



Interacciones peces-plancton en un pequeño lago urbano somero: estudio experimental del efecto de *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) sobre la densidad y composición del plancton.

T E S I S

Para obtener el grado académico de

**MAESTRO
CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA**

Presenta

BERNARDO FRANCISCO SOLIS CASTRO

Director de Tesis: DR. ALFONSO LUGO VÁZQUEZ

Comité Tutorial: DR. JAVIER ALCOCER DURAND
DRA. MARÍA DEL ROSARIO SÁNCHEZ RODRÍGUEZ
DRA. NANDINI SARMA
DR. LUIS ZAMBRANO GONZÁLEZ

México, D.F. 3 octubre 2012



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

A mi Berny por ser mi fuente de inspiración para seguir adelante

Agradecimientos:

A mi familia que me ha apoyado en la culminación de este proyecto.

Dr. Alfonso por aguantarme hasta llegar al final.



	PAG.
RESUMEN	6
INTRODUCCIÓN	7
PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	14
JUSTIFICACIÓN	14
OBJETIVO	15
HIPÓTESIS	15
METODOS	15
RESULTADOS	19
DISCUSIÓN	27
CONCLUSIONES	32
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	34

RESUMEN

Uno de los problemas actuales más comunes en los cuerpos acuáticos es la eutrofización; problema muy generalizado en los lagos urbanos. Para el control de la eutrofización, a mediados de la década de los setentas se propuso el uso de técnicas biológicas denominadas “biomanipulación” que pretendían complementar las técnicas de ingeniería, asociados al concepto de cascada trófica se desarrollaron los conceptos de control ascendente (bottom-up) y descendente (top-down), este último propone que el consumo ejercido por los niveles tróficos superiores sobre los organismos de los niveles tróficos inferiores es la fuerza principal que estructura las tramas tróficas, estos conceptos se han aplicado principalmente en el control del crecimiento del fitoplancton en lagos con problemas de eutrofización.

Los efectos de la biomanipulación fueron estudiados en microcosmos tratando de recrear el efecto que tiene *Poecilia reticulata* en sus diferentes etapas de crecimiento sobre la composición y densidad del plancton en el agua del lago del Parque Tezozómoc en las distintas épocas del año.

En este trabajo se observó que en todos los acuarios, incluyendo a los controles y sin importar las condiciones iniciales en las que se observaron diferencias entre una época y otra (Frio-seca vs Calor-lluvia), tuvieron un comportamiento temporal similar en todos los casos. Esto permite concluir que el control descendente de los peces sobre el plancton en los diferentes tratamientos no resultó ser determinante. Únicamente en algunos experimentos de la época de Calor-lluvia se observó gráficamente en los acuarios control, un ligero aumento en las densidades de cladóceros, pero la diferencia no fue significativa. Sin embargo, en algunos de los acuarios que permanecieron por un lapso de tiempo mayor al utilizado en los experimentos (14 días) se observó el incremento más rápido de la concentración de clorofila *a* en aquellos donde había peces -sin importar su estado de desarrollo- con relación a los que habían sido usados como controles y que carecían de peces; lo anterior sugiere que los peces -en el mediano plazo- sí podrían llegar a constituir un factor importante en la regeneración de nutrientes, lo que favorece una posterior recuperación parcial de las densidades del fitoplancton.

INTRODUCCIÓN

Los lagos son empleados por los seres humanos para múltiples actividades, entre las que se encuentran la pesca, la recreación y la transportación; también proporcionan agua para la agricultura y para el consumo humano (Dokulil y Teubner. 2003). En lagos poco alterados, la calidad del agua es mantenida por diversos mecanismos, cada uno actuando en diferentes escalas de espacio y tiempo. La resiliencia de la calidad del agua de un lago depende de mecanismos que tienen efectos similares a escalas diferentes (Carpenter *et al.*, 1999).

Uno de los problemas actuales más comunes en los cuerpos acuáticos es la eutrofización, la cual consiste en la introducción en el agua de concentraciones muy elevadas de nutrientes inorgánicos –principalmente N y P- para los productores primarios. La agricultura y el crecimiento urbano han incrementado la entrada de nutrientes hacia los cuerpos de agua. La pérdida de vegetación y el lavado del suelo por la lluvia facilitan el arrastre de los nutrientes desde el ambiente terrestre hacia el acuático (Kingle *et al.* 1995). Durante las décadas pasadas, la eutrofización ha llegado a ser un serio problema para muchos lagos y estanques. El incremento de la productividad causó una degradación considerable de la calidad del agua, resultando en el desarrollo de brotes tóxicos de cianobacterias o un crecimiento profuso de algas verdes filamentosas (Peretyatko *et al.*, 2009). Factores externos y/o internos pueden ocasionar perturbaciones en lagos someros, promoviendo la transición de un estado a otro o hacer que el sistema oscile alrededor de un mismo estado. Esta perspectiva se conoce como la teoría de los estados alternativos (Scheffer y Carpenter 2003; Van Nes *et al.* 2007). Los periodos de flujo, el dragado o los diferentes aspectos del impacto humano (eutrofización, regulación del nivel del agua, eliminación de plantas emergentes o sumergidas, entre otras) son los principales factores externos que influyen en los cambios de estado (Cano *et al.* 2008).

La eutrofización, desde el punto de vista antropogénico, implica una afectación de los bienes y servicios que puede proporcionar un cuerpo de agua (Kingle *et al.* 1995). Desde el punto de vista biológico, los principales efectos de la eutrofización consisten en una fuerte disminución de la penetración de la luz en el agua y la pérdida de hábitat de gran importancia como son los asociados a la vegetación acuática sumergida y emergente. Todo esto conduce a la disminución de la diversidad y a una fuerte alteración de la cadena trófica (Moss *et al.* 1996). Para que la eutrofización se manifieste, es necesario que numerosos mecanismos de **resiliencia** de los ambientes acuáticos sean sobrepasados (National Research Council 1992).

La eutrofización es un problema muy generalizado en los lagos urbanos. Por lagos urbanos se entiende aquellos ubicados en el interior de las ciudades. Son artificiales y someros y presentan condiciones de contaminación y eutrofización, se consideran el equivalente acuático de un parque urbano; ambos son ecosistemas funcionales que no se encuentran en su condición original pero que poseen un gran valor público al ser sitios de esparcimiento en los que el visitante

tiene, de diversas maneras, contacto con estos cuerpos de agua (Labounty, 1995).

Los lagos urbanos tienen gran importancia desde el punto de vista estético y recreativo, para el control de avenidas de agua y en algunos casos, como fuentes de abastecimiento de agua para el consumo humano (Shueler y Simpson 2001). Debido al crecimiento mundial de la población de las ciudades, los lagos urbanos se han convertido en los cuerpos de agua que un mayor número de personas conoce, utiliza y visita. Por esto mismo, son también ecosistemas fuertemente afectados y desequilibrados, además de que su estudio es poco frecuente (Birch y McCaskie, 1999). Debido a su importancia y a su deterioro generalizado, diversos lagos urbanos han sido objeto de acciones de manejo y restauración (Moss 1999).

Inicialmente, las aproximaciones empleadas para el control de la eutrofización fueron ingenieriles, como la desviación de las aguas ricas en nutrimentos y el dragado y extracción de sedimentos. Pero a mediados de la década de los setentas se propuso el uso de técnicas biológicas denominadas “biomanipulación” que pretendían complementar las técnicas de ingeniería (Shapiro *et al.* 1975).

La biomanipulación se basa en el concepto de cascada trófica. La cascada trófica ocurre cuando los depredadores tope en una trama trófica disminuyen fuertemente la abundancia de su presa y por lo tanto liberan al siguiente nivel trófico de la presión de depredación o de herbivoría; en los ambientes acuáticos, el efecto de los peces sobre el fitoplancton, a través del control del zooplancton, ha sido denominado interacción de cascada trófica ya que el impacto se transmite a los niveles bajos de la cadena trófica (Carpenter *et al.* 1985). La depredación comúnmente altera la estructura de la comunidad del zooplancton llevándolo de especies de gran tamaño a especies de menor tamaño, con lo cual se reduce la capacidad de forrajeo sobre el fitoplancton (Hanazato *et al.* 1990).

En algunos estudios experimentales se ha observado un efecto significativo de cascada trófica de los peces omnívoros filtradores sobre el fitoplancton (Attayde y Menezes 2008). El resultado final de los diferentes impactos de la omnivoría puede ser el aumento de la biomasa total del fitoplancton o de la producción primaria (Karjalainen *et al.* 1999).

Los peces omnívoros pueden afectar de manera directa y negativa al fitoplancton, por consumo selectivo del fitoplancton de mayor tamaño, pero también de forma indirecta y positiva mediante la supresión del zooplancton herbívoro, la resuspensión del fitoplancton o a través de la excreción de nutrientes en forma disuelta en la columna de agua (Vanni *et al.*, 1997; Karjalainen *et al.*, 1999; Attayde y Menezes, 2008). Cuando las concentraciones de fósforo son bajas, el reciclaje de nutrientes por parte de los peces puede ser la más importante fuente de nutrientes (Vanny y Lane, 1997; Vanni *et al.*, 1997; Karjalainen *et al.*, 1999). En el laboratorio se ha probado que los nutrientes proporcionados por los peces y el zooplancton afectan la estructura y la dinámica de las comunidades del fitoplancton (Attayde y Hansson, 1999).

Asociados al concepto de cascada trófica se desarrollaron los conceptos de control ascendente (bottom-up) y descendente (top-down). El control descendente propone que el consumo ejercido por los niveles tróficos superiores sobre los organismos de los niveles tróficos inferiores es la fuerza principal que estructura las tramas tróficas. El control ascendente afirma que es la cantidad de nutrientes disponibles en un sistema la que estructura la trama trófica. Todos estos conceptos se han integrado y aplicado principalmente en el control del crecimiento del fitoplancton en lagos con problemas de eutrofización. En los lagos templados, la manipulación de las densidades de los peces zooplanctívoros y su efecto sobre las densidades del zooplancton ha sido el método más utilizado (FIG. 1 Vanni y Layne, 1997).

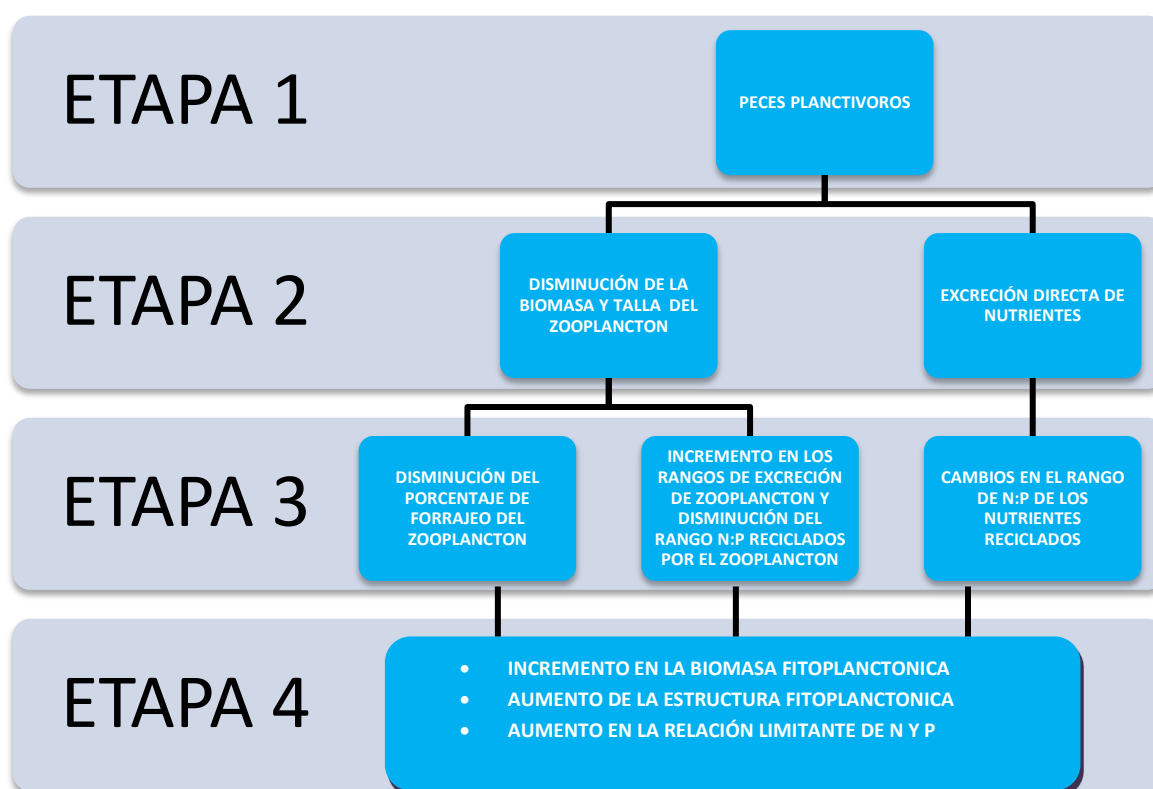


Fig.1- Etapas a través de las cuales se ejerce el efecto top-down de los peces sobre el fitoplancton de los lagos (Vanni y Layne, 1997)

De lo anterior se desprende que los peces son un componente de gran importancia en los ambientes acuáticos. Los dos procesos principales a través de los cuales los peces pueden conducir la dinámica de la tramas trófica son las interacciones de consumo y el reciclado de nutrientes (Glahol, 2003; Hakanson et al., 2003).

Existen diferencias importantes entre los lagos templados y los tropicales en cuanto a los peces presentes y sus características y efectos. En los lagos tropicales la riqueza específica de peces parece ser considerablemente mayor (Jeppesen *et al.*, 2005). Dominan especies de peces omnívoros que se alimentan de zooplancton pero también de fitoplancton, perifiton, invertebrados del bentos y de detritos (Lazzaro 1987). Esta amplitud del nicho alimenticio permite una mayor capacidad de carga de los cuerpos acuáticos de especies con potencial de consumo sobre el zooplancton. En ambientes tropicales existen pocas especies de peces estrictamente piscívoros y de carnívoros pequeños (Quirós 1998). Esto hace que el control descendente sobre los peces planctívoros-omnívoros sea considerablemente menor en ambientes subtropicales y tropicales. En lagos tropicales la densidad de peces, aunque no necesariamente la biomasa, suele ser mucho más elevada que en los lagos templados. Esto se debe al dominio de especies de pequeño tamaño y alimentación planctívora-omnívora que llegan a alcanzar densidades muy elevadas, especialmente en cuerpos de agua muy productivos. Adicionalmente, estas especies suelen presentar una reproducción continua a lo largo del año con lo cual ejercen una presión de depredación mucho más intensa sobre sus presas, entre las cuales se encuentra el zooplancton (Jeppesen *et al.* 2005).

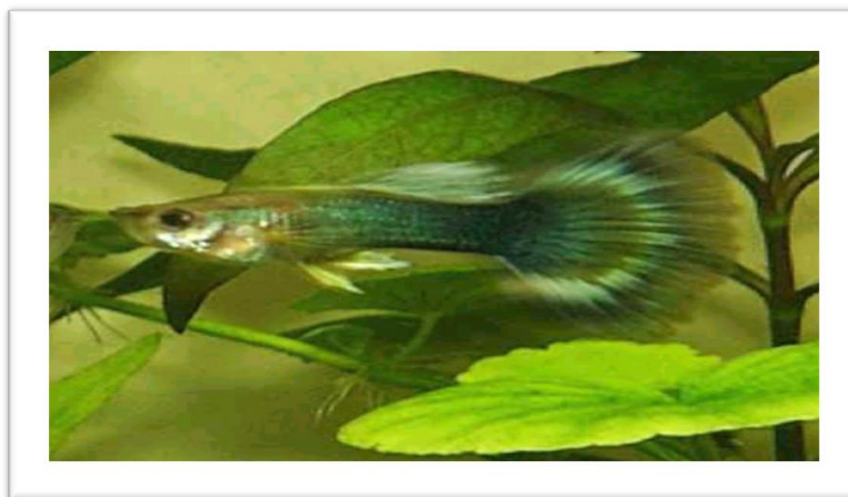
Lo anterior se refleja en que en los lagos tropicales y subtropicales el control descendente ejercido sobre el fitoplancton parece ser mucho más reducido con relación al que se presenta en lagos templados. La ausencia de especies grandes de cladóceros –sometidas a una intensa presión de depredación- la predominancia de florecimientos de fitoplancton poco nutritivo, la presencia de mayor número de especies pequeñas de peces omnívoros y de reproducción continua a lo largo del todo el año, son algunas de las razones que pueden explicar este comportamiento (Jeppesen *et al.* 2005)

La predominancia de peces omnívoros en los cuerpos de agua tropicales y subtropicales ha sido documentada (Lazzaro, 1987). Los peces omnívoros tienen un efecto positivo menor sobre el crecimiento del fitoplancton y un efecto negativo más marcado sobre el zooplancton ya que lo afectan directamente al consumirlo e indirectamente al comer fitoplancton, que es el alimento del zooplancton (Lazzaro *et al.* 2008).

La otra interacción importante de los peces ocurre en el reciclado de nutrientes. Se ha observado que en ambientes tropicales la relación N:P en la excreción de los peces es mayor, así como aumenta también la importancia de los peces en el reciclado de los nutrientes. Especialmente para el reciclado de nitrógeno los peces son el factor más importante en ambientes tropicales y subtropicales (Attayde y Hanson 1999; Attayde *et al.*, 2008).

El Lago Tezozómoc es un lago artificial, somero (< 1 m), urbano e hipertrófico (Oliva *et al.* 2008). El único pez presente en el lago es el “guppy” (*Poecilia reticulata* Peters, 1859), especie exótica que seguramente llegó al cuerpo de agua

como resultado de alguna liberación no controlada. El guppy es un pez de gran tradición en acuariofilia (Tabla 1).



NOMBRE CIENTIFICO	<i>Poecilia reticulata</i> (Peters, 1859)
FAMILIA	Poeciilidae
ORIGEN	Centro América/Brasil
TALLA ADULTA	6 cm
COMPORTAMIENTO	Tranquilo
TIEMPO DE VIDA	4 años
DIETA	Omnívoro, gran variedad de alimentos
DESARROLLO	Ovovivíparos
pH	6.5-8.5
TEMPERATURA	18-28°C

Tabla 1.- Características principales de *P. reticulata* (Arzate,2002)

Su distribución original abarcaba el noreste de América del Sur (de Brasil a Venezuela) así como Trinidad, Barbados y otras islas próximas (Mozart, 2001). Actualmente su distribución se ha ampliado a casi todos los continentes, con excepción de Africa, y es considerada dentro de las especies invasoras más comunes. Además de su popularidad en los acuarios, otro factor que contribuyó enormemente a su dispersión fue el hecho de que se le consideró una forma efectiva de control del crecimiento de las poblaciones de mosquitos, hecho que no se ha comprobado plenamente. Los guppies adultos tienen una alimentación omnívora, siendo capaces de alimentarse en los niveles superficial, intermedio y de fondo de los cuerpos de agua (www.issg.org/database/species/ecology). Sin embargo, la talla pequeña de esta especie (3.5 cm los machos y 5 cm las hembras) limita el tamaño de las presas que puede ingerir (Lazzaro 1987b).

En el parque Tezozómoc se han realizado estudios sobre la variación temporal del contenido del tracto digestivo de *P. reticulata* (Tabla 2) y los resultados encontrados no muestran una preferencia por un grupo de organismos en particular (Arzate, 2002).

FITOPLANCTON		ZOOPLANCTON	
Cyanophyta	<i>Calothrix sp.</i> <i>Chroococcus sp.</i> <i>Coelosphaerium sp.</i> <i>Dactylococcopsis sp.</i> <i>Merismopedia sp.</i> <i>Microcoleus sp.</i> <i>Microcystis sp.</i> <i>Oscillatoria sp.</i>	Rotifera	<i>Ascomorpha sp.</i> <i>Asplanchna sp.</i> <i>Epiphanes sp.</i> <i>Polyarthra sp.</i> <i>Trichocerca sp.</i>
Bacillariophyta	<i>Cyclotella sp.</i> <i>Fragilaria sp.</i> <i>Navicula sp.</i> <i>Pinnularia sp.</i>	Cladocera	<i>Bosmina sp.</i>
Euglenophyta	<i>Euglena sp.</i>	Ostracoda	Ostracodos
Chlorophyta	<i>Coelastrum sp.</i> <i>Desmoccocus sp.</i> <i>Oedogonium sp.</i> <i>Pandorina sp.</i> <i>Scenedesmus sp.</i> <i>Schroederia sp.</i> <i>Tetraedron sp.</i> <i>Volvox sp.</i>	ZOOBENTOS Amphipoda	<i>Hyaella azteca</i>
		Hemiptera	Huevos de coríxido Ninfa de coríxido
		Copepoda	Calanoideos
		Chironomidae	Larva de <i>Chironomus</i> Pupa de <i>Chironomus</i>
		Actinopoda	Actinopodos
		OTROS	Aranae Huevecillos Huevos de insecto Larvas de pez

Tabla 2.-Organismos encontrados en el tracto digestivo de *P. reticulata* durante los meses de Julio a Diciembre del 2000, en el Lago del parque Tezozómoc (Arzate, 2002).

En el presente estudio se pretende conocer el papel que desempeña el pez omnívoro de tamaño pequeño *Poecilia reticulata* como controlador de las poblaciones de plancton y en la regeneración de nutrimentos mediante una serie de experimentos en el laboratorio, aportando al conocimiento de la función de los peces omnívoros pequeños en cuerpos de agua subtropicales y someros con muy elevada productividad.

ÁREA DE ESTUDIO

El Lago Tezozómoc es un lago artificial que se encuentra en el Parque recreativo y cultural “Tezozómoc”, con una extensión de 27 ha, ubicado en la delegación Azcapotzalco, D.F , al norte de la ciudad de México, casi en los límites con el municipio de Tlalnepantla, Estado de México. El parque fue diseñado por el arquitecto Mario Schjetnan de Garduño en 1978 y abrió sus puertas al público el 21 de marzo de 1982. La porción central del parque está diseñada como un relieve de la antigua cuenca del Valle de México, con el complejo de lagos interconectados y una serie de montículos que llegan a medir hasta 10 metros de altura, que representan los sistemas montañosos del Valle de Anáhuac y los Valles de Toluca y Tlaxcala, semejando las condiciones existentes en la época en que se fundó México Tenochtitlán. Actualmente es uno de los principales pulmones al norte de la ciudad, tanto de la Delegación Azcapotzalco, como de los municipios conurbados de Naucalpan y Tlalnepantla. Beneficia a cerca de dos millones de habitantes y recibe aproximadamente 150 000 visitantes al año. (G.D.F. 2004). Por lo que un mejoramiento de las condiciones ecológicas ambientales y estéticas del lago, beneficiarían a la población cercana a la zona y a las especies que temporal o permanentemente utilizan este hábitat.

Existe en el lago un número importante de aves acuáticas. Entre las permanentes se mencionan dos especies silvestres no migratorias: el pato mexicano y el pato criollo. Las migratorias llegan a habitar temporalmente el lago durante el invierno e incluyen algunas especies provenientes del norte de Canadá, de la zona de los grandes lagos y de las riveras de Yukón en Alaska. (Villafranco, 2000).

Los excrementos de estas aves pueden ser otro factor en el aporte de nutrimentos hacia el lago. Adicionalmente, el lago presenta una población importante de peces, constituida fundamentalmente por *Poecilia reticulata* (Botello, 2002).

El clima en la zona es C (w_c) correspondiente a templado subhúmedo con lluvias en verano. La temperatura promedio anual se encuentra entre los 12 y 16 °C. La temperatura promedio mensual más alta se presenta en el mes de mayo (18-19 °C) y la más baja (11-12 °C) en diciembre (Arzate, 2002).

Para el caso del lago del Parque Tezozómoc la población de *P. reticulata* parece ser la única presente, o la más importante. Estos peces son considerados como de alimentación omnívora, por lo que no es claro su posible efecto sobre el control descendente del zooplancton del lago.

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

El lago urbano Tezozómoc presenta condiciones fuertemente eutróficas. La estructura trófica del lago incluye como población íctica al pez omnívoro de talla pequeña *Poecilia reticulata* el cual, a través de su consumo de zooplancton y de su influencia en la regeneración de nutrimentos, podría favorecer la permanencia de las condiciones eutróficas.

Por lo tanto, es importante conocer el efecto que puede tener la presencia de los peces sobre la estructura del plancton y el reciclado de los nutrientes en el lago, pues todavía es poco conocida la magnitud del efecto que pueden tener este grupo de especies sobre el plancton de los lagos someros de ambientes subtropicales y tropicales.

JUSTIFICACIÓN

El lago Tezozómoc proporciona una oportunidad excelente para estudiar la eutrofización, un problema común a muchos cuerpos acuáticos urbanos; por su tamaño reducido y moderada complejidad biológica constituye un ecosistema a una escala manejable para probar las teorías de restauración ecológica. Por último y probablemente una de las características más importantes, es que existe interés de los habitantes de la zona en su restauración por lo que la Delegación Azcapotzalco y el Municipio de Tlalnepantla están considerando la implementación de un programa de restauración basado en el método de biomanipulación.

Los resultados obtenidos en esta investigación podrían servir de base para la implementación de programas de restauración similares en otros lagos de características análogas de la misma o mayores dimensiones ya sea por su importancia biológica y/o socio-económica.

OBJETIVO GENERAL

Establecer experimentalmente el efecto que tiene *Poecilia reticulata* en sus diferentes etapas de crecimiento sobre la composición y densidad del plancton en el agua del lago del Parque Tezozómoc en las distintas épocas del año.

Objetivos particulares

- Conocer el efecto que tienen las preferencias alimenticias de los diferentes estadios de crecimiento de *Poecilia reticulata* sobre la composición del plancton.
- Establecer si existen diferencias estacionales en el efecto que los peces ejercen sobre el plancton.
- Conocer la posible influencia que tiene la alimentación de los peces sobre la concentración de nutrimentos.

HIPÓTESIS

- El efecto de los peces sobre el plancton dependerá del estadio de crecimiento de los primeros y de la época del año. Los estadios más pequeños tendrán un efecto mayor sobre los componentes menores (protozoos y rotíferos) del zooplancton, mientras que los estadios más grandes incidirán sobre los componentes mayores (copépodos y cladóceros).
- Por su omnivoría, *P. reticulata* ejercerá un control descendente sobre el zooplancton y el fitoplancton del lago Tezozómoc

MÉTODOS

Para determinar las dos estaciones del año se tomó en cuenta la variación temporal de los valores de la conductividad específica (K_{25}) en el agua del lago. En datos obtenidos por Lugo (com. pers.) se encontró que esta variable muestra dos períodos estacionales: uno de concentración que abarca aproximadamente de diciembre a mayo y el otro de dilución que corresponde a los meses de junio a noviembre. Estos períodos pueden hacerse corresponder con la época fría de secas y cálida de lluvias en la zona donde se ubica el lago (García, 2004)

Se tomaron aproximadamente 640 l de agua del lago en tres muestreos durante las estaciones otoño / invierno (*Época Fría y Seca*); así como 640 l de agua del lago en otros tres muestreos durante las estaciones primavera / verano (*Época Cálida y Lluviosa*). Se midieron al momento de la obtención del agua las siguientes variables en el lago: temperatura, conductividad y concentración de oxígeno disuelto con un equipo multisensor YSI85. Además se midió el pH con un potenciómetro de laboratorio marca Oakton modelo pH500. La colecta del agua se realizó siempre en tres puntos del lago durante los diferentes muestreos, en la mañana.

Los experimentos se realizaron en forma secuencial debido a problemas de logística. Se analizaron estadísticamente los datos químicos y biológicos iniciales de los acuarios en cada época para determinar si existían diferencias significativas en las condiciones de arranque que pudieran influir en el resultado de los mismos, como una variable extra. El resultado de estos análisis mostró que no existieron diferencias significativas ($p = 0.05$) entre los datos químicos y biológicos iniciales de los experimentos para cada época, por lo que la diferencia de tiempos con que se realizaron los experimentos dentro de una misma época no puede considerarse como un factor importante en los resultados obtenidos. En estudios recientes (Verver y Vargas, 2005) se comprobó que las variaciones en el lago Tezozómoc en una misma época no son grandes, por lo que se refuerza lo determinado durante el presente trabajo (Anexo 1).

En el laboratorio se colocó el agua en acuarios de 40 l de capacidad tratando de mantener condiciones de pH y oxígeno lo más parecidas posibles a las existente en el momento del muestreo. Para mantener el pH (el cual está fuertemente influenciado por la actividad fotosintética del fitoplancton) se iluminaron los acuarios con lámparas de luz de día con un intervalo de 12 horas de luz por 12 de oscuridad. Para mantener las elevadas concentraciones de oxígeno que generalmente existen durante el día en el lago se colocaron aireadores en las peceras. Se trató de reproducir el ambiente del lago dejando parte del sedimento en los acuarios, así como los organismos que se encontraron al momento de recolectar el agua.

El diseño experimental consistió en tres tratamientos y un control, cada uno por triplicado, utilizando agua del lago (TABLA 2).

Experimento 1 (T_1): 10 peces juveniles por acuario

Experimento 2 (T_2): 3 peces adultos (dos hembras y un macho o tres hembras) y cinco juveniles por acuario (2 hembras y un macho adulto)

Experimento 3 (T_3): dos hembras y un macho o tres hembras.

Control: acuarios sin peces

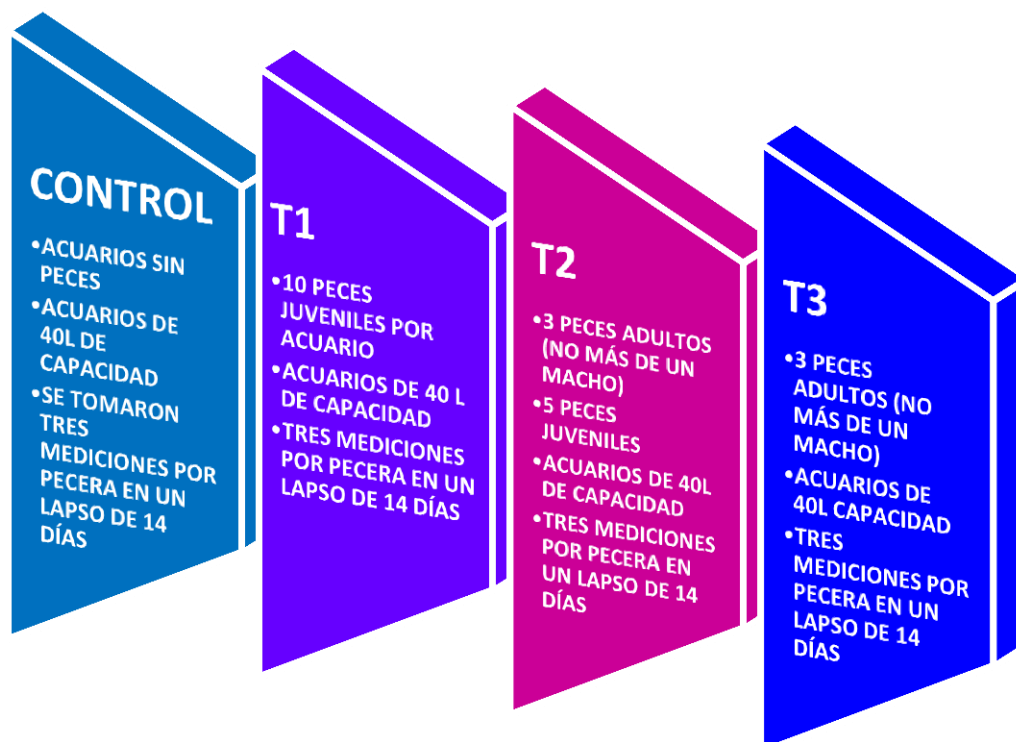


TABLA 2.- Montaje de los experimentos realizados por triplicado en dos épocas del año durante un lapso de 14 días

Debido a las condiciones de conducta de los adultos de *P. reticulata*, se utilizaron hembras en proporción mayor a los machos, para evitar que esto afectara su comportamiento y los organismos sufrieran estrés.

Los experimentos se llevaron a cabo secuencialmente.

Se midieron en tres periodos las condiciones y características químicas y biológicas del agua de los acuarios: al inicio (**día 0**), intermedio (**día 7**) y al final (**14 días**). El tiempo se determinó basado en la teoría de un micro ecosistema en el que los cambios biológicos son fácilmente visibles en periodos cortos de tiempo (Odum, 1969).

Las concentraciones de nutrientes que se evaluaron y se determinaron fueron: fósforo reactivo disuelto (**FRD**) como $P-PO_4$, nitrógeno como amoníaco ($N-NH_3$), nitrógeno como nitritos ($N-NO_2$) y nitrógeno como nitratos ($N-NO_3$). Las determinaciones se realizaron por medio de espectrofotometría con un laboratorio portátil de calidad del agua HACH DREL/2000, utilizando los métodos del Phosver

5, el método de Nessler modificado, el método del Nitriver 3 y el método del Nitriver 5, respectivamente (HACH 1992).

Las variaciones en la concentración de clorofila *a* se midieron utilizando un fluorómetro de fluorescencia *in vivo* marca Turner-Designs modelo Aquafluor. La variación en la biomasa del fitoplancton se estimó a partir de la medida de concentración de la clorofila *a* por lo cual en este documento se usan como sinónimos.

Para conocer la variación de los organismos del zooplancton presentes en cada acuario se tomaron 100 ml de agua en cada una de las tres fechas y se fijaron a) 50 ml con formol hasta una concentración de 10% y b) 50 ml con acetato de lugol hasta una concentración de 1%. La cuantificación se llevó a cabo mediante sedimentación en cámaras de Utermöhl de 11 ml y utilizando un microscopio invertido (Wetzel y Likens 2001).

Los datos de los diferentes tratamientos fueron normalizados ($\log_{10} n+1$) y comparados con una prueba de análisis de varianza (ANOVA) utilizando el programa SSPS ver 12.0. Los resultados se presentan en el Anexo 2.

RESULTADOS

La supervivencia de los peces de los acuarios fue del 100% en todas las etapas del experimento para las dos épocas del año.

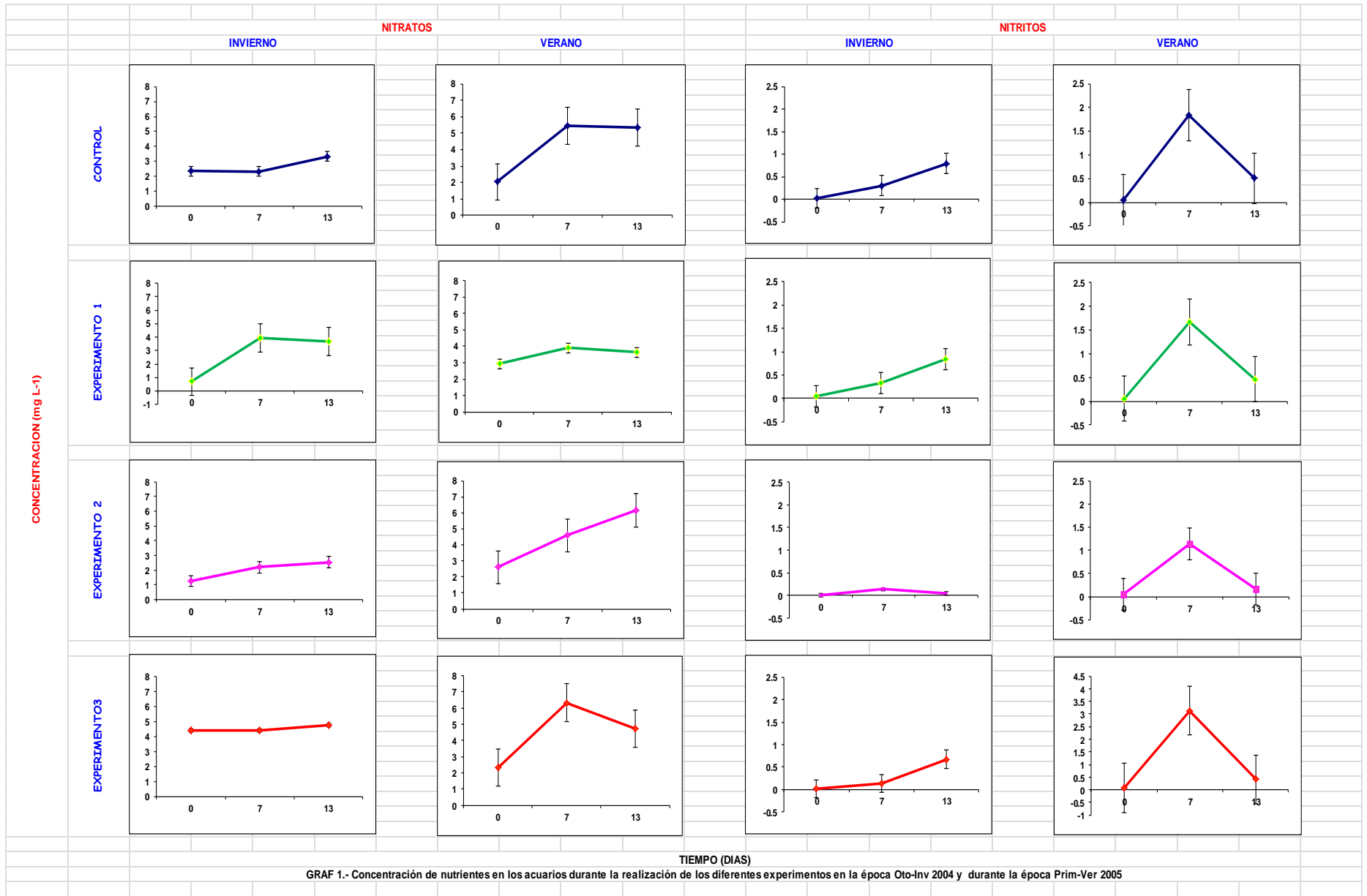
Nutrientes

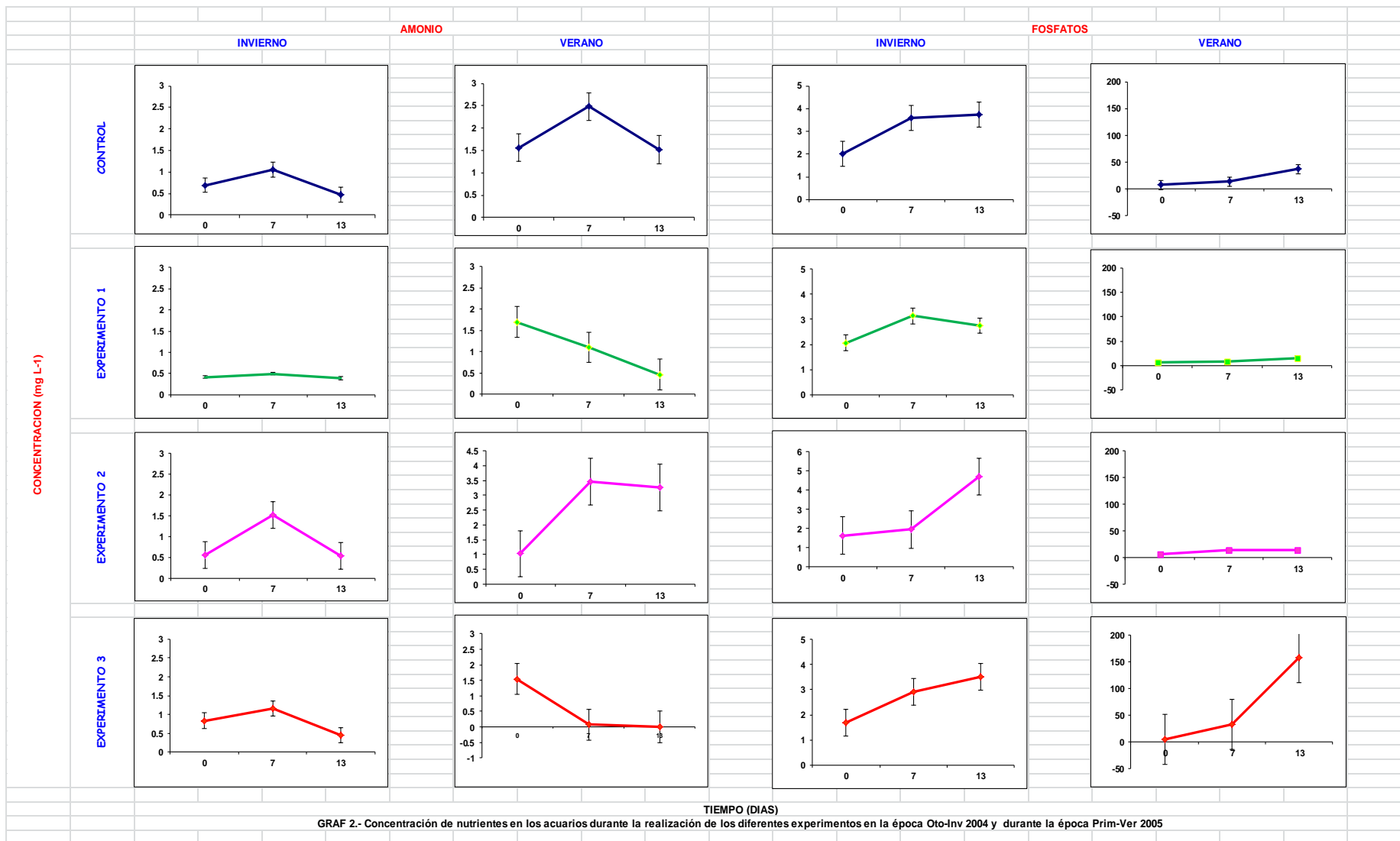
Las concentraciones iniciales de nitrógeno como nitratos (N-NO₃) en el lago variaron entre 0.65 y 4.67 mg L⁻¹ en la época Fría-Seca y entre 2.3-2.5 mg L⁻¹ en la Cálida-Lluviosa, existiendo una diferencia significativa (P < 0.05) entre las dos épocas. Por el contrario, no se encontraron diferencias significativas entre los controles y los tratamientos de una misma época. En todos los casos se observó un incremento de la concentración de N-NO₃ en los acuarios a lo largo del tiempo de experimentación (Gráfs. 1 y 2).

En cambio, no se encontraron diferencias significativas (P > 0.05) en las concentraciones iniciales de nitrógeno como nitritos (N-NO₂) entre una época y otra, variando entre 0.003-0.04 mg L⁻¹ en la época Fría-Seca y entre 0.04-0.07 mg L⁻¹ en la Cálida-Lluviosa. Tampoco se encontraron diferencias entre los controles y tratamientos de una misma época. Durante el experimento 2 realizado en la época Fría-Seca se observó un comportamiento diferente consistente en un aumento en la concentración, pero aún en éste caso la variación no llegó a ser significativamente diferente de los otros tratamientos (Gráfs. 1 y 2).

También para las concentraciones de nitrógeno como amoníaco (N-NH₃) las épocas fueron significativamente diferentes en el lago, variando entre 0.4-0.8 mg L⁻¹ en la época Fría-Seca y entre 1.0-1.7 mg L⁻¹ en la Cálida-Lluviosa. Entre tratamientos y controles de una misma época no se presentaron diferencias significativas. Esta variable descendió en todos los acuarios a lo largo del tiempo de experimentación (Gráfs. 1 y 2), sin embargo la disminución fue más marcada en los experimentos realizados en la época Cálida-Lluviosa.

El mismo comportamiento se observó para el fósforo reactivo disuelto FRD (P-PO₄) pues entre las dos épocas en el lago se encontró una diferencia significativa (**p < 0.05**). En la época Fría-Seca las concentraciones iniciales variaron entre 1.5-2.3 mg L⁻¹ mientras que en la época Cálida-Lluviosa el intervalo de variación fue de 4.9-7.0 mg L⁻¹. Sin embargo, entre tratamientos y controles de una misma época no existieron diferencias significativas durante el desarrollo de los experimentos. Al igual que para el caso de los nitratos, se observó un aumento en la concentración del FRD en todos los acuarios a lo largo del transcurso de los experimentos (Gráfs. 1 y 2).





GRAF 2.- Concentración de nutrientes en los acuarios durante la realización de los diferentes experimentos en la época Oto-Inv 2004 y durante la época Prim-Ver 2005

Los nutrientes tuvieron un comportamiento similar en los diferentes tratamientos a lo largo del experimento y en las diferentes estaciones, es decir se dio un aumento de estos principalmente con respecto a las concentraciones iniciales en una época y en otra.

Clorofila *a*

En las dos épocas y en todos los acuarios se presentó una disminución en la concentración de clorofila *a* durante los experimentos. Sin embargo, como puede observarse en la gráfica 3, el descenso de la clorofila *a* fue mucho más marcado en la época Cálida-Lluviosa, cuando se midieron las concentraciones iniciales más elevadas (90-100 $\mu\text{g L}^{-1}$). En los experimentos de la época Fría-Seca las concentraciones iniciales de clorofila *a* fueron menores (50-80 $\mu\text{g L}^{-1}$) y la disminución durante los experimentos también fue menos drástica.

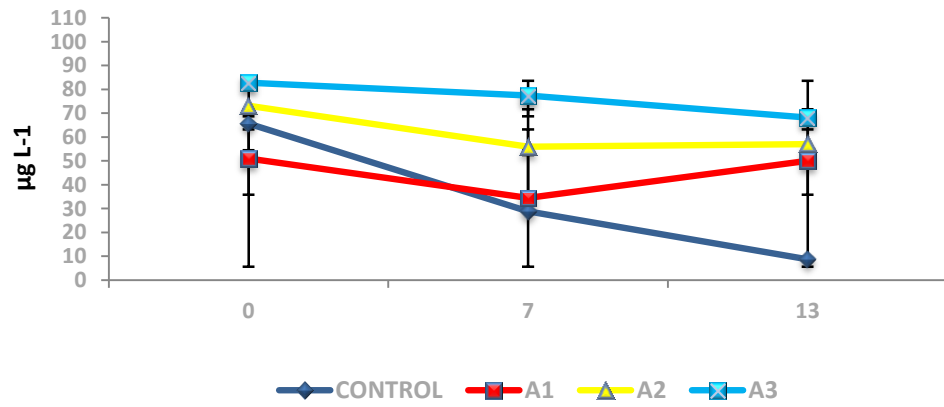
En las dos estaciones se observó una similitud inicial en las especies de fitoplancton presentes en el lago, las cuales, conforme avanzaron los experimentos, fueron desplazadas principalmente por el grupo de las cianobacterias (*Microcystis sp.*).

Comparando las dos épocas, se observó una disminución menor en la concentración de biomasa fitoplanctónica en los acuarios de la época de lluvias, esto debido a un aumento de fitoplancton principalmente por la acumulación de nutrientes (efecto descendente) y una menor densidad de organismos del zooplancton los cuales disminuyeron conforme se desarrolló el experimento en todos los acuarios de los diferentes tratamientos, incluidos los controles.

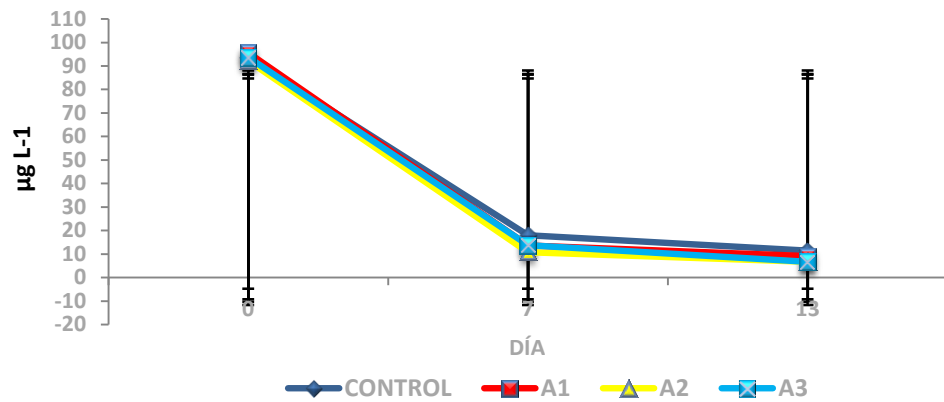
Bacterias

Las densidades iniciales de bacterias presentaron diferencias significativas entre una época y otra, siendo mayores en la época Fría-Seca que en la Cálida-Lluviosa (Tabla 3). En ambas épocas se observó una disminución de las densidades de bacterias en los acuarios durante el desarrollo del experimento, y aunque gráficamente se observa una disminución mayor en la época Fría-Seca, esta no llegó a ser significativa entre tratamientos y controles (Graf. 4 y 5).

A.-



B.-



Graf.3.- Variación de la clorofila α en los acuarios durante la realización de los experimentos en las dos épocas del año, A.- *Fría-Seca* B.- *Cálida-Lluviosa*

Zooplancton

Ciliados

Se encontraron diferencias significativas entre la densidad total inicial de ciliados en una época y otra (Tabla 3), pero conforme transcurrieron los experimentos en los diferentes tratamientos, el comportamiento fue similar en ambas épocas en todos los acuarios en donde la densidad de ciliados tendió a disminuir. En cuanto a la comparación de densidades entre los experimentos de una misma época no se observaron diferencias significativas en ninguno de los acuarios (*Grafs. 4 y 5*).

Rotíferos

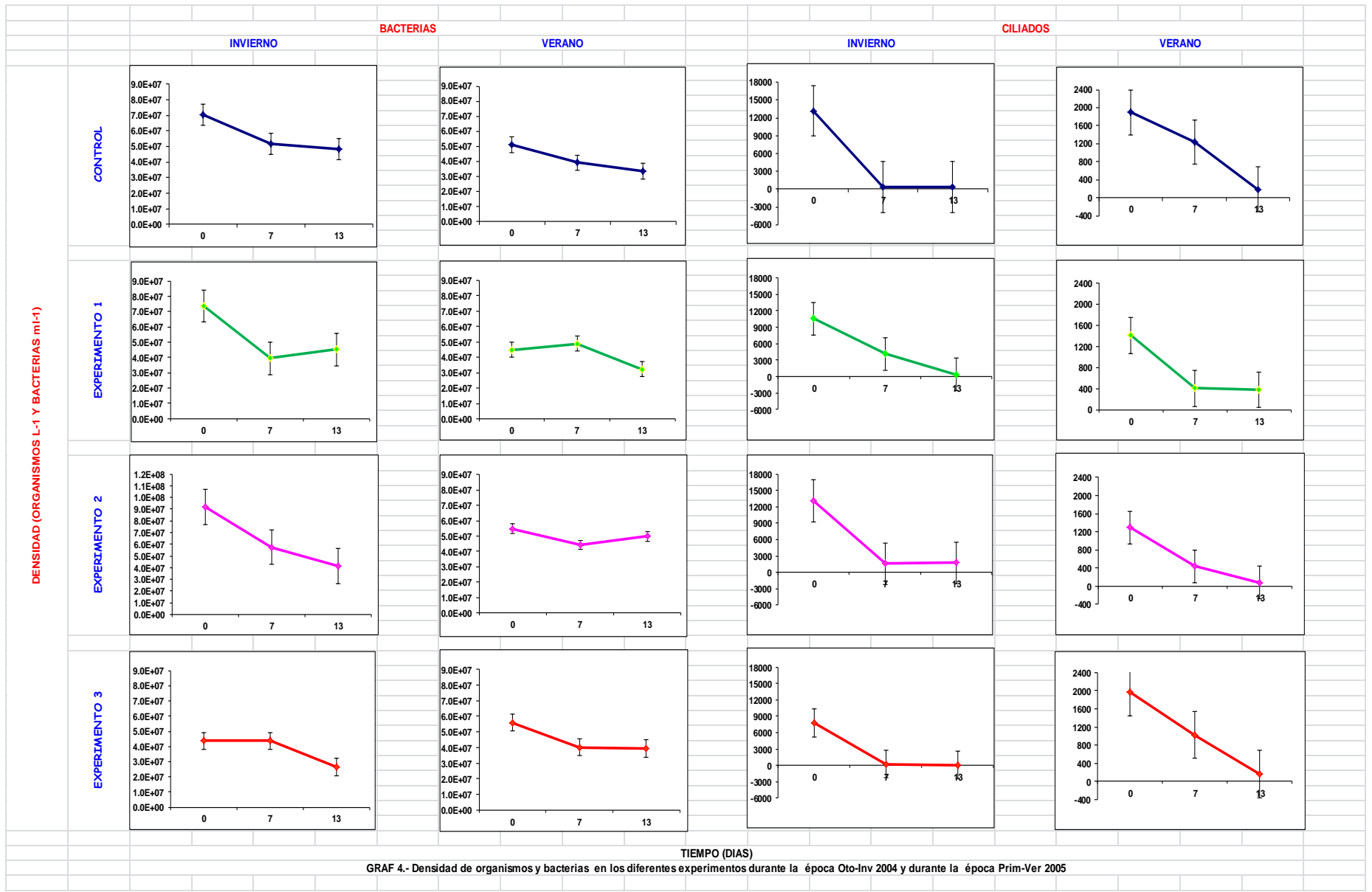
Para el caso de las densidades de rotíferos sí existieron diferencias significativas entre las densidades iniciales en una época y otra (Tabla 3), pero conforme transcurrieron los experimentos en los diferentes tratamientos, el comportamiento fue similar en ambas épocas y la tendencia fue hacia una disminución de los rotíferos en los acuarios; durante una misma época no se presentaron diferencias significativas en ninguno de los tratamientos (*Grafs. 4 y 5*).

Cladóceros

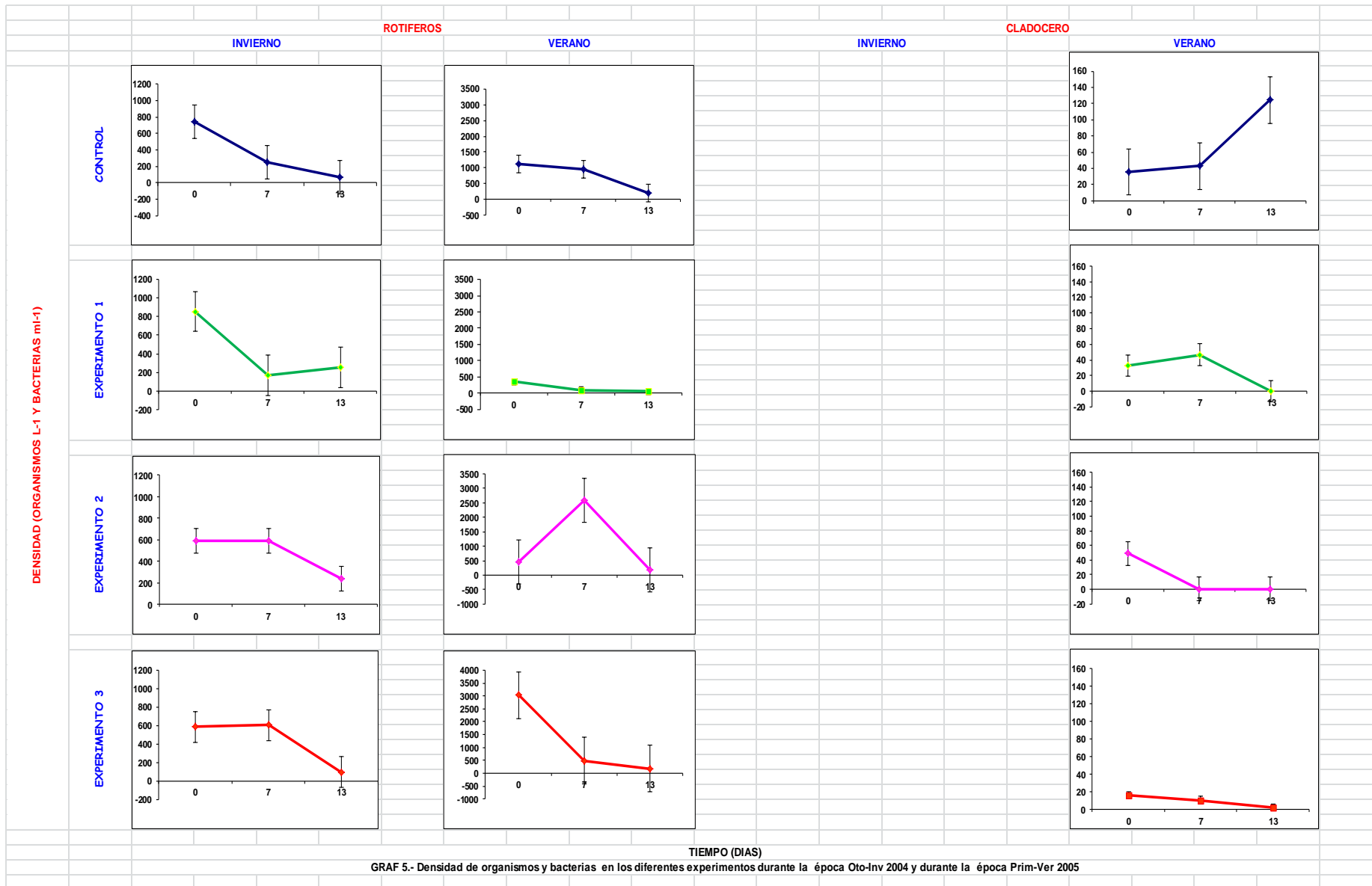
Las densidades iniciales de cladóceros también tuvieron diferencias significativas entre una época y otra; durante la época Fría-Seca no se observaron cladóceros en los acuarios, mientras que en la época Cálida-Lluviosa se cuantificaron densidades bajas al inicio de los experimentos (Tabla 3); estos datos no fueron significativamente diferentes en ninguno de los acuarios y tratamientos. En la grafica de la época Cálida-Lluviosa se observa un incremento en la densidad de cladóceros en los acuarios control sin peces conforme transcurre el experimento, pero esta diferencia tampoco resultó estadísticamente significativa (*Graf. 5*).

PROMEDIO	Bacterias (org ml-1)	ZOOPLANCTON		
		Ciliados(orgL-1)	Rotíferos(orgL-1)	Cladóceros(orgL-1)
<i>Época de Calor-lluvias PRIM-VER</i>				
PROM. GENERAL	5.2 *10 ⁷	1639.6	1240.5	33.4
D.E.	5.1 *10 ⁶	429.2	1260.4	24.9
<i>Época de Frío-seca OTO-INV</i>				
PROM. GENERAL	7*10 ⁷	11230.9	692.5	0.00
D.E.	2*10 ⁶	3882.1	142.9	0.00

TABLA 3.-Promedios iniciales con su desviación estándar (DE) de la densidad de bacterias (org/ml) y zooplancton (org/L) en los diferentes tratamientos, durante las dos épocas del año.



GRAF 4.- Densidad de organismos y bacterias en los diferentes experimentos durante la época Oto-Inv 2004 y durante la época Prim-Ver 2005



GRAF 5.- Densidad de organismos y bacterias en los diferentes experimentos durante la época Oto-Inv 2004 y durante la época Prim-Ver 2005

DISCUSIÓN

En este trabajo se observó que en todos los acuarios, incluyendo a los controles y sin importar las condiciones iniciales en las que se observaron diferencias entre una época y otra (Frío-seca vs Calor-lluvia), tuvieron un comportamiento temporal similar en todos los casos. Esto permite concluir que el control descendente de los peces sobre el plancton en los diferentes tratamientos no resultó ser determinante. Únicamente en algunos experimentos de la época de Calor-lluvia se observó gráficamente en los acuarios control, un ligero aumento en las densidades de cladóceros, pero la diferencia no fue significativa.

En contraposición a estos resultados, Min Lu (2002) encontró que la densidad del zooplancton está negativamente relacionada con la presencia de peces planctívoros; así también Peretyatko *et al.*, (2009) observó que la extracción de los peces estaba asociada a una drástica reducción de la biomasa fitoplanctónica, llevándolo a un estado en donde la reducción de la biomasa fitoplanctónica estaba asociada a un marcado incremento en el tamaño y densidad de los cladóceros. Se discuten a continuación algunas de las posibles razones de la diferencia con los resultados encontrados en el presente estudio.

En los acuarios no se pudo observar que los peces influyeran en las densidades de fitoplancton (por depredación, competencia o incidental sin importar la etapa de desarrollo) puesto que en todos los casos -sin importar la presencia o ausencia de peces, el estado de desarrollo de los mismos o la época del año- se presentó un fuerte descenso de la concentración de clorofila *a*. Peretyatko *et al.*, (2009) observaron que en el control sobre el crecimiento del fitoplancton se veían involucrados otros factores además del forrajeo por cladóceros, como la competencia por nutrientes, estabilización de la columna de agua y o alelopatía.

Se considera que el motivo principal del descenso de la concentración de clorofila *a* fue la sedimentación y muerte del fitoplancton ocasionada por el cambio en las condiciones ambientales presentes en los acuarios, las cuales no lograron simular adecuadamente a las del lago en el que el flujo de nutrientes está directamente relacionado con la entrada de las aguas residuales tratadas y por lo tanto con altas concentraciones de nutrientes. Como lo describieron Cruz-Pizarro *et al.* (2003) en sus experimentos, cuando el fósforo en la columna de agua se reduce de manera significativa por largos períodos de tiempo, la biomasa algal lo hace subsecuentemente.

Sin embargo, no puede descartarse el consumo de los peces sobre el fitoplancton de los acuarios Según han demostrado varios estudios de contenido estomacal de los guppies del lago Tezozómoc (Arzate, 2002), estos peces consumen diversos grupos de algas presentes en el plancton del lago Tezozómoc, principalmente clorofitas, cianoprocariontes, diatomeas y euglenófitas

Es posible que en los acuarios los peces hayan comido al menos una porción del fitoplancton originalmente presente o inclusive una parte de las algas sedimentadas y parcialmente descompuestas, pues los peces omnívoros pueden consumir detritos (Lazzaro, 1987), como lo demuestran los experimentos con peces omnívoros, en los cuales se observa que estos pueden afectar al fitoplancton directamente, por consumo selectivo de fitoplancton grande, pero también indirectamente, suprimiendo el zooplancton herbívoro, resuspendiendo fitoplancton o nutrientes excretados en forma disuelta en la columna de agua (Attayde y Menezes, 2008).

Durante la época de secas, cuando las concentraciones iniciales de clorofila *a* fueron menores, se observó un menor descenso de los valores. Probablemente esto tiene relación con el colapso del fitoplancton, el cual es menos marcado cuando la cantidad inicial es menor y disminuye también la demanda de nutrimentos y luz. Otro factor muy importante para explicar el menor descenso de la clorofila *a* en los acuarios durante los experimentos de la época Fría-seca es el hecho de que los cladóceros estuvieron ausentes del lago (y de los acuarios) durante esta temporada y también los rotíferos se encontraron con densidades menores. Lo anterior significó un consumo considerablemente menor del zooplancton sobre el fitoplancton en los acuarios.

Esto podría explicarse debido a que algunos experimentos han demostrado que las fluctuaciones naturales de los niveles de agua son necesarias para la sobrevivencia de muchas especies. Estas influyen en la productividad y la biodiversidad. Las fluctuaciones excesivas de los niveles del agua, más allá de los cambios naturales, causados por la manipulación humana, puede ser en detrimento de la funcionalidad del ecosistema (Rachamim *et al.*, 2010)

Por otro lado, en algunos de los acuarios que permanecieron por un lapso de tiempo mayor al utilizado en los experimentos (14 días) se observó el incremento más rápido de la concentración de clorofila *a* en aquellos donde había peces -sin importar su estado de desarrollo- con relación a los que habían sido usados como controles y que carecían de peces. Lo anterior sugiere que los peces -en el mediano plazo- sí pueden llegar a constituir un factor importante en la regeneración de nutrientes, lo que favorece una posterior recuperación parcial de las densidades del fitoplancton. Debido a la corta duración de los experimentos esta fase no fue medida, pero sí se observó cuando el plazo de permanencia del agua en los acuarios fue mayor.

En las dos épocas se observó una similitud en las especies de fitoplancton presentes en el lago y en los acuarios, aunque conforme transcurrieron los experimentos en los acuarios, el fitoplancton inicial cambió a una composición dominada por cianobacterias (especialmente *Microcystis* sp.). Aunque esta especie también forma parte de la dieta de *P. reticulata* (Arzate, 2002) y se ve afectada por la modificación en el ciclo de nutrientes, al parecer pudo adaptarse y aprovechar mejor las condiciones de los microcosmos, en los cuales al ir aumentando los niveles de FRD favorecieron su desarrollo, como han señalado

otros autores (Scheffer, 2004). El predominio de las cianobacterias en los acuarios pudo afectar a las densidades de zooplancton debido a las características de las cianobacterias como son su morfología colonial y filamentosa (Fulton y Pearl; 1987), que dificulta su ingestión (Fulton y Pearl; 1988) o por la falta de valor nutricional (Von Elert y Wolffrom, 2001).

Los cambios en la estructura del zooplancton asociados con la presencia de cianobacterias filamentosas y coloniales incluyen el reemplazo de grandes cladóceros de los cuales no hay en México por especies pequeñas (Orcutt y Pace, 1984). Se considera que las cianobacterias coloniales obstruyen el aparato de filtración de los cladóceros. Además de que, por su toxicidad, las cianobacterias pueden inhibir el desarrollo del zooplancton y su reproducción; las algas dañinas pueden prolongar su existencia por supresión de futuras generaciones de herbívoros (Turner y Tester, 1997).

En los acuarios probablemente el cambio de la dinámica de los nutrientes con respecto al lago ocasionó la reducción en la concentración de la biomasa fitoplanctónica en ambas épocas. La muerte y descomposición del fitoplancton desencadenaron una serie de fenómenos de sucesión semejantes a la autodepuración dentro de los acuarios. Primero, el crecimiento de las poblaciones bacterianas para descomponer la materia orgánica generada; segundo, un aumento de la demanda bioquímica de oxígeno (Branco 1984). Sin embargo, no se presentó un descenso notable de la concentración de oxígeno en los acuarios debido al régimen de aireación artificial al que estuvieron sometidos no tan bueno para mantener el fitoplancton a flote.

Asociado a los procesos anteriormente mencionados, debió ocurrir un incremento del N-NH_3 como producto inicial de la descomposición de la materia orgánica (Branco 1984). Este incremento no se observó pues probablemente se presentó rápidamente (días 2 a 5), y debido a que la primera medida de los nutrientes se realizó hasta los 7 días, la medida correspondió a una fase donde la producción de amoníaco ya había concluido. A los 7 días los sistemas se encontraban en la fase de nitrificación, en la cual el amoníaco es oxidado a nitritos y posteriormente a nitratos. Por eso el comportamiento del N-NH_3 fue siempre descendente mientras que las concentraciones de N-NO_3 se incrementaron a lo largo del tiempo de experimentación. La oxidación del amoníaco fue favorecida por las condiciones adecuadas de concentración de oxígeno disuelto que existieron en los acuarios, gracias a la constante aireación.

El fósforo orgánico presente en el fitoplancton muerto también fue mineralizado y transformado a P-PO_4 , por lo cual su concentración se incrementó en el transcurso de los experimentos. Como ya se mencionó, el fuerte incremento del FRD pudo ser un factor que favoreciera el predominio de las cianobacterias *Microcystis* en el día 13 de iniciados los experimentos. En un plazo mayor pudiera haber ocurrido lo observado por Odum (1969), quien señala que en un plazo largo el ciclo de los nutrientes se estabiliza y se origina un nuevo incremento de las clorofilas,

igualando los procesos de sucesión que se observan en el laboratorio y en el campo, en grandes masas de agua.

En el lago Tezozómoc el flujo hídrico aumenta conforme la necesidad de desfogue de la planta de tratamiento “El Rosario”, lo cual puede ser una posible explicación de la disminución en la densidad del zooplancton, el cual ocasiona la dilución del zooplancton debido al incremento del volumen del lago como resultado de flujos intensos (Rachamim et al., 2010). En la época Fría-Seca cuando los nutrientes se encontraron más diluidos en el lago, la densidad inicial de bacterias fue mayor que en la época de Cálida-Lluviosa. Esto puede estar relacionado con la ausencia de *Daphnia* en la época Fría-Seca y también con las menores densidades de los rotíferos.

Esto debido a que seguramente había más materia orgánica disponible por la pérdida de fitoplancton y zooplancton, que en la época de secas, aunque en los tratamientos se dio un colapso del fitoplancton y del zooplancton en todos los experimentos aumentando por consiguiente la materia orgánica disponible. En los acuarios la densidad de las bacterias presentó una relación inversa con la densidad de los ciliados. La disminución paulatina de los ciliados en los acuarios favoreció que la densidad de bacterias se estabilizara hacia la fase final de los experimentos, fenómeno que se presentó principalmente en la época Cálida-Lluviosa. En la fase Fría-Seca las bacterias disminuyeron más fuertemente y generalmente no se recuperaron.

Para el caso de los ciliados, se presentó una fuerte diferencia en las densidades iniciales entre las dos épocas estudiadas. Al igual que las bacterias, la explicación más probable de esta diferencia es la ausencia en el lago de *Daphnia* durante la época Fría-Seca. Se ha comprobado el fuerte consumo que pueden ejercer las especies grandes de *Daphnia* sobre los ciliados (Jurgens, 1994). A pesar de esta diferencia, el comportamiento de las densidades de ciliados en los acuarios durante las dos épocas fue muy similar y siempre descendente. Lo anterior puede significar que el alimento de los ciliados en los acuarios disminuyó en todos los casos o que la depredación por parte de los rotíferos fue también importante. Recientemente, Castro (2005) confirmó que varias especies de rotíferos del plancton del Lago Tezozómoc son capaces de consumir cantidades importantes de ciliados. Los ciliados están comúnmente controlados por medio de depredadores, aunque el incremento de la biomasa de protozoarios en zonas eutrofizadas puede ser debido a una respuesta al incremento de alimento y/o a la alteración de la comunidad de depredadores.

Los rotíferos fueron la fracción más abundante del zooplancton a lo largo del año, tanto en el lago como en los acuarios, encontrándose especies como *Brachionus angularis* y *Trichocerca stylata* que se encontraron en forma constante en los acuarios durante toda la fase experimental. De acuerdo con Mayer *et al.* (1997, en Tönno, 2003), los rotíferos pueden desempeñar una función importante como herbívoros principalmente durante la primavera y a principios del verano, cuando el fitoplancton está compuesto principalmente de formas pequeñas.

En los acuarios en ambas épocas la disminución de las densidades de rotíferos en los controles y tratamientos pudo deberse a la disminución de las densidades de fitoplancton y ciliados (control ascendente), así como a la presencia de depredadores que no vieron modificada su densidad (control descendente) como *P. reticulata* en los tratamientos. En los acuarios control de la época de Calor-lluvias, en los que no hubo peces, pudo presentarse una interferencia competitiva con *Daphnia* como la descrita por Gilbert (1988).

Los datos iniciales de *Daphnia* registrados durante las épocas de experimentación, guardan similitud con lo encontrado por Moss et al. (2003; Moore y Folt, 1993) los cuales han evaluado la influencia de la temperatura y la comida sobre las dinámicas poblacionales y características demográficas de las especies de *Daphnia*. Este autor considera que los cladóceros son particularmente exitosos en establecer grandes poblaciones durante primavera y verano, es decir durante la época cálida del año. Esto mismo se observó en el Lago Tezozómoc donde *Daphnia* estuvo presente únicamente en la época más cálida. La capacidad de sobrevivencia de *Daphnia* está basada en utilizar un amplio espectro de partículas de comida (bacterias, picoalgas, protozoos, algas y partículas de materia orgánica (Arzate, 2002).

Como se mencionó anteriormente, los cladóceros fueron el grupo que con mayor claridad (aunque sin significancia estadística) fue consumido por los peces. Este grupo desapareció de todos los acuarios en donde existieron peces (sin importar su etapa de crecimiento), mientras en algunos acuarios control –sin peces– lograron incrementar, aunque fuera muy levemente, su densidad. Por lo que se confirmó el punto de vista de que los cladóceros si representan un alimento de importancia para *P. reticulata* del Lago Tezozómoc. Arzate (2002) registró la presencia del cladóceros pequeño *Moina* en los contenidos estomacales de algunos peces del Tezozómoc.

En base a los resultados obtenidos se podría confirmar en los experimentos con microcosmos la importancia de la heterogeneidad en los factores abióticos y bióticos con respecto al ecosistema a estudiar (Mengue, 2000; Achá et al, 2003), por lo que la variación en alguno de estos factores en el experimento pudieron afectar de diferentes formas los resultados esperados para la interpretación del efecto top-down.

Conclusiones

No se pudo comprobar estadísticamente que los diferentes estadios de desarrollo de *P. reticulata* influyeran de manera directa sobre algún organismo en específico del plancton en ninguna época del año. En el caso de *P. reticulata*, sin importar su estadio de desarrollo únicamente se pudo observar un efecto descendente sobre los cladóceros en la época Cálida-Lluviosa, pero este efecto no fue estadísticamente significativo.

Se observó un efecto por parte de los factores abióticos (primeros 7 días) los cuales influyeron de forma drástica sobre las densidades de organismos y por ende en los resultados de los experimentos. Las variables ambientales parecieron ejercer el efecto de mayor intensidad sobre los organismos.

En todos los casos, la concentración de clorofila **a** decreció rápidamente en los acuarios. Esto pudo ser la causa principal de que el resto de los organismos del plancton también disminuyera rápidamente.

La acumulación de concentraciones altas de FRD pudo favorecer el desarrollo de poblaciones de fitoplancton no comestible, principalmente de cianobacterias (*Microcystis* sp.), ocasionando una disminución en las densidades de zooplancton por falta de alimento palatable (la disminución de la concentración de fitoplancton comestible, ocasiono una disminución de zooplancton por condiciones adversas, por competencia o depredación).

En tiempos más largos que los empleados en los experimentos se presentó una recuperación de la densidad de clorofila **a** en los acuarios que contenían peces, no así en los acuarios en donde no había. Esto es una observación realizada sin control no rigor científico como lo hiciste en los experimentos de verdad.

Las condiciones iniciales de los experimentos fueron diferentes en las dos etapas. Sin embargo, las condiciones finales fueron coincidentes para las dos épocas.

En los resultados obtenidos parece observarse que los factores abióticos impactan de manera directa las densidades del zooplancton, en los acuarios la densidad del zooplancton disminuyó durante las dos épocas de experimentación, principalmente los primeros siete días de experimentación debido a la disminución de fitoplancton comestible en los acuarios de los experimentos y posiblemente también por el consumo de los peces.

Debido a que los cambios en el zooplancton fueron relativamente reducidos y no son estadísticamente significativos entre controles y experimentales, se puede pensar que el efecto principal se debió a un cambio en el ciclo de los nutrientes y no por el efecto de depredación de los peces sobre el zooplancton o sobre el fitoplancton.

Al no poder recrear las características del lago totalmente en los acuarios, se puede concluir que las interacciones que regularmente se dan en el lago entre los nutrientes y el plancton, en los acuarios se vieron modificados por la no interacción de todas las variables, observándose resultados diferentes a los esperados, en el tiempo señalado para los mismos. Sin embargo en plazos mayores se pudo observar en los acuarios con peces una tendencia a la eutrofización no así en los acuarios sin peces, lo que nos indicaría que la interacción entre los organismos se ve directamente afectada por la complejidad del medio en el que interactúan, y que si este no puede ser reproducido en el laboratorio los resultados obtenidos podrían diferir de los observados en la naturaleza.

Referencias Bibliográficas

Achá, D. y Fontúrbel, F. 2003. La diversidad de una Comunidad, ¿Está controlada por Top-Down, Bottom- Up o una combinación de estos?. *Revista de Biología Org.* No. 3: 1-16.

Arzate, G.K. 2002. Contribución al estado de la alimentación de *Poecilia reticulata* y su relación con algunos parámetros ambientales en el lago del Parque Tezozómoc de julio a diciembre del 2000. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México.

Attayde J.L. y R.F. Menezes. 2008. Effects of fish biomass and planktivore type on plankton communities. *Journal of Plankton Research.* 30: 885-892.

Attayde J.L. y L.A. Hansson. 2001. Fish mediated nutrient recycling and the trophic cascade in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.* 2001, Vol. 58, No 10: pp. 1924-1931.

Attayde J.L. y L.A. Hansson. 1999. Effects of nutrient recycling by zooplankton and fish on phyto plankton communities. *Oecologia* Vol. 121, No 1, 47-54.

Birch, S. & McCaskie, J. 1999. Shallow urban lakes: a challenge for lake management. *Hydrobiologia* 395/396: 365-377.

Botello, C.A. 2002. Estudio de algunos aspectos reproductivos en *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae) del Lago del Parque Tezozómoc. Tesis Profesional (Biología). Facultad de Estudios Superiores Iztacala, UNAM. México.

Branco, S.M. 1984. *Limnología Sanitaria, estudio de la polución de aguas continentales.* Secretaria General de la OEA. Washington, D.C. 120 pp.

Cano, M. G., M.A. Casco, L.C. Solari, M.E. Mac Donagh, N.A. Gabellone y M.C. Claps. 2008. Implications of rapid changes in chlorophyll-*a* of plankton, epipelon and ephyton in a Pampean shallow lake: an interpretation in terms of a conceptual model. *Hydrobiologia.* 614: 33-45.

Carpenter, Stephen R. & Richard C. Lathrop. 1999. Lake restoration: capabilities and needs. *Hydrobiologia* 395/396: 19-28.

D.D.F. 1998. Parque Tezozómoc. Depto de Parques y Jardines. Folleto informativo.

Dokulil, M. T. & K. Teubner. 2003. Eutrophication and restoration of shallow lakes- the concept of stable equilibria revisited. *Hydrobiologia* 506-509: 29-35.

Fulton, R.S. y H.W. Paerl. 1988. Effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competitive relations. *Oecologia* Vol. 76.No. 3. Pp. 383-389.

Gilbert, J.J. 1988. Suppression of rotifer populations by *Daphnia*: A review of the evidence, the mechanisms, and the effects on zooplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 33:1286-1303.

HACH. 1992. Laboratorio Portátil HACH DREL/2000. Manual del Usuario. Michigan, E.U.A.

Hakanson, L., V.V. Boulion y A.P. Ostapenia. 2003. The influence of biomanipulations (fish removal) on the structure of lake foodwebs, case studies using the Lake Web-model. *Aquat. Ecol.* 37: 87-99.

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.

Jeppesen, E., Sondergaard, M., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Branco, C., Huzsar, V. y Scasso, F. 2005. Lake restoration and biomanipulation in temperate lakes: relevance for subtropical and tropical lakes. En: Vikram Reddy, M. (ed.). *Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes.* Science Publisher, New Hampshire. pp. 342-359

Karjalainen, J., M. Leppä, M. Rahkola y K. Tolonen. 1999. The role of benthivorous and planctivorous fish in a mesotrophic lake ecosystem. *Hydrobiologia.* 408/409: 73-84.

Kingle, M., Grimm, P. y Hosper, S.H.. 1995. Eutrophication and ecological rehabilitation of Dutch lakes: explanation and prediction by a new conceptual framework. *Wat. Sci. Technol.* 31 :207-208.

Labounty, J. 1995. What's an urban lake worth?. *Lake Line* 15(2): 6-7

Lazzaro, X. 1997a. Do the trophic cascade hypothesis and classical biomanipulation approaches apply to tropical lakes and reservoirs?. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 719-730.

Lazzaro, X. 1987b. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities and impacts. *Hydrobiologia* 146: 97-167

Lugo Vázquez, A., Sánchez Rodríguez Ma. del R., Acosta Arellano, J.A., Cortés Gómez, H. & Castillo Romero, J.M. Estado trófico de un lago urbano recreativo. *Memorias del XXI Coloquio de Investigación de la FES Iztacala, UNAM.* Tlalnepantla, Edo. de México. p. 58

Mengue, B.A. Top-Down and Bottom-up community regulation in marine habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250:257-289

Min Lu, Ping Xie, Huijuan Tang, Zhaojun Shao & Liqiang Xie. 2002. Experimental study of trophic cascade effect of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a subtropical lake, Lake Donghu: on plankton community and underlying mechanisms of changes of crustacean community. *Hydrobiologia* 487:19-31.

- Moss, B., Madgwick F.J. y Phillips, G.L. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes, Broads Authority and Environment Agency, Norwich. 180pp.
- Moss, B.1999. Ecological challenges for lake management. *Hydrobiologia* 395/396:3-11.
- Mozart, H. 2001. *Guppies. Cuidados-Crianza-Variedades*. Ed. Hispano Europea.
- National Research Council.1992.Restoration of Aquatic Ecosystems. National Academic Press, Washington, D .C .
- Odum, P. 1969. La estrategia del desarrollo de los ecosistemas. *Science*.126:262-270.
- Orcutt, J.D. y M.L. Pace. 1984. Seasonal dynamics of rotifer and crustacean zooplankton populations in a eutrophic, monomictic lake with a note on rotifer sampling techniques. *Hydrobiologia*. Vol. 119. No. 1. Pp. 73-80.
- Peretyako, A.,S. Teissier, S. De Backer & L. Triest.2009. Restoration potential of biomanipulation for eutrophic peri-urban ponds: the role of zooplankton size and submerged macrophyte cover. *Hydrobiologia*. 634:125-135.
- Petterson, K., K. Grust, G. Weyhenmeyer & Thorsten Blenckner. 2003. Seasonality of chlorophyll and nutrients in Lake Erken- effects of weather conditions. *Hydrobiologia* 506-509:75-81.
- Rachamim, T., N. Stambler, T. Zohary, I. Berman-Frank y G. Gal. 2010.Zooplankton contribution to the particulate N and P in lake Kinneret, Israel, under changing water levels. Vol. 655. No 1.p. 121-135.
- Rondel C., R. Arfi, D. Corbin, F. Le Bihan, E.H. NDour y X. Lazzaro (2008). A cyanobacterial bloom prevents fish trophic cascades. *Freshwater Biology*. 53: 637–651.
- Sánchez, Ma. del R., Acosta, J.A., Cortés H., Castillo, J.M y Lugo, A. 2002 Caracterización limnológica del lago urbano del Parque Tezozomoc, D.F. *Memorias del II Congreso Nacional de la Asociación Mexicana de Limnología*. México, D.F. p. 82
- Scheffer, M. 2004. Ecology of Shallow Lakes. Population and Community Series No. 22. Kluwer, EUA. 357 pp.
- Shapiro, J., V. Lamarra, y M. Lynch.1975. Biomanipulation, an ecosystem approach to lake restoration. Ln: P.L. Brezonik & J.L. Fox, Proc. Symp. Water Quality Management Through Biological Control. Ed. Univ. Florida, Gainesville:85-96.
- Shapiro, J.1990. Biomanipulation: The next phase-making it stable. *Hydrobiologia* 200/201: 13-27.

Shueler, T. y Simpson, J. 2001. Why urban lakes are different?. *Watershed Prot. Tech.* 3: 747-750.

Tönno, I., H. Künnap & T. Nöges. 2003. The role of zooplankton grazing in the formation of "Clear water phase" in a shallow charophyte-dominated lake. *Hydrobiologia* 506-509: 353-358.

Van Nes, E., Rip, W.J. and Scheffer, M. 2007. A theory for cyclic shifts between alternative states in shallow lakes. *Ecosystems* 10: 17-27

Vanni, M. J. y C.D. Layne. 1997. Nutrient recycling and herbivory as mechanisms in the "Top-Down" effect of fish on algae in lakes. *Ecology*. 78(1):21-40.

Vanni, M. J., C.D. Layne y S. E. Arnott. 1997. "Top-Down" trophic interactions in lakes: effects of fish on nutrients dynamics. *Ecology*. 78(1):1-20.

Villafranco, J.A. 2000. Avifauna del Parque Tezozómoc, Azcapotzalco. Tesis Profesional (Biología). Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala, UNAM. México.

Von Sperling, E. 1997. Methodological aspects by the selection of restoration strategies for tropical urban lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 786-788.

Wetzel, R.G. & Likens, G.E. 2001. *Limnological Analyses*. Springer-Verlag, Nueva York.

Paginas electronicas

[HTTP://users.onvol.net/48065/guppy.asp](http://users.onvol.net/48065/guppy.asp)

www.thetropicaltank.co.uk./Fishindx/guppy.htm

<http://www.azcapotzalco.df.gob.mx>

www.evostc.state.ak.us

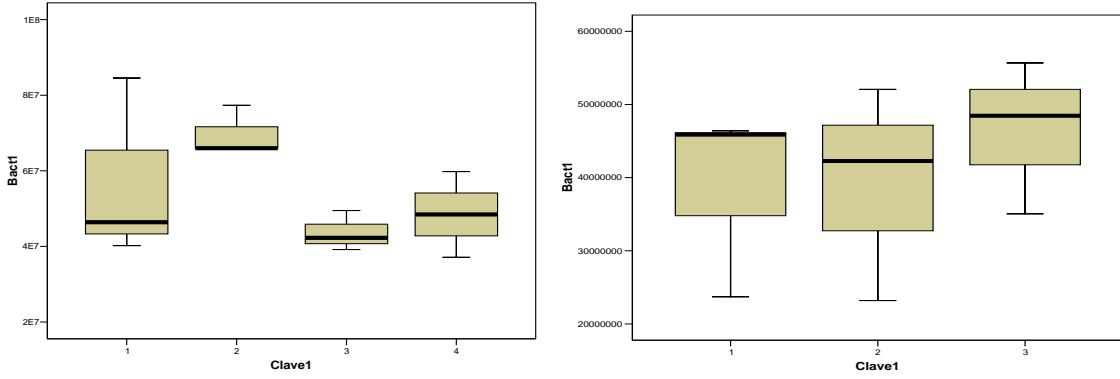
www.acadweb.www.edu

ANEXO 1

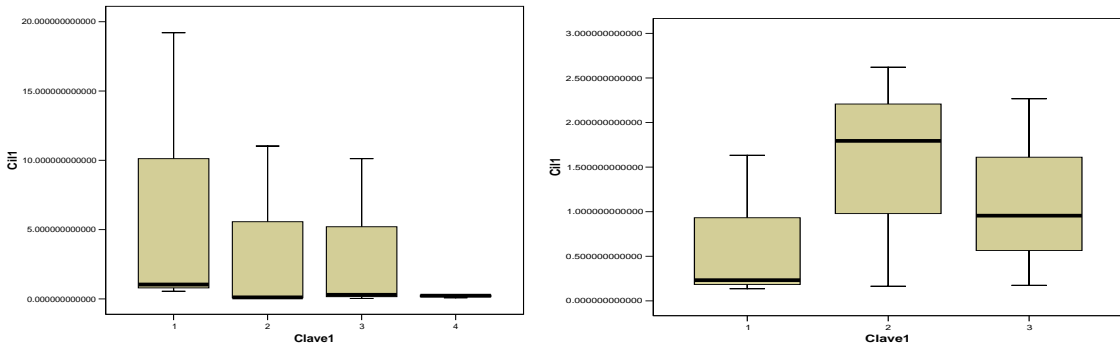
OTOÑO INVIERNO

PRIMAVERA VERANO

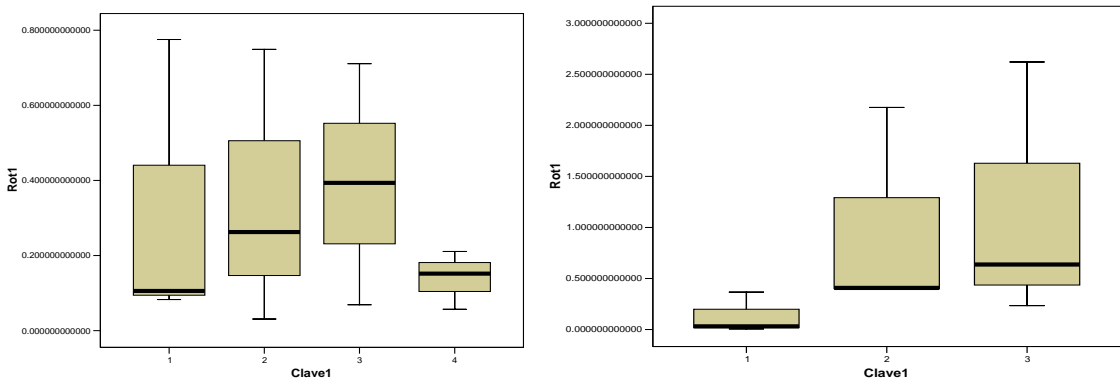
BACTERIAS ml-1



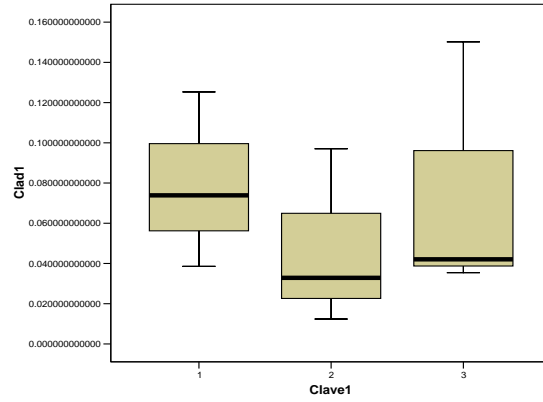
CILIADOS ml-1



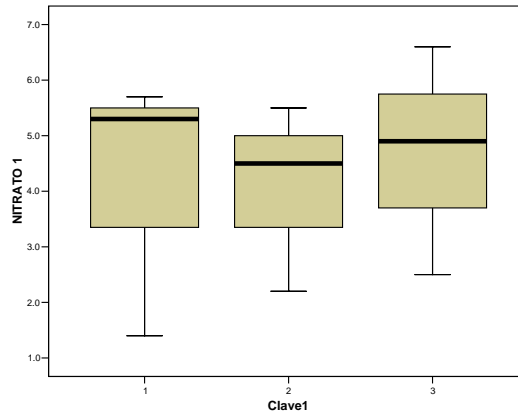
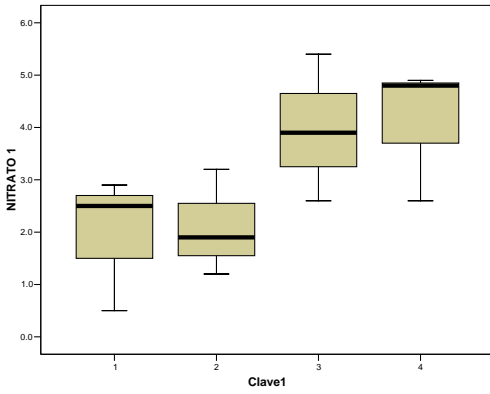
ROTÍFEROS ml-1



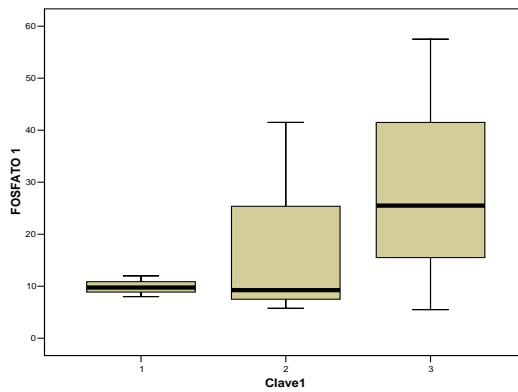
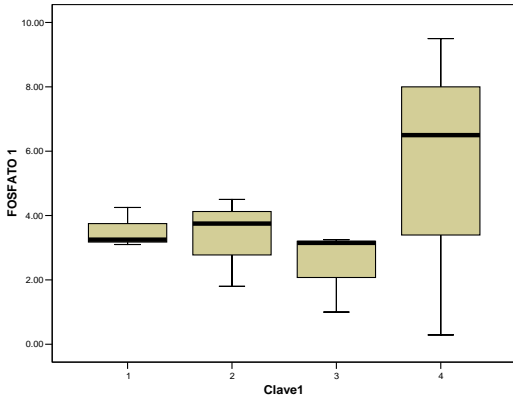
CLADOCEROS ml-1

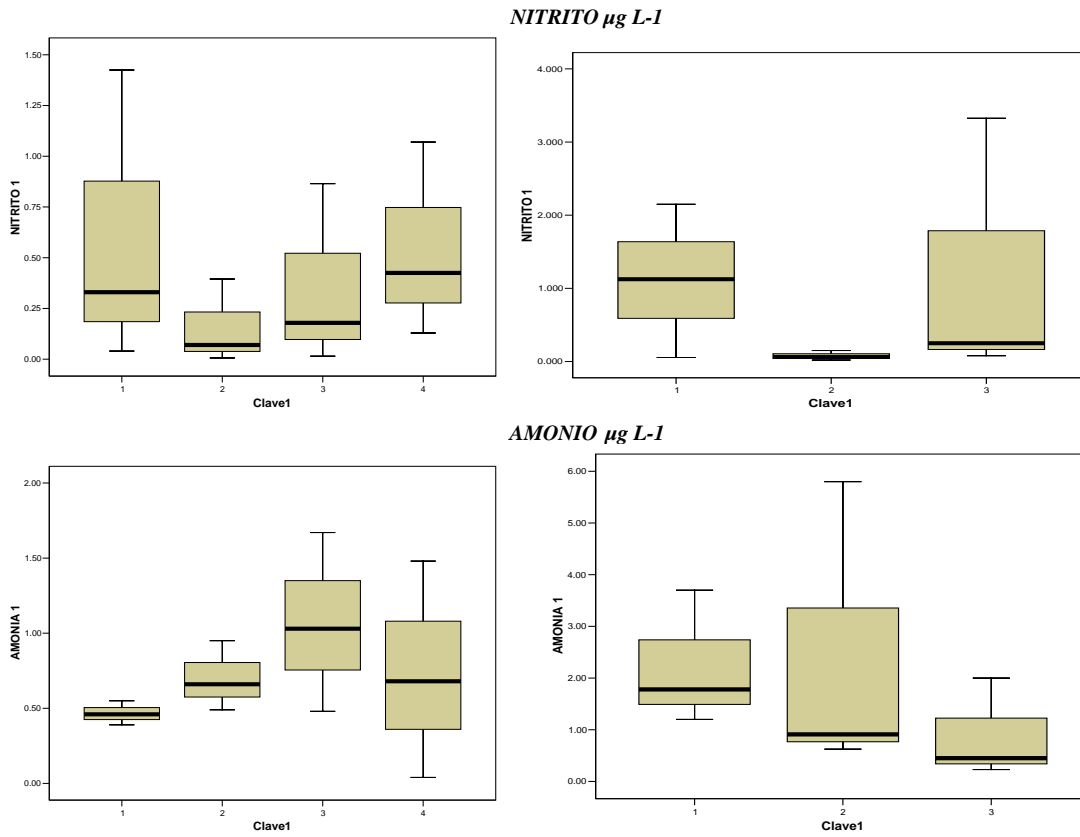


NITRATO µg L-1



FOSFORO REACTIVO DISUELTO µg L-1





Datos iniciales del zooplancton (org ml^{-1}), bacterias (org ml^{-1}) y nutrientes ($\mu\text{g L}^{-1}$) en los acuarios controles de los diferentes tratamientos

Anexo 2

OTOÑO INVIERNO

ANOVA

Bact1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1214432942 49999.900	3	4048109808 3333.330	.100	.958
Intra-grupos	3254255101 500000.000	8	4067818876 87500.000		
Total	3375698395 750000.000	11			

ANOVA

Cil1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	36.629	3	12.210	.232	.871
Intra-grupos	420.653	8	52.582		
Total	457.282	11			

ANOVA

Rot1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.080	3	.027	.183	.905
Intra-grupos	1.161	8	.145		
Total	1.241	11			

ANOVA

NITRATO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2.287	3	.762	.246	.862
Intra-grupos	24.740	8	3.093		
Total	27.027	11			

ANOVA

FOSFATO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2.242	3	.747	1.321	.333
Intra-grupos	4.525	8	.566		
Total	6.767	11			

ANOVA

NITRITO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.227	3	.076	.259	.853
Intra-grupos	2.336	8	.292		
Total	2.563	11			

ANOVA

AMONIA 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.023	3	.008	.708	.574
Intra-grupos	.087	8	.011		
Total	.110	11			

ANOVA

Bact2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1815005907 49999.700	3	6050019691 6666.500	.109	.953
Intra-grupos	4460184356 000000.000	8	5575230445 00000.000		
Total	4641684946 750000.000	11			

ANOVA

Ciliados2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	8.045	3	2.682	.062	.979
Intra-grupos	347.668	8	43.459		
Total	355.713	11			

ANOVA

Rotis2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.049	3	.016	.211	.886
Intra-grupos	.620	8	.078		
Total	.669	11			

ANOVA

NITRATO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.429	3	.143	.219	.881
Intra-grupos	5.233	8	.654		
Total	5.663	11			

ANOVA

FOSFATO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1.990	3	.663	.220	.880
Intra-grupos	24.085	8	3.011		
Total	26.076	11			

ANOVA

NITRITO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.024	3	.008	.547	.664
Intra-grupos	.117	8	.015		
Total	.141	11			

ANOVA

AMONIA 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.086	3	.029	.111	.951
Intra-grupos	2.063	8	.258		
Total	2.149	11			

ANOVA

Bact3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1280868005 00000.000	3	4269560016 6666.680	.469	.712
Intra-grupos	7277739646 66666.000	8	9097174558 3333.300		
Total	8558607651 66666.000	11			

ANOVA

Ciliados3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2.572	3	.857	.037	.990
Intra-grupos	186.134	8	23.267		
Total	188.705	11			

ANOVA

Rotíferos3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.023	3	.008	.083	.967
Intra-grupos	.729	8	.091		
Total	.752	11			

ANOVA

NITRATO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1.609	3	.536	.737	.559
Intra-grupos	5.820	8	.728		
Total	7.429	11			

ANOVA

FOSFATO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.449	3	.150	.117	.948
Intra-grupos	10.230	8	1.279		
Total	10.679	11			

ANOVA

NITRITO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.210	3	.070	.400	.757
Intra-grupos	1.399	8	.175		
Total	1.609	11			

ANOVA

AMONIA 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.353	3	.118	.574	.648
Intra-grupos	1.638	8	.205		
Total	1.991	11			

PRIMAVERA VERANO**ANOVA**

Bact1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	8421751422 9166.700	3	2807250474 3055.590	.243	.864
Intra-grupos	9242445895 00000.000	8	1155305736 87500.000		
Total	1008462103 729166.000	11			

ANOVA

Cil1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.057	3	.019	.041	.988
Intra-grupos	3.757	8	.470		
Total	3.815	11			

ANOVA

Rot1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.012	3	.004	.124	.943
Intra-grupos	.250	8	.031		
Total	.261	11			

ANOVA

Clad1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.008	3	.003	1.347	.326
Intra-grupos	.016	8	.002		
Total	.024	11			

ANOVA

NITRATO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	3.103	3	1.034	.491	.698
Intra-grupos	16.847	8	2.106		
Total	19.950	11			

ANOVA

FOSFATO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	10.254	3	3.418	.160	.920
Intra-grupos	170.948	8	21.368		
Total	181.202	11			

ANOVA

NITRITO 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.725	3	.242	.246	.862
Intra-grupos	7.864	8	.983		
Total	8.589	11			

ANOVA

AMONIA 1

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	4.898	3	1.633	2.174	.169
Intra-grupos	6.007	8	.751		
Total	10.904	11			

ANOVA

Bact2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	4447605984 16666.400	3	1482535328 05555.400	1.050	.422
Intra-grupos	1129927543 000000.000	8	1412409428 75000.000		
Total	1574688141 416666.000	11			

ANOVA

Ciliados2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2.055	3	.685	.903	.481
Intra-grupos	6.071	8	.759		
Total	8.126	11			

ANOVA

Rotis2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.271	3	.090	.054	.982
Intra-grupos	13.291	8	1.661		
Total	13.562	11			

ANOVA

Clad2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.003	3	.001	.719	.568
Intra-grupos	.009	8	.001		
Total	.012	11			

ANOVA

NITRATO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	4.169	3	1.390	.413	.749
Intra-grupos	26.940	8	3.368		
Total	31.109	11			

ANOVA

FOSFATO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	231.984	3	77.328	.664	.597
Intra-grupos	931.479	8	116.435		
Total	1163.464	11			

ANOVA

NITRITO 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1.039	3	.346	.835	.512
Intra-grupos	3.319	8	.415		
Total	4.357	11			

ANOVA

AMONIA 2

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	6.608	3	2.203	.470	.711
Intra-grupos	37.482	8	4.685		
Total	44.090	11			

ANOVA

Bact3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	2681762022 9166.590	3	8939206743 055.530	.096	.960
Intra-grupos	7472615829 99999.000	8	9340769787 4999.900		
Total	7740792032 29166.000	11			

ANOVA

Ciliados3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.122	3	.041	.043	.987
Intra-grupos	7.517	8	.940		
Total	7.639	11			

ANOVA

Rotíferos3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.016	3	.005	.002	1.000
Intra-grupos	18.176	8	2.272		
Total	18.192	11			

ANOVA

Clad3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.010	3	.003	2.700	.116
Intra-grupos	.010	8	.001		
Total	.020	11			

ANOVA

NITRATO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	1.430	3	.477	.116	.948
Intra-grupos	32.967	8	4.121		
Total	34.397	11			

ANOVA

FOSFATO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	6066.004	3	2022.001	.323	.809
Intra-grupos	50124.281	8	6265.535		
Total	56190.285	11			

ANOVA

NITRITO 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.154	3	.051	.017	.997
Intra-grupos	23.661	8	2.958		
Total	23.815	11			

ANOVA

AMONIA 3

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	.343	3	.114	.139	.934
Intra-grupos	6.564	8	.821		
Total	6.907	11			

Anovas de los experimentos T1, T2, T3, y T4 comparados con el control en las dos épocas en las que se llevo a cabo

