



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

---

---

FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES IZTACALA

**“Control de densidad de  
cianoprocariontes por medio de cinco  
especies de zooplancton como una  
herramienta de la Biomanipulación”**

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:  
**B I O L O G O**  
P R E S E N T A:  
**ROCÍO FERNÁNDEZ**



**DIRECTOR DE TESIS DRA. NANDINI SARMA**

LOS REYES IZTACALA, MEXICO

2007



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## **DEDICO ESTE TRABAJO**

**A Raúl y Martha:**

**Les dedico este trabajo por que no encuentro la forma de agradecerles todo su apoyo y esfuerzo, por enseñarme a luchar y no permitir injusticias. Gracias por mostrarme una vida tan roja.**

**“es mejor morir de pie que vivir de rodillas”**

## AGRADECIMIENTOS

A Jorge Jiménez:

Por haberme tendido la mano cuando más lo necesite. Por tu apoyo en este y otros proyectos, tu confianza y las noches de desvelo, pero te agradezco mas que me hayas hecho crecer como persona. Siempre te llevare en mi corazón.

A Michael, Alex y Julia: Gracias carnales por darme lecciones de cómo sortear los problemas, escucharme, defenderme, y por que siempre puedo contar con ustedes. Los quiero mucho.

A Licha y Patricio: Gracias por abrirme las puertas de su casa, por la beca alimenticia, por sus consejos, es invaluable el apoyo que me brindaron.

A mis archirrequeerrecontraultra compañer@s y amig@s de la H. Prepa 9, en especial a Varneza, Sir Zinwatzin del Río de los Remedios, Libertad, Humberto, Axel, Laura L, y Archie. Y a todas las personas que han luchado por que la universidad sea publica, gratuita e incluyente. Ha sido un placer conocerlos y caminar a su lado. Son la neta del planeta.

A mis compañer@s de iztacala particularmente a Oscar y Fernando: Hicieron que mi instancia en iztacala fuera bastante divertida.

A Julio G. Tafoya: Único culpable de que haya estudiado biología

A las Familias González y Vázquez: Sin su appoyo no hubiera podido finalizar este trabajo.

A mis niños Wyatt, Vinzent, Dana, Isaac e Ingrid: Aunque sean niños, no siempre dicen la verdad pero me motivan con su alegría

A la Universidad Nacional Autónoma de México

A todos los integrantes del Laboratorio de Zoología Acuática, especialmente a Gerardo, Alejandro, Iris y Diego por su contribución a este proyecto.

A la Dra. Nandini Sarma y Dr. S.S.S. Sarma, por apoyar tanto a los estudiantes y particularmente por haber dirigido este proyecto.

Al Dr. Pedro Ramírez García, M. en C. Ma. Guadalupe Oliva Martínez y Biol. Maria Dolores Hurtado Bocanegra, por las contribuciones en el proyecto.

A Hidrobiólogo Sergio F. Castillo Sandoval, Dr. Martín Merino Ibarra y al personal del Lab. Biogeoquímica por su colaboración en el proyecto.

A Internacional Fundation for Science Sweden (IFS) por la aportación económica en el proyecto.

## INDICE

RESUMEN.....	6
INTRODUCCION.....	7
ANTECEDENTES.....	14
JUSTIFICACION.....	19
OBJETIVOS.....	20
MATERIAL Y METODOS.....	21
RESULTADOS.....	28
❖ Tasa de filtración .....	28
❖ Tasa de ramoneo.....	28
❖ Comparación de tasas de ramoneo y filtración.....	35
❖ Preferencia alimenticia.....	38
❖ Densidad de organismos.....	42
❖ Disminución de clorofila-a.....	42
DISCUSION.....	46
PROBLEMÁTICA SOBRE DISEÑO EXPERIMENTAL.....	51
CONCLUSIONES.....	53
LITERATURA CITADA.....	54
APENDICES.....	62
❖ Apéndice I.....	62
❖ Apéndice II.....	64
❖ Apéndice III.....	67
❖ Apéndice IV.....	69
❖ Apéndice V.....	70
❖ Apéndice VI.....	72

## RESUMEN

Se realizaron una serie de bioensayos con la finalidad de conocer la capacidad de control de cinco especies de zooplancton (*Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus*, *Moina macrocopa*, *Ceriodaphnia dubia* y *Heterocypris incongruens*). Los parámetros que se utilizaron para su evaluación fue la tasa de filtración F y la tasa de ramoneo G con *Anabaena* sp., una clorofita *Scenedesmus* sp. como punto de referencia y una dieta mezclada (*Anabaena* sp y *Scenedesmus*) en cinco concentraciones ( $0.5 \times 10^6$ ,  $0.25 \times 10^6$ ,  $0.125 \times 10^6$ ,  $0.0625 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup>), también se realizaron pruebas de preferencia alimenticia con agua de la Presa de Valle de Bravo y el lago artificial Virgilio Uribe que se eligieron por presentar cianoprocariontes en altas densidades al momento de la obtención de la muestra. Del lago artificial Virgilio Uribe se tomó otra muestra de agua para elaborar un bioensayo de 10 días y medir la disminución de clorofila-a y crecimiento poblacional con dos densidades (10 y 50 individuos densidad inicial). Según los resultados las tasas mas elevadas de filtración y ramoneo en las tres dietas las tuvieron los organismos de mayor tamaño (*Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus* y *Heterocypris incongruens*). En el caso de la preferencia alimenticia, el agua de la presa Valle de Bravo, presentaba *Microcystis* sp. como alga dominante y en menor proporción *Fragilaria* sp. , y para el lago artificial Virgilio Uribe la dominancia era de *Microcystis* sp. y *Planktothrix* sp.. En ambos experimentos se les agrego  $0.5 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup> de *Scenedesmus* sp. como punto de referencia. Todos los organismos mostraron una preferencia hacia la clorofita *Scenedesmus* sp. , aunque los organismos de mayor tamaño en menor proporción. El alga menos consumida en la muestra de la presa Valle de Bravo fue la diatomea *Fragilaria* sp. y para el lago artificial Virgilio Uribe *Planktothrix* sp. . Con respecto a la disminución de clorofila-a y densidad poblacional, se trabajaron solo con *Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus*, y *Heterocypris incongruens*. Los resultados obtenidos, en ambas densidades, manifiestan que *Daphnia pulex* y *Simocephalus vetulus* disminuyeron mas del 50 % de clorofila-a y tuvieron un crecimiento poblacional considerable. *Heterocypris incongruens* también disminuyo mas del 50 % de clorofila-a en ambas densidades pero no mostró crecimiento. En general las especies de mayor tamaño muestran posibilidad de ser utilizadas en la biomanipulación.

## INTRODUCCIÓN

Los lagos han provisto diversos beneficios a la humanidad, como es el agua para consumo humano, riego y pesca entre otras. Desde el inicio de las civilizaciones humanas se ha tenido una relación estrecha con los cuerpos de agua (ríos y lagos), siendo este recurso fundamental para la vida (Wetzel, 1991). En las últimas décadas, las sociedades han utilizado a dichos cuerpos como vertederos de los desperdicios generados por la agricultura intensiva, la industria, y los desechos urbanos. Lo vertido en estos cuerpos de agua contiene materia orgánica e inorgánica de diferentes tipos y fuentes. Una vez que tales desperdicios entran en los cuerpos de agua, se integran a su dinámica, incorporándose en los diferentes ciclos y, una fracción se integran en los sedimentos (Scheffer, 1998), que posteriormente se resuspenden por turbulencia y estos a su vez se reincorporan a la columna de agua (Gulati y Van Donk, 2002). Debido al inadecuado uso y explotación del recurso acuático, en la actualidad la calidad del agua se ha visto deteriorada, manifestándose así en la contaminación en el 90 % de ríos y lagos del país. En general se manejan tres tipos de contaminación, el primero es la contaminación tóxica por metales pesados (Walker et al., 1998), el segundo es la contaminación por la materia orgánica que se refleja por los índices de sáprobiedad (Sladeczek, 1983), y por ultimo la contaminación por nutrientes dando como resultado la eutrofización (Jeppesen, 1998). Esta última se dá de forma natural en los cuerpos de agua como parte de la evolución lacustre (Burgis y Morris, 1987), donde un cuerpo joven presenta una condición de oligotrofia (baja productividad) dirigida hacia la eutrofia (alta productividad) a lo largo de cientos de años (apéndice).

El proceso de la eutrofización (apéndice I) se presenta dependiendo de las características propias de cada cuerpo de agua, tales como son: la dinámica refiriéndose si es lótico o léntico, en su morfología especialmente si su extensión es

corta o larga, en las batimétricas por ejemplo si es somero o profundo. Estas características dependen directamente de la ubicación, tipo de terreno y origen del cuerpo de agua. De igual importancia son las características fisicoquímicas (Wetzel, 1991).

Por otro lado, el término eutrofización se utiliza para describir los efectos en la productividad primaria por el incremento de concentración de nutrientes en los ecosistemas acuáticos (Harper, 1992). Estos nutrientes son requeridos para la producción primaria (fotosíntesis) y se dividen en dos grupos : los micronutrientes, que corresponden a los elementos traza, y los macronutrientes, como son el carbón, silicio, nitrógeno y fósforo, los dos últimos se les considera nutrientes limitantes para organismos fotosintéticos, ya que el fósforo se encuentra en bajas concentraciones en la litosfera (Hutchinson, 1973) y en el caso del nitrógeno, su mayor reserva es el atmosférico presente en estado gaseoso, el cual la mayoría de los organismos fotosintéticos son incapaces de fijarlo para su beneficio. Por lo tanto, la entrada de nutrientes en concentraciones elevadas, sobre todo de manera artificial, quedarían disponibles para el fitoplancton, provocando un aumento en la productividad o bien sedimentarse en caso de que la turbulencia no sea un factor que pudiese resuspender los nutrientes sedimentados.

Un efecto muy evidente de la eutrofización son los florecimientos o blooms de las comunidades fitoplanctónicas que se presentan en ciertas épocas, o en algunos cuerpos de agua durante todo el año. Estos florecimientos son provocados primordialmente por niveles altos de los nutrientes fósforo y nitrógeno que de manera natural en lagos oligotróficos y mesotróficos se encuentran en bajas concentraciones en el medio (Wetzel, 1991).

Algunos organismos han aprovechado esta serie de factores como es el caso de las cianoprocariontes (apéndice II), que, dependiendo de las especies, presentan

diferentes características adaptativas. Por ejemplo las más sobresalientes son, los aerotópos (vacuolas de gas) que les permite regular su posición en la columna de agua, los heterocytos (células sin núcleo) capaces de fijar Nitrógeno atmosférico, la capacidad de formar grandes colonia, cenobios o filamentos en presencia de depredadores (Lynch, 1980; Shapiro, 1990) y la generación de toxinas (que en algunas especies pueden ser muy tóxicas). Estas adaptaciones les han permitido ser más competitivas que otras especies cuando los cuerpos de agua presentan condiciones eutróficas. Por lo anterior las cianoprocariontes son poco consumidas por el zooplancton especialmente aquellas especies que presentan cianotoxinas (como *Microcystis* sp. y *Aphanizonemon* sp.), y que forman colonias y cenobios que al agruparse producen mucílago de gran tamaño dificultando al zooplancton consumirlos de manera eficiente (Bernardi y Giussani, 1990). Asimismo las bajas propiedades nutricionales como alimento, provocan un déficit en las características intrínsecas de los organismos del zooplancton (Muller-Navarra et al., 2004).

En síntesis, el problema al presentarse los florecimientos de las cianoprocariontes es que, ocurre un cambio en la dominancia y composición de los grupos del zooplancton, donde los cladóceros de mayor tamaño se ven superados y sustituidos por rotíferos y cladóceros pequeños (Kagami et al., 2002), provocando una baja productividad secundaria, que a su vez afecta directa e indirectamente a los peces plactívoros y piscívoros. Además de los efectos descritos, el zooplancton de menor tamaño no es capaz de controlar las poblaciones de cianoprocariontes, dando como consecuencia aguas con concentraciones de tóxicos de hasta 1 µg/l (cianotoxinas específicamente) peligrosos para el consumo humano (Azevedo et al., 1998). Por tales circunstancias las cianoprocariontes se desarrollan en grandes densidades reflejadas en los lagos eutrofizados como son los florecimientos antes mencionados.

Ante esta problemática han surgido alternativas para solucionar la degradación de los cuerpos de agua. Uno de los conceptos relativamente nuevos es la restauración, método de recuperación y manejo de la integridad ecológica de un sistema. Esta integridad incluye un rango crítico de variabilidad en la biodiversidad, los procesos ecológicos y la estructura del cuerpo de agua en un contexto regional, tanto histórico como de sustentabilidad para prácticas culturales (Zambrano, 2003). Una de las formas de recuperación se han enfocado en el control de entrada de nutrientes basados en la relación de Redfield de 106C:16N:1P con el cual puede determinarse el nutriente limitante en un cuerpo de agua (Scheffer, 1998). De los métodos utilizadas serían, la remoción del Fósforo de los sedimentos con una solución de bicarbonato-dithionate logrando disminuir un 40 % (Sas, 1989) y la reducción de nutrientes propuesta por Moss (1998). Estas propuestas son poco viables dado que, la primera resulta muy costosa, y la segunda solo se aplica en lagos de dimensiones pequeñas. Además, otro tipo de métodos de restauración están fundamentados en la manipulación de la red trófica, tal es el caso de la Biomanipulación (apéndice III), método aplicado en el manejo cualitativo del agua (Hansson et al., 1999; Hosper, 1997).

De acuerdo con el concepto original, el método de Biomanipulación, es una serie de manipulaciones en la biota de los lagos y sus diferentes habitats asegurando interacciones para que disminuya la biomasa del fitoplancton, en particular de las cianoprocariontes (Shapiro et al 1975). Se parte de que en un cuerpo de agua se presenta una cascada trófica, que en forma resumida el fitoplancton es consumido por el zooplancton y este consumido por peces (Carpenter et al, 1985). Una de las formas de manipular es aumentar la densidad de organismos de la comunidad zooplanctónica que directamente pueda controlar la cantidad de biomasa del fitoplancton., también se considera la remoción de los peces zooplanctívoros con la finalidad de eliminar la presión por parte de los depredadores. Del mismo modo la biomanipulación se puede describir como el control de ambas direcciones, por un

lado el “top down” se podría modificar con la eliminación de peces planctívoros o aumentando peces piscívoros, y por el otro lado controlando el “bottom up” (Mc Queen et al., 1986) disminuyendo la entrada de nutrientes (lo cual es necesaria en cualquier caso), o bien introduciendo competencia en la productividad primaria, como podrían ser las plantas acuáticas y subacuáticas, que estas también podrían presentar un refugio para el zooplancton. (Shapiro, 1990).

Esta forma de restaurar tiene diferentes aplicaciones con diversos organismos que afecten directa o indirectamente a la densidad de las cianoprocariontes. Se han realizado trabajos con peces piscívoros (Hanazato et al., 1990). La problemática con esta forma del método es que en México se realiza cultivos de peces zooplactívoros (como tilapias) durante todo el año, lo que dificulta la aplicación. Otra dificultad se debe a que los lagos son de carácter tropical y los trabajos realizados generalmente son de lagos templados que tienen otro tipo de características bióticas y abióticas (Lewis, 1974), esto se manifiesta en las especies propuestas en diferentes trabajos que en su mayoría no están reportadas en lagos tropicales o son poco abundantes.

En trabajos de biomanipulación los organismos estudiados para disminuir la biomasa del fitoplancton, primordialmente están los cladóceros de gran tamaño (apéndice IV), ya que densas poblaciones de estos son eficientes y capaces de ramonear fracciones significativas del fitoplancton de un lago cada día (Porter, 1980). Los cladóceros (comúnmente llamados pulgas de agua) son un grupo amplio de microcrustáceos distribuido en cuerpos de agua epicontinentales (Hutchinson, 1973). La mayor parte de ellos son mas abundantes en lagos y ríos, generalmente se ubican en la parte marginal donde la vegetación es más abundante, son planctónicos y algunos pueden migrar del bentos a la superficie lo que se le conoce como meio bentónicos (Dodson & Frey, 1991). Estos organismos pueden ser filtradores selectivos o generalistas, su dieta esta compuesta de pequeñas algas, bacterias y detritus (Lampert, 1987), prefieren algas verdes y

diatomeas, rechazan las formas de mayor tamaño como las filamentosas y coloniales (Smith, 2001), sin embargo otros autores reportan especies capaces de consumir algas coloniales y algas de 50  $\mu\text{m}$  y en algunos casos hasta de 60  $\mu\text{m}$  (Burns, 1968; Sadchicov y Filippova, 1984). La capacidad de filtrar de estos organismos (tasa de filtración) varía de acuerdo a varios factores como lo es la temperatura. Se ha reportado que alrededor de 20  $^{\circ}\text{C}$  la tasa de filtración es mayor que a bajas temperaturas (Monakov, 2003), de igual forma a mayor concentración de alimento el organismo filtra menor volumen, aunque también depende de la dieta o tipo de alga que este disponible (preferencia alimenticia). Algunos de los cladóceros han sido ampliamente estudiados en la biomanipulación como es el caso de la familia daphniana (Gulati, 1990).

De las especies propuestas de la familia daphniana solo se tiene registros en México de *Daphnia pulex*; esta especie solo se ha reportado en lagos tropicales con bajas densidades. Otra especie de cladóceros de tamaño considerablemente grande es *Simocephalus vetulus* (de la familia daphniana) se encuentra en los registro para México, y en cuerpos de agua eutrofizados (Domínguez, 2006). Los cladóceros *Moina macrocopa* y *Ceriodaphnia dubia* tienen menor tamaño que los anteriores, pero presentan una amplia distribución y abundancia en los cuerpos de agua tropicales. Otros organismos con distribución amplia y densidades altas son los ostrácodos (apéndice V). Viven en una variedad de habitats, una misma especie puede soportar diferentes fluctuaciones fisicoquímicas, lo que ha permitido un rango amplio de distribución (Denis, 2001). Miden entre 0.35 y 4 mm., en su alimentación se les considera omnívoros su dieta consta de algas, bacterias y detritus, por medio de la filtración (Wetzel, 1991), dependiendo de cada especie se han reportado diferentes preferencias, Grant et al. (1983) reporta que *Cyprinotus carolinensis* puede alimentarse de *Nostoc* sp.

Los ostrácodos no se han considerado dentro de los trabajos de biomanipulación, pero algunas especies presentan las características requeridas para ser candidatos por lo cual se propuso estudiar *Heterocypris incongruens*. Es necesario buscar organismos del zooplancton reportados como registros mexicanos para asegurar su adaptabilidad a las características fisicoquímicas y biológicas de los lagos presentes en México.

## JUSTIFICACIÓN

El problema de la calidad del agua en México se ve representado en el alto porcentaje de contaminación de cuerpos de agua. La eutrofización es la forma de contaminación mas abundante por lo que es necesario desarrollar métodos para combatir este problema. Los cuerpos de agua han jugado un rol de gran importancia para la humanidad, y con el deterioro que se ha provocado es necesario dar alternativas para su rehabilitación generando nuevos conocimientos propios y característicos de los lagos mexicanos con el fin de que en un futuro puedan ser utilizados. Se propone este método de biomanipulación por que confiere ventajas como son evitar el uso de agentes químicos que su costo es mas elevado y su duración es de corto plazo, y por otro lado, es un método que toma en cuenta el contexto social. Para su uso se debe profundizar en este tipo de métodos pues es basado en la dinámica del sistema a estudiar, y aunque en teoría los cuerpos de agua comparten características, también presentan diferencias de acuerdo a su ubicación geográfica y el uso que se le ha dado.

Por tales razones el objetivo de este trabajo fue determinar la capacidad que tienen estas cinco especies del zooplancton (*Daphnia pulex*, *Simocephalus vetulus*, *Moina macrocopa*, *Ceriodaphnia dubia* y *Heterocypris incongruens*) para disminuir la densidad de biomasa de cianobacterias, por medio de estudios de respuesta funcional, tasa de filtración y aclaración, y preferencia alimenticia, datos importantes para determinar si pueden ser utilizados en la biomanipulación

## ANTECEDENTES

De los trabajos realizados sobre el método de la biomanipulación y los organismos utilizados, en general, corresponden a lagos templados ubicados en su mayoría en Europa y los organismos estudiados y propuestos son típicos de estos lugares. Aunque se ha documentado que este método es efectivo en cuerpos de agua someros ya que no hay separación espacial de los organismos debido a la profundidad y no hay pérdida de nutrientes en el hipolimnion. Los trabajos con relación a la biomanipulación son en dos vertientes, experimentales o de análisis sobre métodos establecidos.

El trabajo realizado por De Bernardi y Giussani (1990) sobre qué tan convenientes o adecuadas son las cianobacterias como alimento para diferentes componentes del zooplancton, y ver cual de los organismos consume más y resulta menos afectado por las cianoprocariontes, concluyeron que a largo plazo, todos los organismos se ven afectados en su reproducción principalmente, y la solución propuesta seria aumentar la densidad de los cladóceros en el periodo donde no hubiera blooms , y no recomiendan este método para lagos hipertróficos. Otro trabajo es el de Shapiro (1990) que realizó una comparación de métodos y cuerpos de agua donde se han aplicado la biomanipulación, de los resultados obtenidos en cada uno de ellos, se establecieron en seis clasificaciones que nos sirven como marco de referencia para cuerpos de agua u organismos con características similares, proponiendo cuales de los trabajos concluyeron con resultados positivos. En este trabajo resalta la necesidad de refugios refiriéndose a las macrofitas por una parte, condiciones de temperatura y concentraciones de oxígeno disuelto favorables al zooplancton. Propone condiciones que, por el contrario, sean desfavorables a las poblaciones de planctívoros en general.

Se ha documentado una serie de trabajos sobre organismos exitosos en la biomanipulación. Principalmente se ha trabajado con cladóceros de gran tamaño y peces tanto fitófagos como piscívoros.

Tátrai et al. (1990) determinó el impacto de un pez bentívoro (*Abramos brama* L.) reportando que en presencia de este pez el comunidad fitoplanctonica es dominado por clorofitas. Propone que el control por bottom-up es más efectivo que el top-down como control cualitativo de cuerpos de agua. Crisman (1990) propone a un pez fitófago (*Dorosoma cepedianum*) en lagos tropicales y subtropicales como mejores consumidores en comparación de los cladóceros propuestos para lagos templados, ya que la temperatura de los lagos tropicales y subtropicales no es favorable para la filtración de las especies reportadas en lagos templados. Además hace hincapié en que las especies dominantes de cladóceros en lagos tropicales y subtropicales son de talla pequeña por la dinámica de los mismos lagos y consumen una menor cantidad en comparación con la familia daphniana.

Gulati (1990) realizó una comparación de las actividades de los crustáceos del zooplancton en cinco diferentes lagos de Holanda. Trabajó con diferentes especies de *Daphnia* (*D. hyalina*, *D. galeata*, *D. pulex*, *D. magna*, *D. cucullata* y *D. pulicaria*), donde encontraron que la disminución de la biomasa del fitoplancton es proporcional al tamaño del organismo y se requieren de hasta 1200 a 13000 ind. l<sup>-1</sup> para lagos eutrofizados, según sea la talla del organismos se requiere menos individuos si este es mas grande, siendo *D. pulex* y *D. magna* las de talla mas grande y las de mayor consumo. Menciona que en lagos biomanipulados hay una importante reducción en el sentón, y la diversidad del zooplancton es baja en comparación (3-11 µg C ind.<sup>-1</sup>) de lagos no manipulados (0.65 µg C ind. <sup>-1</sup>).

Theissis (1990) realizó experimentos montando limnocorrales, a los que introdujo 10 ind. l<sup>-1</sup> *D. magna*. Obteniendo resultados positivos de una transparencia de 1.3 m a 4 m en presencia de la densidad del organismo antes mencionado. Dawidowicz (1990) también propone a *D. magna* como un filtrador eficiente para reducir a la biomasa de fitoplancton de tamaño pequeño preferentemente (< 50 µm) y no tan eficientes con las algas mas grandes.

El trabajo por Van Donk et al. (1990) se realizó en un ecosistema de dimensiones pequeñas durante 3 años. Antes de la manipulación del lago se midió concentraciones de clorofila a de 250 µg l<sup>-1</sup>. Posteriormente se removieron los peces plactívoros y bentívoros. Después de la remoción de los peces la familia de cladóceros que domino, fue la daphniana con las especies *D. magna*, *D. hyalina* y *D. pulex*. Esta última fue la que expresó un mayor control del fitoplancton con una disminución de clorofila a hasta 5 µg l<sup>-1</sup>.

Por otro lado se han realizado una serie de estudios de diferentes organismos fitoplanctonicos con la finalidad de determinar su calidad como alimento para diferentes especies de zooplancton, como resultado las propiedades son relativamente bajas, por lo cual una dieta solo de cianoprocariontes no permitiría el crecimiento de diferentes especies de zooplancton (Ahlgreen et al., 1990; Weers and Gulati, 1997; Muller-Navarra et al., 2004). Conjuntamente se han valorado los efectos de la producción toxica de estos organismos, que como consecuencia, inhabilitan y en algunos casos matan a los cladóceros (DeMott, 1999), copépodos (Reinikainen et al., 2002), y rotíferos (Gilbert, 1994). Algunas veces las defensas químicas de las cianoprocariontes son inducidas por los herbívoros. Jang et al. (2003) estudio la producción de microcystinas de varias cepas de *Microcystis* expuestas a tres especies de cladóceros, donde se mostró que la exposición de cianoprocariontes al zooplancton fue seguida del incremento de producción de estas toxinas.

Además se han realizado trabajos donde se reporta que no necesariamente hay una relación entre la talla de los cladóceros y su habilidad para consumir cianoprocariontes (Nandini et al., 2000, Hairstón et al., 2001) proponiendo que es de mayor importancia que los organismos utilizados sean aislados de cuerpos de agua donde coexistan con cianoprocariontes, ya que presentan una tolerancia mayor o ciertas adaptaciones importantes para no ser afectados en características intrínsecas.

Los trabajos sobre la capacidad de filtración de los organismos, tenemos que en promedio cada animal, dependiendo de su tamaño, puede filtrar toda las células algales  $\leq 4$  ml por hora (Porter *et al.* 1977) esto también esta sujeto a la concentración de algas y las características de estas, ya que a mayor concentración disminuye el consumo por ml. Otros autores (Fulton y Paerl, 1988 citado por De Bernardi y Giussani 1990) reportan a *Simocephalus serratulus* con una tasa de filtración de 220  $\mu$ l. ind.  $h^{-1}$  con *M. aeruginosa* unicelular como alimento, no presentando una diferencia significativa con respecto al consumo de *Clamydomonas reinhardi*. Otros autores sugieren que *A. flos-aquae* puede ser ingerida por las daphnianas (Sorokin, 1968; Lampert, 1981; Holm et al., 1984) si estos filamentos no son mayores a 1.5 mm de largo.

Monakov (2003), realizó una recopilación sobre trabajos con respecto al papel que juega el fitoplancton como dieta, para los cladóceros (entre otro invertebrados de aguas dulces), señala que la tasa de filtración depende de la talla del organismo, y factores como pH, temperatura, luz, valor alimenticio, y concentración del alimento, este ultimo es inversamente proporcional a la tasa de filtración. Reporta que la tasa de filtración varía entre 4 a 15 ml ind.  $^{-1}$  día  $^{-1}$  en condiciones naturales (concentraciones aproximadas de  $0.116 \times 10^6$  y  $0.015 \times 10^6$  cel.  $ml^{-1}$ ) siendo la mas baja con mayor ml. filtrados (Monakov y Sorokin, 1961 citado por Monakov).

Es importante considerar que tipo de algas o cianoprocariontes están presentes en los cuerpos de agua, específicamente en lagos (naturales o artificiales). A pesar de la problemática de la contaminación en México, son pocos los estudios que reportan cianoprocariontes, aunque la eutrofización sea uno de los principales problemas de contaminación en lagos tropicales.

De los trabajos mas recientes esta el de Domínguez (2006), que caracterizó el lago de Zumpango como cuerpo de agua eutrófico. Del fitoplancton reporta a *Woronichinia nageliana*, *Anabaena*, *Rhabdoderma*, *Microcystis aeruginosa* y *Aphanizomenon flos-aquae* por parte de las cianoprocariontes, estas dos últimas presentado florecimientos en algunos meses. Es importante tomar en cuenta la toxicidad que presentan estas cianoprocariontes. Ramírez et al. (2002) determinaron la presa de Valle de Bravo (México), como un cuerpo de agua mesotrófico-eutrófico reportando como dominantes los géneros *Microcystis*, *Anabaena*, *Nostoc* y *Oscillatoria* en la comunidad fitoplanctónica, y blooms del genero *Microcystis* en algunas épocas del año. Komárek y Komárková (2002), realizaron un estudio en la parte central de México, en el que reportaron 51 especies de cianoprocariontes planctónicas como *Microcystis aeruginosa*, los géneros *Anabaena*, *Gomphosphaeria*, *Woronichinia* y *Aphanizomenon*, entre otros, las cuales son organismos potencialmente tóxicos y se encuentran formando parte de la comunidad fitoplanctónica de los lagos eutrofizados, siendo las responsables de los blooms.

# OBJETIVOS

## Objetivo general

- Estudiar la capacidad de disminuir la biomasa de cianoprocariontes de cuatro especies de cladóceros (*Ceriodaphnia dubia*, *Moina macrocopa*, *Simocephalus vetulus* y *Daphnia pulex*) y un ostrácodo (*Heterocypris incongruens*) con la finalidad de utilizarlos para la biomanipulación.

## Objetivos Particulares

- Estudiar la tasa de filtración y ramoneo de las especies de zooplancton con *Anabaena* y una mezcla (*Scenedesmus* y *Anabaena*) como alimento
- Establecer la preferencia alimenticia de las especies de zooplancton con fitoplancton de la presa Valle de Bravo y el lago artificial Virgilio Uribe como alimento
- Determinar la capacidad de las especies de zooplancton de control de biomasa por medio de mediciones de la clorofila-a
- Determinar si hay diferencia en la capacidad de disminución de biomasa de fitoplancton en dos diferentes densidades de zooplancton

## MATERIAL Y MÉTODOS

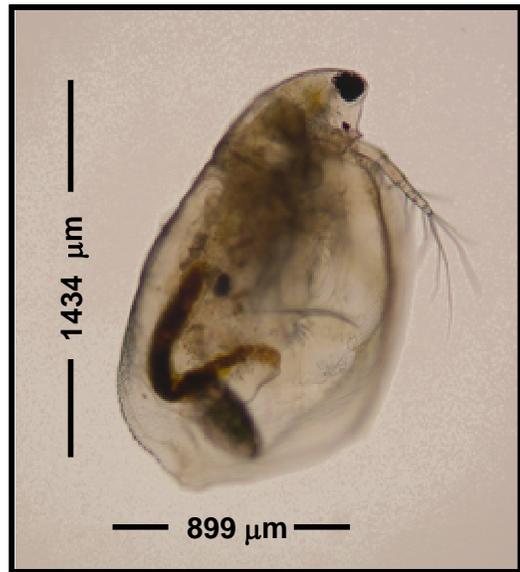
### Cultivo de los organismos experimentales

Los organismos del zooplancton se obtuvieron del Laboratorio de Zoología Acuática de la Unidad de Morfofisiología de la F.E.S. Iztacala.

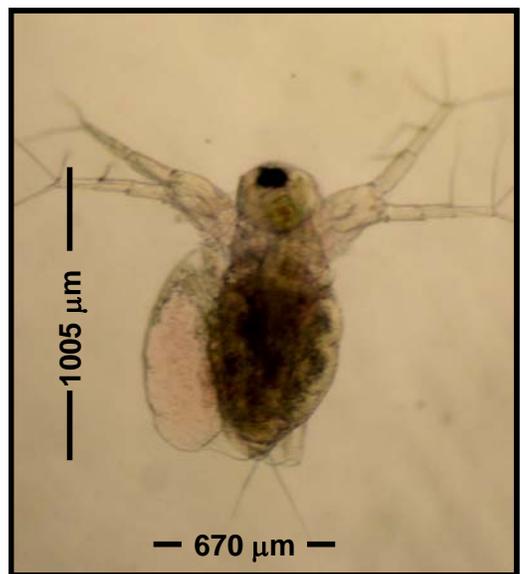
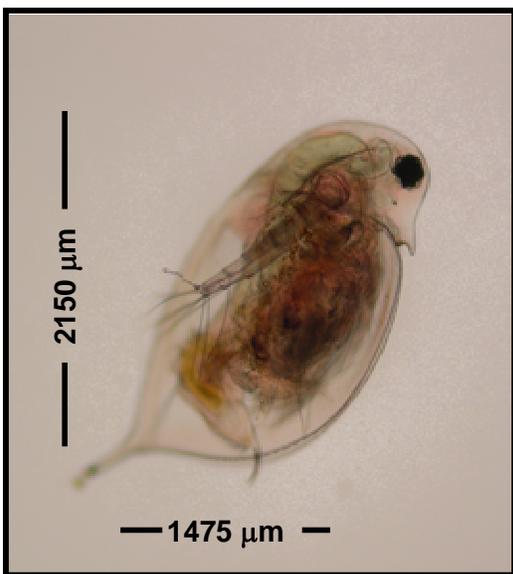
Los cladóceros *Ceriodaphnia dubia* y *Simocephalus vetulus* (fotos 1 y 2) se aislaron de la Laguna de Zumpango, *Daphnia pulex* y *Moina macrocopa* (fotos 3 y 4) de Valsequillo, Puebla y el ostrácodo *Heterocypris incongruens* (foto 5) fue aislado de un cuerpo de agua de la Ciudad de Guanajuato. Todos los organismos fueron mantenidos en condiciones de laboratorio. El medio utilizado para cultivo fue la solución fisiológica EPA (Anon, 1985) y alimentados con *Scenedesmus* en aproximadamente 25 °C.

La cepa de *Scenedesmus* (foto 6) se obtuvo de la Universidad de Texas registrada con la clave 72, su cultivo masivo se realizó en botellas de plástico de 2 lts. con medio Bold (Bischoff y Bold, 1963) expuesta a fotoperíodo continuo y oxigenando con un tubo de vidrio conectado a flujo de aire y agregando como fuente de carbono  $\text{CaCO}_3$  cada tercer día con una temperatura aproximada a 17 °C durante 10 días. Posteriormente el alga se sedimentó se eliminó el sobrante y se almaceno a 4 °C.

La cepa de *Anabaena* (foto 7) se adquirió del Laboratorio por parte del laboratorio de Bacteriología (CyMA UIICE F.E.S. Iztacala), cultivada en medio BG11, en matraces de 250 ml. de capacidad y expuestos a fotoperíodo constante. Los otros organismos se obtuvieron de los cuerpos de agua muestreados.



**Fotos 1 y 2.** Izq. *Ceriodaphnia dubia* Der. *Simocephalus vetulus*. Se indican las tallas promedio de organismos de estas dos que se utilizaron en bioensayos



**Fotos 3 y 4.** Izq. *Daphnia pulex* Der. *Moina macrocopa*. Se indican las tallas promedio de organismos de estas dos que se utilizaron en bioensayos



**Foto 5.** *Heterocypris incongruens* Se indican las tallas promedio de organismos que se utilizaron en bioensayos



**Fotos 6 y 7.** Izq. *Scenedesmus sp* Der. *Anabaena sp*

Tasa de Filtración y Ramoneo

Para los bioensayos de tasa de filtración y ramoneo (apéndice VI) se utilizó una clorofila (*Scenedesmus* sp.) como parámetro de comparación. Se utilizaron tres diferentes dietas, *Anabaena* sp. , *Scenedesmus* sp., y una mezcla de 50 y 50 % de *Anabaena* sp. y *Scenedesmus* sp. Los organismos fueron sonicados por 15 minutos. De cada dieta se realizaron cinco concentraciones ( $0.065 \times 10^6$ ,  $0.125 \times 10^6$ ,  $0.25 \times 10^6$ ,  $0.5 \times 10^6$  y  $1.0 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup>), se colocaron 10 organismos por especie en tubos de ensaye de 20 ml de capacidad que contenían 10 ml de medio EPA con una de las concentraciones de cada dieta. Los organismos estuvieron en ayuno durante dos horas, al colocarlos en los tubos de ensaye sólo consumieron durante 30 minutos, en seguida, las muestras contenidas en los tubos se fijaron con lugol. Para cada bioensayo se realizaron cuatro repeticiones y su respectivo control. El conteo de células algales se realizó en la Cámara de Neubauer (APHA, 1994). Posterior al conteo, se eligió la concentración donde las cinco especies de zooplancton tuvieron mayor consumo en las tres diferentes dietas. A los resultados de esta concentración se le realizaron pruebas estadísticas (ANOVA) con el programa STATISTICA Ver. 6.0.

Para medir la tasa de ramoneo (G) se utilizó la formula propuesta por Rigler (Downing y Rigler, 1984):

$$G = V \frac{(\ln C_o - \ln C_t)}{(tN)}$$

Donde:

G: tasa de ramoneo en ml. ind.<sup>-1</sup> unidad de tiempo<sup>-1</sup>

V: volumen del agua del contenedor en ml.

C<sub>0</sub>: conteo de células ml<sup>-1</sup> en el contenedor de alimentación al inicio del experimento

C<sub>t</sub>: conteo de células ml<sup>-1</sup> en el contenedor de alimentación al final del experimento

N: numero de individuos por contenedor

t: tiempo de alimentación

Para evaluar la tasa de filtración (F) se utilizó la formula propuesta por Peters (1984):

$$F = V \frac{(C_o - C_t)}{(tN)}$$

Donde:

F: tasa de filtración en cel. ind.<sup>-1</sup> unidad de tiempo<sup>-1</sup>

V: volumen del agua del contenedor en ml.

C<sub>0</sub>: conteo de células ml<sup>-1</sup> en el contenedor de alimentación al inicio del experimento

C<sub>t</sub>: conteo de células ml<sup>-1</sup> en el contenedor de alimentación al final del experimento

N: numero de individuos por contenedor

t: tiempo de alimentación

**Preferencia alimenticia**

Para realizar pruebas de preferencia alimenticia se colectó agua de la presa Valle de Bravo (Edo. Mex.), esta agua presentaba al momento de la obtención de la muestra fitoplancton dominante a *Microcystis* sp. y en menor proporción *Fragilaria* sp.; de igual forma se colectó agua del lago artificial Virgilio Uribe (Xoch. D.F.) que esta a su vez presentaba *Microcystis* sp. y *Planktothrix* sp. como fitoplancton dominante. En ambas muestras se agregó  $0.5 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup> de la clorofita *Scenedesmus* sp. como punto de referencia.

En tubos de ensaye de capacidad de 20 ml se colocaron 10 ml de agua de la presa Valle de Bravo y 10 organismos por especie con un ayuno previo de dos horas. Los organismos solo consumieron durante 30 minutos, después de dicho tiempo las muestras se fijaron con lugol. De la misma forma se realizó el biensayo para el caso de las muestras de agua obtenidas del lago artificial Virgilio Uribe. En ambos casos el conteo de células en el caso de *Microcystis* sp. y *Scenedesmus* sp. se efectuó en la Cámara de Neubauer (APHA, 1994). Para el conteo *Planktothrix* se utilizó cámara de Sedgewick-Rafter.

### **Disminución de clorofila-a**

Se colectó agua del lago artificial Virgilio Uribe (Xoch. D.F.) que como fitoplancton dominante presentaba *Microcystis* sp. y *Planktothrix* sp. . Solo se trabajó con las especies *Simocephalus vetulus*, *Daphnia pulex* y *Heterocypris incongruens*. Los organismos utilizados para este biensayo se mantuvieron en cultivos con esta agua para su aclimatación durante una semana previa al experimento.

El bioensayo se realizó en peceras de un litro de capacidad las cuales se llenaron con 500 ml de agua del lago artificial Virgilio Uribe con  $0.5 \times 10^6$  cel  $\text{ml}^{-1}$  de la clorofita *Scenedesmus* sp, se colocaron dos densidades de organismos por especie (10 individuos y 50 individuos), con cuatro repeticiones y su control durante diez días. El crecimiento de los organismos se midió con un conteo diario, para la medición de clorofila-a se filtraron 5 ml de agua cada tercer día. Las muestras de clorofila-a se procesaron conforme al método tricromático establecido por APHA (1994). Se utilizó el espectrofotómetro Elyptica modelo ely 2000 Los datos obtenidos se analizaron con la formula propuesta por Jeffrey-Humphrey (1975)

$$Ca(mg/m^3) = 11.85(DO664) - 1.54(DO647) - 0.08(DO630) \frac{Ve(L)}{Vf(m^3)}$$

Donde:

**Ca:** clorofila *a*

**DO 664, 647 y 630nm:** corresponde a la densidad óptica observada y corregida con la lectura obtenida a 750 nm. y sus respectivos factores. Las densidades propuestas corresponden al pico de clorofila-a, b, c respectivamente

**Ve:** volumen del extracto

**Vf:** volumen filtrado

## RESULTADOS

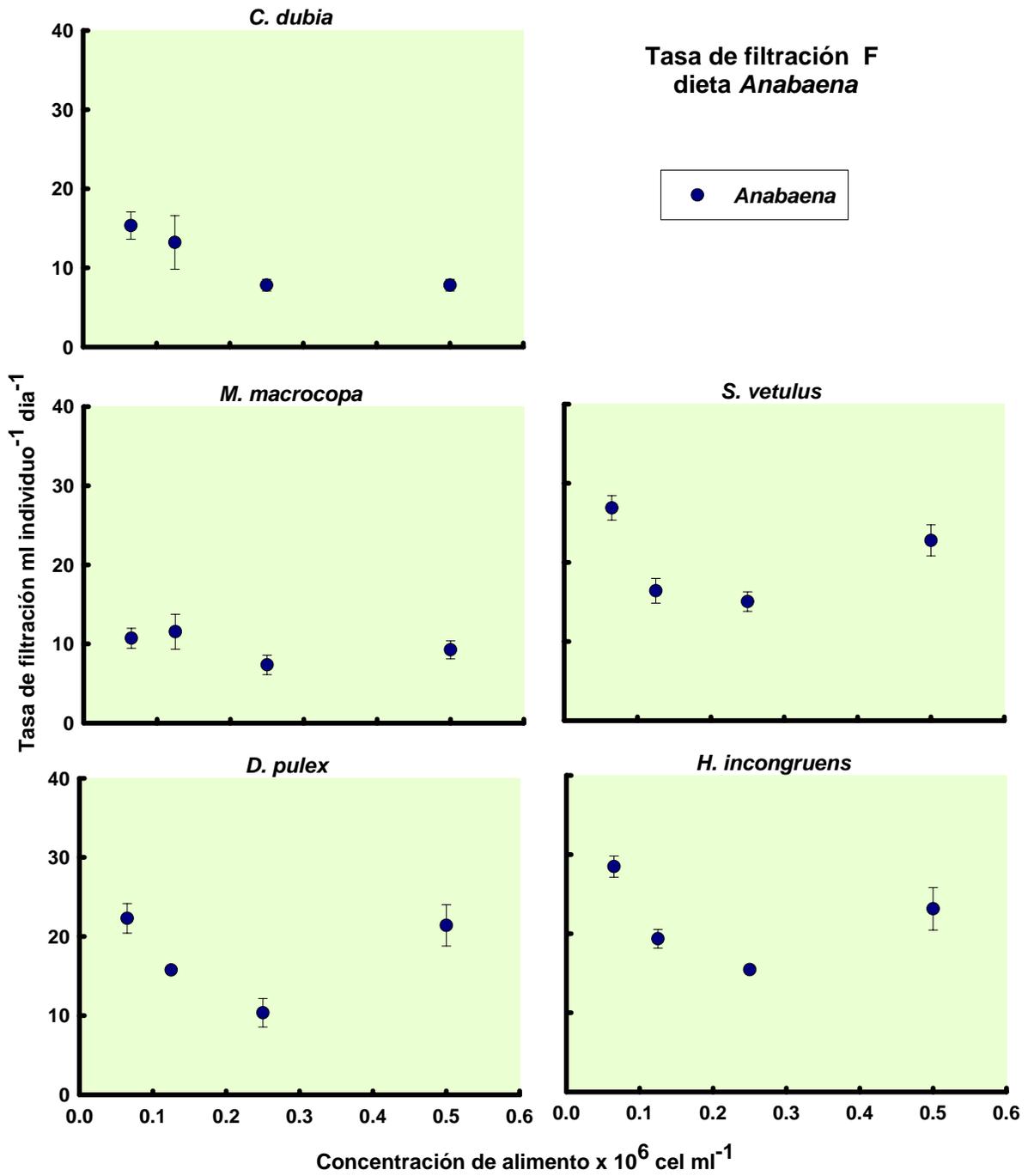
En el presente estudio se analizaron un total de 300 muestras para tasa de filtración y ramoneo, 40 muestras para preferencia alimenticia, y 24 muestras para disminución de clorofila-a.

### Tasa de Filtración

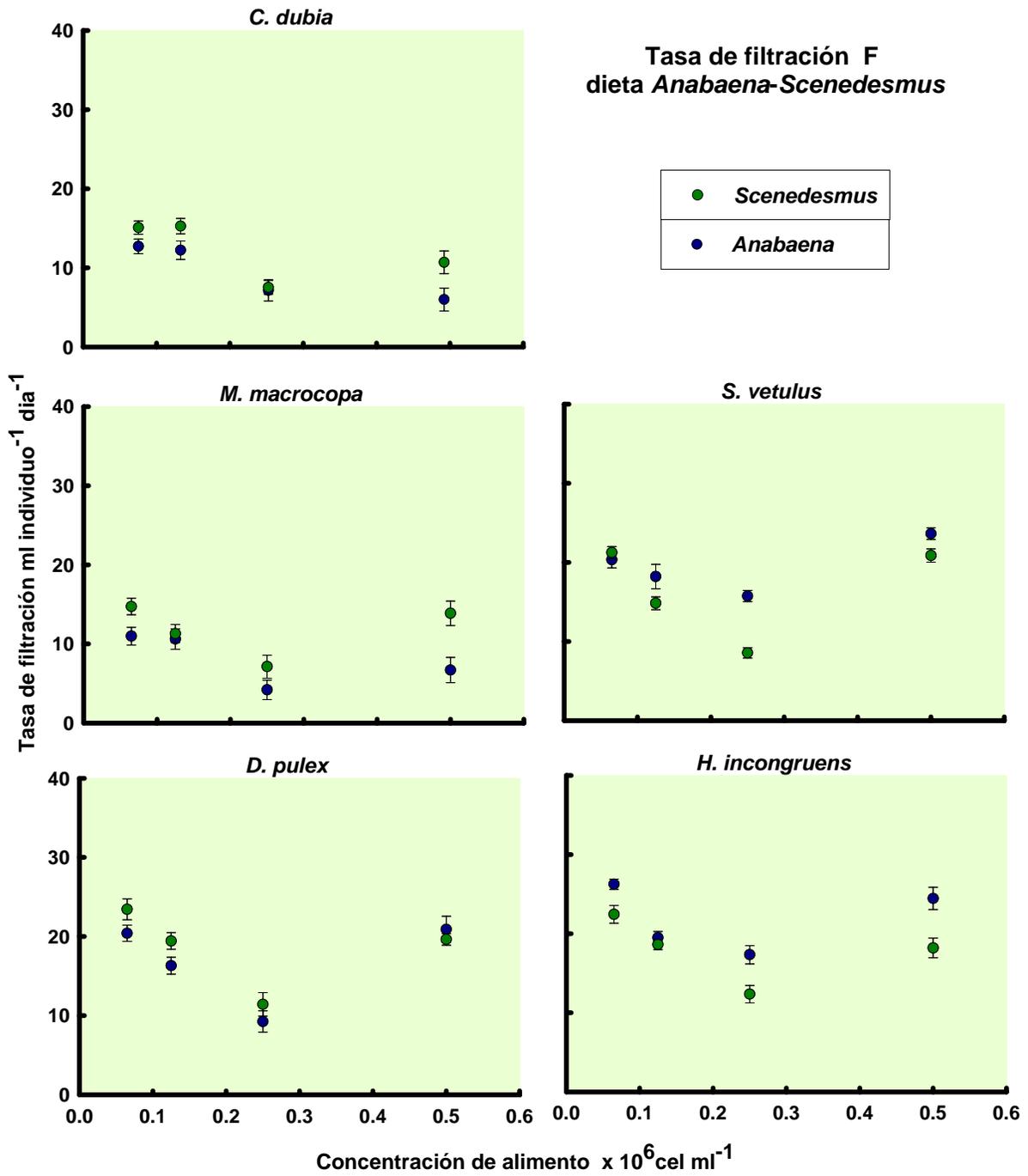
Los resultados para tasa de filtración mostraron que, todos los organismos presentan mayor consumo en las concentraciones menores a  $0.25 \times 10^6$  y  $0.5 \times 10^6$  (figuras 1, 2 y 3). Para los cladóceros de menor tamaño (*C. dubia* y *M. macrocopa*) el consumo fue menor en las diferentes concentraciones y en las tres dietas. En el caso de la tasa de filtración (F) con la dieta de *Anabaena* sp, *H. incongruens* y *S. vetulus* presentaron un consumo semejante y mayor que *D. pulex* como se muestra en la figura 2. Cuando el alimento suministrado fue *Anabaena* sp y *Scenedesmus* sp, la tasa de filtración, en promedio, es mayor en el caso de *H. incongruens*, le sigue *D. pulex* y finalmente *S. vetulus*, sin embargo *S. vetulus* consumió mayor cantidad de *Anabaena* sp que *D. pulex* (figura 2). Para la dieta de *Scenedesmus* sp, la mayor tasa de filtración es de *H. incongruens*, y similar la de *D. pulex*. En este caso *S. vetulus* presentó una tasa considerablemente menor en relación a los otros dos individuos exceptuando la concentración de  $0.5 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup> (ver figura 3).

### Tasa de Ramoneo

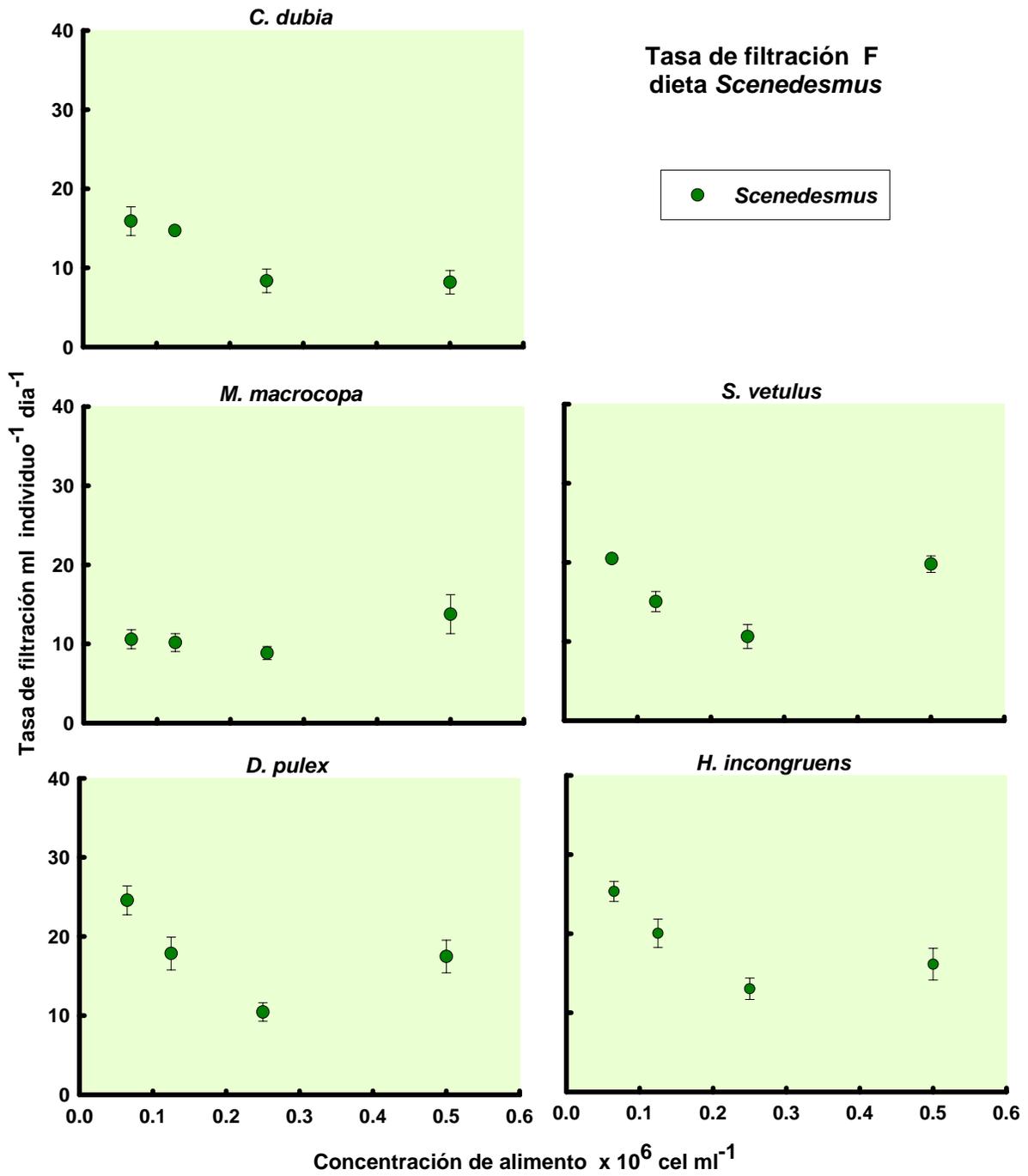
Los datos de la tasa ramoneo se obtuvieron a partir de la tasa de filtración y debido a esto presentan las mismas tendencias. Los datos muestran que el organismos consume una menor cantidad de cel ml<sup>-1</sup> cuanto mas aumente la concentración de células, con excepción de la concentración de  $0.5 \times 10^6$  cel ml<sup>-1</sup> (figuras 4, 5 y 6).



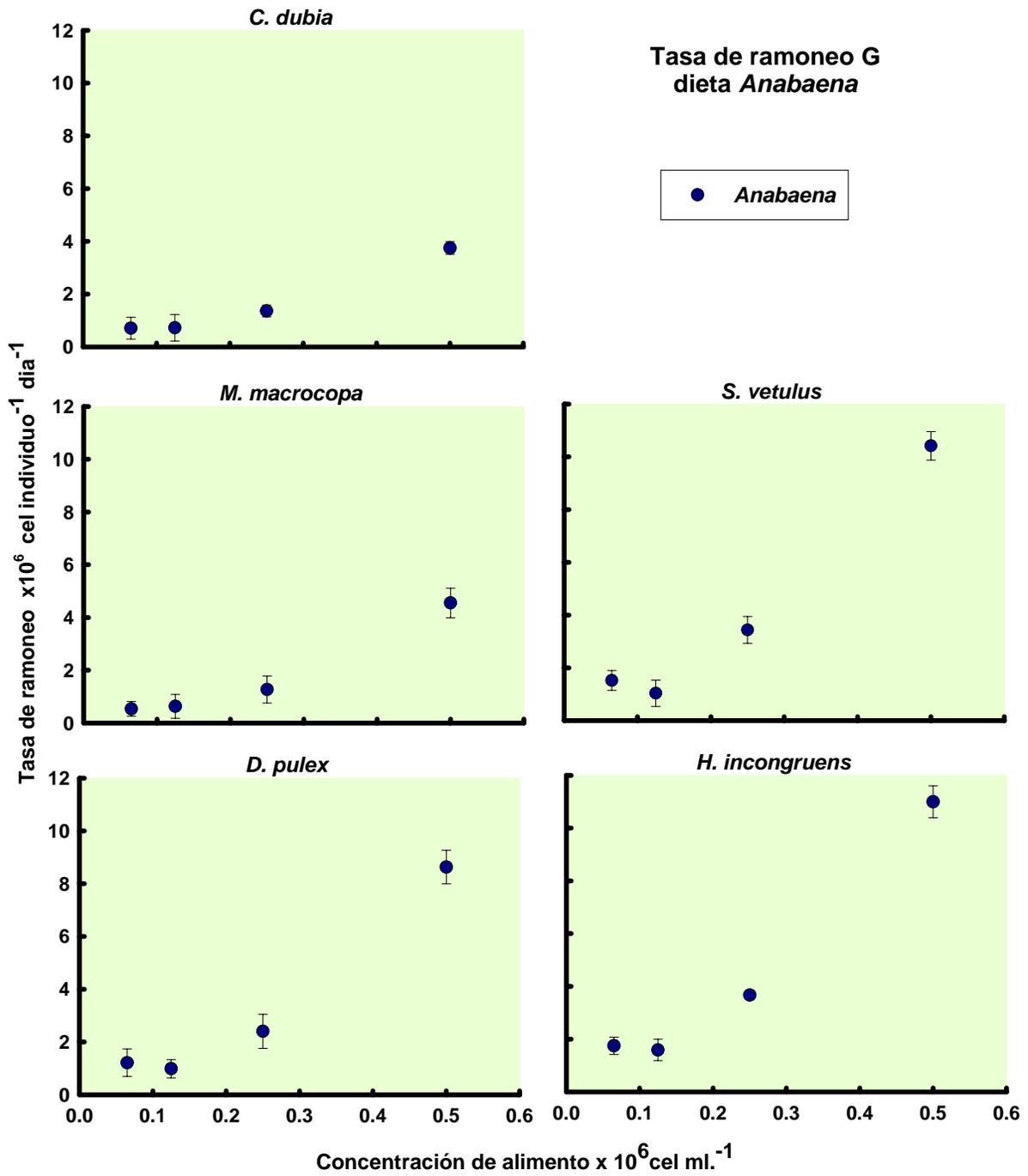
**Figura 1.** Tasa de Filtración (F) de las cinco especies de zooplancton con la dieta de *Anabaena*



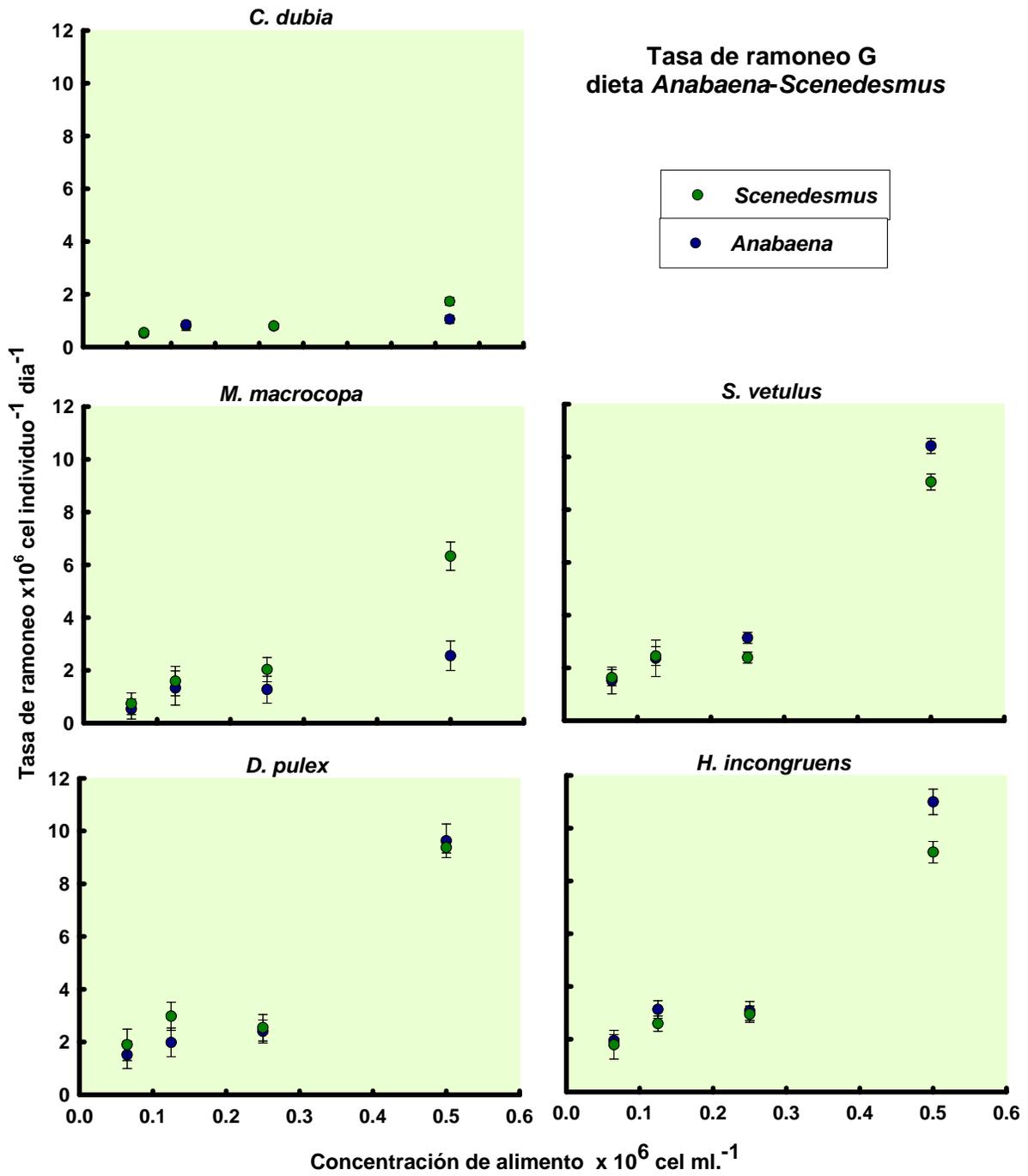
**Figura 2.** Tasa de Filtración (F) de las cinco especies de zooplankton con una mezcla de 50% de *Anabaena* y *Scenedesmus*



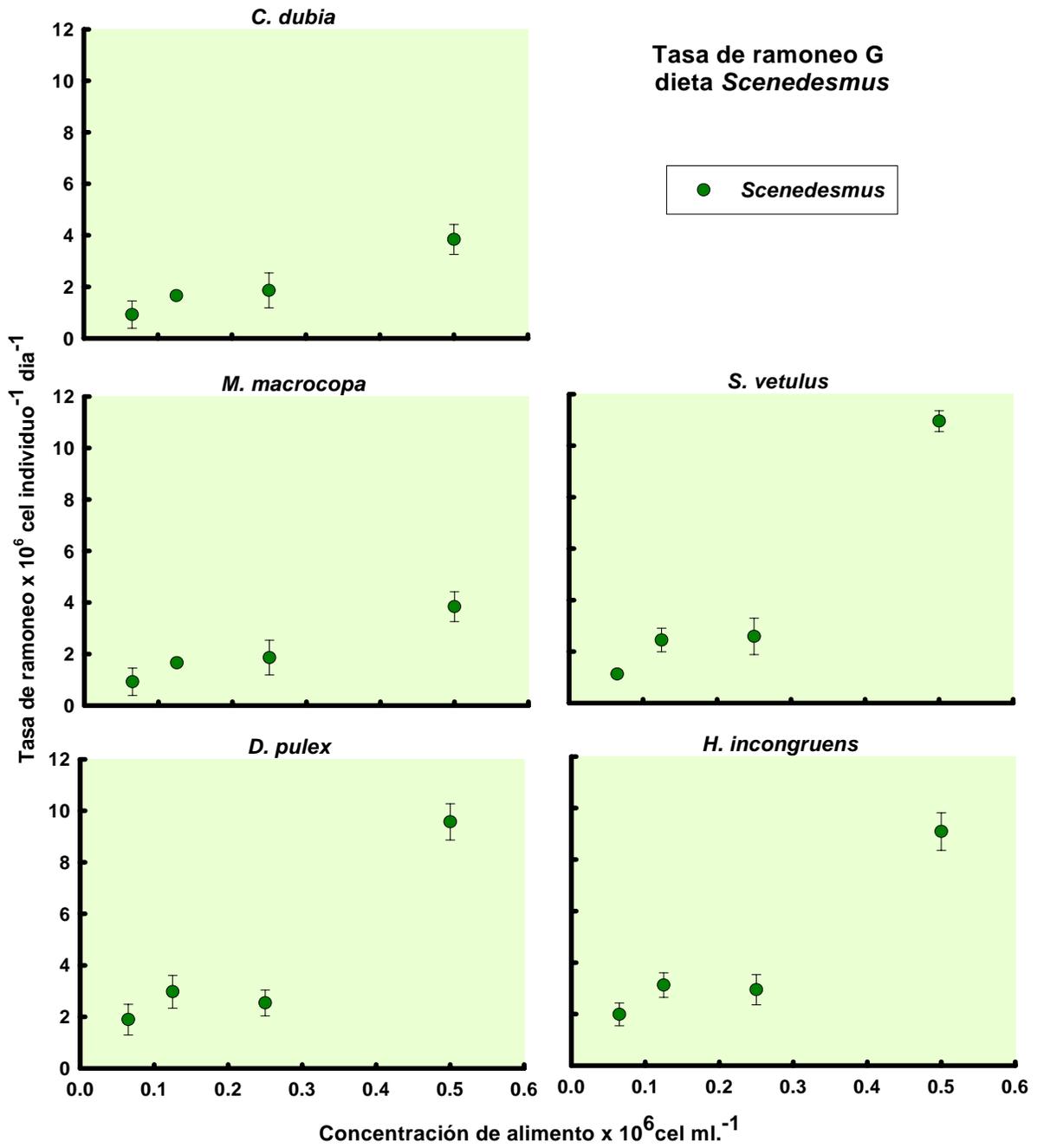
**Figura 3.** Tasa de Filtración (F) de las cinco especies de zooplancton con la dieta de *Scenedesmus*



**Figura 4.** Tasa de Ramoneo (G) de las cinco especies de zooplancton con la dieta de *Anabaena*



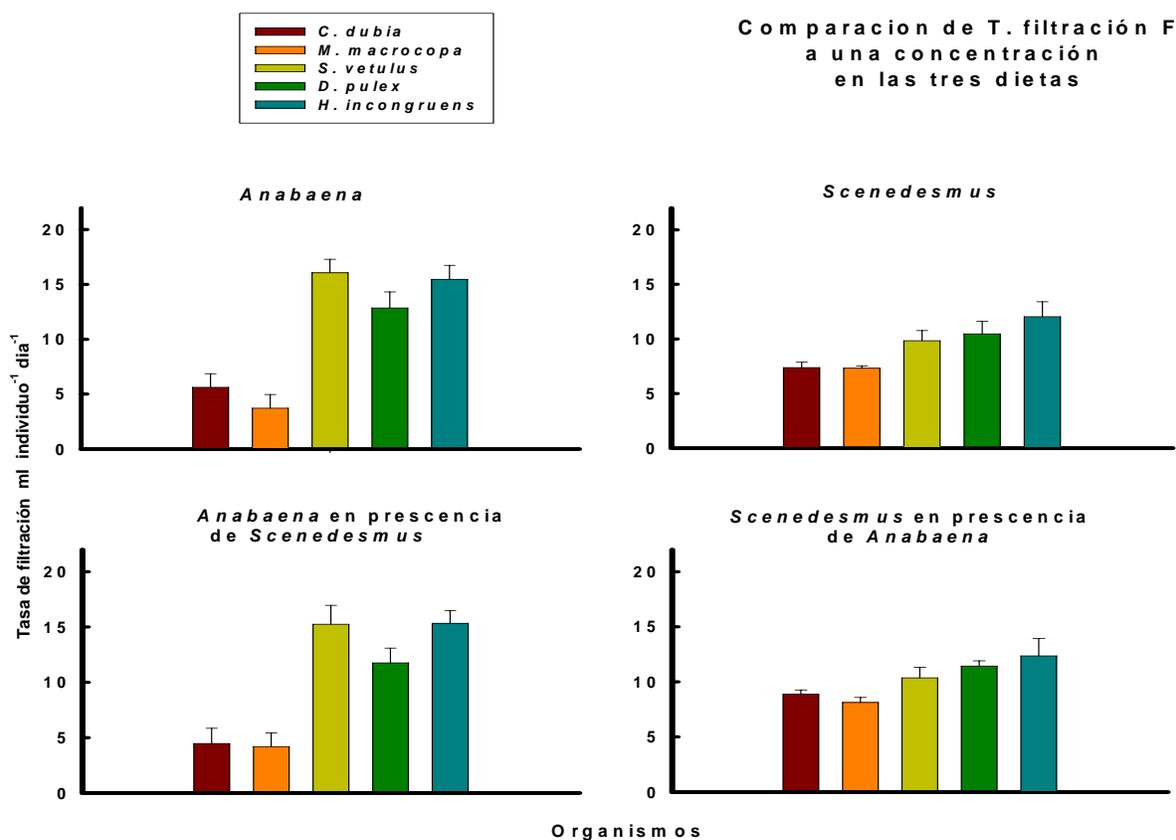
**Figura 5.** Tasa de Ramoneo (G) de las cinco especies de zooplancton con una mezcla de 50% de *Anabaena* y *Scenedesmus*



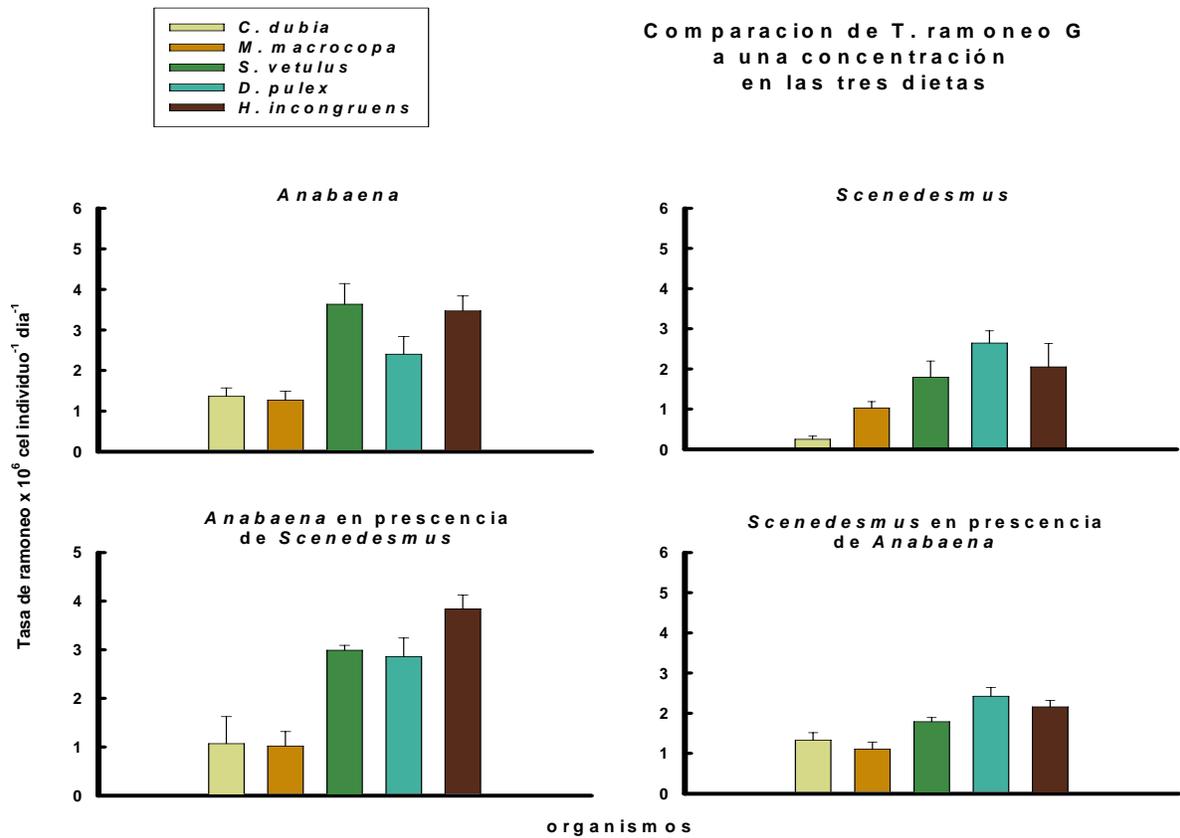
**Figura 6.** Tasa de Ramoneo (G) de las cinco especies de zooplancton con la dieta de *Scenedesmus*

**Comparación de las tasas de ramoneo y filtración**

Se realizó una comparación entre los cinco organismos de sus tasas de ramoneo y filtración en una sola concentración ( $0.25 \times 10^6$  cel  $ml^{-1}$ ). Para ambas tasas se detectan dos grupos. El primero por *C. dubia* y *M. macrocopa*, las dos muestran un menor consumo a diferencia de las tres especies restantes. La especie con menos consumos en general es *M. macrocopa*. (Fig. 13 y 14). Las especies que mostraron un mayor consumo de *Anabaena* sp fueron *S. vetulus* y *H. incongruens*



**Figura 7.** Comparación de tasas de ramoneo (G) de las cinco especies de zooplancton en la densidad de  $0.25 \times 10^6$ .



**Figura 8.** Comparación de tasas de filtración (F) de las cinco especies de zooplankton en la densidad de  $0.25 \times 10^6$ .

De igual forma se realizó un Análisis de Varianza de una vía (ANOVA) de las tres dietas en la misma concentración para las dos tasas. Se detectó una diferencia significativa en el consumo de las cinco especies, se revisaron los tukies que presentan la misma tendencia de las graficas de las figuras 8 y 9 (ver tabla 1 y 2).

**Tabla 1.** Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, de Tasa de filtración F de cinco especies de Zooplancton a una concentración ( $0.25 \times 10^6$ ) con diferente alimento. d f = grados de libertad, SS = suma de cuadrados, MS = media al cuadrado, F = Prueba de Fischer, p = probabilidad, n.s. = no significativo y \* = significativo

<b>Alimento</b>	<b>df</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<i>Anabaena</i>	4	23.1415	5.7854	24.3342	0.000002*
Error	15	3.5662	0.2377		
<i>Anabaena c/ Scenedesmus</i>	4	24.0301	6.0075	27.3609	0.000001*
Error	15	3.2935	0.2196		
<i>Scenedesmus</i>	4	6.5131	1.6283	18.140	0.000013*
Error	15	1.3464	0.0898		
<i>Scenedesmus c/ Anabaena</i>	4	19.6481	4.9120	20.6687	0.000006*
Error	15	3.5648	0.2377		

**Tabla 2.** Análisis de Varianza (ANOVA) de una vía, de Tasa de ramoneo G de cinco especies de Zooplancton a una concentración ( $0.25 \times 10^6$ ) con diferente alimento. d f = grados de libertad, SS = suma de cuadrados, MS = media al cuadrado, F = Prueba de Fischer, p = probabilidad, n.s. = no significativo y \* = significativo

<b>Alimento</b>	<b>df</b>	<b>SS</b>	<b>MS</b>	<b>F</b>	<b>p</b>
<i>Anabaena</i>	4	475.971	118.993	29.4702	0.000001*
Error	15	60.566	4.038		
<i>Anabaena c/ Scenedesmus</i>	4	470.094	117.524	26.9131	0.000001*
Error	15	65.502	4.367		
<i>Scenedesmus</i>	4	141.057	35.264	20.185	0.000007*
Error	15	26.206	1.747		
<i>Scenedesmus c/ Anabaena</i>	4	401.477	100.369	19.5323	0.000008
Error	15	77.080	5.139		

### Preferencia Alimenticia

## Valle de Bravo

En los bioensayos realizados con agua de Valle de Bravo, todos los organismos consumieron un mayor número de células algales con mayor concentración (*Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp), aunque no todos muestran las mismas preferencias.

Para *C. dubia* y *M. macrocopa* los valores de  $\alpha$  muestran una preferencia considerablemente mayor para *Scenedesmus* sp con respecto de *Microcystis* sp y *Fragilaria* sp . Esta última es la que presenta menor consumo en ambos organismos (ver figura 9). En el caso de *S. vetulus* los datos de los valores de  $\alpha$  expresan una preferencia por *Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp mas que por *Fragilaria* sp. Por otro lado no muestra una preferencia entre *Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp (figura 9). Los datos obtenidos de *D. pulex* mostraron una preferencia para *Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp. Entre estos dos alimentos hubo una preferencia significativa para *Scenedesmus* sp (figura 9). Y por ultimo para *H. incongruens* presenta la misma tendencia que *S. vetulus*, aunque un menor consumo en el caso de *Fragilaria* sp.

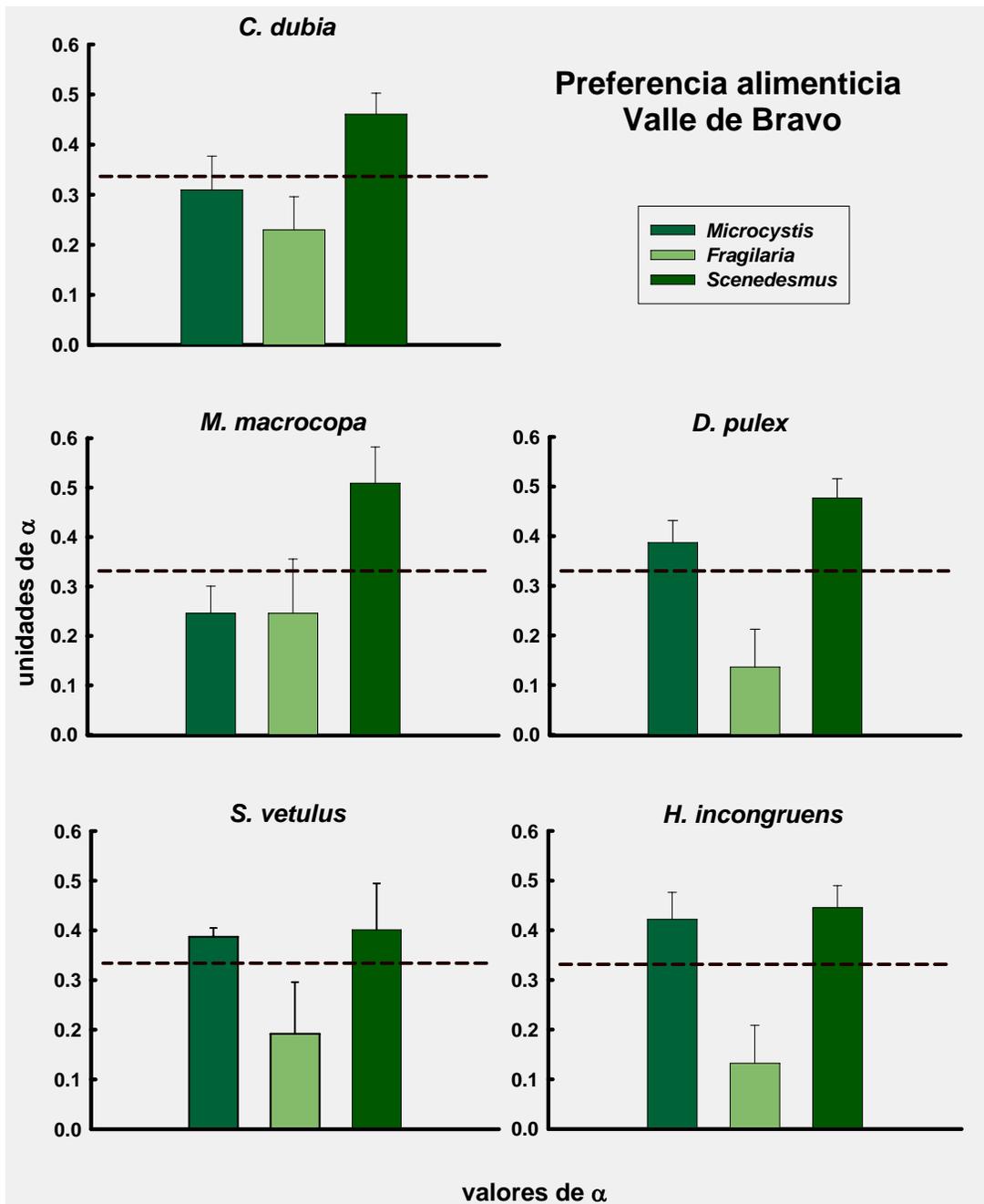
## Lago artificial Virgilio Uribe

En los bioensayos realizados con agua del lago artificial Virgilio Uribe, los organismos no consumieron un mayor número de células algales presentes a mayor concentración (*Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp), con diferentes tendencias.

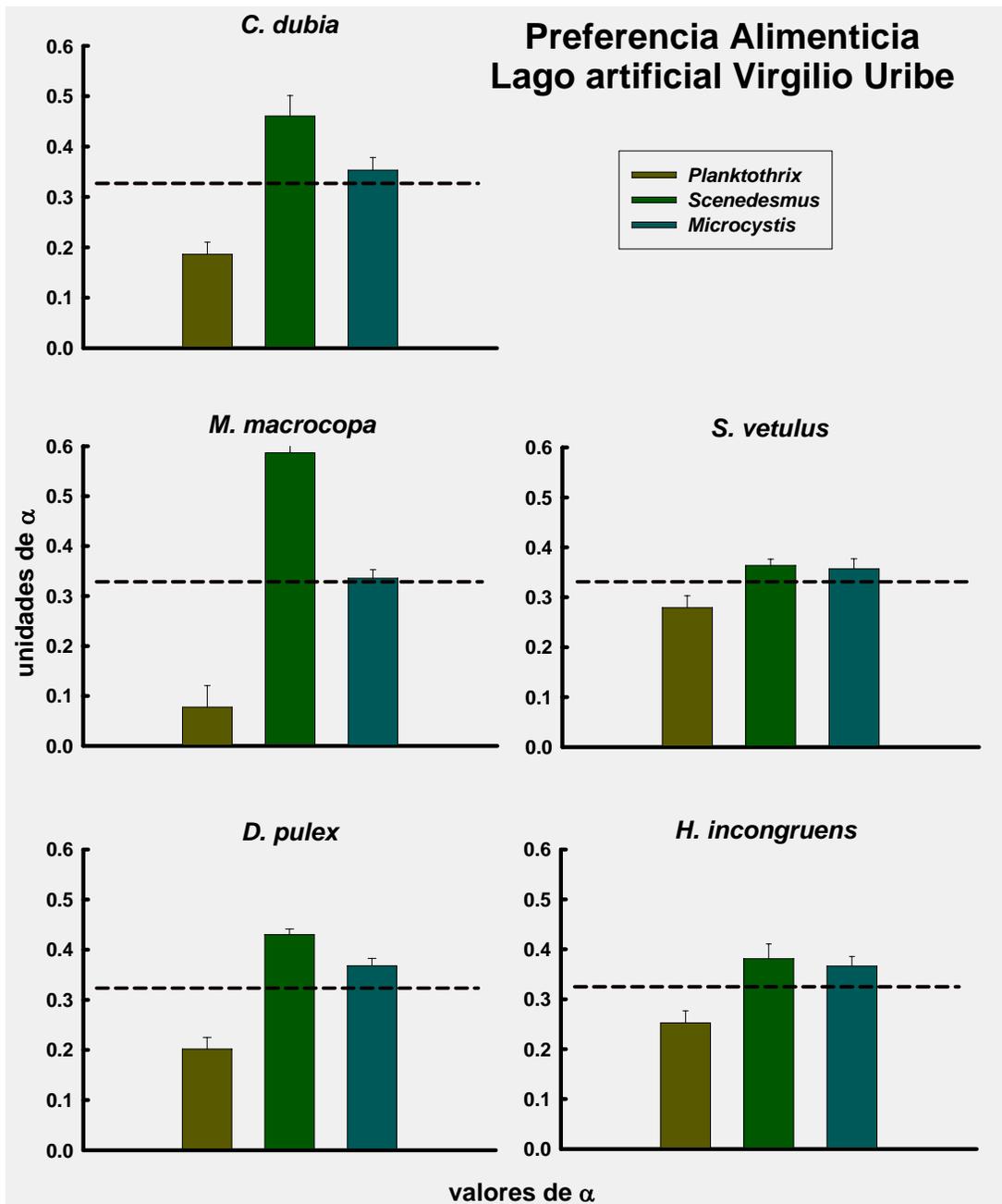
*C. dubia* y *M. macrocopa* mostraron una preferencia considerablemente mayor por *Scenedesmus* sp con respecto de *Microcystis* sp y *Planktothrix* sp . Esta última es la que presenta menor consumo en ambos organismos. En el caso de *C. dubia* esta expresó una menor preferencia en comparación con *M. macrocopa* (ver figura 10). En el caso de *S. vetulus* los datos expresan una preferencia de *Microcystis* sp y

*Scenedesmus* sp aunque no mucho mayor que para *Planktothrix*. De igual forma que para Valle de Bravo, no muestra una preferencia entre *Microcystis* sp y *Scenedesmus* sp (figura 10). Los datos obtenidos de *D. pulex* mostraron una preferencia para *Microcystis* y *Scenedesmus* sp sobre *Planktothrix* sp, y entre los dos primeros una preferencia significativa para *Scenedesmus* sp (figura 10). Para *H. incongruens* presenta la misma tendencia que *S. vetulus*, aunque un menor consumo significativo para el caso de *Planktothrix* sp.

En ambos ensayos los organismos presentan tendencias similares, aunque cabe resaltar que en el caso del lago artificial, el alimento de menor consumo no es el de menor concentración, y por otro lado *D. pulex* mostró un rechazo a *Planktothrix* sp como alimento.



**Figura 9.** Preferencia alimenticia de tres especies de zooplancton expresada en unidades de  $\alpha$  para tres tipos de alimentos (dieta mezclada). El agua utilizada para el experimento se obtuvo del embalse Valle de Bravo, Edo. Mex.



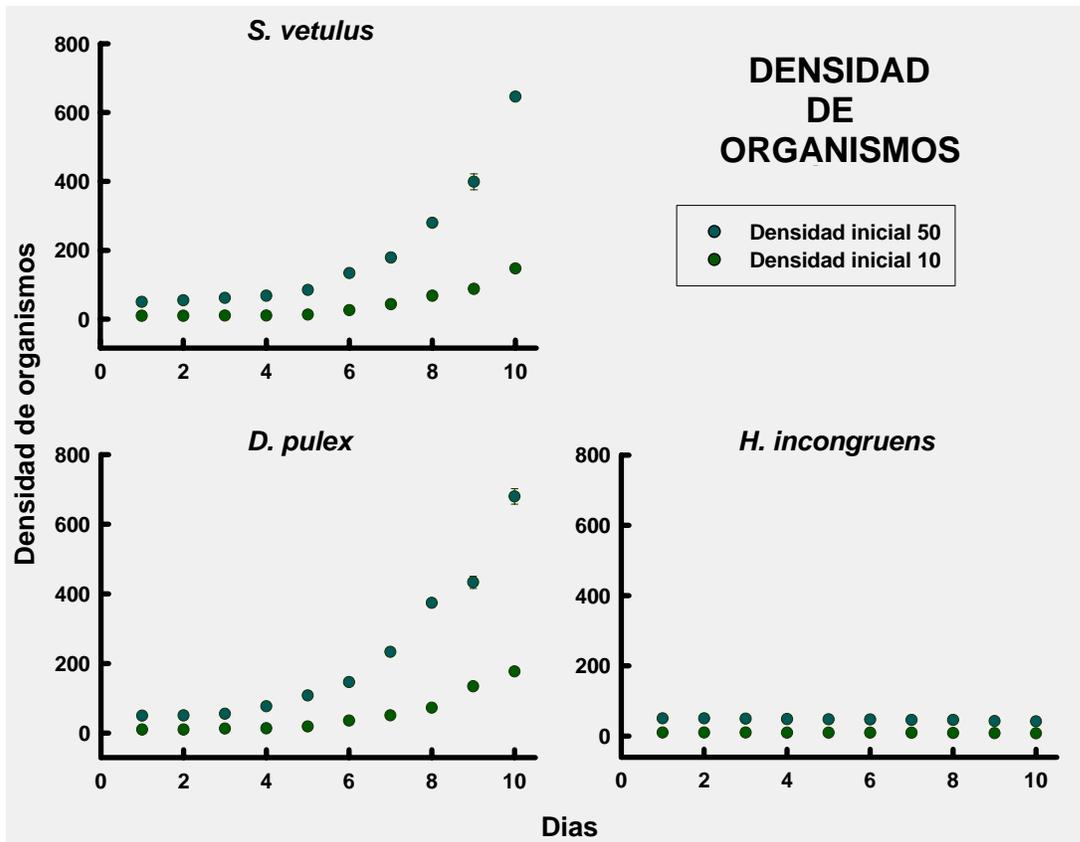
**Figura 10.** Preferencia alimenticia de tres especies de zooplancton expresada en unidades de  $\alpha$  para tres tipos de alimentos (dieta mezclada). El agua utilizada para el experimento se obtuvo del lago artificial Virgilio Uribe, Xoch.

Densidad de organismos (con relación de la disminución de Clorofila-a)

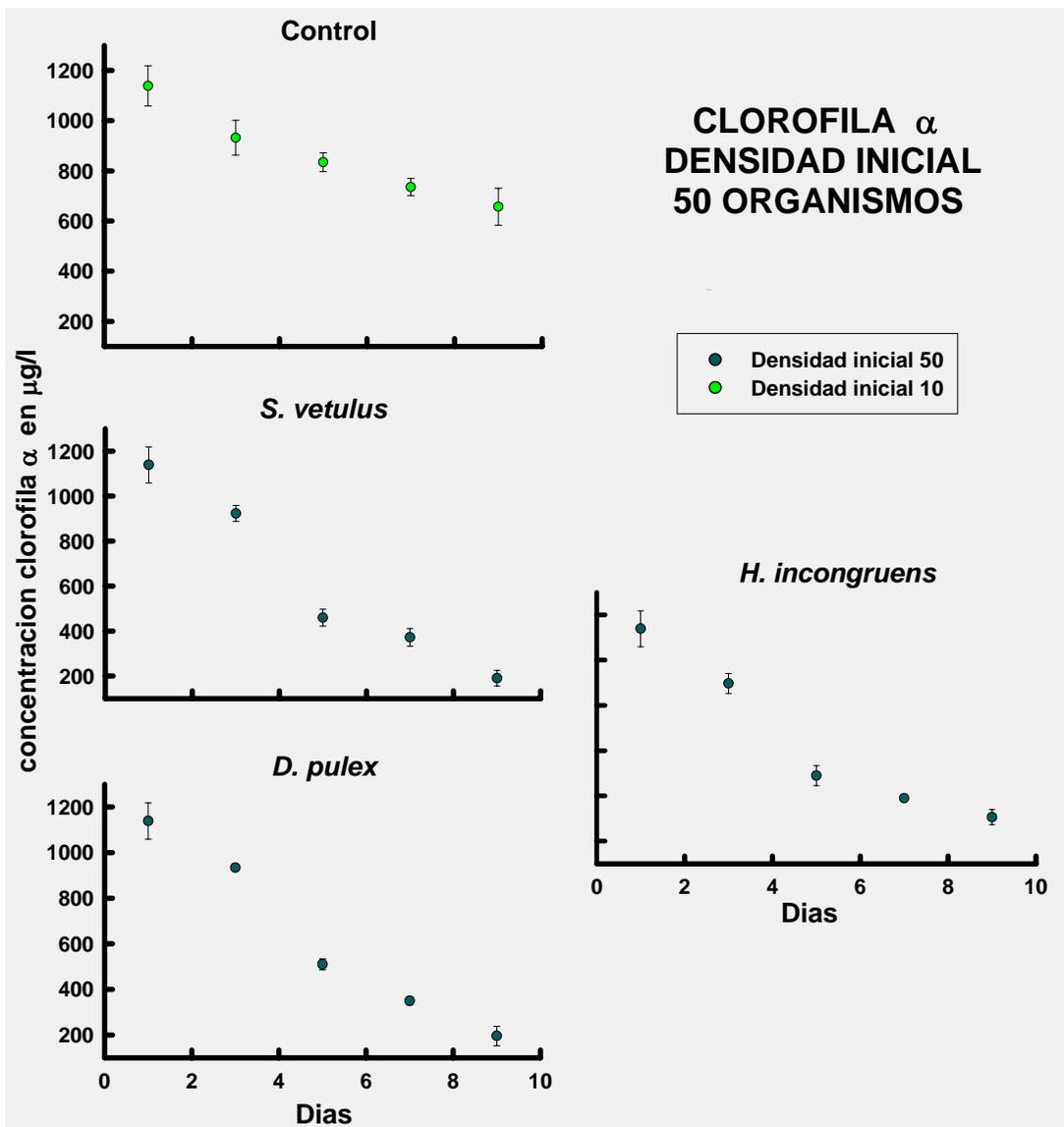
Para este ensayo solo se trabajaron con las especies de mayor talla. La población de *D. pulex* y *S. vetulus* creció con la dieta presente en el cuerpo de agua (*Microcystis* sp y *Plankthotrix* sp; y  $0.5 \times 10^6$  de *Scenedesmus* sp), el porcentaje aumento en ambas especies a partir del cuarto día en las dos densidades. Por el contrario, para *H. incongruens* la población se mantuvo constante y solo decreció el 10 % durante los diez días en ambas densidades (Figura 11).

### **Disminución de Clorofila-a**

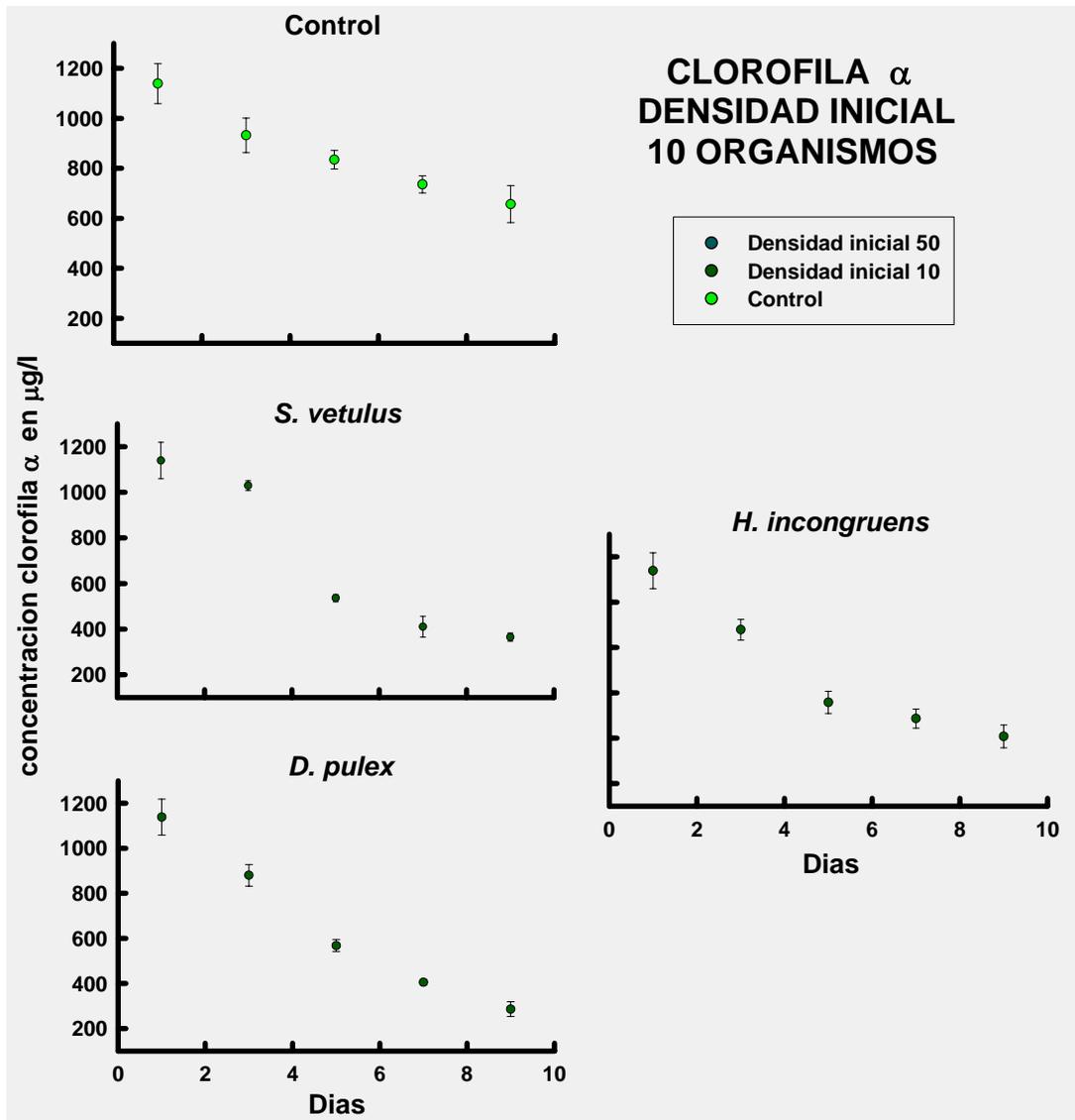
El control disminuyo un 50% al décimo día. Para los tres organismos, en ambas densidades se notó una disminución de la clorofila-a con respecto al control. La densidad inicial de 50 organismos de *S. vetulus* y *D. pulex* disminuyo un 75% aproximadamente en proporción al control por día. Para *H. incongruens* solo alcanzó a disminuir cerca de un 55% de acuerdo al control. En la densidad inicial de 10 organismos *S. vetulus* *S. vetulus* y *D. pulex* consiguieron reducir alrededor de 50% y *H. incongruens* 30%. Al sexto día en la densidad inicial de 50 organismos, los tres organismos presentaron la misma disminución de clorofila-a, y en el caso de la densidad inicial de 10 organismos, *H. incongruens* muestra una mayor disminución (ver figuras 12 y 13).



**Figura 11.** Crecimiento de las tres especies de zooplancton en dos densidades (10 y 50 Organismos inicialmente)



**Figura 12.** Disminución de clorofila- $\alpha$  de las tres especies de zooplancton y control para la densidad inicial de 50 organismos



**Figura 13.** Disminución de clorofila- a de las tres especies de zooplancton y control para la densidad inicial de 10 organismos

## DICUSIÓN

## Tasa de filtración (F) y ramoneo (G)

Para los experimentos de tasa de filtración y ramoneo de las cinco especies de zooplancton, las concentraciones bajas ( $0.035$ ,  $0.065$ ,  $0.125$  y  $0.25 \times 10^6$  cel.  $\text{ml}^{-1}$ ) se registraron dentro del rango reportado por Downing y Rigler (1984). Hay diferencias en ambas tasas para las cinco especies, y estas diferencias muestran la misma tendencia en las tres dietas. Las especies que presentaron las tasa más altas también son las de talla más grande (*S. vetulus*, *D. pulex* y *H. incongruens*), esto va de acuerdo con lo reportado por Gulati (1990) y Shapiro (1990), que reportaron a las especies daphnianas de mayor tamaño como las mas eficientes. De las tres especies, *H. incongruens* presenta las tasa de filtración y ramoneo mas elevadas en todas las dietas, estos resultados no se pueden comparar ya que no se han realizado estudios al respecto con estos organismos. Además, en la dieta compuesta solo de *Anabaena*, *S. vetulus* mostró un mayor consumo que *D. pulex*, esto puede deberse a que los organismos con los que se trabajo, como en el caso de *S. vetulus*, fue aislado de un cuerpo de agua eutrofizado, por lo tanto muestra una mayor tolerancia o adaptación, como lo reportan Nandini et al. (2000) y Hairston et al. (2001). A pesar de esto se realizó una ANOVA en la concentración de  $0.25 \times 10^6$ , que dio como resultado la división, basada en la diferencia de tamaño grande y pequeño, pero no muestra una diferencia significativa entre los organismos de similar dimensión aun con las tendencias mostradas en las diferentes graficas. Por lo que se considera que los organismos presentan la misma tasa de filtración y ramoneo directamente relacionada a su tamaño. Por otro lado, en general las cinco especies muestran que a mayor concentración de alimento (en las tres dietas) la tasa de filtración es menor

(Monakov, 2003), tomando en cuenta que filtran menos ml. de la concentración mas elevada, pero para la tasa de ramoneo el numero de células consumidas es

mayor en la concentración mas elevada ( $0.25 \times 10^6$ ), lo que representa que son inversamente proporcionales. Esto se debe a que a mayor concentración el organismo no puede filtrar tantos ml. por que invierte mas energía a diferencia de concentraciones mas bajas, esto se determina por el consumo de oxígeno (Monakov, 2003). Otro factor importante a considerar es la temperatura, esta fue en promedio de 25 °C (temperatura ambiente), Monakov (2003) reporta que entre 22 y 24° C los organismos alcanzan su máxima tasa de filtración, esto corresponde principalmente a que un incremento en la temperatura acelera los procesos metabólicos (Wolvekamp y Waterman, 1960). Aunque las temperaturas no son iguales, esto es algo positivo ya que los lagos tropicales en promedio presentan temperaturas entre 25 °C y 28 °C, lo que les daría a los organismos propuestos para este tipo de lagos una cierta ventaja.

### **Preferencia Alimenticia**

En el caso de los bioensayos de preferencia alimenticia con agua del embalse Valle de Bravo, los organismos *C. dubia* y *M. macrocopa* muestran una preferencia superior para *Scenedesmus*, rechazando a *Microcystis*, no obstante esta última no se encontrará en colonias de gran tamaño (Smith, 2001). Se puede decir que estos organismos son filtradores selectivos, por el consumo que manifestaron no fue proporcional a la concentración de alimento, ya que *Scenedesmus* no era el alimento de mayor concentración. Por lo que respecta a las otras especies, las tres rechazaron a la diatomea *Fragilaria*, y entre *Microcystis* y *Scenedesmus*, no hubo una preferencia significativa. La especie *S. vetulus* fue el organismo que tuvo menor preferencia entre las especies de fitoplancton, seguido de *H. incongruens*, y finalmente *D. pulex*. Para el caso de los experimentos con agua del lago artificial Virgilio Uribe (Pista de canotaje),

los organismos *C. dubia* y *M. macrocopa*, presentan el mismo comportamiento con respecto al rechazo de las cianoprocariontes y principalmente para la especie de fitoplancton *Planktothrix*, siendo esta última la que tenía mayor concentración. Es importante mencionar que esta especie se encontraba de forma filamentosa con un tamaño mucho mayor a 50  $\mu\text{m}$ . lo cual les dificulta su consumo sobre todo a las especies de menor tamaño como lo reportan varios autores (Burns, 1968; Sadchicov y Filippova, 1984). De igual forma *D. pulex* manifestó un rechazo por *Planktothrix*, aunque en menor proporción con relación a las especies antes mencionadas, pero no tuvo una diferencia grande entre las otras dos especies de fitoplancton. *S. vetulus* y *H. incongruens*, presentaron una ligera preferencia por *Microcystis* y *Scenedesmus*, pero no tan drástica como *D. pulex*. Esto coincide con lo reportado por Domínguez (2006), que propone a *S. vetulus* como candidato para ser utilizado en la biomanipulación, por presentar una tolerancia hacia las cianoprocariontes, ya que esta especie fue aislada de un cuerpo de agua eutrofizado (Laguna de Zumpango), y podría presentar ciertas adaptaciones con respecto a su tolerancia a las cianoprocariontes como lo menciona Nandini et al. (2000) y Hairston et al. (2001). Así mismo el ostrácodo *H. incongruens* puede ser considerado como candidato, pues presenta un comportamiento semejante al cladóceros *S. vetulus*, con relación a las preferencias alimenticias.

### **Disminución Clorofila-a y Densidad de organismos**

Los experimentos realizados referentes a la disminución de clorofila-a, se excluyeron a las especies de menor tamaño, por no presentar una eficiencia de control en los experimentos anteriores. Las tres especies consideradas para este experimento disminuyeron la clorofila- $\alpha$  con respecto al control en ambas densidades. Los resultados son positivamente superiores que los reportados por Gulati (1990) y Dawidowics (1990), aunque los trabajos de estos autores se realizaron en condiciones naturales exponiendo a los organismos a un ambiente no

controlado, por lo tanto no favorecido en comparación con circunstancias de laboratorio.

En promedio, la especie que obtuvo un mayor control de biomasa fitoplanctónica fue *D. pulex* y la segunda *S. vetulus*, ambas mostrando un crecimiento considerable, esto respalda que de las especies estudiadas, la familia daphniana son las de mayor éxito, y este se relaciona proporcionalmente con su tamaño (Gulati, 1990 y Shapiro, 1990). Aunque para el caso de *S. vetulus* Samia (2006) reporta que este organismo no se ve afectado con una dieta de *Anabaena*, demostrando que a corto plazo, las dos especies no tienen repercusiones en su reproducción y otras características, pero al no realizarse una tabla de vida los resultados no pueden compararse. En el caso de *H. incongruens*, no tuvo un crecimiento a lo largo del experimento, posiblemente por el tipo de dieta o por sus características intrínsecas, ya que en comparación con los cladóceros estos organismos presentan un ciclo de vida más largo. Es importante resaltar que al sexto día, a pesar de la diferencia radical de densidades entre *H. incongruens* y los otros dos organismos, consumieron aproximadamente la misma cantidad de clorofila-a, en ambas densidades, por lo que podríamos pensar que en un plazo más largo este organismo presentaría una mayor disminución en la biomasa de fitoplancton.

En el caso de la diferencia entre ambas densidades, se muestra una disminución a favor de la densidad inicial de 50 individuos, pero no proporcional, pues en el caso de la densidad inicial de 10 individuos, se logró una disminución semejante hasta el octavo día con respecto al control (densidad 10 50% y densidad 50 65%), pero con un menor número de organismos, en las tres especies. Esto se explicaría dándole mayor importancia a la capacidad de ramoneo y filtración del organismo así como las condiciones a las que estén expuestos (Gliwicz, 1990) que a su densidad.

## PROBLEMÁTICA SOBRE DISEÑO EXPERIMENTAL

Sobre los experimentos de tasa de filtración y ramoneo, se realizaron cinco concentraciones de alimento, de las cuales sólo se reportaron cuatro, excluyendo la concentración mas alta ( $1.0 \times 10^6$ ), y aunque se reportó en resultados la concentración de  $0.5 \times 10^6$ , no se incluyó en la discusión. La razón es que en ambas concentraciones no caen dentro de los rangos reportados en los trabajos consultados para este experimento (Downing y Rigler, 1984). Por lo que se concluye que hubo anomalías en la realización del bioensayo. Un de los problemas detectados fue de tipo metodológico, ya que se utilizaron mallas de  $50 \mu\text{m}$  al finalizar los experimentos, con el objetivo de quitar al zooplancton para fijar la muestra filtrada, probablemente gran parte de las células algales se quedaron retenidas, primordialmente las concentraciones elevadas.

El segundo problema fue la elección de las concentraciones, esto se basa en la comparación de diversos experimentos consultados, en los cuales ningún trabajo maneja estas concentraciones. Podríamos suponer que estas concentraciones no son utilizadas basados en que no se podría detectar la diferencia de la concentración final con la inicial en un periodo tan corto, ya que debido al tamaño de las células algales se propone la cámara Neubauer (APHA, 1994) para el conteo de estas, y los resultados obtenidos presentaban una gran diferencia. Y si los experimentos se realizaran en un periodo largo la tasa de sedimentación tendría un mayor efecto en la concentración provista para los organismos

En general el diseño experimental nos permite observar un panorama con respecto a si los organismos pueden ser utilizados con la finalidad expuesta en este trabajo, pero hubiese sido mas conveniente realizar otro tipo de experimentos con un menor numero de organismos, para poder respaldar el comportamiento positivo de las especies, en este caso de mayor tamaño. Es importante realizar mas

experimentos con otros organismos del zooplancton que estén en abundancia en lagos tropicales o habiten cuerpos de agua eutrofizados, aun sean de tamaño considerablemente pequeño, pues de cualquier forma están mejor adaptadas a condiciones de cuerpos de agua. En el caso de de la disminución de clorofila- $\alpha$ , por *H. incongruens*, sería conveniente realizar el mismo bioensayo pero a largo plazo, con la finalidad de detectar si este organismo puede presentar un crecimiento poblacional considerable en mayor tiempo. Es importante resaltar que *S. vetulus* es una especie que habita lagos eutrofizados y *H. incongruens* es abundante en lagos tropicales, lo que les confiere ventajas para su utilización en este método. Por lo que se recomienda que a futuro se realicen pruebas de tabla de vida de estos organismos con diferentes cianoprocariontes abundantes en lagos tropicales eutrofizados, y en un mayor esfuerzo microcosmos o mesócosmos para conocer la respuesta de los organismos en condiciones naturales.

## CONCLUSIONES

Los organismos de menor talla *Cerodaphnia dubia* y *Moina macrocopa*, no mostraron una eficacia en el control de densidad de cianoprocariontes. La especie *Moina macrocopa* resulto ser la menos eficiente.

En las tasas de filtración y ramoneo, en general *Heterocypris incongruens* presento los valores mas altos mostrando una mayor eficiencia en el consumo en las tres dietas en comparación con *Simocephalus vetulus* y *Daphnia pulex*.

Estas tres especies tuvieron un consumo semejante entre *Scenedesmus* y *Microcystis*, y en el caso de *Daphnia pulex* se observo un rechazo hacia la cianoprocarionte *Planktothrix*.

Para el bioensayo de disminución de clorofila-a, se concluye que en corto plazo es mas importante la capacidad de ramoneo que la densidad de los organismos. De igual forma es importante que los organismos tengan la capacidad de incrementar su población con dietas compuestas de cianoprocariontes, por lo que se concluye que *Simocephalus vetulus* y *Daphnia pulex* son las especies con mayor eficiencia en los bioensayos expuestos en este trabajo.

## LITERATURA CITADA

- Ahlgreen, G., Lundstedt, L., Brett, M. & Forsberg, C. (1990). Lipid composition and food quality of some freshwater phytoplankton for cladoceran zooplankters. *Journal of Plankton Research* 12: 809-818 pag.
- Anonymous (1985) Methods of measuring the acute toxicity of effluents to freshwater and marine organisms U.S. Environment Protection Agency EPA/600/4'85/013, Washington, DC.
- APHA (American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation). (1994). Standard methods for the examination of water and wastewater; 17<sup>th</sup> Ed APHA Washington D.C. 1197 pp.
- Aranku , M. (1964) Some technical problems encountered in quantitative studies of grazing and predation by marine planktonic copepods. *J. Oceanogr. Soc. Japan.* : 20, 19-20
- Azevedo S.M.F.O., Jarvis, W.R. (1998) Liver failure and death after exposure to microcystins at a hemodialyses center in Brazil. *New England J Med.*, 338: 873-878.
- Benndorf, J. (1990). Conditions for effective biomanipulation: Conclusions Derived from Whole-Lake Experiments in Europe. *Hydrobiologia.* 200/201: pp. 187-203.
- Benndorf, J., H. Kneschke, K. Kossatz & E. Penz, (1984). Manipulation of the pelagic food web by stocking with predacious fishes. *Int. Rev. ges. Hydrobiol.* 69: 407-428.
- Burgis M. J. & Morris P. (1987). The natural history of lakes. Cambridge University. Press. 218 pp.
- Burns, C. W. (1968). The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* 13: 675-678 pag.

- Carpenter R. S., Kitchell F. J. & Hodgson R. H. (1985). Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience* 35 (10): 634-639
- Cooke, G.D. (1986). Advanced Treatment and Diversion of Wastewater and Stormwater. pp. 55-74. Phosphorous precipitation and Inactivation. pp. 101-132. Sediment Removal. pp. 139-212. Biological Controls. pp. 315-348. in *Lake and Reservoir Restoration*. Butterworth Boston. MA.
- Corner, E.D.S, Head R. N., Kilvington C.C. & Pennycuik L. (1976) On the nutrition and metabolism of zooplankton. X. quantitative aspects of *Calanus helgolandicus* feeding as a carnivore. *J Mar. Biol. Assoc. U. K.*: 56, 345-358
- Crisman, T. L. & J. R. Beaver (1990) Applicability of planktonic biomanipulation for managing eutrophication in the subtropics. *Hydrobiologia*. 200/201: 177-185
- Dawidowicz P. (1990). Effectiveness of phytoplankton control by large-bodied & small-bodied zooplankton. An overview. *Hydrobiologia* 200/201. 43-47
- De Bernardi, R & G. Giussani (1990) Are blue-green algae a suitable food for zooplankton? An overview. *Hydrobiologia* 200/201: 29-41
- Delorme, L.D. (2001). Ostracoda. 811-840pp In: J. H. Thorp & A. P. Covich *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates* (Editors) Second Edition.
- Dodson S. I. & D. G. Frey. (1991) Cladocera and other branchiopoda in ecology and classification of North American Freshwater invertebrates. Edited Academy Press, Inc. San Diego. 786 pp.
- DeMott, W. R., (1999). Foraging strategies and growth inhibition in five daphnids feeding on mixtures of a toxic cyanobacterium and green alga. *Freshwater Biology*. 42: 263-274.
- Dominguez, I. E. (2006) Estudio de la diversidad de zooplankton y fitoplancton de la Laguna de Zumpango (Estado de México) para su uso en

la biomanipulación. Tesis de Maestría. Posgrado en Ciencias Biológicas UNAM 69 pp

- Downing, J., & F., Rigler (1984) A manual of methods for the assessment of secondary productivity in fresh waters. Blackwell Scientific Publications, 2nd edition. 501 pp
- Frost, B.W. (1972) Effects of size and concentration of food particles on the feeding behavior of the marine planktonic copepod. *Calanus pacificus*. Limnol. Oceanogr: 17, 805-815
- Fulton III, R. S. & M. W. Pearl (1988) Effects of blue-green algae *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. Oecologia. Berlin. 76: 383-389
- Gilbert, J. J. (1994) Susceptibility of planktonic rotifers to a toxic strain of *Anabaena flos-aque*. Limnology and Oceanography. 39: 1286-1297
- Gliwicz, Z. (1990) Why do cladocerans fail to control algal blooms?. Hydrobiologia 200/201: 83-97
- Gulati, R. (1990) Structural and grazing responses of zooplankton community to biomanipulation of some Dutch water bodies. Hydrobiologia 200/201: 99-118
- Gulati R. D. & Van Donk E. (2002). Lakes in the Netherlands their origin, eutrophication, and restoration: state of the art review. Hydrobiologia 478: 73-106.
- Hairston Jr. N. G., Holmeier C. L., Lampert W., Weider L. J., Post D. M., Fischer J. M., Cáceres C. E., Fox J. A. & Gaedke U. (2001). Natural selection for grazer resistance to toxic cyanobacteria: evolution of phenotypic plasticity? Evolution 55(11): 2203-2214
- Hanazato, T., T. Iwakuma & H. Hayashi (1990) Impact of whitefish on an enclosure ecosystem in a shallow eutrophic lake: selective feeding of fish and predation effects on the zooplankton communities. Hydrobiologia. 200/201: 129-140

- Hansson, L.-A., H. Annadotter, E. Bergman, S. F. Hamrin, E. Jeppesen, T. Kairesalo, E. Luokkanen, P.Å. Nilson & M. Søndergaard, (1999). Biomanipulation as an application of food chain theory: constraints, synthesis and recommendations for temper-ate lakes. *Ecosystems* 1: 13-23.
- Hanson, M. and M.G. Butler. (1994). Responses of Plankton, Turbidity and Macrophytes to Biomanipulation in a Shallow Prairie Lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 51: pp. 1180-1188.
- Hallegraeff, G. (1992). A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia* 32(2): 79-99.
- Harper, D., (1992) *Eutrophication of Freshwaters*. London, Engl& , Chapman & Hall. pp 327
- Heisey, D. & Poter K.G. (1977) the effect of ambient oxygen concentration on filtering and respiration rates of *Daphnia galeata mendotae* and *Daphnia magna*. *Limnol. Oceanogr*: 22, 839-845
- Holm, N. P. % J. Shapiro (1984) An examination of lipid reserves & the nutritional status of *Daphnia pulex* fed *Aphanizonemon flos-aquae*. *Limnol. Oceanogr*. 29: 1137-1140
- Horton, P.A., Rowan M., Webster K. E. & Peters R.H. (1979) Browsing and grazing by cladoceran filter feeders. *Can. J. Zool*: 57. 206-212
- Hosper, H. (1997). *Clearing Lakes. An ecosystem approach to the restoration & management of shallow lakes in The Netherlands*. Thesis, Agricultural University, Wageningen: 168 pp.
- Hutchinson G. E. (1973). *A traitise of limnology*. Vol. II Introduction to lake biology & limnoplankton. Wiley & Sons New York 1115 pag.
- Jang, M. H., Ha, K., Joo, G. J. & Takamura, N. (2003) Toxin production of cyanobacteria is increased by exposure to zooplankton. *Freshwater Biology*. 48: 1540-1550

- Jeffrey, S.W. & G. F. Humphrey (1975) New spectrophotometric equations for determining chlorophylls *a*, *b*, *c*<sub>1</sub> and *c*<sub>2</sub> in higher plants, algae and natural phytoplankton. *Biochem. Physiol. Pflanz.* Vol 167. 191-194
- Jeppesen, E., 1998. The ecology of shallow lakes, trophic interactions in the pelagial. D.Sc. Thesis Doctorate, NERI Tech. Report no. 247, Silkeborg, Denmark, 420 pp.
- Kagami M., Yoshida t., Gurung B. T., & Urabe J. (2002) Direct and indirect effects of zooplankton on algal composition in in situ grazing experiments. *Oecologia* 133: 356-363
- Komárek J. & Komárkova L. J. (2002). Contribution to the knowledge of planktic cyanoprokaryotes from central México. *Preslia Praha*, 74: 207-233.
- Lampert, W (1077a) Studies on the carbon balance of *Daphnia pulex* as related to environmental conditions. I. Methodological problems of the use <sup>14</sup>C for the measurement of carbon assimilation. *Arch. Hydrobiol. (Suppl):* 48, 287-309
- Lampert, W. (1981) Inhibitory and toxic effects of blue-green algae on *Daphnia*. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 66: 285-298
- Lampert, W. (1987) Laboratory studies on zooplankton cyanobacteria interactions. *N.Z.J. mar. Freshwat. Res.* 21: 483-490
- Lampert W. & Somer U. (1997) *Limnoecology: The ecology of lakes and streams.* Oxford University Press. 381 pp
- Lewis, W. M. J. (1996) Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in Tropical limnology.* Schiemer F. & Boland K. T. (eds) 43-64
- Lynch, M. (1980) *Aphanizomenon* blooms: alternate control and cultivation by *Daphnia pulex* in W. C. Kerfoot (ed), *Evolution and ecology of zooplankton communities.* University Press of New England. Hanover: 229-304
- McQueen, D. J., R. Post & E. L., Mills. (1986) Trophic relationships in freshwater ecosystem. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1517-1581

- Monakov, A. V. & Y. I. Sorokin (1961) Quantitative data on the feeding of *Daphnia*. Tr. Inst. Boil. Vodokhran. Rissian. 4/7: 251-261
- Moss B. (1998). Ecology of freshwater: Man and medium, Past to future. Blacwell Science Ltd. 557 pag.
- Moss, B., J. Stensfield & K. Irvine. (1991). Development of Daphnid Communities in Diatom and Cyanophyte Dominated Lakes and Their Relevance to Lake Restoration by Biomanipulation. Journal of Applied Ecology. 28: pp. 586-602.
- Müller-Navarra, D. C., Brett M. T., Park, S., Chandra, S., Ballantyne, A. P., Zorita, E. & Goldman, C. R. (2004) Unsaturated fatty acid content in seston and tropho-dynamic coupling in lakes. Nature. 427: 68-72
- Mullin, M.M., Stewart, E.F. & Fuglister F.V. (1975) Ingestion by planktonic grazers as a function of concentration of food. Limnol, Oceanogr: 20, 259-262
- Nandini S., Sarma S. S. S. & Ramírez G. P. (2000). Life table demography and population growth of *Daphnia laevis* (Cladocera, anomopoda) under different densities of *Chlorella vulgaris* and *Microcystis aeruginosa*. Crustaceana 73(10): 1273-1286.
- Nival, P. & Nival S. (1976) Particle retention efficiencies of herbivorous copepod *Arcatia clause* (adult and copepodite stages): effects on grazing. Limnol, Oceanogr: 21, 24-28
- Peters H. R. (1984). Methods for the study of feeding, grazing and assimilation by zooplankton. In: A manual on methods for the assessment of secondary productivity in freshwater. Downing J. A. and Rigler F. H. (eds). Blackwell Scientific Publications, Great Britain. 334-412 pag.
- Porter, K. G. (1977) The plant-animal interface in freshwater ecosystem. Am. Sci. 65: 159-70
- Porter G. K. & Orcutt Jr. D. J. (1980). Nutritional Adequacy, Manageability, and Toxicity as factors that determine the food quality of green ad blue green algae for *Daphnia*. In: W. C. Kerfoot (ed.) Evolution and ecology of

zooplankton communities. The University press of New England. 268-281 pag.

- Ramírez, G., P. S. Nandini, S.S.S. Sarma, E. Robles, I. Cuesta & D. Hurtado. (2002) Seasonal variations of zooplankton abundance in the freshwater reservoir Valle de Bravo (Mexico) *Hydrobiologia* 467: 99–108, 2002.
- Redfield, G. W. (1980) The effects of zooplankton on phytoplankton productivity in the epilimnion of a subalpine lake. *Hydrobiologia*. 70: 217-224
- Reinikainen, M., Lindvall, F., Meriluoto, J. A. O., Repta, S., Sivonen, K., Spoo, L. & Wahlsten, M. (2002) Effects of dissolved cyanobacterial toxins on the survival and egg hatching of estuarine calanoid copepods. *Marine Biology*. 140: 577-583
- Rigler F.H. (1961) The relation between concentration of food and feeding rate of *Daphnia magna* Stratus. *Can J. Zool.*: 39, 857-868
- Sadchikov, A. P. & T. g. Filippova (1984) Feeding of some epilimnial Cladocera of mesotrophic lake. *Nauch. Dokl. Vyssh. Shkol. Biol. Nauki. Russian*. 8: 60-68
- Sas, H. (1989) Lake restoration by reduction of nutrient loading: Expectations, experiences, extrapolations. *Academia-Verl. Richardz, St. Augustin*. 497 pp
- Scheffer, M. (1998) *Ecology of shallow lakes*. Chapman & Hall. 357 pp
- Schindler, D.W. (1968) Feeding assimilation and respiration rates of *D. magna* under various environmental conditions and their relation to production studies. *J. Anim. Ecol.*: 37, 369-385
- Shapiro, J. (1990) Biomanipulation: the next phase – making it stable. *Hydrobiologia* 200/201: 13 – 27
- Shapiro, J., V. Lamarra & M. Lynch (1975) Biomanipulation: an ecosystem approach to lake restoration. In: P. L. Brezonik and J. L. Fox (eds).

Proceedings of a Symposium of Water Quality Management through Biological Control. Univ. Fla. Gainesville. 85-69

- Sigma Ploy (2002). Exact graphs for exact science. SPSS Version 8.
- Sladeczek V. (1983). Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia* 100: 169-201.
- Smith D. G. (2001). Pennak's Freshwater invertebrates of the United States. Wiley and Sons Inc. 638 pp.
- Sorokin, Y. I. (1968) The use of <sup>14</sup>C in the study of nutrition of aquatic animal. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* 16: 41 pp
- Statistica (1998). Product moment the Pearson Version 5.1
- Theiss, J., K. Zielinski & H. Lang (1990) Biomanipulation by introduction of herbivorous zooplankton. A helpful shock for eutrophic lakes?. *Hydrobiologia.* 200/201: 59-68
- Tratai, I., G. Toth, J. E. Ponyi, J. Zlinskzy & V. Istvanovics (1990) Bottom-up effects of bream (*Abramis brama* L.) in Lake Balaton. *Hydrobiologia.* 200/201: 167-175
- Ueno, Y., S. Nagata, T. Tsutsumi, A. Hasegawa, M. Watanabe, H. Park, G. Chen, G. Chen and S. Yu. (1996). Detection of microcystins, a blue-green algal hepatotoxin, in drinking water samples in Haimen and Fusui, endemic areas of primary liver cancer in China, by highly sensitive immunoassay. *Carcinogenesis* 17(6): 1317-1321.
- Van Donk E., M. P. Grima, R. D. Gulati & J. P. G. Klein Breteler (1990) Whole-lake food-web manipulation as a jeans to study community interactions in a small ecosystem. *Hydrobiologia.* 200/201: 275-289
- Walker C.H., Hopkin S.P., Sibly R.M. y Peakall D.B. (1998) Principles of Ecotoxicology. Taylor & Francis. Gran Bretaña. 321 pp.
- Weers, P. M. M. & Gulati, R. D. (1997) Effect of the addition of polyunsaturated fatty acids to the diet on the growth and fecundity of *Daphnia galeata*. *Freshwater Biology.* 38: 721-729\

- Wetzel G. R. (1991). *Limnología*. Ed Omega S.A., Barcelona. 679 pag.
- Williams D., S. Dawe, M. Kent, R. Andersen, M. Craig and C. Holmes. (1997). Bioaccumulation and clearance of microcystins from salt water mussels, *Mytilus edulis*, and in vivo evidence for covalently bound microcystins in mussel tissues. *Toxicon* 35(11): 1617-1625.
- Wolvekamp, H. P. & T. H. Waterman (1960) Respiration. In: *The physiology of crustacean*. Vol I Metabolism and growth. T. H. Waterman (ed) 35-100 pp
- Yu, S. (1994). Toxic Cyanobacteria, Current Status of Research and Management, Proceedings of an International Workshop, Adelaide, Australia. Steffensen, D.A. & Nichols, B (Eds.). Australian Centre for Water Quality Research, Private Mail Bag. Salisbury, Australia 5108.
- Zambrano, L. (2003) La restauración de ríos y lagos. *Ciencias* 72: 37-44

## APENDICES

### APENDICE I

#### **Eutrofización**

La eutrofización es el término empleado para describir los efectos biológicos del incremento en la concentración de nutrientes (usualmente nitrógeno y fósforo) sobre el ecosistema acuático (Harper, 1992). Los problemas asociados a ésta son, entre otros, el deterioro de la alteración de las propiedades organolépticas del agua (olor y sabor), disminución de diversidad de especies, fuertes fluctuaciones de oxígeno disuelto, alta descomposición de materia orgánica, aparición de blooms y algunas ocasiones densa vegetación acuática que impiden el paso de la luz, crecimiento exagerado de biomasa fitoplancton y macrófita, y resuspensión de ciertos metales del sedimento bajo condiciones anóxicas. Aunque es un proceso que, de forma lenta, puede tener un origen natural, hoy en día es, fundamentalmente, de carácter cultural, acelerado por el aporte continuo de nutrientes de origen antropogénico.

Los nutrientes que más influyen en este proceso son los fosfatos y los nitratos. En algunos ecosistemas el factor limitante para organismos fotosintéticos es el fosfato, como sucede en la mayoría de los lagos de agua dulce, pero en muchos cuerpos de agua el factor limitante es el nitrógeno. En los últimos 20 o 30 años las concentraciones de nitrógeno y fósforo en muchos mares y lagos casi se han duplicado. La mayor parte les llega por los ríos. En el caso del nitrógeno, una elevada proporción (alrededor del 30%) llega a través de la contaminación atmosférica. El nitrógeno es más móvil que el fósforo y puede ser lavado a través del suelo o saltar al aire por evaporación del amoníaco o por desnitrificación. El fósforo es absorbido con más facilidad por las partículas del suelo y es arrastrado por la erosión erosionadas o disuelto por las aguas de escorrentía superficiales. En condiciones naturales entra a

un sistema acuático menos de 1Kg de fosfato por hectárea y año (Hallegraeff, 1992). Con los vertidos humanos esta cantidad sube mucho. Durante muchos años los jabones y detergentes fueron los principales causantes de este problema. En las décadas de los 60 y 70 el 65% del peso de los detergentes era un compuesto de fósforo, el tripolifosfato sódico, que se usaba para "sujetar" (quelar) a los iones Ca, Mg, Fe y Mn. De esta forma se conseguía que estos iones no impidieran el trabajo de las moléculas surfactantes que son las que hacen el lavado. Estos detergentes tenían alrededor de un 16% en peso de fósforo (Harper, 1992).

De los organismos que han sido exitosos en ecosistemas acuáticos en estas condiciones son el grupo de las cianoprocariontes. Estos organismos han desarrollado tolerancia a las condiciones anóxicas, presentan una gran diversidad de adaptaciones que les confieren ventajas con respecto a otros organismos fotosintéticos. Esto les a permitido presentar crecimientos en abundancia generando problemas antes mencionados como son los blooms y las consecuencias de estos (Hallegraeff, 1992).

Si la eutrofización es de origen antropogénico, es posible recuperar o restaurar el cuerpo de agua en cuestión. Se han desarrollado diversos métodos químicos, físicos, y biológicos, pero de cualquier forma, es necesario reconsiderar el uso que se les ha dado a los ecosistemas acuáticos.

## **APENDICE II**

## Características generales de Cianoprocariontes

Las cianoprocariontes o cianoprocariotas, han tenido diferentes nombres por su difícil ubicación taxonómica por presentar características de algas, bacterias y propias, dándoles los nombres como algas verdeazules, cianofitas y cianobacterias.

Son organismos que presentan células procariontes gram negativas (Stainier y Cohen-Bazire, 1977). Las células contienen clorofila-a y varios complejos de ficobilinas-proteínas que producen una variedad de pigmentos, incluyendo el característico de verdeazul. Se tienen registros desde el Precámbrico, colonizando diferentes tipos de habitats (los marinos, dulceacuicola y terrestres) siendo en los cuerpos de agua parte del grupo de fitoplancton por tener función fotosintética.

En los cuerpos de agua estos organismos forman parte del fitoplancton, miden desde 1  $\mu\text{m}$  (células solitarias) hasta 100  $\mu\text{m}$  (formas coloniales o filamentosas). Se han dividido a las cianoprocariontes en dos grandes grupos, filamentosas y cocoidales, la razón principal es que las primeras presentan estructuras denominadas heterocytos (células fijadoras Nitrogeno atmosférico) como los géneros *Anabaena* y *Planktothrix*, y las segundas por que carecen de tales estructuras como el genero *Microcystis*.

Las cianoprocariontes han mostrado ser exitosas en los lagos eutrofizados por varias motivos, su toxicidad por cianotoxinas hace que el zooplancton las rechacé o bien que al ingerirlas les provoque una disminución en la supervivencia de igual forma en la tasa de reproducción. Otra de las razones son sus aerotópos y los heterocytos, estructuras adaptativas que les confieren ventajas.

Son muchas las especies de cianoprocariontes que desarrollan blooms en ambientes de agua dulce, salobre o marina. Géneros que se han registrado con blooms tóxicos, destacan *Microcystis*, *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Planktothrix*, *Cylindrospermopsis* y *Nodularia*, por su amplia distribución y por los efectos sobre otros organismos debido a la presencia de toxinas, denominadas genéricamente cianotoxinas (Hallegraeff, 1992).

Los factores que favorecen el desarrollo de floraciones de cianobacterias son la eutrofización de los sistemas acuáticos debido al incremento de los niveles de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo (N y P), alto tiempo de permanencia del agua en el sistema acuático, que favorece la dominancia de las cianobacterias en la comunidad fitoplanctónica, la aridez de regiones próximas o dentro de la cuenca hidrográfica, o los efectos similares debidos a suelos sin vegetación, que aportan minerales al agua además de provocar mayor turbidez por la presencia de partículas disueltas. Esto interfiere con la actividad fotosintética de otras algas que mueren y sedimentan, dejando un nicho que es colonizado por las cianobacterias. Existen otros factores naturales como el incremento de la temperatura ( $> 20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) e intensidad luminosa o la baja turbulencia del agua por vientos menores a  $3\text{ m s}^{-1}$ , que junto a la eutrofización son los factores más importantes que favorecen el desarrollo de las floraciones. También contribuye el efecto de la predación natural (trama alimenticia) sobre las especies de fitoplancton que compiten con las cianobacterias que desarrollan floraciones (Harper, 1992; Wetzel, 1991).

Se estima que más del 50 % de las floraciones de cianobacterias de aguas continentales, registradas o no a nivel mundial, son tóxicas (Hallegraeff, 1992). Las cianotoxinas, son sintetizadas como metabolitos secundarios dentro de estos organismos unicelulares y producen efectos diversos según la especie dominante de

la floración, su nivel de toxicidad, el tipo de toxina y las características del organismo afectado.

Un alto porcentaje de floraciones de cianobacterias produce una o varias toxinas potentes (neurotoxinas, hepatotoxinas o dermatotoxinas) que pueden ingresar al organismo por ingestión directa de agua con floraciones, por contacto a través de baños, por inhalación por *spray* o por consumo de animales expuestos a cianotoxinas (Williams *et al.*, 1997). Los registros más frecuentes de intoxicaciones por cianotoxinas están relacionados con animales, domésticos o silvestres, que bebieron agua de sistemas con cianobacterias tóxicas, los mayores riesgos están en la ingestión de bajas dosis (subletales) de microcystina durante un tiempo prolongado (Ueno *et al.*, 1996; Yu, 1994).

### **APENDICE III**

## **Biomanipulación**

La Biomanipulación es un método relativamente nuevo, que por lo general, se utiliza en sistemas acuáticos que son de extensión corta, someros, y cerrados, para evitar una división espacial de los organismos, los niveles de nutrientes son mas estáticos ya que no hay perdida considerable en el hipolímnion (Hanson 1994), y se tiene un mayor control del cuerpo de agua si este es cerrado. El manejo de los componentes bióticos tiene como finalidad mejorar la calidad del agua. Este método se ha enfocado en aumentar las poblaciones del zooplancton que pueda controlar la biomasa fitoplanctónica.

Una de las formas de aumentar las poblaciones del zooplancton es el retiro de peces planctívoros, o en su defecto provocar la mortandad de estos. Otra medida es regular la fauna de los peces, introduciendo peces piscívoros para regular las poblaciones de peces plactívoros, y así reducir indirectamente la depredación de zooplancton. La relación optima de estos organismos corresponde al 35 % de peces piscívoros y 65 % peces planctívoros (Benndorf 1990).

Recientemente se ha propuesto medidas indirectas con la finalidad de disminuir la presión que ejerce la depredación, como son la construcción de refugios (Shapiro 1990), una manera seria la oxigenación por circulación artificial ya que los peces planctívoros no toleran altos niveles de oxigeno. También se considera el aumento de comunidades macrofitas.

En general la biomanipulación fue diseñada como alternativa al manejo de nutrientes, que comúnmente se realizaba por medio de quimicos, y estos no proporcionan eficacia a largo plazo en lagos eutrofizados (Cooke, 1986), la ineficacia se debe a que este tipo de técnicas no considera las interacciones biológicas propias del cuerpo de

agua, y a que en lagos someros no hay una división (hipolímnion-epilímnion) y los nutrientes acumulados en sedimentos se resuspenden con facilidad por mecanismos fisicoquímicos (Moss et al, 1991).

Se debe considerar que para este método sea una solución a largo plazo ante la problemática de lagos eutrofizados, es necesario integrar como parte del método el control de niveles de nutrientes. Ya que el concepto es reciente no permite determinar todas las deficiencias que tenga para proponer tendencias dominantes o relaciones causales entre las variables que son manipuladas (Hanson & Butler, 1994). Es necesario que para su uso se generen nuevas herramientas de acuerdo al cuerpo de agua que se pretenda restaurar.

#### **APENDICE IV**

## **Características generales de cladóceros**

Como características generales cuentan con un solo ojo compuesto en estado adulto, un caparazón que funciona como cámara incubadora que cubre todo su cuerpo con excepción de su cabeza. Miden aproximadamente de 0.2 – 18.0 mm. de largo. Cuentan con 4 o 6 pares de apéndices torácicos, que pueden ser para el nado y para la generación de corrientes ya que se alimentan por filtración. Otro par de apéndices denominadas anténulas no se ha determinado con exactitud su función pero es probable que sean órganos sensoriales (Dodson & Frey, 2001).

El nombre de Cladocera no es taxonómico. Estos organismos están agrupados en 4 ordenes, 11 familias, cerca de 80 géneros y aproximadamente 400 especies. En el caso de este estudio presentaremos solo la taxonomía de los cuatro especies de cladóceros propuestas:

**Phylum: Arthropoda**

**Superclase: Crustácea**

**Clase: Branchiopoda**

**Orden: Anomopoda**

**Familia: Daphnidae**

**Especie: *Ceriodaphnia dubia* Richard, 1984**

***Daphnia pulex* Leydig, 1880**

***Simocephalus vetulus* (O. F. Müller)**

**Familia: Moinidae**

**Especie: *Moina macrocopa* Goulden, 1968**

## APENDICE V

### Características de ostrácodos

La clase ostracoda también es parte de los crustáceos que habitan en agua epicontinentales y marinas. Estos organismos son la microfauna más antigua que se conoce ya que se tienen registros fósiles desde el Cambriano. Su morfología consta en general de una masa visceral cubierta por un caparazón bivalvo impregnado de carbonato de calcio. Estos organismos están divididos solo en cabeza y tórax. Poseen dos pares de antenas, mandíbulas, maxílas, y varios pares de apéndices progresivamente reducidas. Estos apéndices son utilizados para nadar, alimentarse, respiración y reproducción dependiendo de las modificaciones de cada especie (Delorme, 2001). Para su identificación taxonómica las estructuras internas de la concha son de gran importancia. Este grupo no ha sido muy estudiado en su alimentación.

Se presenta la clasificación taxonómica solo de la especie propuesta:

**Phylum: Arthropoda**

**Superclase: Crustacea**

**Subclase: Malacostraca**

**Orden: Ostracoda**

**Familia: Cyoridae**

**Género: Heterocypris**

**Especie: *Heterocypris incongruens***

Clasificación taxonómica Sunkad y Patil (2004)

En su mayoría la reproducción es de tipo sexual y algunas especies como el caso de *Heterocypris incongruens* es partenogenética, lo que facilita su cultivo bajo condiciones de laboratorio. Son organismos bentónicos importantes en la cadena alimenticia ya que conforman parte de la dieta de peces.

Aunque estos organismos son de tamaño considerable solo se les ha utilizado como bioindicadores, pero no se ha realizado estudios sobre su utilización en la biomanipulación, ni de su capacidad de filtración con cianoprocariontes.

## **APENDICE VI**

## **Tasa de Filtración (F) y Ramoneo (G)**

La forma de alimentarse de los organismos del zooplancton es por medio de la filtración. Para medir cuanto consume un organismo filtrador frecuentemente se utiliza la tasa de filtración y ramoneo. Son medidas referentes a a la masa o flujo de energía dentro del animal. La tasa de filtración es definida como el volumen de agua que es separado de las partículas en suspensión por el aparato filtrante de los organismos filtradores por unidad de tiempo. La tasa de ramoneo es definida como el número de células consumidas por un organismo en un tiempo específico (Downing y Rigler, 1984). Para determinar estas tasas se requieren de los mismos datos solo que el tratamiento estadístico es diferente aunque arrojen la misma información, incluso hay otros términos o tasas con diferentes nombres, como tasa de asimilación por ejemplo. La razón por la cual, en algunas ocasiones, se reportan ambas tasas es para evitar la transformación de unidades, debido a que los datos reportados de trabajos pasados solo ocupan una medición, y estos términos son los utilizados con mayor frecuencia.

La técnica más vieja para estimar las tasas de filtración y ramoneo se basa en observaciones de cambio de número de células suspendidas antes y después de exponer a los organismos. Generalmente se utilizan cámara de Neubauer, Uteröhl o Sedgewick-Rafter, dependiendo que características presente el alimento a contar. Esta forma de conteo presenta complicaciones, como la tasa de sedimentación del alimento (Schindler, 1968), tasa de crecimiento de las algas (Nival & Nival, 1976), que en un periodo relativamente largo (2-24 hrs) presenta variaciones en las concentraciones del alimento. Otras dificultades dependen del clima así como también de los organismos estudiados.

La formula para calcular la tasa de ramoneo se denomina ecuación de Gauld (1951). Estudios posteriores (Frost, 1972; Corner et al. 1976; y otros) han mostrado que por arriba de las concentraciones criticas, definida como “nivel incipiente limitado” (Rigler, 1961), la tasa de ramoneo disminuye conforme aumenta la concentración de alimento. Si la tasa calculada sobre pasa dicho nivel, la tasa de filtración es constante (Mullin et al, 1975; Horton et al, 1979) y puede ser calculada eliminando los logaritmos de la ecuación de Gauld.

Hay otras formas de determinar las tasas de filtración y ramoneo basadas en técnicas denominadas radiotracer. Se requiere de menor tiempo de exposición de los organismos y es de gran precisión (Peters, 1975a; Lampert, 1977a).

La información obtenida por las tasa de filtración y ramoneo han permitido mostrar ciertas tendencias como, la relación directamente proporcional a la talla del organismo, lo que indica que los organismos de mayor tamaño filtran mas que los pequeños. Otra tendencia es que, después del umbral, a mayor concentración de células algales por ml, el organismo filtra menos (Downing y Rigler, 1984). Asimismo, una diversidad de trabajos muestran cuales son los factores que influyen en las tasas, como cual es la temperatura óptima (Monakov, 2003), la influencia de la aclimatación (Kivi, 1971), porcentaje de saturación de oxígeno, se ha reportado que a niveles bajos de oxígeno (20-40%) se disminuye las tasas (Heisey & Poter, 1977), etc.

Las tasas de filtración y ramoneo son una fuerte herramienta para determinar el flujo de material y energía en ecosistemas acuáticos, permitiéndonos conocer el parte del comportamiento de los organismos filtradores como el zooplancton.