

# Efectos de los pesticidas sobre el zooplancton de las aguas continentales: análisis revisivo

José de Paggi, Susana B.

Escuela Superior de Sanidad, Facultad de Bioquímica y Ciencias Biológicas, Universidad Nac. del Litoral. Ciudad Universitaria, Paraje El Pozo, 3000 Santa Fe, Argentina.

Instituto Nacional de Limnología (CONICET) Macia 1933, 3016 Santo Tomé, Argentina.

**RESUMEN:** Los ecosistemas acuáticos se hallan expuestos al impacto de sustancias químicas; en años recientes se ha observado que los test de toxicidad a nivel de especies individuales no resultan adecuados en las evaluaciones de riesgo de los ecosistemas. Los estudios a nivel de comunidad, en cambio, constituyen una herramienta muy útil. En este trabajo se analiza críticamente la literatura para determinar los efectos más importantes de los pesticidas sobre el zooplancton de las aguas continentales. Los insecticidas carbamatos, organoclorados, organofosforados y piretrinas son tóxicos para el macrozooplancton (Cladóceros y Copépodos), generalmente en concentraciones menores de 10  $\mu\text{g/l}$ , los rotíferos son más tolerantes. Los herbicidas afectan a los grandes herbívoros del zooplancton principalmente por incidir en la disponibilidad de sus recursos alimentarios. La reducción de los crustáceos de mayor talla determina cambios en los patrones de competencia y los rotíferos incrementan su densidad. La diversidad se reduce significativamente y los cambios generales de la comunidad impactan en las redes tróficas.

**SUMMARY:** Aquatic ecosystem are impacted by toxic chemicals. In recent years it has become apparent that toxicity tests using single species are not adequate to assess the potential hazard of anthropogenic compounds. The studies of community-level impacts are very useful tool for understand the toxic effect on the ecosystems. A critical review of literature of this subject has been carried out to identify the more important effects the pesticides on zooplankton community. The carbamate, organochlorine, organophosphorus and synthetic pyrethroid insecticides are toxic to macrozooplankton (Cladocera and Copepoda), generally in concentrations lower than 10  $\mu\text{g/l}$ , rotifers are more tolerant. Herbicides has a pronounced effect on the larger herbivorous of the zooplankton, because the herbicides affect their food resource. The reduction of large crustaceans of the community results in changes of competition patterns and rotifers increased in density. Diversity is significantly reduced in communities exposed to pesticides, and the general changes impact on the trophic web.

## Introducción

El empleo de los pesticidas, significó desde el punto de vista económico un gran avance para el hombre, que pudo salvar un porcentaje importante de sus cosechas, que rutinariamente eran perdidas por la acción de insectos, hongos, malezas, etc. Pero el uso creciente de los mismos en todo el mundo en las últimas décadas (1) significó también la incorporación de sustancias xenobióticas a los ecosistemas acuáticos, es decir productos no naturales, sintetizados por el hombre, para los cuales, en general, la biota evolutivamente no desarrolló mecanismos para su metabolización.

Los ambientes acuáticos continentales son muy diversos y sus componentes abióticos y bióticos interactúan en forma compleja (2). La incorporación de sustancias químicas en el agua, aún cuando algunas tienen una alta tasa de degradación, provoca situaciones de estrés en las comunidades lo cual puede involucrar, entre otras cosas, una pérdida considerable de la biodiversidad (3).

Entre las comunidades de agua dulce el zooplancton constituye un grupo de microorganismos de vida pelágica compuesto principalmente por rotíferos, y dos grupos de crustáceos: cladóceros y copépodos. Atendiendo a las tallas se diferencia un microzooplancton, (50 a 500  $\mu\text{m}$ ) y un macrozooplancton (500  $\mu\text{m}$ ), funcionalmente incluye detritívoros, herbívoros y carnívoros. Constituyen el alimento de los peces en sus primeros estadios de vida, como así también de los adultos de muchas especies (2). Su rol en los ecosistemas acuáticos es muy importante, constituyendo eficientes recicladores de materia orgánica. Son organismos de generaciones cortas, que responden rápidamente a los cambios ambientales y por lo tanto resultan buenos indicadores de la calidad del agua (4).

Las evaluaciones de riesgo para la biota acuática históricamente han sido realizadas a nivel de ensayos de toxicidad con las especies más sensibles, entre ellos algunos cladóceros del zooplancton. Son conocidos los efectos nocivos que causan los pesticidas afectando procesos bioquímicos y fisiológicos. La acción sobre la transmisión de impul-

tos nerviosos que ocurren en vertebrados y en invertebrados como Nemátodos, Anélidos y Platelminetos, ocurrirían del mismo modo en los organismos del zooplancton (5,6).

Sin embargo, aunque tales datos son útiles, dado el diferente grado de sensibilidad de cada una de las especies frente a una misma sustancia, no pueden extrapolarse a una comunidad compuesta de muchas especies en la que tienen lugar complejas interrelaciones, y donde las respuestas pueden variar conforme la mayor o menor diversidad (3). Se ha visto que los organismos, aún los "target", reaccionan más sensiblemente o son mejores indicadores dentro del complejo de una comunidad que aisladamente (7), de allí la importancia del análisis de los efectos de los tóxicos sobre la comunidad en su conjunto.

Entre las primeras informaciones acerca de los efectos de pesticidas sobre la comunidad zoopláctónica se puede mencionar la de Shane (8), quien registró los efectos sobre una represa, de la fumigación con DDT para control de una epidemia de poliomiéltis, en Estados Unidos. Allí se observó la desaparición inmediata de microcrustáceos del zooplancton como *Cyclops* y *Daphnia* seguidos de un "bloom" del fitoplancton. Otros estudios se efectuaron en la década del 60, y en los últimos años se ha registrado un incremento de los mismos. A excepción de un análisis parcial, comparativo entre los efectos de la acidificación y la contaminación con insecticidas (9), la información es fragmentaria y dispersa. En esta revisión se examinan los resultados de los trabajos más importantes y particularmente de los más recientes, a fin de analizar los efectos generales sobre el zooplancton. El objetivo fue: a) obtención de la nómina de pesticidas involucrados en los estudios. b) identificar los efectos generales directos sobre el zooplancton e indirectos a través de las tramas tróficas.

## Metodologías empleadas en los estudios

Los conocimientos actuales provienen, en su gran mayoría, de estudios semiexperimentales a corto plazo en microcosmos o microecosistemas de laboratorio ( $<10\text{m}^3$ ), en mesocosmos ( $>10\text{m}^3$ ). Para los estudios en mesocosmos se han empleado limnocorales o "enclosures" instalados en los ambientes acuáticos naturales, pequeñas lagunas excavadas en los terrenos, tanques de plástico o concreto ubicados al aire libre. Si bien los primeros estudios se efectuaron en ambientes na-

turales, es escasa la información de efectos en campo y a largo plazo.

En los últimos años se han discutido los criterios metodológicos empleados para evaluar los riesgos potenciales de los pesticidas en los ecosistemas acuáticos (10-15). Los mesocosmos, en particular los limnocorales, constituyen metodologías semiexperimentales apropiadas que simulan características comunes a muchos ecosistemas y pueden incluir representantes de varios niveles tróficos.

Las investigaciones se han realizado en el hemisferio Norte, principalmente en Estados Unidos y Japón, utilizando generalmente insecticidas. El efecto de herbicidas, fungicidas y otros ha sido menos investigado (Tabla 1).

## Efectos generales de los pesticidas sobre el zooplancton

### 1. Insecticidas

#### Carbamatos

Se ha experimentado con carbaril, de categoría D, o sea levemente tóxico, según la clasificación toxicológica de productos fitosanitarios (16).

En los estudios se utilizó un amplio rango de concentraciones, desde menos de  $10\text{ }\mu\text{g/l}$  a  $1000\text{ }\mu\text{g/l}$ . Con los valores máximos toda la comunidad fue eliminada (17), con concentraciones medias y bajas el efecto del carbaril fue mayor sobre los cladóceros que sobre copépodos y rotíferos. En general puede decirse que los organismos más afectados son los crustáceos de mayor tamaño quienes redujeron significativamente sus poblaciones.

El carbaril actuaría en forma selectiva entre los cladóceros, siendo muy tóxico para los del género *Daphnia*; concentraciones muy bajas, del orden de  $10\text{ }\mu\text{g/l}$ , por ejemplo, redujeron marcadamente las poblaciones de *Daphnia galeata* sin incidir en forma importante sobre otros cladóceros, como *Moina micrura*, o *Diaphanosoma brachyurum* (18). En otros estudios *Daphnia* mostró ser sensible aún a concentraciones de tan sólo  $2\text{ }\mu\text{g/l}$  (19).

Los copépodos, calanoideos y ciclopoideos han mostrado mayor tolerancia que los cladóceros, no siendo afectados por concentraciones de  $100\text{ }\mu\text{g/l}$ , si bien los nauplios de copépodos son más sensibles que los juveniles y adultos (19,20).

Los rotíferos mostraron la mayor tolerancia dentro del zooplancton, aún con concentraciones

superiores de 100  $\mu\text{g/l}$  (18,20,21), principalmente a nivel de especies como *Keratella valga*, *K. cochlearis*, *Brachionus angularis*, *Hexarthra* sp. El orden de sensibilidad al carbaril podría resumirse como sigue: *Daphnia* > *Diaphanosoma* > *Moina* > *Bosmina* > *Cyclops* > Rotíferos en general.

La resiliencia de los distintos grupos de la comunidad frente al carbaril es también diferente: los registros van desde recuperación de las poblaciones luego de 40 días en *Daphnia*, con concentraciones de 100  $\mu\text{g/l}$  a dentro de los 10 días para cladóceros del género *Moina*, con igual concentración del insecticida (21).

#### Organoclorados

Los estudios a nivel de ensayos de toxicidad en laboratorio, con varias especies de *Daphnia*, permitieron a algunos autores concluir que los crustáceos del zooplancton son más afectados por los organofosforados que por los organoclorados (22). Sin embargo a nivel de comunidades naturales los crustáceos son afectados igualmente por los organoclorados.

La acción del DDT sobre el zooplancton fue analizada en lagos naturales (8) y en pequeñas lagunas de experimentación (23) usando en este caso las mismas cantidades empleadas para el control de mosquito en Estados Unidos a mediados de siglo. Esas concentraciones determinaron una importante reducción de los crustáceos, cuyas poblaciones sin embargo se recuperaron a los quince días.

Estudios más recientes, con lindano han mostrado claramente que éste actúa selectivamente sobre la comunidad, siendo particularmente tóxico para nauplios y adultos de copépodos. Neugebauer-Buchler et al. (24) mostraron decrecimiento en las poblaciones de estos organismos con 200  $\mu\text{g/l}$ . Posteriormente otros autores registraron el mismo efecto selectivo pero con concentraciones mucho más bajas, menores a 10  $\mu\text{g/l}$  (25-27).

Los cladóceros mostraron ser menos sensibles al lindano, ya que en una de las experiencias (27) fueron afectados a partir de concentraciones mayores o iguales a 102  $\mu\text{g/l}$  y en otra (24) sólo con 480  $\mu\text{g/l}$ . Los rotíferos no acusaron efecto negativo alguno, por el contrario experimentaron un incremento en sus densidades poblacionales. Sin embargo, Peither et al. (26) registraron disminuciones en las poblaciones de *Keratella cochlearis*, *Ascomorpha* sp., *Synchaeta* sp., *Polyarthra* sp., pero debido a la depredación de *Asplanchna priodonta*

cuyas poblaciones aumentaron porque el lindano afectó severamente a su depredador más importante *Chaoborus flavicans*.

El impacto del metoxicloro fue evaluado en limnocorales en un lago de Canadá. Una concentración de 300  $\mu\text{g/l}$ , resultó altamente tóxica tanto para el macro como para el microzooplancton, en este caso los rotíferos se recuperaron a los 52 días de la aplicación, pero cladóceros y copépodos no se habían recuperado al finalizar la experiencia de 119 días (28).

#### Organofosforados

Estudios en limnocorales mostraron que el paration afecta selectivamente al zooplancton reduciendo marcadamente las poblaciones de cladóceros (29).

Los estudios con clorpirifos y temefos (Dursban y Abate) se han llevado a cabo principalmente con concentraciones de 10  $\mu\text{g/l}$ . Ambas sustancias actúan en forma similar, afectando marcadamente al macrozooplancton. Los cladóceros de mayor talla de los géneros *Daphnia* y *Ceriodaphnia* redujeron notablemente sus poblaciones o se extinguieron 24 horas después de las aplicaciones (30-33). Los rotíferos y nauplios no fueron afectados en ningún caso, e incluso incrementaron entre 5 y 20 veces su densidad inicial (30).

Otros autores encontraron que en mesocosmos en un lago eutrófico clorpirifos eliminaba al macrozooplancton, con concentraciones más bajas, del orden de 2  $\mu\text{g/l}$  (34). Una concentración de 0,1  $\mu\text{g/l}$  en exposiciones crónicas afectó a ciclópodos y *Daphnia*, (35) pero en experiencias de corto plazo los efectos fueron mínimos (36).

Helgen et al (37) y Hanazato et al. (38) mostraron que temefos en concentraciones muy diferentes, de 7 a 70  $\mu\text{g/l}$  afecta seriamente a los cladóceros grandes como *Daphnia* y *Simocephalus*, así también como al copépodo calanoideo *Diaptomus leptopus*, a *Thermocyclops hyalinus* y *Mesocyclops leuckarti*. En estas experiencias fueron también afectados algunos cladóceros pequeños, tales como Chydoridae (37) y *Bosmina fatalis* (38), lo cual no fue observado en estudios similares.

Como ante la presencia de otros tóxicos, en estos estudios las poblaciones de cladóceros afectada por temefos no se recuperaron, pasados aún los 47 días de la experiencia, en cambio, los rotíferos cuando fueron afectados se recuperaron en 16-20 días indicando una mayor tolerancia que los crustáceos y una mayor resiliencia (38).

Hanazato y Kasai (39), experimentaron recientemente con fention. Los resultados son similares a los obtenidos con otros organofosforados, el macrozooplancton acusó efectos negativos pero no los rotíferos. *Daphnia galeata* fue eliminada completamente con las concentraciones utilizadas, de 50 y 500  $\mu\text{g/l}$ , en este caso los cladóceros más pequeños como *Bosmina fatalis* sólo fueron afectados por las concentraciones altas. Este estudio mostró la relación entre sensibilidad al pesticida y tamaño del zooplancton, una disminución de la sensibilidad de las especies al tóxico se observó con la reducción del tamaño corporal: *Daphnia galeata* *Moina micrura* *Bosmina fatalis* *Polyarthra trigla* *Keratella valga*.

### Piretrinas y Piretroides

Entre los primeros estudios sobre el efecto de pesticidas en el zooplancton, además del DDT, se analizó el de una piretrina, la rotenona. Kiser et al., (40) realizaron estudios en lagos naturales, con una concentración de 0,05  $\mu\text{g/l}$ . Las especies limnéticas fueron severamente afectadas, desapareciendo por tres meses, mientras que las de las zonas litorales se recuperaron un poco antes.

En los últimos años se han analizado principalmente, los efectos de la permetrina, cipermetrina, fenvalerato y esfenvalerato.

La permetrina afectó severamente a los copépodos grandes y cladóceros de la comunidad (41,42), aún concentraciones de sólo 0,5  $\mu\text{g/l}$ , que también afectaron a nauplios y copepoditos. *Daphnia rosea* y *Acanthodiptomus pacificus* fueron eliminados con 10  $\mu\text{g/l}$  (42). La permetrina redujo significativamente la diversidad del zooplancton (41). Los rotíferos sólo fueron afectados con 50  $\mu\text{g/l}$  (41), pero fueron altamente resilientes. Entre los crustáceos los cladóceros mostraron la mayor resiliencia, recuperándose dentro de los 20 días, mientras que los copépodos tardaron entre 40 y 50 días en restablecer sus poblaciones (41).

Day et al. (43) trabajando con fenvalerato mostraron que éste ejerce también un efecto tóxico selectivo sobre cladóceros y copépodos. Los rotíferos mostraron ser muy tolerantes.

El zooplancton, principalmente a nivel de cladóceros y copépodos, también sería sensible a concentraciones de sólo 0,25  $\mu\text{g/l}$  de esfenvalerato en mesocosmos (44). El tóxico produjo una importante reducción de las poblaciones. También se analizó el efecto conjunto de este insecticida con un herbicida (atrazina) pero no se registró sinergismo alguno (45).

Las experiencias realizadas hasta el momento con cipermetrina y lambdacialotrina en cambio, no mostraron un efecto tóxico importante sobre el zooplancton (46).

Entre los pesticidas incorporados al mercado en los últimos años, se encuentra el tebufenozide (RH-599-2F) que es inductor de mudas tempranas en los insectos, ya que imita a la hormona natural. Se desarrolló para el control de lepidópteros en el manejo de la agricultura, bosques y frutales. Kreuzweiser y Thomas (47) analizaron su efecto sobre el zooplancton en mesocosmos. Si bien este insecticida es de baja toxicidad para mamíferos, aves y peces presentó un efecto tóxico directo sobre las poblaciones de cladóceros, pero no sobre los copépodos. Las poblaciones de *Holopedium* sp, *Diaphanosoma* sp y *Bosmina* sp. redujeron su densidad significativamente; bajo concentraciones de 0,07 y 0,13  $\mu\text{g/l}$ , tardaron hasta dos meses en recuperarse y con 0,33 y 0,66  $\mu\text{g/l}$ , doce meses. Cabe tener en cuenta que insectos y crustáceos tienen la misma hormona de inducción de mudas (20-OH), por lo que el pesticida debería actuar por igual sobre cladóceros y copépodos. Queda por investigar las causas por las cuales resulta inocua para los copépodos.

## 2. Herbicidas

Estos pesticidas actúan sobre las algas del fitoplancton, inhibiendo la fotosíntesis, pero en las evaluaciones de impacto en los ecosistemas, son igualmente importantes los efectos sobre los organismos "no target". Los herbicidas provocan una drástica disminución del zooplancton, principalmente a nivel de los grandes herbívoros, (7,48) por determinar la disminución del recurso, aunque no deben excluirse los efectos tóxicos directos (49,50).

Se ha experimentado principalmente con atrazina, una triazina según la clasificación química correspondiente, de categoría D, levemente tóxica (16) y muy empleada en el mundo.

Se ha encontrado que concentraciones muy bajas de atrazina, aun menores de 1  $\mu\text{g/l}$ , frecuentes en los ambientes acuáticos de áreas agrícolas, pueden afectar al zooplancton provocando cambios importantes en su estructura (7,51).

Hamilton et al. (52), experimentando en limnocorrales en Canadá mostraron que los rotíferos no fueron afectados por la atrazina, pero que los crustáceos como *Diptomus oregonensis* y *Bosmina*



*longirostris* disminuyeron sus poblaciones luego de una segunda aplicación.

Fleckner (53) en un estudio comparativo del efecto de la atrazina y el de 2-4D sobre el zooplancton, encontró que ambos son igualmente tóxicos para el fitoplancton, aunque en diferentes concentraciones. Ello impacta negativamente sobre los organismos del zooplancton por la disminución de sus recursos. Los herbicidas provocaron una drástica reducción de las poblaciones, principalmente del género *Daphnia* a partir de 500  $\mu\text{g/l}$  de 2-4D y de 1  $\mu\text{g/l}$  de atrazina. Lo mismo fue observado luego de la aplicación de simetrina, en concentraciones menores de 1  $\mu\text{g/l}$  (54).

También se tienen datos del efecto sobre el zooplancton del metam sodio, un ditiocarbamato, moderadamente tóxico, clase C. Brett et al (55) analizaron un derrame en el río Sacramento, en California. El tóxico determinó una alta mortalidad de rotíferos y crustáceos, con un decrecimiento del 99,9% de la biomasa total de la comunidad dentro de los 2 km. de la entrada del río en un lago, concentraciones de 15  $\mu\text{g/l}$  resultaron tóxicas. Las poblaciones de rotíferos se recuperaron después de los 15 días y las de los crustáceos mostraron signos de una incipiente recuperación luego de 26 días. En esta experiencia a campo se mostró que los efectos del derrame fueron mucho más severos para la comunidad que los evaluados a través de bioensayos con especies individuales.

También se experimentó con diquat (56). Los estudios determinaron que los cladóceros y copépodos son muy sensibles a este herbicida. El efecto fue particularmente significativo en las experiencias a largo plazo, una sola aplicación del tóxico redujo el número de cladóceros, pero el mantenimiento de concentraciones de 0,3 mg/l por 8 semanas determinó su desaparición.

### Pesticidas y estructura de la comunidad

Los estudios analizados coinciden en señalar que el efecto más generalizado de concentraciones subletales de pesticidas en el agua, es un cambio en la estructura de tamaños del zooplancton. A los pocos días del ingreso de pesticidas se producen sustanciales modificaciones en los patrones de estructura de la comunidad. El macrozooplancton, reduce su número o desaparece y los rotíferos, que serían con pocas excepciones (14), los más tolerantes, incrementan marcadamente su densidad. La mayoría de los insecticidas reduce o elimina las

poblaciones de crustáceos en concentraciones menores de 10  $\mu\text{g/l}$ , algunos como el lindano afectan selectivamente a copépodos y otros como el carbaril a los cladóceros. Los herbicidas reducen las poblaciones de crustáceos herbívoros (cladóceros y copépodos calanoideos) a partir de concentraciones mayores, aunque la atrazina afecta la composición del zooplancton en niveles menores de 1  $\mu\text{g/l}$ .

Distintos efectos específicos de los tóxicos sobre la fisiología de los organismos serían responsables de la desaparición de los grandes zooplanc-tones o de una reducción en la talla media de sus poblaciones. Las concentraciones subletales afectan la tasa de filtrado de los cladóceros, lo cual incide en sus respectivas tasas de crecimiento. Por ejemplo, pese a que el lindano sería para los cladóceros el organoclorado menos tóxico (57), concentraciones tan bajas como 0,01 a 0,05  $\mu\text{g/l}$ , que están en el orden de magnitud permisible para el agua potable en algunos países, provocan un 25% de reducción en la frecuencia de movimientos de los apéndices filtradores y mandíbulas en *Daphnia pulex*, principalmente pocas horas después de las mudas (58). El herbicida dichlobenil tiene también el mismo efecto en *Daphnia magna* (59), al igual que el fenvalerato en otros cladóceros como *Ceriodaphnia lacustris*, *Daphnia galeata mendotae* y el copépodo *Diaptomus oregonensis* (60).

Los organismos más afectados son los grandes cladóceros y copépodos, aunque datos a nivel de bioensayos con organismos más pequeños señalan algunas excepciones (61).

La eliminación o reducción de las poblaciones de grandes cladóceros como *Daphnia* tiene como consecuencia la eliminación de un fuerte competidor intrazooplanctónico. De este modo los pesticidas alteran los patrones de competencia intrazooplanctónica, los rotíferos, géneros *Keratella*, *Pol-yarthra*, *Brachionus*, al ser menos afectados y sin competidores naturales pueden desarrollar poblaciones muy grandes (20,29,41,43,44,47). Hanazato y Yasuno(20) y Hanazato y Kasai(39) sugieren que la dominancia de los rotíferos puede depender de la tasa de degradación de los compuestos en el agua. La contaminación prolongada afectaría más severamente a los crustáceos que tardan en recuperarse. Se ha visto que los cladóceros desaparecen cuando se efectúa una segunda aplicación del tóxico tendiente a mantener por más tiempo su concentración inicial en el agua (56). Por otro lado, si en el ambiente existen depredadores como por ejemplo *Chaoborus*, que serían más tolerantes y se recuperarían más rápidamente, ello también cons-

tituiría un factor que incide en la recuperación de las poblaciones de cladóceros (21).

Como consecuencia de la acción de los pesticidas se producen cambios en la composición, disminuye la diversidad y la comunidad queda compuesta por especies de talla pequeña, principalmente menores de 500  $\mu\text{m}$ , o sea rotíferos, nauplios y cladóceros de menor tamaño. La estructura y los rangos de talla en el plancton son los primeros indicadores a nivel de comunidad de situaciones de estrés (62,63), habiendo una relación inversa entre éstas y tamaño corporal del zooplancton (64).

Los pesticidas al igual que otras condiciones como pH ácido, altas temperaturas, disminución de los recursos, pueden generar situaciones de tensión para las poblaciones. Havens y Hanazato (9) señalan que la comunidad del zooplancton expuesta a los pesticidas soporta la hipótesis de Odum (65) sobre tendencias esperadas en las comunidades bajo condiciones de estrés. Los estudios analizados en este trabajo confirman esa observación: reducción de la talla de organismos, disminución de la diversidad, predominio de estrategias r, representados en el zooplancton por los rotíferos. La tolerancia de estos últimos a los pesticidas estaría determinada por su menor sensibilidad a los tóxicos, por su crecimiento rápido y sin mudas y su mayor resiliencia.

### **Efectos de los pesticidas sobre el zooplancton y su relación con otros niveles tróficos**

Conforme la teoría del "top-down", un determinado nivel trófico es controlado por el inmediato superior (66). En relación a esto, diversas investigaciones han mostrado cómo el zooplancton regula la composición y abundancia del fitoplancton. 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.

Los grandes cladóceros y copépodos calanoides son entre los zooplanctones, los mayores consumidores de algas, cuya capacidad de filtrado está en relación con el tamaño corporal. La desaparición de éstos por la acción de pesticidas determina una reducción de la presión depredadora del zooplancton y un posterior incremento del fitoplancton. Ello ha sido registrado luego de la aplicación de organofosforados, clorpirifos (32) y fention (39) y de organoclorados como lindano (27).

En otras experiencias con clorpirifos, la concentración de clorofila se mantuvo baja por el consumo que hizo el microzooplancton, pero con el tiempo aumentó la densidad de algas grandes que no fueron consumidas por el zooplancton pequeño (31).

La eliminación selectiva de los zooplanctones más grandes afecta también indirectamente a otro nivel trófico, el de las poblaciones de peces. Estos, tanto en sus estadios larvales, como adultos en el caso de los planctívoros, se alimentan del macrozooplancton (67). Si los peces son menos afectados por concentraciones mínimas, los pesticidas pueden actuar indirectamente sobre ellos, al provocar una seria disminución del recurso alimentario. Un ejemplo claro de desequilibrio es el registrado con la aplicación de rotenona en un lago natural, donde el agua dejó de ser tóxica para los peces, cinco semanas antes de la recuperación del zooplancton que constituía su alimento (40).

El efecto de los pesticidas sobre el zooplancton tiene entonces importantes implicancias ecológicas en los ambientes acuáticos. Es aceptado por diversos autores que los cambios en la estructura de tallas del zooplancton pueden afectar dramáticamente la transparencia del agua, las tasas de regeneración de nutrientes y la abundancia de peces (68). En ambientes muy productivos, los grandes cladóceros juegan un rol muy importante en los procesos de "limpieza" o clarificación de las aguas. Los tóxicos al reducir o eliminar a los cladóceros afectan la capacidad de recuperación de estos ambientes. Según se ha visto, el efecto indirecto de un tóxico puede ser más importante que su efecto directo (69), así el balance entre los niveles tróficos del ecosistema puede ser perturbado aún por concentraciones muy bajas de pesticidas.

### **Acción de los pesticidas y depredación por invertebrados**

Varias especies del zooplancton desarrollan yelmos cefálicos, dientes nucleales y largas espinas caudales como estrategia de reducción de su vulnerabilidad a la depredación. Las kairomonas excretadas por sus potenciales depredadores actúan como inductores de estos cambios morfológicos (70,71).

Se ha observado que algunos insecticidas que afectan el sistema nervioso, como los carbamatos (carbaril, BPMC) y organofosforados (temefos, diazinon, fenitroton, fention) actúan induciendo cam-

bios morfológicos de los organismos cuando actúan al final del estado embrional o durante los primeros estadios. Concentraciones de 20  $\mu\text{g/l}$  de fenitrothion o de sólo entre 4 y 6  $\mu\text{g/l}$  de carbamatos y los restantes organofosforados, inducen el desarrollo de yelmos cefálicos y espinas. Estos procesos de quimiomorfosis se han observado hasta ahora en las especies del género *Daphnia* (18, 72, 73-75). La presencia en el agua de kairomonas de *Chaoborus*, juntamente con bajas concentraciones de oxígeno, reducen la tolerancia de *D. pulex* al carbaril, hay un efecto sinérgico que aumenta marcadamente la sensibilidad de la especie al carbamato (75-77).

Estos estudios conducen a especular que la presencia de organismos con procesos de quimiomorfosis, al menos en *Daphnia*, puede ser también indicadora de la existencia de insecticidas en el ambiente. Se experimentó con herbicidas como tiobencarb, oxadiazon o fungicidas (IBP), pero no se registró quimiomorfosis en *Daphnia* (72).

Los insecticidas pueden reducir la depredación del zooplancton por parte de organismos de otras comunidades, que pueden resultar más sensibles a determinadas sustancias, y favorecer entonces el desarrollo de las poblaciones presas. Un ejemplo es la reducción de larvas de mosquito luego de la aplicación de dibutyl o-cresol en pequeñas lagunas artificiales de California, que trajo como consecuencia el notorio aumento de rotíferos, principalmente Brachionidos (78).

### Sugerencias para estudios futuros

Es evidente que las investigaciones de los efectos a nivel de la comunidad son una herramienta útil para interpretar el impacto real de estas sustancias sobre los ecosistemas acuáticos. Teniendo en cuenta el crecimiento de la población humana y el uso creciente de los recursos, seguramente el impacto sobre los ecosistemas continuará, es por lo tanto necesario reconocer y comprender los efectos de las sustancias tóxicas. Numerosos autores han aportado conocimientos sobre los efectos generales más importantes de los pesticidas sobre el zooplancton, como es el cambio en la estructura de la comunidad y alteración en los patrones de competencia, pero otras líneas de investigación necesitarían ser desarrolladas. No se conoce bien el efecto de sustancias combinadas, ya que rara vez llegan solas a los ambientes naturales; no hay precisión sobre los efectos de los contaminantes en relación

a su tasa de degradación; no se conoce el efecto sobre ciertos patrones de comportamiento del zooplancton como son los movimientos migratorios diarios.

Sería útil realizar estudios comparativos bajo diferentes condiciones ambientales y de disponibilidad de recursos, que pueden incidir en la toxicidad de las sustancias y en el nivel de sensibilidad de la comunidad.

También sería importante analizar mejor la resiliencia de la comunidad en ambientes naturales, donde se han registrado los efectos más severos, en relación con tóxicos de distinta tasa de degradación, como así también investigar el efecto sobre la producción de huevos de resistencia y estados de diapausa de las poblaciones.

Particularmente debería analizarse con más intensidad el efecto sobre el zooplancton y su impacto en las cadenas tróficas tanto de la autotrófica como de la del detritus.

No se conocen antecedentes de estudios de este tipo en Sudamérica y no sería posible una extrapolación directa de los resultados de los efectuados en los lagos templados del Hemisferio norte, dadas importantes razones faunísticas y ecológicas. El género *Daphnia* por ejemplo es muy escaso en las áreas tropicales y subtropicales de Sudamérica (79). Muchas de las especies presentes en dichos estudios son de distribución holártica o dudosa distribución cosmopolita como *D. magna*, *D. rosea*, *D. longispina*, *Ceriodaphnia reticulata*, *Bosmina fatalis*, entre los cladóceros o *Diatomus oregonensis*, *D. leptopus*, *D. pallidus*, *Acanthodiatomus pacificus*, entre los copépodos. Entre los rotíferos la fauna de los ambientes acuáticos sudamericanos es más rica, con géneros que presentan una mayor diversidad, como *Brachionus*, que posee varios endemismos (80).

Otra distinción importante es el tipo de ambientes y la composición resultante del zooplancton. En la región templada, los estudios se han efectuado en lagos o en limnocorrales ubicados en ellos, en éstos el plancton está constituido mayoritariamente por elementos limnéticos. En sudamérica, no son frecuentes los lagos, hay un predominio de ambientes fluviales y de humedales con dominancia de lagunas someras. En éstas la región litoral es física y biológicamente muy importante y presenta un plancton muy diverso, y con mayor riqueza específica que el área limnética (81, 82). Por otro lado se ha visto en los estudios del hemisferio norte que las especies aumentarían aún más su sensibilidad a los pesticidas por los efectos sinérgicos con otros fac-

tores naturales de estrés como alta temperatura y baja concentración de oxígeno (76,77). Esto debería ser investigado para nuestros ambientes acuáticos, ya que poseen una microfauna rica en elementos tropicales y subtropicales, que toleran temperaturas mayores y concentraciones bajas de oxígeno (81,83).

## Conclusiones

Los pesticidas afectan selectivamente a la comunidad zooplanctónica, determinando cambios en su estructura de tallas y en los patrones de competencia intrazooplancónica.

Las poblaciones de cladóceros y copépodos de mayor tamaño son los más afectados por los pesticidas. Los insecticidas tienen un efecto tóxico directo y los herbicidas afectan principalmente la disponibilidad de sus recursos alimentarios.

Rotíferos, nauplios y pequeños cladóceros son en general, más tolerantes a la acción de los pesticidas.

Entre los cladóceros que pueden integrar la comunidad, el género *Daphnia* es considerado como el más sensible a los efectos de los insecticidas. Entre los copépodos serían más sensibles los grandes ciclópodos como *Termocyclops* y *Mesocyclops*.

Los rotíferos poseen una mayor resiliencia que cladóceros y copépodos.

Los insecticidas en concentraciones muy bajas interfieren en los mecanismos de quimiomorfosis de las poblaciones de algunos cladóceros como las del género *Daphnia*.

Los pesticidas determinan una situación de estrés en la comunidad, con las características señaladas por Odum es decir, reducción de la talla corporal media, disminución de la diversidad y dominancia de estrategias r.

Los cambios en los patrones de estructura del zooplancton pueden tener un gran impacto en el funcionamiento de las cadenas tróficas. La eliminación selectiva de los zooplanctones más grandes incide en el fitoplancton y en las poblaciones de peces que se alimentan de ellos.

## Agradecimientos

Al Prof. J.C.Paggi por la lectura del manuscrito y las estimulantes discusiones sobre el tema y a los

alumnos de los cursos de Contaminación del Agua por sus incentivos.

Este trabajo fue realizado en el marco de un Proyecto de investigación de la Escuela Superior de Sanidad, acreditado por la Universidad Nac. del Litoral, resolución CS 177/95.

## Bibliografía

- 1- Sugavanam, B. 1996. Risk reduction in pesticide development in developing countries. Challenges and opportunities. *J. Environ. Sci. Health, Part B* 31: 307-323.
- 2- Pourriot, R. y Meybeck, M. 1995. "Limnologie générale". Collection d'Ecologie 25, Masson (Paris), 956pp.
- 3- Cairns, J. y Pratt, J. R. 1990. Biotic impoverishment: effects of anthropogenic stress. p 495-505. En G.Woodwell, ed. "The Earth in transition: patterns and processes of biotic impoverishment". Cambridge University Press.
- 4- Gannon, E. y Stemberger, R. S. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Trans. Amer. Micros. Soc.* 97:16-35.
- 5- Nogrady, T. y Alai, M. 1983. Cholinergic neurotransmission in rotifers. *Hydrobiologia* 104: 149-153.
- 6- Ferrando, M. D., Janssen, C. R., Andreu, E. y Persoone, G. 1993. Ecotoxicological studies with the freshwater rotifer *Brachionus calyciflorus*. *Hydrobiologia* 255/256: 33-40.
- 7- Lampert, W., Fleckner, W., Pott, E., Schober U. y Storkel, K. 1989. Herbicide effects on planktonic systems of different complexity. *Hydrobiologia* 188/189: 415-424.
- 8- Shane, M.S. 1948. Effect of DDT spray on reservoir biological balance. *J. Amer. Water Works Assoc.* 40: 333.
- 9- Havens, K. E. y Hanazato, T. 1993. Zooplankton community responses to chemical stressors: a comparison of results from acidification and pesticide contamination research. *Environ. Pollut.* 82: 277-288.
- 10- Stephenson, G. L., Hamilton P, Kaushik, N. K., Robinson, J. B. y Solomon, R. 1984. Spatial distribution of plankton in enclosures of three sizes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1048-1054.
- 11- Kaushik, N. K., Solomon, K. R., Stephenson, G. L. y Day, K. E. 1986. Use of limnocoralls in evaluating the effects of pesticides on zooplankton communities. En J. Cairns, Jr.(ed) "Community Toxicity Testing". STP 920. American Society for Testing and Materials.
- 12- Solomon, K. R. y Liber, K. 1988. Fate of pesticides in aquatic mesocosm studies. An overview of methodology. Proceedings Brighton Crop Protection Conference. Brighton, UK, pp 139-148.
- 13- Stay, F. S., Katko, A., Rohm, C., Fix, M. y Larsen, D. 1989. The effects of atrazine on microcosms developed from four natural plankton communities. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18: 866-875.
- 14- Liber, K., Kaushik, N.K., Solomon, K. y Carey, J.H. 1992. Experimental designs for aquatic mesocosm studies: a compari-



- son of the anova and regression design for assessing the impact of tetrachlorophenol on zooplankton populations in limnocorrals. *Environ.Toxicol.Chem.* **11**: 61-77.
- 15- Matthews, R.A., Landis W.G. y Matthews, G.B. 1996. The community conditioning hypothesis and its application to environmental toxicology. *Environ.Toxicol.Chem.* **15**: 597-603.
- 16- CASAFE (Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes de R.Argentina). 1995. "Guía de Productos Fitosanitarios para la Republica Argentina". Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes, (Buenos Aires) 1335 p.
- 17- Hanazato, T. y Yasuno, M. 1987. Effects of a carbamate insecticide, carbaryl, on the summer phyto and zooplankton communities in ponds. *Environ.Pollut.* **48**: 145-59.
- 18- Hanazato, T. 1991. Effects of repeated application of carbaryl on zooplankton communities in experimental ponds with or without the predator *Chaoborus*. *Environ.Pollut.* **73**: 309-324.
- 19- Havens, K.E., 1994. An experimental comparison of the effects of two chemical stressors on a freshwater zooplankton assemblage. *Environ.Pollut.* **84**: 245-251.
- 20- Hanazato, T. y Yasuno, M. 1990. Influence of time of application of an insecticide on recovery patterns of zooplankton community in experimental ponds. *Arch. Environ. Contam.Toxicol.* **19**: 77-83.
- 21- Hanazato, T. y Yasuno, M. 1990. Influencia de *Chaoborus* density on the effects of an insecticide on zooplankton communities in ponds. *Hydrobiologia* **194**:183-97.
- 22- Hurlbert, S.H. 1975. Secondary effects of pesticides on aquatic ecosystems. *Contribution San Diego State Univers.* **6**: 81-148.
- 23- Jones, B.R. y Moyle, J.B. 1963. Populations of plankton animals and residual chlorinated hydrocarbons in soils of six Minnesota ponds treated for control of mosquito larvae. *Trans.Amer. Fish.Soc.* **92**: 211-215.
- 24- Neugebauer-Buchler, K.E., Zieris, F.J. y Hulbert, W. 1991. Reactions of an experimental outdoor pond to lindane application. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* **24**: 81-92.
- 25- Peither, A., Juttner, I., Beyerle-Pfnur, R. y Lay, J.P. 1992. A pond study for the assessment of lindane toxicity to a natural zooplankton community. Report of the CEC-Project EV4V-01100-UK (BA).
- 26- Peither, A., Juttner, I., Ketrup, A. y Lay, J.P. 1996. A pond mesocosm study to determine direct and indirect effects of lindane on a natural zooplankton community. *Environ. Pollut.* **93**: 49-56.
- 27- Fiedner, A. y Klein, W. 1996. Effects of lindane on the planktonic community in freshwater microcosms. *Ecotoxicol. Environ. Safety* **33**: 228-235.
- 28- Stephenson, G.L., Kaushik, N.K., Solomon, K.R. y Day, K. 1986. Impact of methoxychlor on freshwater communities of plankton in limnocorrals. *Environ.Toxicol.Chem.* **5**: 587-603.
- 29- Gasith, A. y Perry, A.S. 1985. Use of limnocorrals for pesticide toxicity studies: effects on zooplankton composition and dynamics. *Verh.Internat. Verein. Limnol.* **22**: 2432-2436.
- 30- Hurlbert, S.H. Mulla, S.R. y Wilson, H.R. 1972. Effects of an organophosphorus insecticide on the phytoplankton, zooplankton and insect populations of freshwater ponds. *Ecol.Monogr.* **42**: 269-299.
- 31- Papst, M.H. y Boyer, M.G. 1980. Effects of two organophosphorus insecticides on the chlorophyll a and pheopigment concentrations of standing ponds. *Hydrobiologia* **69**: 245-250.
- 32- Hughes, D.N. Boyer, M.G., Papst, M.H. y Fowle, C.D. 1980. Persistence of three organophosphorus insecticides in artificial ponds and some biological implications. *Arch. Environ. Contam.Toxicol.* **9**: 269-279.
- 33- Vandok, E. Prins H. Woogd H.M. Crum S.J.H. y Brock, T.C.M. 1995. Effects of nutrient loading and insecticide application on the ecology of *Elodea* dominated freshwater microcosm. I Responses of plankton and zooplanktivorous insects. *Archiv. Hydrobiol.* **133**: 417-439.
- 34- Simon, D., Helliwell, S. y Robertson, D. 1995. The impact of chlorpyrifos on an enclosure system in a shallow billabong. *Australas. J. Ecotoxicol.* **1**: 137-142.
- 35- Van den Brink, P.J., Van Vijngaarden, R.P.A., Lucassen, W.G.H. Brock, T.C.M. y Leeuwangh, P. 1996. Effects of the insecticide Dursban 4E (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: 2. Invertebrate community responses and recovery. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 1143-1153.
- 36- Van Wijngaarden, R.P.A., Van den Brink, P.J., Crum S.J.H. Oude Voshaar J.H. Brock, T.C.M y Leeuwangh, P. 1996. Effects of the insecticide Dursban 4R (active ingredient chlorpyrifos) in outdoor experimental ditches: 1 Comparison of short-term toxicity between the laboratory and the field. *Environ. Toxicol.Chem.* **15**: 1133-1142.
- 37- Helgen, J.C., Larson, N.J. y Anderson, R.L. 1988. Responses of zooplankton and *Chaoborus* to temephos in a natural pond and in the laboratory. *Arch.Environ. Contam.Toxicol.* **17**: 459-71.
- 38- Hanazato, T., Iwakuma, T. y Yasuno, M. 1989. Effects of temephos on zooplankton communities in enclosures in shallow lake. *Environ. Pollut.* **59**: 305-14.
- 39- Hanazato, T. y Kasai, F. 1995. Effects of the organophosphorus insecticide Fenthion on phyto and zooplankton communities in experimental ponds. *Environ. Pollut.* **88**: 293-298.
- 40- Kiser, R.W., Donaldson, J.R. y Olson, P.R. 1966. The effect of Rotenone on zooplankton populations in freshwater lakes. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **92**:17-24.
- 41- Kaushik, N.K., Stephenson, G.L. Solomon, K.R. y Day, K.E. 1985. Impact of permethrin on zooplankton communities in limnocorrals. *Can.J. Fish.Aquat. Sci.* **42**: 77-85.
- 42- Yasuno, M. Hanazato T, Iwakuma T, Takamura K., Ueno, R. y Takamura N. 1988. Effects of permethrin on phytoplankton and zooplankton in an enclosure ecosystem in a pond. *Hydrobiologia* **159**: 247-58.
- 43- Day, K.E., Kaushik, N.K. y Solomon, K.R. 1987. Impact of fenvalerate on enclosed freshwater planktonic communities and on in situ rates of filtration of zooplankton. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **44**: 1714-28.

- 44- Fairchild, J.F., La Point, T.W., Zajicek, J.L.M., Nelson, M.K., Dwyer, J. y Lovely, P.A. 1992. Population, community and ecosystem level responses of aquatic mesocosms to pulsed doses of a pyrethroid insecticide. *Environ.Toxicol. Chem.* **11**: 115-129.
- 45- Fairchild, J.F., La Point, T.W. y Schwartz, T.R., 1994. Effects of an herbicide and insecticide mixture in aquatic mesocosms. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* **27**: 527-533.
- 46- Farmer, D. Hill I.R. y Maund, S.J. 1995. A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin y cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotoxicol.* **4**: 219-244.
- 47- Kreuzweiser, D.P. y Thomas, D.R. 1995. Effects of a new molt-inducing insecticide, tebufenozide, on zooplankton communities in lake enclosures. *Ecotoxicol.* **4**: 307-328.
- 48- Juttner, I., Peithner A. Lay J.P. Ketrup, A. y Ormerod, S.J. 1995. An outdoor mesocosm study to assess ecotoxicological effects of atrazine on a natural plankton community. *Arch.Environ. Contam. Toxicol.* **29**: 435-441.
- 49- Scherban, E.P., 1970. The effect of low concentrations of pesticides on the development of some cladocera and the abundance of their progeny. *Hydrobiol. J.* **6**: 85-89.
- 50- Detenbeck, N.E., Hermanutz, R., Allen, K. y M.C. Swift, M.C. 1996. Fate and effects of the herbicide atrazine in flow-through wetland mesocosms. *Environ. Toxicol. Chem.* **15**: 937-946.
- 51- Lakshminarayana, J.S.S., O Neill, H.J., Jonnavithula, S.D., Leger, D.A. y Milburn, P.H. 1992. Impact of atrazine-bearing agricultural tile drainage discharge on planktonic drift of a natural stream. *Environ.Pollut.* **76**: 201-210.
- 52- Hamilton, R.B., Jackson, G.S., Kaushik, N.K., Solomon, K.R. y Stephenson, G.L. 1988. The impact of two applications of atrazine on the plankton communities of in situ enclosures. *Aquat. Toxicol.* **13**: 123-140.
- 53- Fleckner, W. 1991. Effects of herbicides on target and non-target organisms in aquatic systems. *Verh.Internat.Verein. Limnol.* **24**: 2276.
- 54- Kasai, F. y Hanazato, T. 1995. Effects of the triazine herbicide, simetryn, on freshwater plankton communities in experimental ponds. *Environ.Pollut.* **89**: 197-202.
- 55- Brett, M.T., Goldman C.R., Lubnow F.S, Bracher, A. Brandt D. Brandt O. y Mullersolger A. 1995. Impact of a major soil fumigant spill on the planktonic ecosystem of Shasta Lake, California. *Can. J.Fish.Aquat. Sci.* **52**: 1247-1256.
- 56- Draxl, R., Neugebauer, K.E., Zieris, F.J y Huber, W. 1991. Comparison of the ecological effects of diquat on laboratory multispecies and outdoor freshwater system. *Verh.Internat. Verein. Limnol.* **24**: 2269-2271.
- 57- Sanders, H.O. y Cope, O.B. 1966. Toxicities of several pesticides to two species of Cladocerans. *Trans. Amer. Fish. Soc.* **95**: 165-169.
- 58- Gliwicz, M. y Sieniawska, A. 1986. Filtering activity of *Daphnia* in low concentrations of a pesticide. *Limnol.Oceanogr.* **31**: 1132-1138.
- 59- Kersting, K. y van der Honing, H. 1981. Effect of the herbicide dichlobenil on the feeding and filtering rate of *Daphnia magna*. *Verh.Internat.Verein. Limnol.* **21**: 1135-1140.
- 60- Day, K. y Kaushik, N.K. 1987. Short term exposure of zooplankton to the synthetic pyrethroid, fenvalerate, and its effects on rates of filtration and assimilation of the alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Archiv. Environ. Contam.Toxicol.* **16**: 423-32.
- 61- Passino, D.R.M. y Novak, A.J. 1984. Toxicity of arsenate and DDT to the cladoceran *Bosmina longirostris*. *Bull.Environ. Contam.Toxicol.* **33**: 325-329.
- 62- Sprules, G. y Munawar, M. 1986. Plankton size, spectra in relation to ecosystem productivity, size and perturbation. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* **43**: 1789-1794.
- 63- Sprules, G., Munawar, M. y Jin, E.H. 1988. Plankton community structure and size spectra in the Georgian Bay and the North channel ecosystems. *Hydrobiologia* **163**: 135-140.
- 64- Moore, M. y Folt, C. 1993. Zooplankton body size and community structure: effects of thermal and toxicant stress. *Tree* **8**: 178-183.
- 65- Odum, E., 1985. Trends expected in stressed ecosystem. *BioScience* **35**: 419-422.
- 66- Carpenter, S.R., Kitchell, J.F., Hodgson J.R., Cochran, P.A., Eiser, J. J., Eiser M.M., Lodge, D.M., Kretchmer, D., He, X. y von Ende, C.N. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* **69**: 1863-1876.
- 67- Lazzaro, X. y Lacroix, G. 1995. Impact des poissons sur les communautés aquatiques, p.648-686. En Pourriot, R. y Meybeck, M. (eds) "Limnologie générale". Collection d'Ecologie 25, Masson.
- 68- Dewey, S.L., 1986. Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence. *Ecology* **97**: 148-162.
- 68- Sommer, U. 1989. "Plankton ecology. Succession in plankton communities". Springer Verlag, 369.
- 70- Mort, M. A., 1986. *Chaoborus* predation and the function of phenotypic variation in *Daphnia*. *Hydrobiologia* **133**: 39-44.
- 71- Dodson, S.I. 1989. The ecological role of chemical stimuli for the zooplankton: predator-induced morphology in *Daphnia*. *Oecologia* **78**: 361-367.
- 72- Hanazato, T. 1991b. Pesticides as chemical agents inducing helmet formation in *Daphnia ambigua*. *Freshwater Biol.* **26**: 419-424.
- 73- Hanazato, T., 1992. Insecticide inducing helmet development in *Daphnia ambigua*. *Arch.Hydrobiol.* **123**: 451-457.
- 74- Hanazato, T. 1995. Combined effect of the insecticide carbaryl and the *Chaoborus* kairomone on helmet development in *Daphnia ambigua*. *Hydrobiologia* **310**: 95-100.
- 75- Hanazato, T. y Dodson S.I. 1993. Morphological responses of four species of cyclomorphic *Daphnia* to a short-term exposure to the insecticide carbaryl. *J. Plankton Res.* **15**: 1087-1095.
- 76- Hanazato, T. y Dodson, S.I. 1992. Complex effects of a kairomone of *Chaoborus* and an insecticide *Daphnia pulex*. *J.Plankton Res.* **14**: 1743-1755.

**77-** Hanazato, T. y Dodson, S.I. 1995. Synergistic effects of low oxygen concentration, predator kairomone and a pesticide on the cladoceran *Daphnia pulex*. *Limnol.Oceanogr.* **40**: 700-709.

**78-** Ikeshoji, T.y Hurlbert, S.H. 1971. Dibutyl o-cresonl: its effects on mosquito survival and oviposition and on plankton populations. *Mosquito News* **31** (4): 504-508.

**79-** Fernando, C.H., Paggi, J.C. y Rajapaksa, R. 1987. *Daphnia* in tropical lowlands. En Peters R.H. y R.de Bernardi (eds) *Daphnia*. *Mem.Ist.Ital.Idrobiol.*, **45**: 107-141.

**80-** José de Paggi, S.B. 1990 Ecological and biogeographical remarks on the rotifer fauna of Argentina. *Rev. Hydrobiol. trop.*, **23** (4): 297-311.

**81-** José de Paggi, S.B. 1993. Composition and seasonality of planktonic rotifers in limnetic and littoral regions of a floodplain lake (Parana river system). *Rev. Hydrobiol.trop.* **26**: 53-63.

**82-** José de Paggi, S.B. 1996. Rotífera (Monogononta) diversity in subtropical waters of Argentina. *Anns Limnol.* **32**: 209-220.

**83-** José de Paggi, S.B. 1995. Vertical distribution and diel migration of rotifers in a Parana River floodplain lake. *Hydrobiologia* **310**: 87-94.

**Tabla 1:** Pesticidas empleados en estudios de la comunidad zooplanctónica (Nomenclatura química, tipo de estudios y referencias)

<b>Insecticidas</b>	
<b>Carbamatos</b>	
<u>Carbaril</u> . (1-naftil-N-metilcarbamato)	Mesocosmos (limnocorales, lagunas artificiales) (17-21)
<b>Organoclorados</b>	
<u>DDT</u> (diclorodifenil tricloroetano)	campo (8,23)
<u>Lindano</u> (isomero gamma del hexaclorociclohexano).	microcosmos, mesocosmos (24-27)
<u>Metoxicloro</u> (2,2-bis (p-metoxifenil)-1,1,1-tricloroetano)	mesocosmos (limnocorales) (28)
<b>Organofosforados</b>	
<u>Clorpirifos</u> (0,0-dietil 0-3,5,6,-tricloro-2 piridil fosforotioato)	microcosmos, mesocosmos (limnocorales, lagunas artificiales) (30-36)
<u>Fention</u> (0,0-dimetil-0- [3-metil-4-(metiltio) fenil] tiofosfato)	mesocosmos (lagunas artificiales) (39)
<u>Paration</u> (0,0-dietil-o-p-nitrofenil fosforotioato)	mesocosmos (limnocorales) (29)
<u>Temefos</u> (0,0,0',0'-tetrametil-0,0'-tiodi-P-fenileno fosforotioato)	campo, mesocosmos, (limnocorales, lagunas artificiales) (32,31,37,38)
<b>Piretrinas y piretroides</b>	
<u>Cipermetrina</u> (mezcla de isómeros cis y trans de alfa-ciano-3-fenoxibencil-2,2-dimetil-3-(2,2 diclorovinil) ciclopropano-carboxilato).	mesocosmos (46)
<u>Esfenvalerato</u> (S)-alfa-ciano-3-fenoxibencil (S)-2-(4-clorofenil)-3-metil butirato)	mesocosmos (46)
<u>Fenvalerato</u> (alfa-ciano-3-fenoxibencil-2-(4 clorofenil)-3-metil butirato)	mesocosmos (limnocorales) (43)
<u>Lambdacialotrina</u> (mezcla de isómeros (ZR cis S y ZS cis R) del -alfa-ciano)	mesocosmos (46)
<u>Permetrina</u> (2,2 dimetil-3-(2,2 diclorovinil)-1-ciclopropil carboxilato de +/-cis-trans-3-fenoxibencilo)	mesocosmos (limnocorales) (41,42)
<u>Rotenona</u> (1,2,6,6A,12,12A-hexahidro-2-isopropenil-8,9-dimetoxi cromeno(3,4-6-turo(2,3-h)cromeno-6-)	campo (40)
<b>Herbicidas</b>	
<u>Atrazina</u> (2-cloro-4-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina)	campo, microcosmos, mesocosmos (limnocorales) (7,13,45,48,51-53)
<u>D,4 D</u> (ácido 2,4-diclorofenoxi acetico)	mesocosmos (limnocorales) (53)
<u>Diquat</u> (dibromuro de 1,1'-etileno-2,2'-dipiridilo)	microcosmos y mesocosmos (56)
<u>Metam Sodio</u> , (metil ditiocarbamato de sodio)	campo (55)
<u>Simetrina</u> (2,4-bis(etilamina)-6-metiltio-1,3,5-triazina)	mesocosmos (lagunas artificiales) (54)