diferencias significativas
	C2	51,81			
	C1	45,86			
	Co	36,71			
Cladóceros ind./l	C3	13,14	32,34	0,0001	A AB B C
	C2	26,14			
	C1	37,71			
	Co	79,57			
Copépodos ind./l	Co	63,57	8,76	0,0004	C CB BA A
	C1	42,00			
	C2	29,14			
	C3	12,00			
Nauplios ind./l	C1	87,14	0,45	0,7191	no existen diferencias significativas
	Co	80,29			
	C2	75,43			
	C3	63,57			
Densidad de zooplancton total ind./l	Co	260,14	7,73	0,0009	C CB BA A
	C1	212,71			
	C2	182,43			
	C3	140,57			

La disminución en el zooplancton, particularmente de los de mayor talla, copépodos y cladóceros, observada en los microcosmos tratados con cipermetrina, redujo la presión de pastoreo sobre el fitoplancton y produjo un aumento en la actividad fotosintética que provocó una leve alcalinización del medio. Esto quedó reflejado, como se explicó con anterioridad, en las diferencias altamente significativas encontradas en los valores de pH entre el control (levemente ácido) y los distintos tratamientos. Se ha señalado que la muerte del zooplancton en medios tratados con insecticidas incrementa la mineralización modificando el pH. (21).

No se observaron diferencias significativas en las densidades de rotíferos y nauplios en relación a la concentración de cipermetrina en el medio, esto se debe a que estos grupos son menos sensibles a la acción de agroquímicos (19, 22).

Por el contrario, como se señaló anteriormente, la densidad de cladóceros y copépodos, decayó abruptamente a medida que incrementó la concentración de cipermetrina en el agua, siendo mínima en aquellos microcosmos correspondientes a la mayor concentración del tóxico (0,01 y 0,04 respectivamente) (19) (Tabla 4).

En general las variables físico-químicas no experimentaron variaciones entre el control y los tratamientos, por lo que no es de esperar una influencia negativa sobre los organismos planctónicos. Este tóxico, en común con otros insecticidas piretroides sintéticos, es relativamente estable bajo condiciones variables de temperatura, humedad, radiación solar y tiene una volatilización muy baja (10). Este piretroide es también secuestrado por las partículas de suelos y sedimentos, siendo absorbido rápida y fuertemente por la materia orgánica (10). Estudios en ecosistemas naturales, han demostrado que la desaparición de la cipermetrina de la superficie del agua ocurre en las primeras 24 hs (11).

Composición taxonómica y densidades relativas del fitoplancton y zooplancton:

Considerando la información biológica obtenida en las diez semanas de duración de la experiencia (período de aclimatación más período de tratamientos con diferentes concentraciones de cipermetrina) se observa que para el fitoplancton, la clase dominante, en densidad relativa, correspondió en el control a las Cloroficeae (57 %) seguidas de las Bacilarioficeae (21%); Criptoficeae (17%) y Cianoficeae (5%). Las restantes clases (Ultoficoficeae y Zygoficoficeae), participaron con valores inferiores al 1 %. En la concentración menor (C1) la clase Cloroficeae fue dominante (51 %) seguida de las Bacilarioficeae (27%); Criptoficeae (14%) y Cianoficeae (8%). En las concentraciones media y mayor (C2 y C3), la clase Cloroficeae fue dominante (39 % y 63%) siendo las Criptoficeae subdominante (33% y 18%) seguida de Bacilarioficeae (20% y 10%) y Cianoficeae (8% y 9%) respectivamente.

El cambio en el reemplazo de subdominancia de las Criptoficeas por las Bacilarioficeas, se debió a la menor presión de

predación que ejercieron los microcrustáceos sobre esta clase en los microcosmos con altas concentraciones del tóxico (23). Al igual que en el control, las restantes clases (Ultoficoficeae y Zygoficoficeae), participaron con valores inferiores.

Las clases: Euglenoficeae, Crisoficeae y Dinoficeae fueron esporádicas y representaron un valor menor al 1% durante el período de aclimatación.

Las especies de Cloroficeae que fueron constantes a lo largo de la experiencia, tanto en el control como en las distintas concentraciones de cipermetrina fueron: *Monoraphidium contortum*, *M. griffithii*, *M. minutum*, *Nephrocelmis angulata*, *Scenedesmus acuminatus*, *Sc. acutus*, *Scenedesmus eornis* y *Selenastrum gracile* (Tabla 5).

Tabla 5: Lista de especies de algas halladas en más del 5 % de las muestras en los microcosmos controles y en los sometidos a cipermetrina.

CIANOFICEAE

- Anabaena arnoldii* Aptekarj
- Aphanizomenon aphanizomenoides* (Forti) Hor. & Kom.
- Aphanocapsa delicatissima* W. & G.S. West
- Limnothrix planctónica* (Wolosz.) Meff
- Lyngbya limnetica* Lemm.
- Merismopedia tenuissima* Lemm.
- Microcystis aeruginosa* Kütz.
- Raphidiopsis mediterránea* Skuja

CLOROFICEAE

- Crucigeniella rectangularis* (Näg.) Kom.
- Chlamydomonas* sp.1
- Kirchneriella irregularis* (Smith) Korsch.
- Monoraphidium contortum* (Thurp.) Kom
- Monoraphidium griffithii* (Berk.) Kom.-Legn.
- Monoraphidium minutum* (Näg.) Kom.-Legn.
- Nephrocelmis angulata* (Korsch.) Skuja
- Scenedesmus acuminatus* (Lagerh.) Chod.
- Scenedesmus acutus* Meyer

Scenedesmus ecomis (Ralfs) Chod.
Scenedesmus quadricauda (Turp.) Bréb.
Selenastrum gracile Reinsch
Sphaerocystis schroeteri Chodat

BACILARIOFICEAE

Cyclotella meneghiniana Kütz.
Eunotia sp.1
Navicula capitata Ehr.
Navicula sp.1
Navicula sp.2
Pinnularia microstaurum (Ehr.)
Synedra ulna (Nitzsch.) Ehr.

CRIOPTOFICEAE

Chroomonas acuta Uterm.
Cryptomonas ovata Ehr.
Cryptomonas marssonii Skuja

Las Criptoficeae estuvieron representadas por tres especies a lo largo de todo el período de estudio: *Chroomonas acuta*, *Cryptomonas ovata* y *Cryptomonas marssonii*. En la clase Bacilarioficeae, una especie fue constante durante el período de estudio: *Cyclotella meneghiniana*. Las Cianoficeae *Lyngbya limnetica* y *Raphidiopsis mediterránea* fueron las especies que estuvieron siempre presentes.

En cuanto al zooplancton, en el control los nauplios fueron dominantes (39 %) seguido de cladóceros (27%); copépodos (24%) y rotíferos (10%). En el tratamiento con la menor concentración de cipermetrina, los nauplios fueron dominantes (40%), seguidos de rotíferos (22%), copépodos (20%) y cladóceros (18%). En la concentración media fueron dominantes los nauplios (42%), seguido de rotíferos (28%), cladóceros (16%) y copépodos (14%). En la concentración mayor también fueron dominantes los nauplios (50%), seguidos de rotíferos (29%), copépodos (13%) y cladóceros (8%). Los nauplios fueron dominantes en todos los tratamientos y la mayor diferencia entre

estos y el control estuvo dado por la participación creciente de los rotíferos a medida que se incrementó la concentración de cipermetrina, 22, 28 y 29% en los tratamientos C1, C2 y C3 respectivamente. Cladóceros y copépodos se vieron afectados con las mayores concentraciones.

Análisis de Componentes Principales:

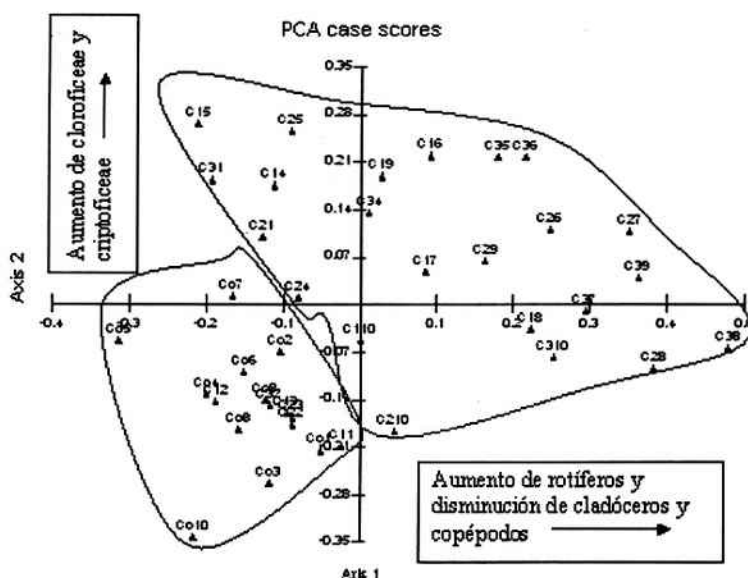
El análisis de componentes principales utilizando los datos de cloroficeae, criptoficeae, rotíferos, cladóceros, copépodos, nauplios, permitió resumir la información en dos componentes que explicaron el 57,71 % de la variación total.

El primer componente explicó el 33,95 % de la variación total, las variables que mayor información aportaron al mismo fueron las densidades de rotíferos, cladóceros y copépodos. Hacia la parte positiva del primer componente se agruparon los muestreos de los microcosmos sometidos a las distintas concentraciones de cipermetrina, caracterizados por altos valores de densidad de rotíferos y bajos registros de cladóceros y copépodos. Hacia la parte negativa de este componente se agruparon las muestras correspondientes a los microcosmos controles (sin cipermetrina) y a los microcosmos durante el período de aclimatación, caracterizadas por presentar bajos valores de abundancia de rotíferos, y altos valores de copépodos y cladóceros.

El segundo componente aportó el 23,76% de la variación total y las variables que mayor información aportaron fueron las abundancias de cloroficeae y criptoficeae. Hacia la parte positiva de este componente, se agruparon los microcosmos tratados con cipermetrina; que se caracterizaron por presentar las mayores abundancias de cloroficeae y criptoficeae, mientras que en la región negativa se situaron las muestras de

los controles y del período de aclimatación, con menores registros de abundancia de éstos grupos algales (Figura 3).

Figura 3: Análisis de Componentes Principales.



Referencias: Co 1,2,3,4,5,6,7,8,9 y 10 = control en la semana 1,2,3,...; C1 (1,2,3,4,5,6,7,8,9 y 10) = concentración 0.01 $\mu\text{g/l}$ en la semana 1,2,3,...; C2 (1,2,3,4,5,6,7,8,9 y 10) = concentración 0.02 $\mu\text{g/l}$ en la semana 1,2,3,...; C3 (1,2,3,4,5,6,7,8,9 y 10) = concentración 0.04 $\mu\text{g/l}$ en la semana 1,2,3,...

El fitoplancton no acusó un efecto directo negativo por la cipermetrina. Los cambios que se produjeron en las densidades relativas de los distintos grupos, pueden principalmente atribuirse a un efecto indirecto causado por el impacto trófico del zooplancton (19, 8, 24). En este último los rotíferos no fueron afectados por la cipermetrina y en cambio cladóceros y copépodos presentaron en las primeras semanas luego de la aplicación de la cipermetrina una disminución de la abundancia, en algunos casos seguido de un aumento de rotíferos, los cuales vieron beneficiada su habilidad competitiva (19).

En la composición de taxa del zooplancton el efecto directo de un insecticida, implica a menudo un cambio de especies con diferentes estrategias alimentarias y distinto espectro de presa (19), de este modo, la presión de depredación sobre el fitoplancton cambia y la composición algal es controlada por los cambios de los crustáceos (19; 25; 26). El consumo selectivo sobre la base del tamaño de las algas, que hacen los crustáceos de mayor talla, puede alterar las sucesiones del fitoplancton (27, (19, 8). En tal sentido los efectos de distintas sustancias químicas sobre los organismos

zooplanctónicos, pueden afectar también indirectamente al fitoplancton en su abundancia total o en las estructuras de clases y tamaño (19, 25, 26).

Este insecticida provocó un efecto top-down, cuando filtradores como copépodos y cladóceros, sensibles al contaminante (10, 22, 28, 24, 26), disminuyeron su abundancia por el agregado del tóxico, mientras que en las algas, particularmente en algunos grupos, se produjo un incremento al disminuir la herbivoría (19, 8, 24). Otros organismos como rotíferos y nauplios fueron más resistentes a la acción del contaminante.

En los tratamientos con la cipermetrina en todas las concentraciones la clase Cloroficeae aportó el mayor número de especies, las clorococales fueron las algas que tuvieron mayor aporte de especies y con una sostenida presencia a lo largo de la experiencia. En gran parte de estudios realizados en microcosmos sometidos a insecticidas, la dominancia de la clase Cloroficeae, es consecuencia de que sus especies presentan una alta tasa de crecimiento (C-estrategas) con respecto a otras clases (20).

En lo referente a la composición del fitoplancton por tamaño en general, predominaron las especies de tallas pequeñas. Las especies más abundantes que estuvieron presentes en forma constante en las tres experiencias a lo largo de los períodos de estudio fueron: *Monoraphidium minutum* (Cloroficeae), *Cryptomonas ovata* y *Cryptomonas marssonii* (Criptoficeae). Estas especies se caracterizaron por su tamaño disponible para la alimentación del zooplancton, lo cual favoreció la depredación.

En microcosmos tratados con las distintas concentraciones de cipermetrina los rotíferos alcanzaron niveles altos incluso superaron a los valores de aclimatación y control (19). Los rotíferos fueron subdominante lue-

go de los nauplios después del tratamiento con el tóxico. Estos aumentos fueron el resultado de éxito en la competencia por el alimento debido a la disminución de cladóceros, copépodos y nauplios (22; 9).

Las concentraciones muy pequeñas de pesticidas pueden provocar cambios importantes en la estructura del zooplancton y ello puede a su vez afectar a los niveles tróficos adyacentes (19). La desaparición o disminución del zooplancton y un posterior incremento del fitoplancton, facilita el deterioro de la calidad de los ambientes acuáticos (29, 19).

Conclusiones

No se observó un efecto directo negativo de la cipermetrina sobre la abundancia del fitoplancton.

Se observó un efecto indirecto de la cipermetrina sobre la estructura del fitoplancton. Las algas de menor tamaño, Cloroficeae y Criptoficeae incrementaron su abundancia, conjuntamente con la disminución de los crustáceos, como consecuencia del menor impacto por depredación.

Los grupos del zooplancton analizados (rotíferos, cladóceros, copépodos y nauplios) se comportaron de manera diferente, luego del agregado de cipermetrina. Los rotíferos y nauplios fueron los más resistentes al tóxico, cladóceros y copépodos, que constituyen el macrozooplancton, disminuyeron con el aumento de las concentraciones de cipermetrina.

La disminución de cladóceros y copépodos favoreció el predominio de los rotíferos, al bajar la competencia intrazooplanctónica por el alimento.

Puede esperarse que en los ambientes naturales, la cipermetrina, pese a su escaso tiempo de permanencia en el agua y aún en bajas concentraciones, provoque alteracio-

nes o cambios en la estructura de la comunidad planctónica disminuyendo la proporción de microcrustáceos con el consiguiente descenso del nivel de control del fitoplancton por el zooplancton. El presente trabajo permitió demostrar como un insecticida comúnmente utilizado para el control de plagas, puede disminuir la calidad de los cuerpos de agua, al afectar directamente al zooplancton e indirectamente al fitoplancton.

Bibliografía

- Di Marzio, W.D., Sáenz, M., Alberdi, J., Tortorelli, M. y Galassi S. 2005. Risk assessment of domestic and industrial effluents unloaded into a freshwater environment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **61**:(3): 380-391
- Junghans, M., Backhaus, T., Faust, M., Scholze, M. y Grimme, L.H., 2006. Application and validation of approaches for the predictive hazard assessment of realistic pesticide mixtures. *Aquatic Toxicology*. **76**: (2): 93-110.
- Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes de la República Argentina (C.A.S.A.F.E.), 1995. Guía de Productos Fitosanitarios para la República Argentina. 7ma Ed. Buenos Aires.
- Wheelock, C.E., Miller, J.L., Miller, M.J., Phillips, B.M., Gee, S.J., Tjeerdema, R.S. y Hammock, B.D., 2005. Influence of container adsorption upon observed pyrethroid toxicity to *Ceriodaphnia dubia* and *Hyalella azteca*. *Aquatic Toxicology*. **74**: (1): 47-52.
- Jaensson, A., Alexander P. Scott, A.P., Andrew Moore, A., Henrik Kylin, H. y Olsén, K.H., 2007. Effects of a pyrethroid pesticide on endocrine responses to female odours and reproductive behaviour in male parr of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Aquatic Toxicology*. **81**:(1):1-9.
- Crossland, N.O. 1982. Aquatic toxicology of Cypermethrin and biological effects in pond experiments. *Aquatic Toxicol.* **2**, 205-222
- McQueen, D.J., Johannes, M.R.S. Post, J.R., Steward, T.J. & D.R.S. Lean. 1989. Bottom-up and top-down impacts on freshwater pelagic community structure. *Ecol. Monogr.* **59**: 289-309.
- Lynn, S.G., Price, D.J., Birge, W.J. y Kilham, S.S., 2007. Effect of nutrient availability on the uptake of PCB congener 2,2',6,6'-tetrachlorobiphenyl by a diatom (*Stephanodiscus minutulus*) and transfer to a zooplankton (*Daphnia pulicaria*). *Aquatic Toxicology*. **83**: (1): 24-32.
- Cedergreen, N., Kamper, A. y Streibig, J.C., 2006. Is prochloraz a potent synergist across aquatic species? A study on bacteria, daphnia, algae and higher plants. *Aquatic Toxicology*. **78**: (3): 243-252.
- Friberg-Jensen, U., Wendt-Rasch, B., Woin, P. y K. Christoffersen. 2003. Effects of the pyrethroid insecticide, cypermethrin, on a freshwater community studied under field conditions. I. Direct and indirect effects on abundance measures of organisms at different trophic levels. *Aquat. Toxicol.* **63**:357-371.
- Wendt-Rasch, L., Friberg-Jensen, U., Woin, P. y Christoffersen, K. 2003a. Effects of the pyrethroid insecticide cypermethrin on a freshwater community studied under field conditions. II Direct and indirect effects on the species composition. *Aquatic Toxicol.* **62**: 373-389.
- Christensen, B.T., Lauridsen T.L., Ravn, H.W. y Bayley, M. 2005. A comparison of feeding efficiency and swimming ability of *Daphnia magna* exposed to cypermethrin. *Aquatic Toxicol.* **73**: 210-220.
- Fernández, M. D, Cagigal, E., Vega, M.M., Urzelai, A., Babín, M., Pro, J. Y Tarazona, J.V., 2005. Ecological risk assessment of contaminated soils through direct toxicity assessment. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. **62**:(2): 174-184.
- Megharag, M., Venkateswarlu K. y Rao S. 1987. Influence of Cypermethrin an Fenvalerate

- on a Green Alga and Three Cyanobacteria Isolated from Soil. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* **14**: 142-146
15. Fleeger, J.W., Carman, K.R. y Nisbet, R.M. 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Sc. Environ.* **317**: 207-233.
16. Pesce S., Fajon, C., Bardot, C., Bonnemoy, F., Portelli, C. y Bohatier, J., 2006. Effects of the phenylurea herbicide diuron on natural riverine microbial communities in an experimental study. *Aquatic Toxicology.* **78**: (4): 303-314.
17. Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkammnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Int. Verein. Limnol.* **9**: 1-38
18. Shannon, C.E. y Weaver, W. 1949. *The mathematical Theory of communication.* The University of Illinois Press. Urbana.177pp.
19. Hense, B. A., Gerhard Welzl, G., Severim, G.F. y Karl-Werner Schramm, K.W. 2005. Nonylphenol induced changes in trophic web structure of plankton analysed by multivariate statistical approaches. *Aquatic Toxicology.* **73**: (2): 190-209.
20. Jianyi M., Lu, N., Qin, W., Xu, R., Wang, Y. y Xining Chen, X., 2006. Differential responses of eight cyanobacterial and green algal species, to carbamate insecticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* **64**: (2): 122-127.
21. Fliedner, A y Klein, W. 1996. Effects of Lindane on the Planktonic Community in Freshwater Microcosms. *Ecotoxicol. Environ Saf.* **33**: 228-235.
22. Chang, K.H., Sakamoto, M. y Hanazato, T., 2005. Impact of pesticide application on zooplankton communities with different densities of invertebrate predators: An experimental analysis using small-scale mesocosms. *Aquatic Toxicology.* **72**: (4): 373-382.
23. Pérez-Martínez, C. y Cruz-Pizarro, L. 1995. Species-specific phytoplankton responses to nutrients and zooplankton manipulations in enclosure experiments. *J. Plank. Res.* **24**: (2) 89-96.
24. Rosa, E., Barata, C., Damásio, J, Bosch, M.P. y Guerrero, A., 2007. Aquatic ecotoxicity of a pheromonal antagonist in *Daphnia magna* and *Desmodesmus subspicatus*. *Aquatic Toxicology.* **79**: (3): 269-303.
25. Yeom, DH. y Adams, S.M., 2007. Assessing effects of stress across levels of biological organization using an aquatic ecosystem health index. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* **67**: (2): 287-295.
26. Takahashi, Y., Houjyo, T., Kohjimoto, T., Takagi, Y., Mori, K., Muraoka, T., Annoh, H., Ogiyama, K., Funaki I., Tanaka, K., Wada, Y. y Fujita, T. 2007. Impact of pretilachlor herbicide and pyridaphenthion insecticide on aquatic organisms in model streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety.* **67**: (2): 227-239.
27. Wetzel, R.G. 2001. *Limnology. Lakes and River Ecosystems.* Academic Press 1006 p.
28. Sánchez-Bayo, F. y Goka, K. 2006. Influence of light in acute toxicity bioassays of imidacloprid and zinc pyriithione to zooplankton crustaceans. *Aquatic Toxicology.* **78**: (3): 262-271.
29. José de Paggi, S. B.; 1997. Efectos de los pesticidas sobre el zooplancton de las aguas continentales: análisis revisivo. *FABICIB* 1:103-113