

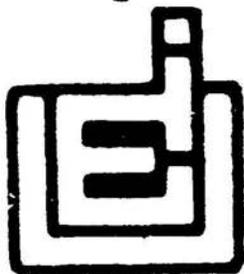


**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA  
DE MEXICO**

**ESCUELA NACIONAL DE ESTUDIOS PROFESIONALES  
IZTACALA**

**"ESTUDIO DE LA FAUNA PROTOZOOLÓGICA  
PRESENTE EN UN SISTEMA DE ESTANQUES  
DE ESTABILIZACIÓN FACULTATIVOS, EN  
IXTAPAN DE LA SAL, ESTADO DE MEXICO"**

**T E S I S**  
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:  
LICENCIADO EN BIOLOGÍA  
P R E S E N T A :  
SERGIO R. MARTINEZ ZAMORA



TLANEPANTLA 1990

**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**



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.

## AGRADECIMIENTOS

La culminación del presente trabajo tuvo, entre otros motivos, el gran esfuerzo y perenne deseo de continuar una labor que aun requiere de largo camino por recorrer.

Un especial y reconocido gesto de agradecimiento siempre eterno, siempre noble, a mis padres, ellos:

Siempre pacientes

Siempre conscientes

Siempre dedicados

Siempre alentadores

Ahora sí, papa y mamá, por fin llegamos.

Y junto con ellos:

Fernando y U.S.A.

Marco y Cia.

Lili y Cia.

Mario y próxima Cia.

Memo y su Rock.

quedo por siempre agradecido y lleno de entusiasmo para concluir, o bien empezar, todo aquello que así lo requiera.

A ustedes n-gracias

A mis amigos y compañeros, en especial a:

Los tres Ponchos (Toro, Ponchito y el Mano), Miguel, K.T., Alejandro, Pedro, Angelita, los matemáticos de Ciencias: Liebe, Becky, Laura<sup>2</sup> y demás elementos del subconjunto definido.

Al M. en C. Filiberto Mata González, Coordinador de la Carrera de Ecología de la Universidad del Valle de México, Tlalpan.

A las Autoridades y profesores del Instituto Newton, S.C.

A los profesores de la carrera de Ecología de la Universidad del Valle de México, Tlalpan.

Un especial reconocimiento de gran admiración y respeto al:

Biól. Alfonso Lugo Vazquez

por la gran e inapreciable ayuda y raudal de otros comentarios, sugerencias de dirección y realización para el presente trabajo.

A mi Honorable Jurado, integrado por destacados Profesores Universitarios.

A todos los investigadores, técnicos, tesisistas y pasantes del Proyecto CyMA, E.N.E.P.I., U.N.A.M., por su desinteresado apoyo en la conclusión de este trabajo.

El CONACyT, mediante su apoyo económico (Clave PCECBNA-020853) al proyecto de investigación "Determinación de un modelo matemático que describa la interacción de los procesos fisicoquímicos y biológicos de la depuración de aguas residuales en un sistema de tratamiento secundario en una comunidad rural", a cargo del Dr. Fermin Rivera A., hizo posible la realización del presente trabajo.

El Fondo de Estudios e Investigaciones Ricardo J. Zevada también proporcionó fondos para el estudio, por medio de su apoyo al proyecto "Aplicación de los métodos biológicos para la detección de la calidad del agua (Sistema de Saprobios) en México". Ref. 147/86, bajo la responsabilidad de la Dra. Gloria Vilaclara F.

Al Ing. Carlos Solís Morelos, diseñador y responsable del sistema de estanques estudiado, por su colaboración en la investigación.

Al Ing. Vicente López Mercado, por las facilidades otorgadas para la consulta de información bibliográfica.

A LA MEMORIA DE:

LUIS ARTURO PEREZ MEZA

Y

HUGO TORRES ORTEGA

por la sencilla razón  
de que seguirán estando entre nosotros.

## INDICE

	Pagina
RESUMEN	1
1. Introducción	2
2. Estanques de estabilización	4
3. Características del sistema estudiado	9
4. Objetivos	12
5. Metodología	13
6. Resultados y Discusión	
LOS PROTOZOARIOS EN LOS ESTANQUES	14
AMBIENTE FISICO Y QUIMICO EN LOS ESTANQUES	42
7. Conclusiones	59
REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS	60

## RESUMEN

Se realizó un estudio protozoológico en un sistema de lagunas de estabilización ubicado en el poblado de Ixtapan de la Sal, Edo. de México. Los objetivos del trabajo fueron: conocer los tipos de protozoarios presentes en los estanques, la relación de estos organismos con las condiciones del agua tratada y el posible establecimiento de especies indicadoras del funcionamiento del tratamiento.

Las muestras de agua residual fueron colectadas mensualmente entre los meses de abril y noviembre de 1985. Se ubicaron 13 estaciones de muestreo a lo largo del sistema de tratamiento compuesto por una laguna anaerobia, 2 lagunas facultativas y una laguna de maduración. Los protozoarios fueron identificados y cuantificados mediante el uso de diversas técnicas de microscopía óptica. También, en los casos necesarios, se realizaron cultivos. Simultáneamente con el muestreo biológico se realizó la determinación de las siguientes variables físicas y químicas del agua: temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, demanda bioquímica de oxígeno, demanda química de oxígeno y sustancias activas al azul de metileno.

Durante la investigación se determinó la presencia en los estanques de 40 especies de protozoarios, de las cuales 14, así como dos géneros, son citados por primera vez para México. Los grupos presentes fueron los fito y zooflagelados, los ciliados y los sarcodinos, con predominio de las especies de los dos primeros.

Las especies más abundantes fueron: *Chlamydomonas reinhardtii*, *Euglena agilis*, *Euglena viridis* (fitoflagelados), *Bodo caudatus*, *Copromonas subtilis*, *Helkesimastix faecicola* (flagelados incoloros), *Vorticella microstoma*, *Cyclidium glaucum*, *Sxytricha fallax* y *Podophrya fixa* (ciliados). Las especies de protozoarios mostraron un patrón de sucesión a lo largo del sistema de estanques. Esta sucesión estuvo relacionada principalmente con las variaciones en el pH y la D.B.O.<sub>5</sub> que se presentaron durante el tratamiento de las aguas. Las especies de flagelados incoloros predominaron en las primeras fases del tratamiento, siendo superadas en importancia -en la parte media del tratamiento- por los fitoflagelados. En la última laguna del sistema, los fitoflagelados y los ciliados son los grupos de protozoarios más característicos.

Los resultados físicos, químicos y biológicos muestran que el sistema funciona adecuadamente. Además, es posible usar a las comunidades de protozoarios como indicadores muy eficaces de la eficiencia de funcionamiento del sistema de estanques y de la calidad del agua tratada.

## I. INTRODUCCION

La evolución del ser humano, desde sus orígenes hasta su consolidación como la especie dominante en el planeta, está indisolublemente unida a su capacidad de aprovechamiento de los recursos del medio ambiente. En nuestros días, las sociedades altamente industrializadas han generado numerosos efectos adversos sobre el ambiente, debidos principalmente al acelerado surgimiento de diversas tecnologías para la producción (C.E.P.I.S., 1976)

La tendencia a la urbanización, favorecida por el desarrollo agrícola e industrial, provocó la aparición de uno de los grandes problemas que confrontan las sociedades contemporáneas: la contaminación debida a la descarga de aguas residuales vertidas, sin tratamiento previo, a los cuerpos de agua naturales o artificiales (C.E.P.I.S., *op. cit.*; López, 1985). Esta contaminación provoca numerosos efectos nocivos, entre los que podemos mencionar: la reducción de la disponibilidad de agua para el abastecimiento doméstico, el incremento de enfermedades en los seres humanos, la disminución de la productividad pesquera, el deterioro estético de zonas naturales y el deterioro de la productividad de las tierras de cultivo (Hernández, 1982; Myrick, 1987; López, *op. cit.*). Además, debe tomarse en cuenta que la cantidad de agua dulce disponible es constante y muy pequeña (8.292 millones de  $\text{km}^3$ ) en relación al total de agua que existe en el planeta (aproximadamente 1385 millones de  $\text{km}^3$ ) (Margalef, 1983; Dugan, 1972); este hecho realza la importancia de la conservación de las fuentes de abastecimiento de agua que utilizamos actualmente.

México no es un país muy abundante en recursos hidráulicos, pues posee solamente el 0.1% del total anual de agua dulce en el mundo. La baja disponibilidad del vital líquido se debe, principalmente, al predominio de los climas áridos y semi-áridos que están relacionados, al menos en parte, con las características orográficas de nuestro territorio. A lo anterior debe agregarse el hecho de que, por razones históricas, las grandes poblaciones del país se establecieron en la región del Altiplano, que por su elevada altitud carece de abundantes recursos hídricos. Todo esto ha conformado, a medida que aumenta la población demandante del recurso, un panorama de extrema necesidad de un adecuado aprovechamiento del agua (López, *op. cit.*)

Una de las opciones útiles para la resolución del problema consiste en darle un tratamiento a las aguas ya usadas con el fin de disminuir la cantidad de sustancias nocivas que acarrean y puedan, de esta forma, volver a ser utilizadas en otros usos que no requieren agua estrictamente potable. Otra ventaja de las aguas tratadas consiste en que, si son descargadas en cuerpos de agua naturales, no causan alteraciones graves en ellos, aunque en ciertos casos pueden desencadenar el proceso de eutrofización (Branco, 1984).

Existen varias alternativas de tratamiento eficiente y económico para las aguas residuales municipales, incluidas las de tipo doméstico, que tienen como característica común la de funcionar aprovechando y acelerando los procesos naturales de autodepuración de las aguas (Delgadillo, 1984; Depto. de Sanidad del Edo. de Nueva York, 1983). Estos sistemas se basan en la actividad degradadora de diferentes grupos de microorganismos y, por este hecho, se les conoce con el nombre genérico de "sistemas de tratamiento biológico": todos ellos proporcionan al agua un tratamiento secundario que consiste en la eliminación de los materiales orgánicos presentes (S.R.H., 1970). Sin embargo, algunos son capaces de eliminar también cantidades importantes de los microorganismos patógenos que suelen encontrarse en las aguas de desecho domésticas (Hawkes, 1983; Ministry of Technology, 1968).

Los estanques de estabilización son sistemas de tratamiento biológico que pueden estar formados por uno o varios estanques de profundidad variada (de 0.30 a 4 m), en los cuales se realiza un proceso por el cual la materia orgánica captada pasa de un estado altamente putrescible a uno más estable en forma de microorganismos vivos: bacterias, hongos, protozoarios y, principalmente, algas. Existen

también procesos de sedimentación y de eliminación de patógenos (Arceivala, 1981).

Hasta ahora, el estudio de los estanques de estabilización se ha hecho fundamentalmente desde el punto de vista de la ingeniería sanitaria. Sin embargo, en años recientes se realizaron esfuerzos importantes por conocer las relaciones existentes entre los diferentes grupos de organismos que se presentan en los estanques y la manera en que afectan el funcionamiento de los mismos (Rivera *et al.*, 1986a, 1986b, 1987, 1988a, 1988b). El presente trabajo pretende contribuir al conocimiento de las especies de protozoarios presentes en sistemas de estanques de estabilización y describir el papel de este grupo de organismos dentro del proceso biológico de la depuración natural del agua.

## 2. ESTANQUES DE ESTABILIZACION

### 2.1. Antecedentes Históricos

Los estanques de estabilización han sido usados desde largo tiempo atrás tanto para el almacenamiento como para la depuración de aguas residuales de origen doméstico y ganadero (Aharon, 1982; Mahendra et al., 1982). Se piensa que, desde tiempos ancestrales, los fosos que rodeaban a los antiguos castillos tenían, además de un objetivo defensivo, un papel importante en la depuración de las aguas de desecho producidas por el mismo castillo. Se sabe que en algunos casos se aprovechaba inclusive la alta productividad de los fosos para el cultivo de peces (Hawkes, 1983).

A principios del siglo XX (1903), en San Antonio, Texas, se hicieron las primeras observaciones acerca del tratamiento de desechos domésticos mediante estanques (O.P.S., 1972). En 1924, en Santa Rosalia, California, se usaron yacimientos de arena como filtros percoladores; al quedar parcialmente obstruidos, los filtros se convirtieron en una laguna de aproximadamente 1 m de profundidad en la que se vió que continuaba la depuración de las aguas vertidas. Durante la 2a. Guerra Mundial se logró un conocimiento más preciso acerca de la operación de los estanques, pero fue hasta 1948, en Dakota del Norte, que se instaló el primer sistema formal de tratamiento basado en estanques de estabilización (Bartsch y Allum, 1957). Posteriormente, una gran cantidad de países de todo el mundo, entre ellos varios de América Latina, hicieron uso de los estanques para tratar sus aguas residuales (Gloyna, 1971). Las razones de esta rápida aceptación del sistema se encuentran en su flexibilidad de diseño y funcionamiento, así como en lo barato y simple de su construcción, operación y mantenimiento (S.R.H., 1970).

En México, la instalación de sistemas de este tipo se inició desde los años setenta, aunque en un principio los diseños se basaron en criterios establecidos en otros países (Urroz, 1974). En el año de 1965, los sistemas de tratamiento basados en estanques representaban el 60% del total de los sistemas de tratamiento municipales existentes en nuestro país, hecho que da constancia de la importancia y utilidad que pueden tener los estanques de estabilización para el tratamiento de las aguas residuales (Novola y Jiménez, 1987).

### 2.2. Tipos y características de los estanques de estabilización

Los estanques de estabilización han sido clasificados de acuerdo con criterios diversos. Una de las clasificaciones más útiles es aquella que toma en cuenta la cantidad de oxígeno disuelto presente en el agua a tratar. De acuerdo con esta clasificación los estanques pueden dividirse en:

a) Aerobios, también llamados fotosintéticos: en ellos la degradación de la materia orgánica se produce en condiciones aerobias. El oxígeno disuelto es aportado por la gran cantidad de algas presentes. Su profundidad máxima es de 0.30 m. Dentro de los estanques aerobios existen dos variantes principales:

a.1.) Estanques aerobios de alto rendimiento: en los que la degradación de los materiales orgánicos es muy rápida y existe una alta producción de biomasa algal.

a.2.) Estanques aireados mecánicamente: son aquellos que reciben cargas orgánicas elevadas y requieren, para degradarlas, una fuente adicional de oxígeno procurada por medio de difusores o aireadores mecánicos (Urroz, *op. cit.*). En estos sistemas, el papel de las algas pasa a ser secundario.

b) Facultativos: estos sistemas se caracterizan por presentar un estrato superior de degradación aerobia y, en el fondo, una capa en donde no existe oxígeno y la materia orgánica es descompuesta en un ambiente anaerobio (Ver figura 1). La profundidad varía entre 0.90 y 3 m. Los estanques facultativos se subdividen en: 1) Primarios: cuando reciben aguas residuales sin ningún tratamiento previo. 2) Secundarios: cuando reciben el efluente de algún clarificador primario. 3) De maduración: se usan principalmente para lograr una eliminación mayor de organismos patógenos presentes en el agua. El

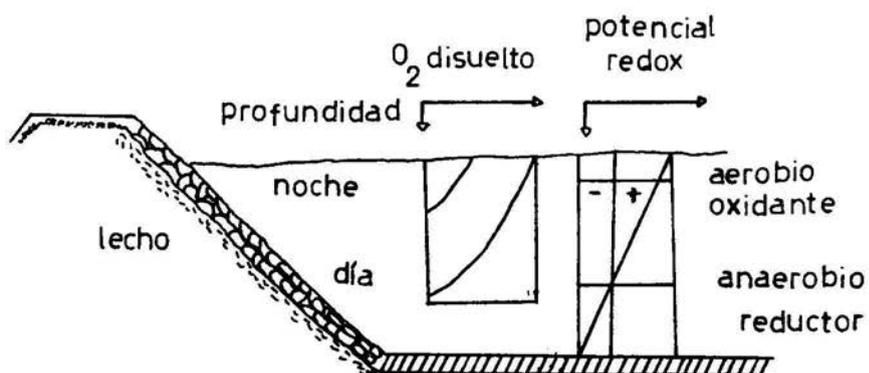


Figura 1 : Funcionamiento bioquímico de un estanque de estabilización facultativa (O.P.S.,1972).

tiempo que permanece el agua en ellos (tiempo de detención) es muy largo. Se les conoce también como estanques de acabado o de pulimento y, en ocasiones, se usan para el cultivo de peces (CEPIS, 1974; O.P.S., 1976).

c) Anaerobios: estos estanques, debido a que reciben una gran cantidad de materia orgánica (carga orgánica), presentan una supresión casi total de la actividad fotosintética de las algas que provoca la aparición de condiciones de ausencia de oxígeno. Proliferan entonces las poblaciones bacterianas anaerobias que se encargan de descomponer los materiales orgánicos por medio de una fermentación anaerobia que ocurre en dos pasos principales: primero, un grupo de bacterias denominadas productoras de ácidos descomponen la materia orgánica transformándola en compuestos como ácidos orgánicos, aldehídos y alcoholes; en el segundo paso otro grupo de bacterias denominadas del metano transforman los productos anteriores y los convierten en metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e hidrógeno ( $\text{H}_2$ ). Durante este proceso existe incorporación de carbono, nitrógeno y fósforo al protoplasma celular de las bacterias. En condiciones anaerobias la metabolización de la materia orgánica es más lenta y pueden generarse también compuestos con mal olor como el  $\text{H}_2\text{S}$  (Aguirre y Gloyna, 1972).

### 2.3. Descripción y funcionamiento de un Estanque de Estabilización Facultativo.

Los estanques de estabilización facultativos tienen como características principales el ser embalses artificiales, únicos o múltiples, en serie o en paralelo, de flujo continuo, profundidad media de 0.90 a 3.0 m y un tiempo de detención de entre 3 y 30 días. En ellos ocurren procesos de reacción biológica de la materia orgánica, expresada fundamentalmente como una disminución de la demanda bioquímica de oxígeno (D.B.O.) y de la demanda química de oxígeno (D.Q.O.) (Delgadillo, 1984; Aguirre y Gloyna, 1972). Además, también se eliminan organismos patógenos como bacterias, protozoarios y diversos helmintos (Rivera et al., 1985, 1986a, 1986b).

Para el adecuado funcionamiento de un estanque de estabilización facultativo es necesario que se establezca una relación mutualista entre algas y bacterias aerobias (CEPIS, op. cit.). Las algas suministran, de una forma económica y natural, el oxígeno necesario para la biodegradación de la materia orgánica en condiciones aerobias en los estratos superiores de los estanques, mientras que en el fondo la materia sedimentada es descompuesta en condiciones anaerobias (Mahendra et al., 1982). La combinación de la degradación aerobia y anaerobia resulta en una elevada eficiencia en la remoción de los materiales orgánicos que contaminan el agua a tratar (Ver figura 2).

### 2.4. Los protozoarios en los estanques de estabilización.

Desde el punto de vista ecológico, un estanque de estabilización incluye una compleja comunidad microbiana que exhibe continuamente fenómenos de sucesiones biológicas tendientes a lograr estados de equilibrio y estabilidad. Como ya se ha mencionado, dentro del funcionamiento de los estanques de estabilización facultativos y aerobios, son las bacterias y las algas los grupos de organismos más involucrados en el proceso de depuración. Sin embargo, esto no significa que sean los únicos organismos presentes. En los estanques de estabilización pueden encontrarse otros organismos como los hongos microscópicos, los protozoarios, los rotíferos, los nemátodos y, en ciertos casos, inclusive crustáceos, moluscos y larvas de insectos (Hawkes, 1983). Todos ellos participan, en alguna forma, en los procesos de estabilización.

Los protozoos, organismos formados generalmente por una sola célula, se encuentran en todos los tipos de estanques, inclusive los anaerobios (Rivera et al., 1986a, 1986b, 1987). Como dentro del grupo existen formas autotrofas y heterotrofas, su papel dentro de los estanques es múltiple: las formas autotrofas pueden contribuir de manera significativa a la producción de oxígeno, mientras que los heterotrofos consumen bacterias y materia orgánica contribuyendo, en ambos casos, al proceso de estabilización. Cuando existen grandes concentraciones de materia orgánica en el agua, los protozoarios

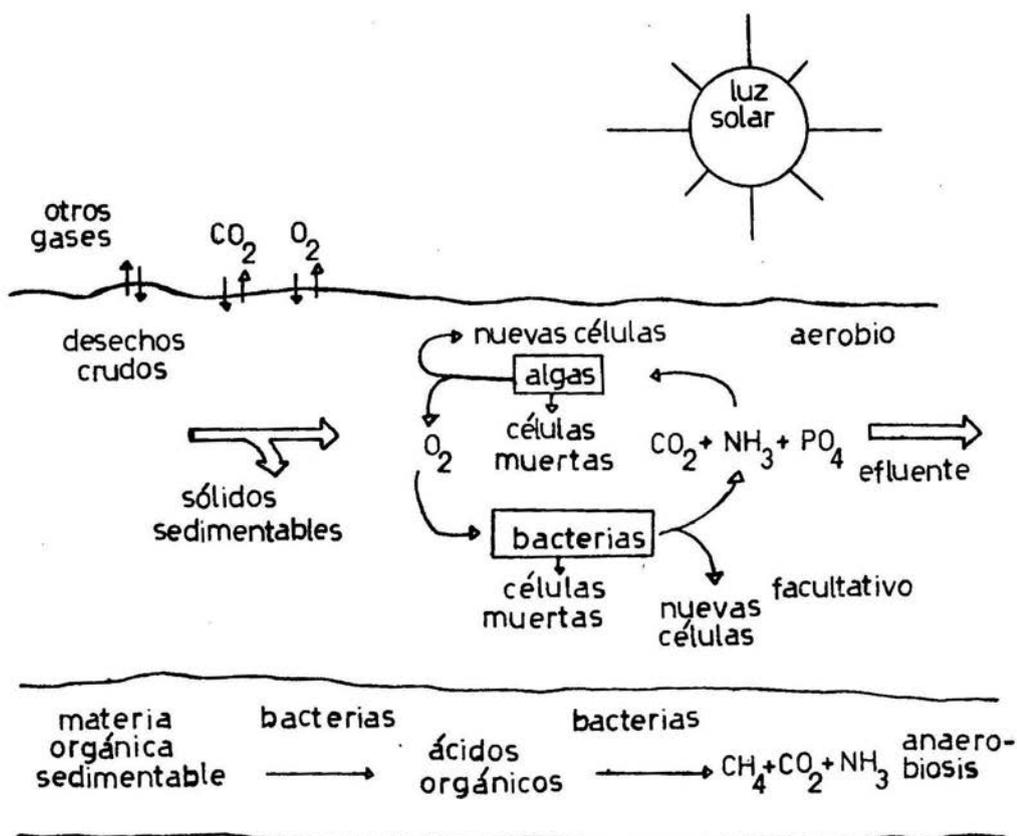


Figura 2 : Actividad microbiológica en un estanque de estabilización facultativo.

-especialmente los zooflagelados y ciliados- se convierten en los principales, y a veces en los únicos, consumidores de bacterias (Sládeček, 1973). Al alimentarse de bacterias, los protozoos ejercen un control sobre el crecimiento de las poblaciones bacterianas e impiden que éstas crezcan indefinidamente y alcancen la fase de decaimiento que se reflejaría en una importante reducción de la velocidad de degradación de materia orgánica (Fenchel, 1986). De esta forma, indirectamente colaboran en el mantenimiento de niveles adecuados de eficiencia en la depuración en los estanques y, al mismo tiempo, participan en la eliminación de las bacterias patógenas. Los protozoarios también constituyen el eslabón principal en la transferencia de energía desde el nivel de los descomponedores hacia los niveles tróficos superiores; algunas especies son consumidoras primarias, puesto que se alimentan directamente de las algas (productores primarios) (Sleigh, 1979).

A principios de este siglo, comenzaron a tener auge los denominados "métodos biológicos para la evaluación de la calidad del agua" que hacen uso de el tipo de organismos presentes en un cuerpo de agua (especies indicadoras) para establecer su grado de contaminación. Desde el surgimiento de estos métodos, los protozoarios fueron considerados como un grupo importante para la evaluación de la calidad del agua. Como una aplicación de estos conocimientos, Curds y Cockburn (1970) usaron especies de protozoarios como índices para evaluar la eficiencia de depuración en sistemas de lodos activados. Los trabajos de Rivera et al. (1986a, 1987) emplearon el sistema de los saprobios aplicado a la comunidad de protozoos presente, para conocer la eficiencia en el funcionamiento de un estanque de estabilización. En ambos casos, el uso de los protozoarios como indicadores proporcionó resultados satisfactorios que podrían ser mejorados y ampliados con la finalidad de utilizarse en los diversos sistemas de tratamiento biológico.

### 3. CARACTERISTICAS DEL SISTEMA ESTUDIADO Y DE LA ZONA EN QUE SE ENCUENTRA

El sistema de estanques de estabilización estudiado se localiza en el poblado de Ixtapan de la Sal, Estado de México, aproximadamente a 150 Km al SO de la Ciudad de México. Sus coordenadas son: 18° 52' de latitud N y 99° 40' longitud O, con una altitud de 1900 m.s.n.m. (Figura 3). La extensión que ocupa el poblado es de 115 Km<sup>2</sup>.

El clima de la zona es de tipo Aw(w)(ig) (García, 1964), lo cual significa que se trata de un clima húmedo en verano con marcha de temperatura tipo Ganges.

Los principales datos climatológicos de la zona se presentan a continuación:

Temperatura media anual: 18.40° C

Temperatura máxima extrema: 36° C

Temperatura mínima extrema: 1° C

Temperatura media ambiente del mes más frío (enero): 15.3° C

Temperatura media ambiente del mes más cálido (junio): 20.53° C

Precipitación media anual: 1050 mm

Lluvia máxima en 24 horas: 92.5 mm

Número de días despejados: 233 días.

Número de días nublados: 35 días.

Número de días con niebla: 16 días.

Evaporación media anual: 1544.5 mm.

En el campo de la organización económica, Ixtapan tiene en el turismo su principal fuente de ingresos, pues cuenta con varios balnearios de aguas termales; también es importante la actividad agrícola de la zona que dispone de 4395 Ha de temporal y 742 Ha de riego. La vegetación natural está compuesta principalmente de selva baja de enebro (*Juniperus communis*).

Ixtapan de la Sal se abastece de agua potable a través de un canal de conducción proveniente de los deshielos del Nevado de Toluca que provee un caudal de 15 l/s. El caudal mínimo necesario para satisfacer las necesidades de los aproximadamente 40 000 habitantes, es de 75 l/s; para tratar de solucionar este problema, actualmente se proyecta la construcción de un vaso de almacenamiento y de varios tanques de decantación (SEDUE, 1988).

El poblado cuenta también con sistema de drenaje que colecta las aguas de desecho domésticas y las vierte -en parte- en el sistema de tratamiento estudiado.

El sistema está formado por una fase de pretratamiento (que incluye rejillas para separación de materia flotante y un desarenador para eliminar partículas de hasta 0.2 mm de diámetro), canal de distribución, dos estanques anaerobios de tratamiento primario, y cuatro unidades en paralelo de tres

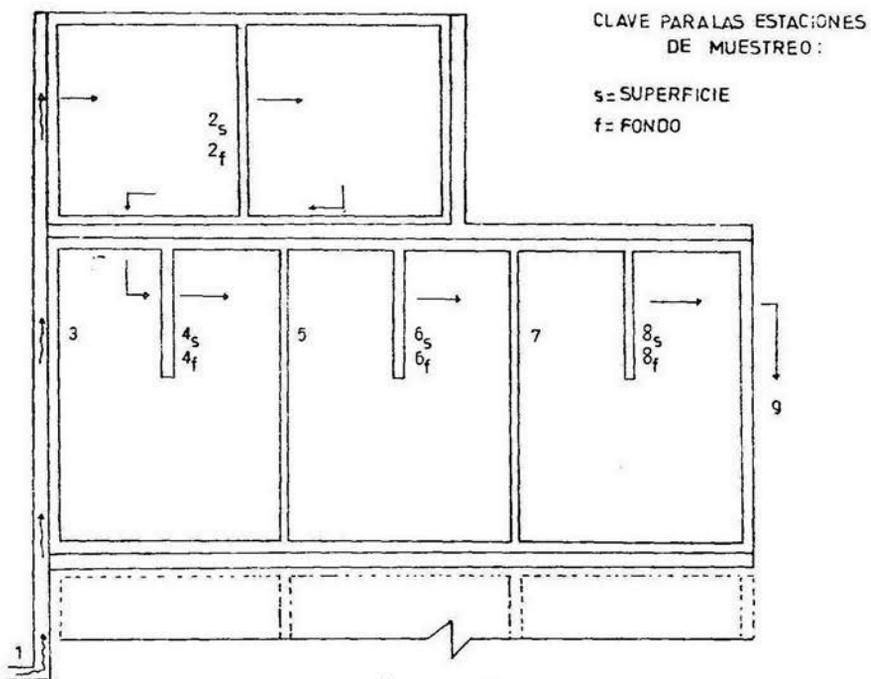
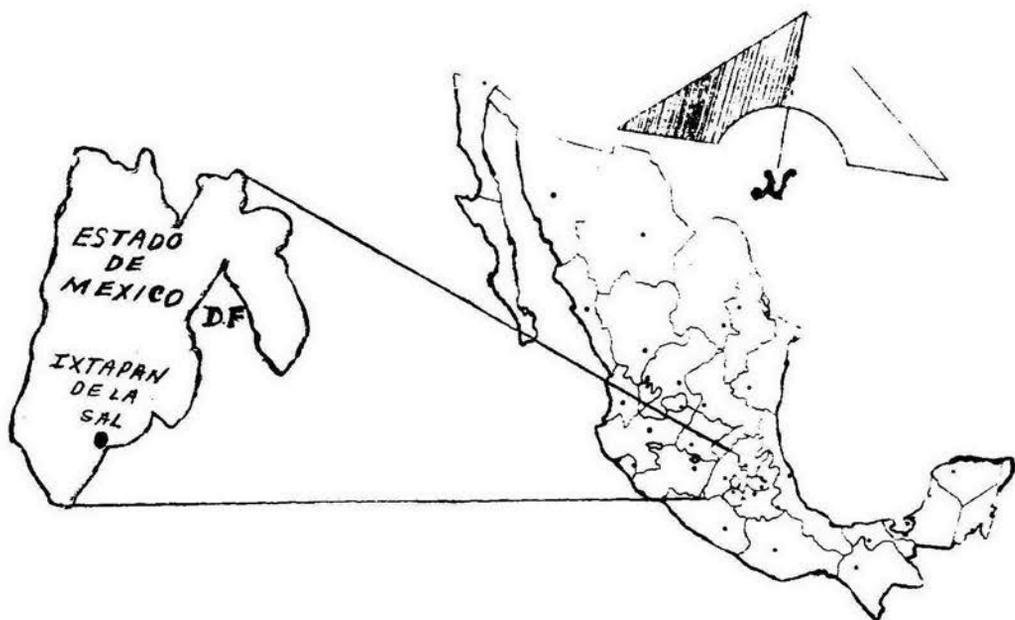


FIG.3 Sistema de Estanques de Estabilización de Ixtapan de la Sal.

escala 1:600

estanques facultativos conectados en serie. Algunas de sus especificaciones de diseño (Solís, 1982) son:

Volumen del sistema de lagunas: 11 377 m<sup>3</sup>

Área del sistema: 0.9465 ha.

Ancho de cada laguna facultativa: 24.42 m

Largo de cada laguna facultativa: 32.30 m

Profundidad mínima de cada laguna facultativa: 0.85 m

Profundidad máxima de cada laguna facultativa: 1.25 m

Volumen por laguna: 985.15 m<sup>3</sup>

Número de lagunas facultativas: 12 unidades.

Ancho de la laguna de maduración: 24.0 m

Largo de la laguna de maduración: 31 m

Profundidad: 1 m

Volumen: 720.90 m<sup>3</sup>

Tiempo de detención: 43.9 días.

Sin embargo, en el presente estudio sólo se muestreó la serie formada por los dos anaerobios, dos estanques facultativos y uno de maduración. La ubicación de los puntos de muestreo se presenta en la figura 3.

#### 4. OBJETIVOS

El presente estudio tuvo como objetivos:

a) Identificar las especies de protozoos presentes en el sistema de estanques de estabilización

b) Establecer las fluctuaciones en el número de organismos de cada especie y relacionarlas con los parámetros físicos y químicos que determinan la calidad del agua, para referir las especies de protozoarios que pueden ser usadas como indicadores de la calidad del efluente.

c) Contribuir al conocimiento de la ecología de las especies.

## 5. METODOLOGIA

Se realizaron muestreos mensuales de los meses de abril a noviembre de 1986. Se seleccionaron, mediante un estudio preliminar, 9 estaciones de muestreo a lo largo del sistema; en las estaciones de número impar se tomaron muestras sólo en el nivel superficial, mientras que en las estaciones pares se tomaron muestras de superficie y fondo. Las muestras de superficie para el estudio de los protozoarios se obtuvieron directamente en frascos de vidrio de boca ancha -previamente esterilizados- de 125 ml de capacidad. Las muestras de fondo se extrajeron con una botella Van Dorn de 2.5 l de capacidad y posteriormente se vaciaron en frascos como los descritos previamente. También se tomaron muestras para el análisis *in situ* de los siguientes parámetros fisicoquímicos: temperatura del agua (termómetro de mercurio con graduación de -10 a 110 °C), pH (potenciómetro Cole-Parmer modelo 5985-00) y oxígeno disuelto (Oxímetro YSI modelo 57). También se tomaron muestras para la determinación en el laboratorio de otros parámetros.

Las muestras biológicas se transportaron al laboratorio y una vez ahí se destaparon y colocaron en un lugar soabreado. Para la observación de los protozoarios se utilizó microscopía de campo claro, campo oscuro, luz tangencial, contraste de fases y contraste diferencial de interferencia. El recuento de organismos se hizo a la brevedad posible (no más de 3 días después de la toma de las muestras) empleándose para ello el método de la gota, modificado (Schlichting, 1954), con un objetivo de 40X. Para la identificación de las especies se utilizaron las claves de Bick (1972), Calaway y Lackey (1962), Corliss (1959), Curds (1969), Hänel (1979), Jahn, Bovee y Jahn (1979), Lackey (1976), Lee, Hutner y Bovee (1985), Noland (1976) y Page (1976). En los casos en que fue necesario, se emplearon técnicas de impregnación argéntica (Fernández-Galiano, 1976) y algunos otros colorantes. Algunos protozoarios se aislaron y mantuvieron en medios de cultivo como el de Bold (Bold y Wynne, 1978) y el de Chalkley (Mackinnon y Hames, 1961) para facilitar su identificación hasta especie.

Los parámetros fisicoquímicos que se analizaron en el laboratorio fueron: D.B.O.<sub>5</sub> (según sección 507 de A.P.H.A. et al., 1980), D.Q.O. (según sección 508 del A.P.H.A. et al., 1980), conductividad (espectrofotómetro Hach modelo DR-EL-4) y detergentes (según el método de las sustancias activas al azul de metileno, sección 406B de A.P.H.A. et al., 1980).

Para el análisis estadístico de los resultados fisicoquímicos se utilizó la técnica de componentes principales para datos no agrupados con el fin de establecer relaciones lineales máximas entre los grupos y describir la varianza total de una muestra de pocas dimensiones (Bryant y Atchley, 1975; Clifford y Stephenson, 1975). Los datos fueron transformados a logaritmos base 10, con excepción de los valores de pH. En el caso de los datos biológicos se emplearon los métodos de correlación lineal simple y análisis de los componentes principales usando la transformación  $\log(n+1)$  (Green, 1979); además, se construyó el dendrograma de asociación para las estaciones de muestreo tomando en cuenta los datos de ausencia-presencia de las especies, usando el coeficiente de asociación de Jaccard y la técnica del ligamiento promedio (Crisci y López, 1983). Las correlaciones se hicieron para buscar relaciones entre las especies de protozoarios con ellas mismas y con algunos parámetros fisicoquímicos importantes (como la DBO y la DQO). Los componentes principales permitieron establecer el ordenamiento de las estaciones y los muestreos de acuerdo con las especies de protozoarios presentes. Finalmente, el análisis de agrupamientos permitió establecer las diferentes zonas existentes en el sistema con base en la presencia o ausencia de las especies de protozoarios en cada una de las fases del tratamiento.

Todos los análisis estadísticos, a excepción del de agrupamientos, que se hizo manualmente, fueron realizados con el paquete estadístico STATGRAPHICS versión 1.0 (1985) para computadora PC.

## 6. RESULTADOS Y DISCUSION

## LOS PROTOZOARIOS EN LOS ESTANQUES

En las aguas del sistema de tratamiento de Ixtapan de la Sal se encontraron 40 taxa de protozoarios. De los organismos determinados, en 36 casos se logró su identificación hasta el nivel de especie y en 4 hasta el nivel de género. El número de especies de protozoarios encontradas en Ixtapan de la Sal fue aproximadamente similar al hallado en otro sistema de estanques anaerobios en México (Rivera et al., 1986a, 1986b, 1987, 1988a), pero un poco menor al de un sistema de estanques de estabilización de alta tasa en la India (Alagarsamy et al., 1967), y menor al de un sistema de biodiscos (Rivera et al., 1988b). Puede atribuirse la moderada diversidad protozoológica en los estanques, principalmente a las grandes fluctuaciones en el ambiente que limitan la presencia de especies esteno.

Los protozoarios encontrados pertenecieron, en su mayor parte, al phylum Sarcomastigophora. El de los flagelados fue el grupo que mayor diversidad presentó pues se observó la presencia de 29 especies (19 especies del subphylum Phytomastigophorea y 10 del Zoomastigophorea). A continuación estuvieron los ciliados (9 especies) y, finalmente, los sarcodinos (2 especies).

En la tabla 1 se presenta la lista de las especies determinadas, clasificadas taxonómicamente de acuerdo con Levine et al. (1980). Las especies halladas estuvieron distribuidas en 15 órdenes taxonómicos (5 de la Clase Phytomastigophorea, 2 de la Clase Zoomastigophorea, 2 de la Clase Lobosea (Sarcodina) y 6 del phylum Ciliophora). Los órdenes taxonómicos con mayor número de especies fueron el Euglenida (fitoflagelados) y el Kinetoplastida (zooflagelados), ambos con 7 especies (Gráfica 1). La mayoría de las especies heterótrofas pertenecen al orden Kinetoplastida, el cual incluye al género *Bodo*, que agrupa flagelados que se especializan en devorar bacterias unidas a superficies (Fenchel, 1986) y que son muy resistentes a condiciones ambientales extremas, tales como bajas concentraciones de oxígeno provocadas por altas cantidades de materia orgánica (Curds, 1975), que son comunes en sistemas de tratamiento biológico de aguas residuales. El orden Euglenida incluye tanto especies con clorofila como especies incoloras (Fenchel, *op. cit.*). Las especies de *Euglena* encontradas en estanques tienen un amplio intervalo de tolerancia a la variación de las condiciones ambientales, lo cual les proporciona ventajas al competir con otras especies menos tolerantes (Hawkes, 1983).

De las especies reportadas en el presente trabajo 25 aparecen citadas previamente en la bibliografía sobre protozoarios de vida libre y de sistemas de tratamiento en México (López-Ochoterena y Roure-Cané, 1970; Madrazo-Garibay y López-Ochoterena, 1982; Rivera et al., 1986a, 1986b, 1987, 1988a, 1988b; Ortega, 1984; Luna et al., 1988). Las especies que se citan por primera vez para México son: *Chlamydomonas reinhardi*, *Bodo alexieffii*, *Bodo minimus*, *Bodo globosus*, *Bodo angustus*, *Helkesimastix faecicola*, *Monas amoebina*, *Monas vivipara*, *Oicomonas mutabilis*, *Rhodomonas lacustris*, *Trigonomonas compressa*, *Rosculus ithacus*, *Vorticella striata*, var. *octava*, así como los géneros *Chloromonas* y *Chlorobrachis*.

En la gráfica 2a se presenta la proporción de las especies de protozoarios según los grupos funcionales establecidos por Pratts y Cairns (1985). Desde el punto de vista de la composición trófica, la comunidad de protozoarios de los estanques de estabilización estudiados mostró un predominio de las especies del grupo de devoradores de bacterias, seguido del grupo de los protozoarios autotrofos. Estos resultados son similares a los obtenidos durante el estudio de diferentes cuerosos de agua dulce, inclusive en un río receptor de descargas de aguas negras (Pratt y Cairns, *op. cit.*). Los rasgos peculiares de los grupos tróficos de protozoarios de los estanques consistieron en la ausencia de especies del grupo de omnívoros no selectivos, y en la presencia de un número mayor de especies saprozoicas que el promedio hallado por los mismos autores para otros ambientes dulceacuícolas. Estas peculiaridades pueden explicarse si se considera el hecho de que los estanques de estabilización constituyen un ambiente de condiciones fluctuantes, en donde las especies con alimentación más

TABLA I

## CLASIFICACION TAXONOMICA DE LAS ESPECIES DE PROTOZOARIOS DEL SISTEMA DE ESTANQUES DE ESTABILIZACION DE IXTAPAN DE LA SAL

REINO PROTISTA Haeckel, 1866

SUBREINO PROTOZOA Goldfus, 1818 emend. von Siebold, 1845

PHYLUM SARCOMASTIGOPHORA Honigberg y Balaamuth, 1963

SUBPHYLUM MASTIGOPHORA Diesing, 1866

CLASE PHYTOMASTIGOPHOREA Calkins, 1909

ORDEN CRYPTOMONADIDA Senn, 1900

*Rhodomonas lacustris* Pascher y Ruttner  
*Chilomonas paramecium* Ehrenberg

ORDEN DINOFLAGELLIDA Butschli, 1865

*Gyrodinium* sp. Kofoid y Swezy

ORDEN EUGLENIDA Butschli, 1884

Suborden Euglenina Butschli, 1884

*Astasia klebsii* Lemmermann  
*Euglena viridis* Ehrenberg  
*Euglena agilis* Carter  
*Euglena gracilis* Klebs  
*Euglena* cf. *acus* Ehrenberg  
*Phacus* sp. Dujardin

Suborden Heteronematina Leedale, 1967

*Copromonas subtilis* Dobell

ORDEN CHRYSOMONADIDA Engler, 1898

*Anthophysa vegetans* D.F. Müller  
*Monas amoebina* Mayer  
*Monas guttula* Ehrenberg  
*Monas vivipara* Ehrenberg  
*Oicomonas autabilis* Kent

ORDEN VOLVOCIDA France, 1894

*Chlamydomonas reinhardi* Dangeard  
*Chloromonas* sp. Gobi  
*Polytooa uvella* Ehrenberg  
*Chlorobrachis* sp. Korsch

## CLASE ZOOMASTIGOPHOREA Calkins, 1909

## ORDEN KINETOPLASTIDA Honigberg, 1963 emend. Vickerman, 1976

## Suborden Bodonina Hollande, 1952 emend. Vickerman, 1976

*Bodo caudatus* Dujardin  
*Bodo alexieffii* Lemmermann  
*Bodo minimus* Klebs  
*Bodo edax* Klebs  
*Bodo globosus* Stein  
*Bodo angustus* Dujardin  
*Helkesimastix faecicola* Woodcock y Lapage

## ORDEN DIPLOMONADIDA Menyon, 1926 emend. Brugerolle, 1975

*Trepomonas agilis* Dujardin  
*Trepomonas rotans* Klebs  
*Trigonomonas compressa* Kent

## SUBPHYLUM SARCOBINA Scharada, 1871

## SUPERCLASE RHIZOPODA von Siebold, 1845

## CLASE LOBOSEA Carpenter, 1861

## SUBCLASE GYMNAMOEBA Haeckel, 1862

## ORDEN AMOEBIDA Ehrenberg, 1830

## Suborden Flabellina Page, 1976

*Rosculus ithacus* Hawes

## ORDEN SCHIZOPYRENIDA Singh, 1952

*Vahlkampfia vahlkampfi* Chatton

## PHYLUM CILIOPHORA Doflein, 1901

## CLASE KINETOFRAGMINOPHOREA de Puytorac et al, 1974

## SUBCLASE GYMNOSTOMATIA Butschli, 1889

## ORDEN PROSTOMATIDA Schewiakoff, 1896

## Suborden Haptorina Corliss, 1974(a)

*Trachelophyllum pusillum* Perty

## ORDEN PLEUROSTOMATIDA Schewiakoff, 1896

*Litonotus fasciola* Ehrenberg

SUBCLASE SUCTORIA Claparède y Lachmann, 1858

ORDEN SUCTORIDA Claparède y Lachmann, 1858

Suborden Exogenina Collin, 1912

*Podophrya fixa* O.F. Müller

CLASE OLIGOHYMENOPHOREA de Puytorac *et al.*, 1974

SUBCLASE HYMENOSTOMATIA Delage y Hérouard, 1896

ORDEN HYMENOSTOMATIDA Delage y Hérouard, 1896

Suborden Tetrahymenina Fauré-Fremiet, en Corliss, 1956

*Tetrahymena pyriformis* Ehrenberg

Suborden Peniculina Fauré-Fremiet, en Corliss, 1956

*Paramecium caudatum* O.F. Müller

ORDEN SCUTICOCILIATIDA Small, 1967

Suborden Pleuronematina Fauré-Fremiet, en Corliss, 1956

*Cyclidium glaucoma* O.F. Müller

SUBCLASE PERITRICHIA Stein, 1859

ORDEN PERITRICHIDA Stein, 1859

Suborden Sessilina Kahl, 1933

*Vorticella microstoma* Ehrenberg

*Vorticella striata* var. *octava* Stokes, Noland y Finley

CLASE POLYHYPHOPHOREA Jankowski, 1967

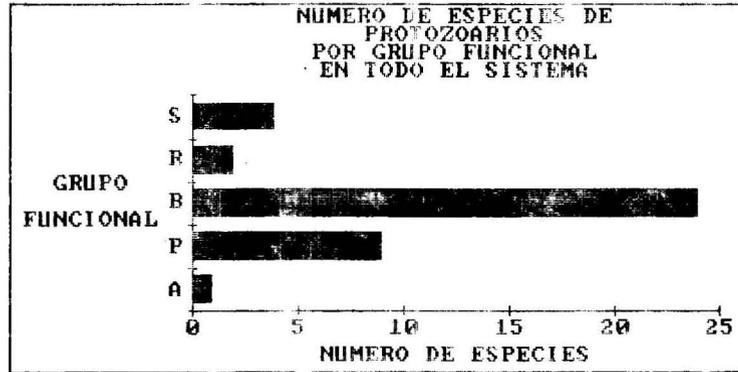
SUBCLASE SPIROTRICHIA Butschli, 1889

ORDEN HYPOTRICHIDA Stein, 1859

Suborden Sporadotrichina Fauré-Fremiet, 1961

*Oxytricha fallax* Stein

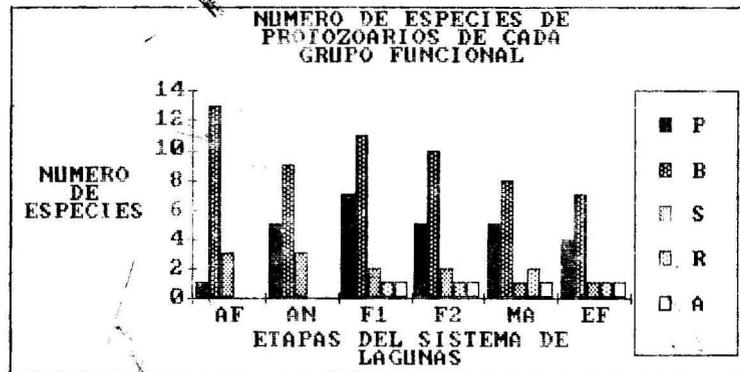




Clave:

- S: Saprozoicos
- R: Rapaces
- B: Devoradores de bacterias
- P: Productores
- A: Devoradores de algas.

Gráfica 2a): Número de especies para cada grupo funcional (Según Pratt y Cairns, (1985).



Gráfica 2b): Número de especies de protozoarios por grupo funcional a lo largo del Sistema.

especializada presentan ventajas competitivas. Las especies saprozoicas pueden proliferar debido a la abundancia de materiales orgánicos disueltos en el agua del sistema.

Respecto del empleo de los grupos funcionales de protozoarios puede decirse que, aunque útiles en lo general, presentan algunas dificultades para su aplicación en sistemas de tratamiento. En la lista de géneros proporcionada por Fratts y Cairns (1965) existen muchos casos en los que numerosas especies del género tienen una categoría trófica diferente a la establecida en la lista. Un ejemplo de esto lo constituyen los géneros *Euglena* y *Chlamydomonas*. De acuerdo con los autores mencionados, estos géneros se ubican en el grupo de los autotrofos fotosintéticos. Sin embargo, de las especies halladas en el presente estudio sólo *Euglena cf. acutus* y *Euglena agilis* son autotrofas estrictas. Se encontraron también *Euglena viridis* y *Euglena gracilis* cuya alimentación es mixotrofa (puede ser autotrofa o saprozoica) (Kudo, 1982; Rivera et al., 1988b). Muchas especies del género *Chlamydomonas* también pueden ser mixotrofas (Kudo, *oc. cit.*). En el caso de los estanques de estabilización la alimentación mixotrofa representa una ventaja competitiva para las especies que la poseen, ya que les permite sobrevivir y proliferar a pesar de los grandes cambios ambientales que ocurren.

La variación en las proporciones de las especies por grupo trófico, a lo largo del sistema (Gráfica 2b), está determinada principalmente por los cambios en el tipo de alimento disponible para los protozoarios. El grupo dominante en todo el sistema - el de los devoradores de bacterias - muestra un paulatino descenso en su número conforme avanza el tratamiento, debido a que disminuye el número de bacterias disponibles. El grupo de las especies de productores, en cambio, alcanza su máximo en la laguna facultativa 1, pudiendo suponerse que es a partir de esa fase que la materia orgánica ha sido suficientemente mineralizada y transformada en los nutrientes inorgánicos que requieren los productores para la fotosíntesis (Sudo y Aiba, 1984).

Las especies de protozoarios saprozoicos aprovechan las elevadas concentraciones de materiales orgánicos disueltos presentes en las aguas del inicio del tratamiento, y proliferan en esa zona, disminuyendo su número en las fases intermedias y final del sistema. Los protozoarios rapaces y algívoros aparecen a partir de la laguna facultativa 1 (que es el lugar donde existen más especies de algas) y mantienen una presencia constante hasta el final del sistema.

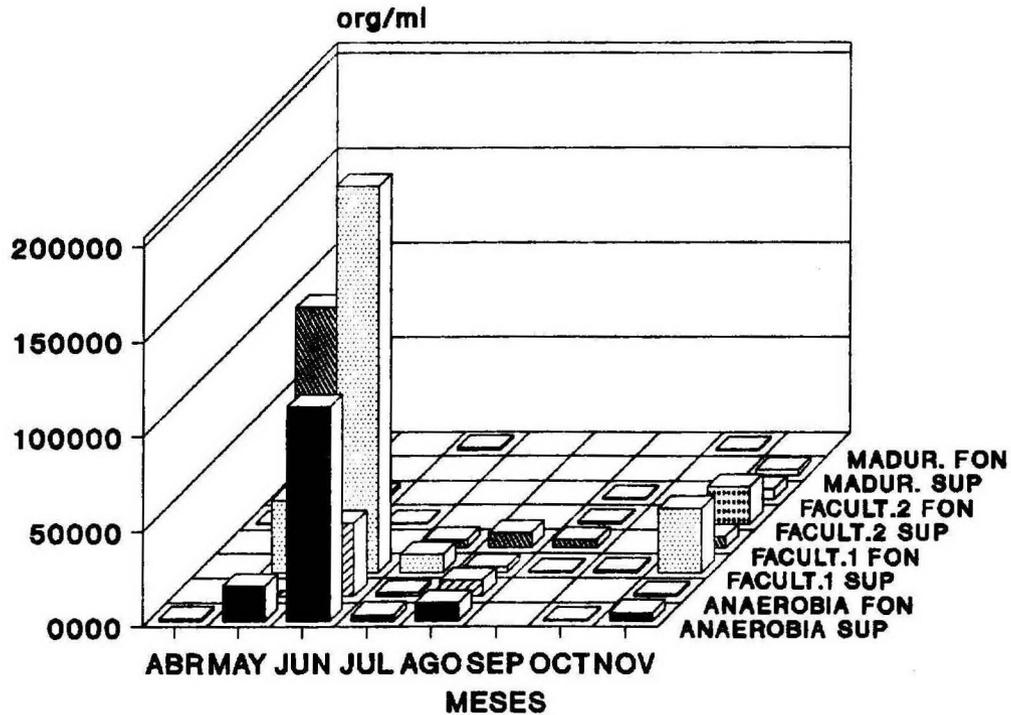
Las especies halladas más frecuentemente y con las mayores abundancias fueron: *Chlamydomonas reinhardi*, *Euglena agilis*, *Euglena viridis*, *Vorticella microstoma*, *Oxytricha fallax*, *Podophrya fixa*, *Cyclidium glaucum*, *Bodo caudatus*, *Copromonas subtilis* y *Helkesiaastix faecicola*. La variación en el número de organismos de estas especies a lo largo del sistema y del tiempo de muestreo se presenta en las gráficas 3 a 14.

*Chlamydomonas* y *Euglena* se encuentran reportados entre los géneros más comunes en estanques de estabilización (Benson-Evans y Williams, 1975). Numerosas especies de ambos géneros resisten altas concentraciones de amoníaco, dióxido de carbono y ortofosfatos, por lo cual predominan en estanques en los que la cantidad de materia orgánica es alta (Hawkes, 1983). *Chlamydomonas reinhardi* (Gráfica 3) se presentó con mayores abundancias en las primeras fases del sistema (laguna anaerobia y facultativa 1), disminuyendo considerablemente su número en la segunda fase (lagunas facultativa 2 y de maduración). Esta especie presentó sus números mayores en los meses de abril, mayo y junio, disminuyendo posteriormente su abundancia. Como *Chlamydomonas* es un género que predomina en lagunas sobrecargadas de materia orgánica (Hawkes, *op. cit.*) es posible relacionar su disminución con un mejoramiento de las condiciones de funcionamiento del sistema.

El cambio en las condiciones del sistema hacia el final del estudio pareció favorecer la aparición de *Euglena agilis*, que también estuvo entre las especies más abundantes. Esta especie se presentó en la mayoría de las estaciones de muestreo pero únicamente en los meses de septiembre, octubre y noviembre (Gráfica 4). Según el análisis de correlación, la especie está correlacionada inversamente con la conductividad y la concentración de detergentes. Los menores valores de estas dos variables durante la etapa final del estudio permitieron el desarrollo de una población importante de este organismo, por lo

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

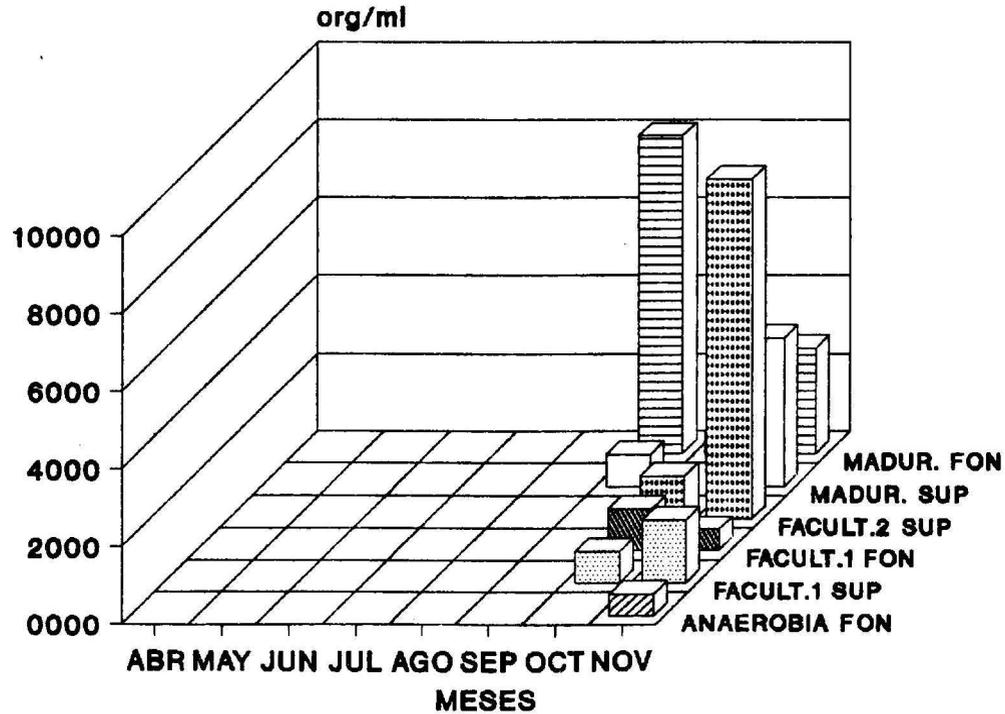
*Chlamydomonas reinhardtii*



GRAFICA 3

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

*Euglena agilis*



GRAFICA 4

cual *E. agilis* puede considerarse como especie indicadora de condiciones de buen funcionamiento de los estanques.

*Euglena viridis*, en cambio, fue una presencia constante a lo largo del estudio y en todas las estaciones (Gráfica 5); su abundancia mayor se presentó en la fase final del tratamiento, siendo notable lo constante de su presencia en el efluente (Gráfica 14). Esto se explica por la gran resistencia de *E. viridis* a las condiciones de elevada contaminación del agua por materiales orgánicos (Vilaclara et al., 1988).

Entre los protozoarios más abundantes también se encontraron 4 especies de ciliados. *Vorticella microstoma* es un ciliado sésil muy característico de las aguas de desecho y sistemas de tratamiento (Curds, 1975). En Ixtapan de la Sal estuvo presente en todas las estaciones (Gráficas 6, 13 y 14). A pesar de lo anterior, puede decirse que la zona en donde su abundancia fue mayor resultó ser la correspondiente a las estaciones del inicio y parte media del sistema. Esto se debió a que en esa zona las características ambientales y de cantidad de alimento fueron las más propicias. En las estaciones finales del sistema, especialmente en la zona superficial, su abundancia disminuyó considerablemente debido a dos factores: la presencia de números menores de bacterias (que son su alimento) y los elevados valores de pH. Los resultados matemáticos arrojan la existencia de una correlación inversa entre *Vorticella microstoma* y el pH. De acuerdo con Bick (1972) el intervalo de pH que resiste esta especie va de 6.5 a 9.5.

*Oxytricha fallax* y *Podophrya fixa* fueron otras dos especies de ciliados muy abundantes en el sistema. Estas especies pueden considerarse como las más características de la etapa final del tratamiento (laguna de maduración), aunque ocasionalmente se les halló en las estaciones intermedias (Gráficas 7, 8 y 14). Ambos organismos están correlacionados directamente con el pH, lo cual indica que son capaces de resisitir las condiciones de elevada basicidad que prevalecen en el agua del estanque de maduración. *Oxytricha fallax* se alimenta de algas, entre ellas organismos del género *Euglena*, las cuales son muy abundantes en la parte final del tratamiento. A su vez, es la principal fuente de alimento para *Podophrya fixa* que es una especie de ciliado suctor con alimentación carnívora (Bick, op. cit.).

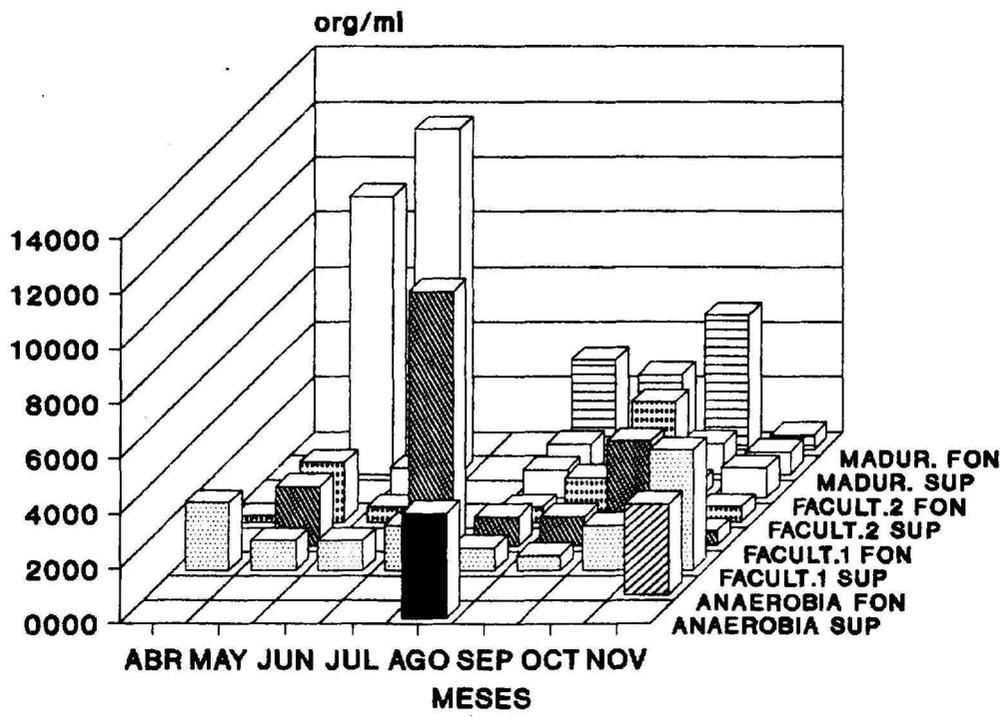
El ciliado de pequeño tamaño, *Cyclidium glaucum*, tuvo un comportamiento interesante (Gráfica 9) pues, de mayo a julio, predominó en las estaciones intermedias y finales del tratamiento; en cambio, durante los meses de agosto a noviembre su presencia se extendió a las estaciones de la etapa inicial del sistema. Se trata de un ciliado que se alimenta de bacterias en suspensión, resiste temperaturas elevadas (hasta 50° C) y que aparece inmediatamente después de la etapa de predominio de los flagelados heterótrofos durante la sucesión biológica que ocurre al descomponerse la materia orgánica en el agua (Fenchel, 1967). La variación en la densidad de este ciliado en el sistema, a lo largo del tiempo, apoya la hipótesis de que, en un principio, la zona de descomposición activa de la materia orgánica en los estanques era muy amplia y llegaba hasta las estaciones cercanas al efluente. Posteriormente, los estanques pudieron mejorar en su funcionamiento y la zona de descomposición activa quedó limitada a las estaciones cercanas a la entrada de las aguas negras.

Entre las especies más abundantes también estuvieron dos pequeños flagelados incoloros devoradores de bacterias: *Bodo caudatus* y *Copromonas subtilis*. El primero de ellos es el protozoario que más comúnmente se encuentra en sistemas de tratamiento (Curds, op. cit.). En el caso de Ixtapan de la Sal, su presencia en números elevados estuvo confinada al afluente (Gráfica 13) y estanques anaerobio y facultativo 1 (Gráfica 10), en donde los números de bacterias son muy elevados. Esta especie mostró una correlación inversa significativa con el pH, lo cual indica que las condiciones de elevada basicidad (pH 9) impiden la presencia del organismo. En contraste, la correlación de *Bodo caudatus* con la concentración de detergentes es directa, lo cual constituye un reflejo de la capacidad de la especie para soportar las duras condiciones ambientales que prevalecen en las aguas de desecho crudas o poco tratadas.

*Copromonas subtilis*, un pequeño Euglenídeo incoloro y devorador de bacterias, se encontró en las

# VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

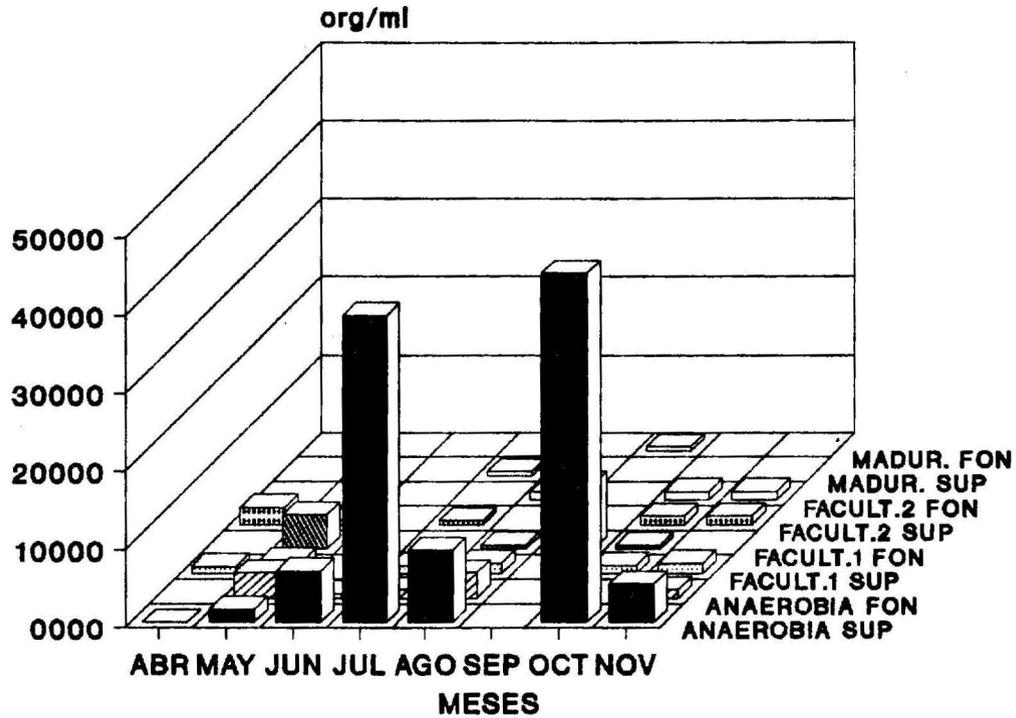
*Euglena viridis*



GRAFICA 5

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

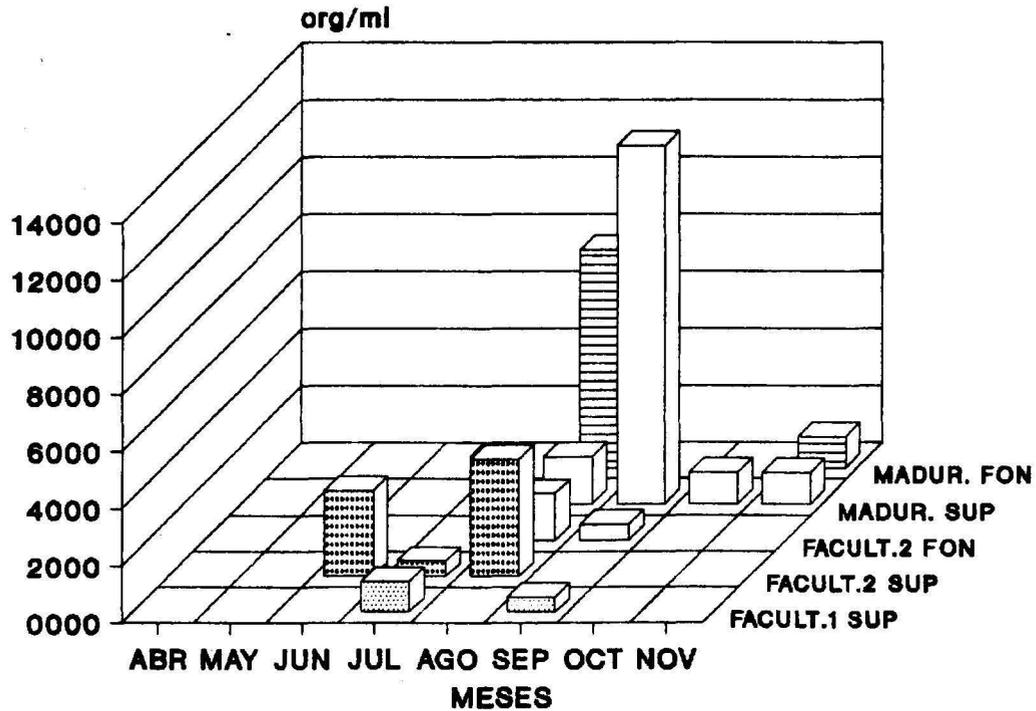
*Vorticella microstoma*



GRAFICA 6

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

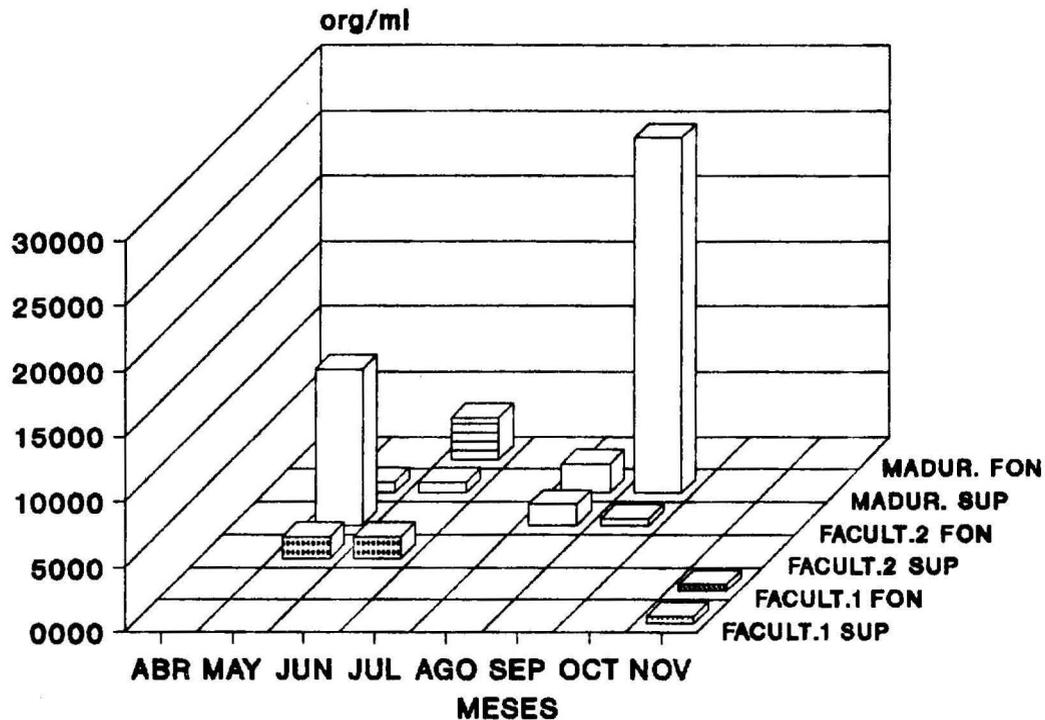
*Oxytricha fallax*



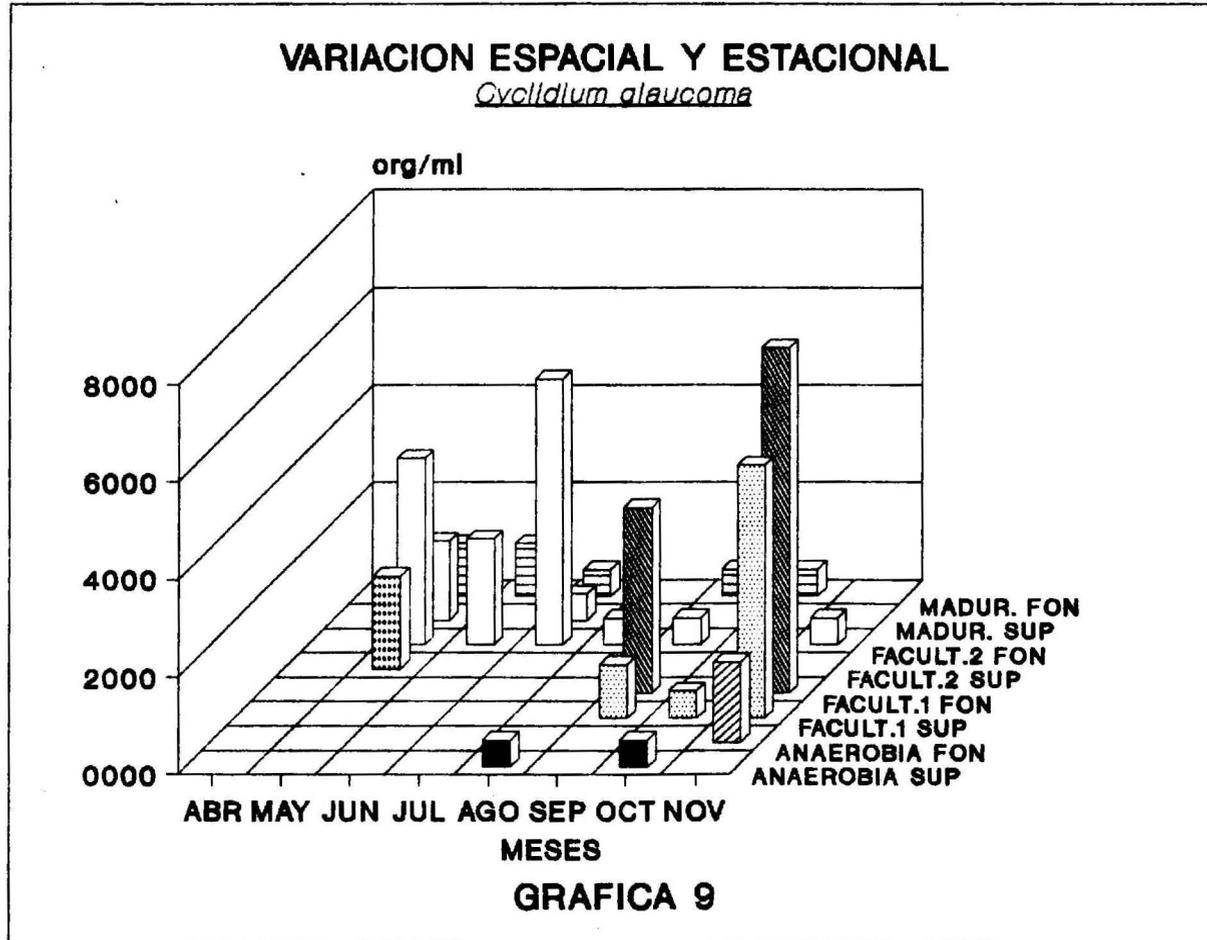
GRAFICA 7

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

*Podophrya fixa*

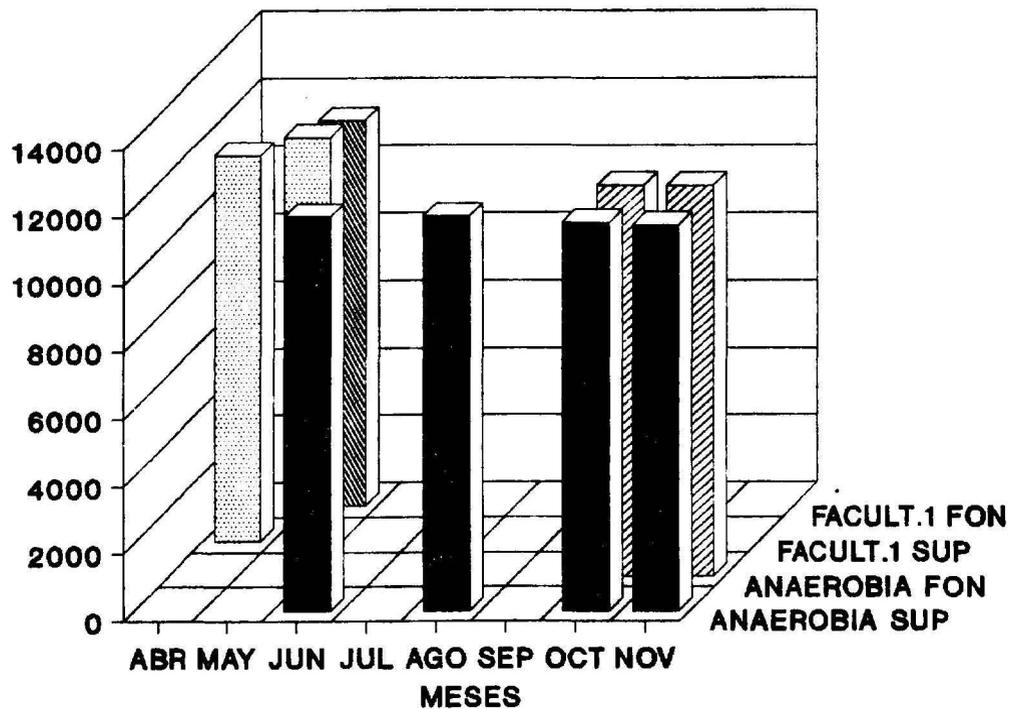


GRAFICA 8



## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

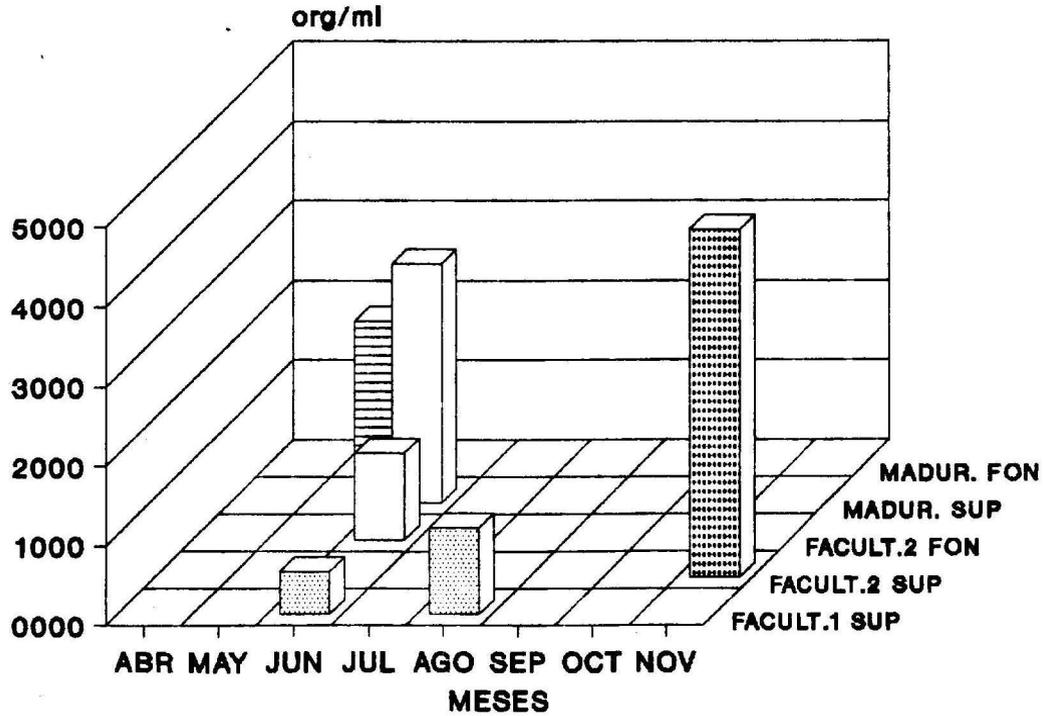
*Bodo caudatus*



GRAFICA 10

## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

*Copromonas subtilis*



GRAFICA 11

estaciones intermedias y finales del sistema (Gráfica 11). Su mayor abundancia fue en noviembre y junio. Este organismo se correlacionó inversamente con la concentración de D.B.O., por lo que podemos considerar que no resiste bien las condiciones extremas típicas de las aguas negras crudas o poco depuradas.

*Helkesimastix faecicola* es un pequeño flagelado incoloro, coprófilo, poco conocido y de ubicación taxonómica discutida (Hollande, 1952); presentó un pico de abundancia en agosto (Gráfica 12). Su presencia en mayores cantidades se dió en la zona superficial de las lagunas anaerobia y facultativa 1. Esta especie también parece ser bastante resistente a las condiciones ambientales típicas de las aguas de desecho y, según se ha observado, su alimentación es principalmente saprozoica (Calaway y Lackey, 1962).

En contraste con las especies más abundantes, existieron varias que solamente se presentaron de forma muy ocasional, y en ciertos casos, en número muy bajo. Este es el caso de los flagelados *Rhodomonas lacustris*, *Gyrodinium sp.* y *Trigonomonas compressa*; de los ciliados *Vorticella striata* var. octava, *Litonotus fasciola* y *Trachelophyllum pusillum*, así como el sarcodino *Rusculus ithacus*. Mención aparte merece la presencia de un flagelado del género *Chlorobrachis* (Figura 5) que apareció en números elevados durante el mes de noviembre. La existencia de este género es controvertida debido a que muchos autores consideran que estos organismos son, en realidad, planozigotos del género de algas flageladas *Pyrobotrys* (Calaway y Lackey, *op. cit.*). Los hallazgos en Ixtapan de la Sal parecen confirmar esta opinión pues en el sistema también se hallaron especies de *Pyrobotrys* que constituyeron un primer registro de estos organismos para México (Vilaclara et al., 1987).

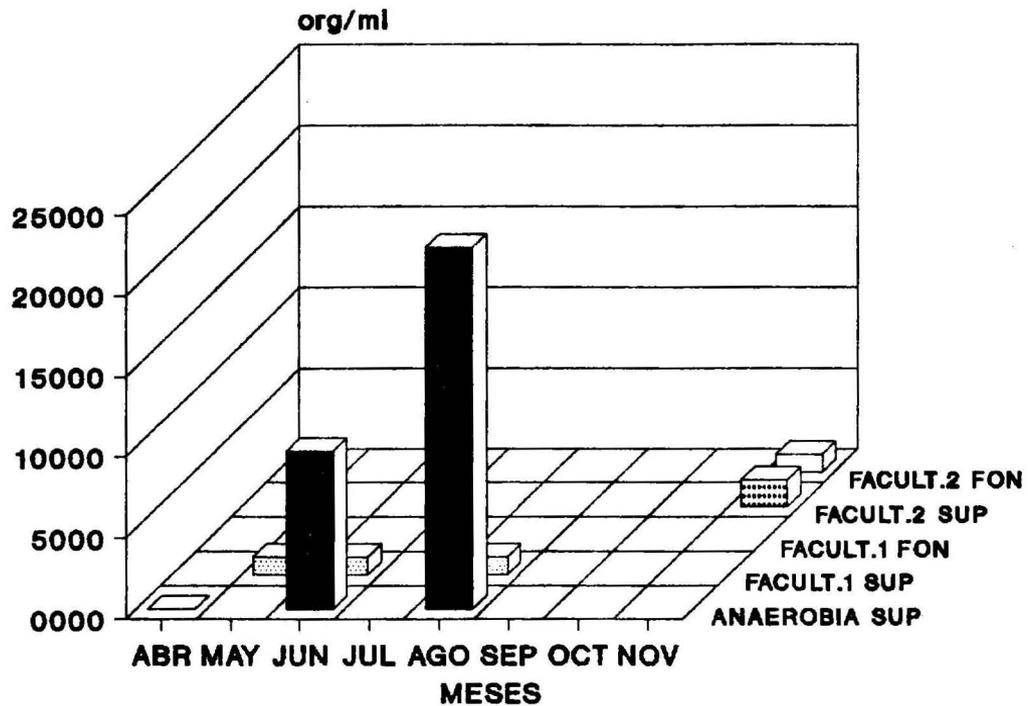
Según el dendrograma de similitud construido con los datos de ausencia-presencia de las especies de protozoarios en las estaciones muestreadas (Gráfica 15), el sistema está dividido claramente en dos grandes grupos de estaciones. El primero de ellos agrupa las estaciones 2s, 2f, 3, 4s, 4f y 5, las cuales corresponden a las lagunas anaerobia, facultativa 1 y entrada de la facultativa 2. Esta zona del sistema se caracteriza por la presencia de especies muy resistentes a las condiciones de elevada cantidad de materia orgánica: *Bodo caudatus*, *Bodo alexieffii*, *Bodo globosus*, *Polytoma uvella*, *Chlamydomonas reinhardi*, *Monas vivipara* y *Helkesimastix faecicola*, entre las más frecuentes. En cambio, la segunda mitad del sistema (estaciones 6s, 6f, 7, 8s y 8f correspondientes a las lagunas facultativa 2 y de maduración) tiene como especies características a *Oxytricha fallax*, *Podophrya fixa*, *Euglena viridis*, *Tetrahymena pyriformis*, *Cyclidium glaucum* y *Paramecium caudatum*. Ante esto, es posible hablar de dos comunidades diferentes de protozoarios que caracterizan a las dos grandes fases del tratamiento biológico que se desarrolla en los estanques. La primera de ellas, correspondiente a la fase inicial del tratamiento (lagunas anaerobia y facultativa 1), está formada principalmente por protozoarios flagelados, más resistentes a condiciones ambientales difíciles (baja concentración de oxígeno disuelto, alta concentración de detergentes, etc.) y, en su mayor parte, devoradores de bacterias o saprozoicos. En la segunda fase del sistema los protozoos ciliados son más abundantes, y dominan las formas que se alimentan de algas o carnívoras. En esta parte del sistema uno de los principales factores limitantes de la presencia de protozoarios es el pH, pues alcanza valores muy elevados. Esto significa que la presencia o la ausencia de ciertas especies de protozoarios es una buena indicación de las condiciones del agua en el sistema y del estado que guarda el proceso de depuración biológica que se efectúa en los estanques.

Con los datos de las cuentas de las 40 especies se realizó un análisis de componentes principales que no arrojó resultados satisfactorios, excepto la conclusión de que la variación se encuentra muy distribuida entre la mayor parte de las especies. Sin embargo, ese análisis sirvió para seleccionar a las 20 especies que agrupaban el mayor porcentaje de variación, y con base en los datos de dichas especies se hicieron otros análisis.

Los resultados del análisis por estaciones se muestran en la tabla 2. Se observa que los primeros 5 componentes agrupan el 73.2% de la variación total; sin embargo, los pesos de las variables en los componentes son bastante homogéneos. En el componente 1, que contiene al 32.4% de la variación total,

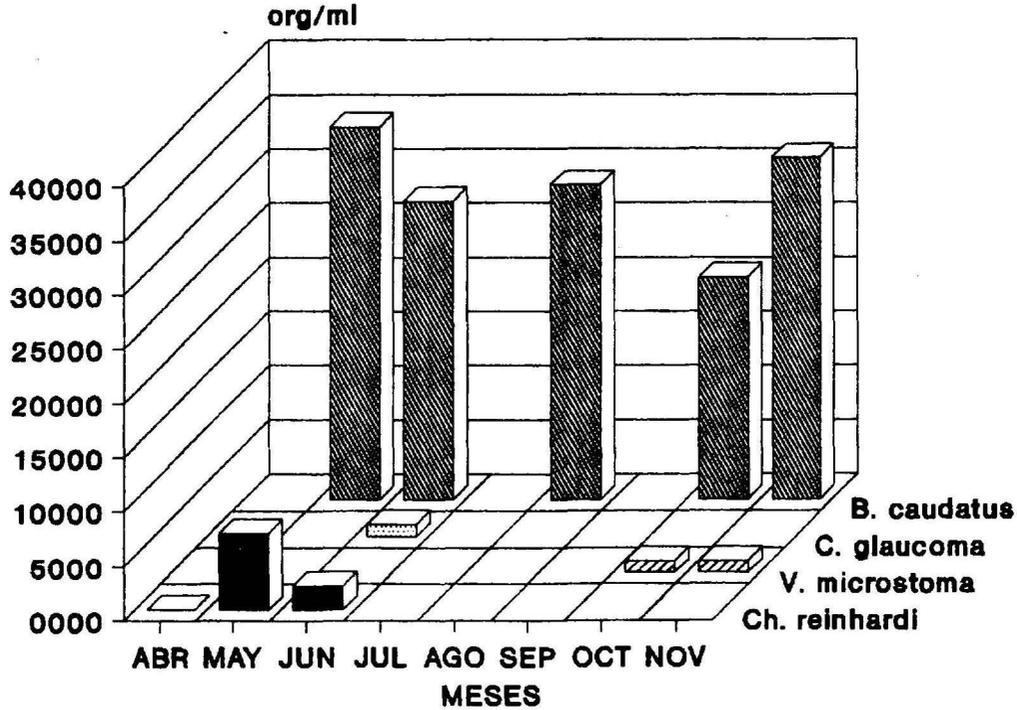
## VARIACION ESPACIAL Y ESTACIONAL

*Halquesimastix faecicola*



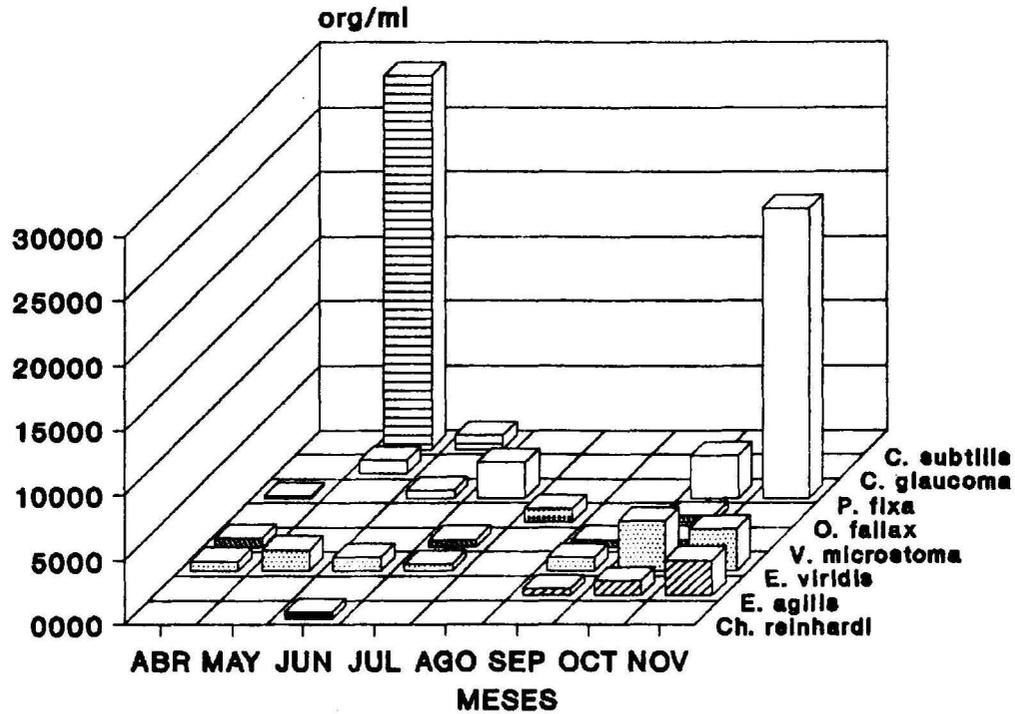
GRAFICA 12

### VARIACION DE LAS ESPECIES AFLUENTE



GRAFICA 13

## VARIACION DE LAS ESPECIES EFLUENTE



GRAFICA 14

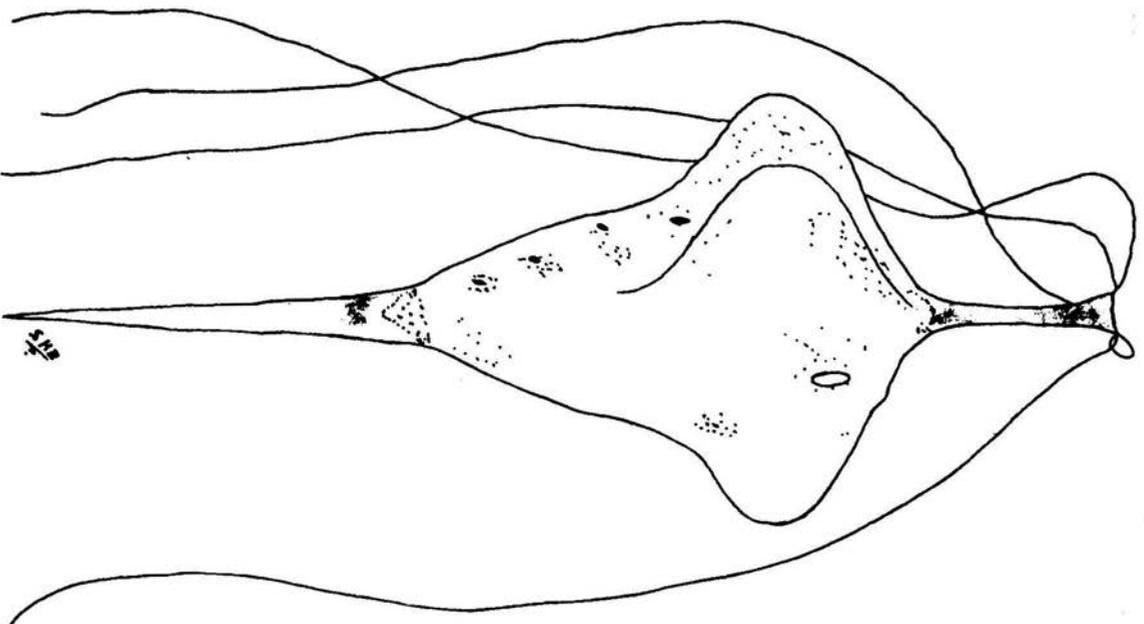
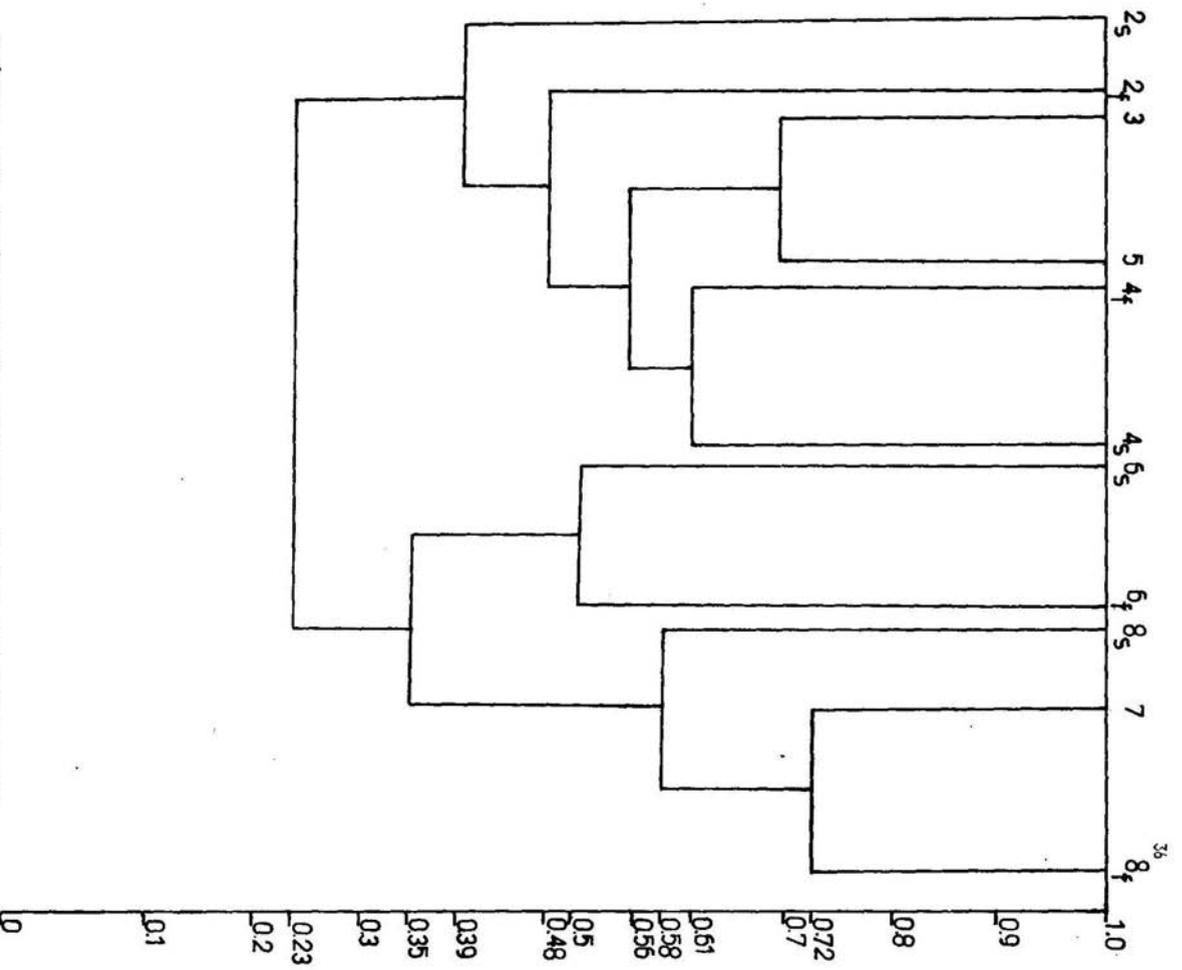


FIG. 5 Chlorobrachis sp. (40 X)



Gráfica 15: Dendrograma de similitud de las estaciones del sistema Ixtapan de la Sal con base en los datos de ausencia-presencia de las especies de protozoarios.

TABLA 2: RESULTADOS DEL ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES POR ESTACIONES. DATOS BIOLÓGICOS

COMPONENTE EIGENVALOR % DE VAR. ZACUMULADO

1	4.20951	32.38	32.38
2	2.38116	18.32	50.70
3	1.10779	8.52	59.22
4	0.93706	7.21	66.43
5	0.87602	6.74	73.17
6	0.74408	5.88	79.05
7	0.65397	5.03	84.08
8	0.54687	4.21	88.29
9	0.44309	3.40	91.69
10	0.33782	2.60	94.29
11	0.32832	2.52	96.81
12	0.23987	1.84	98.65
13	0.17444	1.35	100.00

EIGENVECTORES DE LOS COMPONENTES 1 AL 5

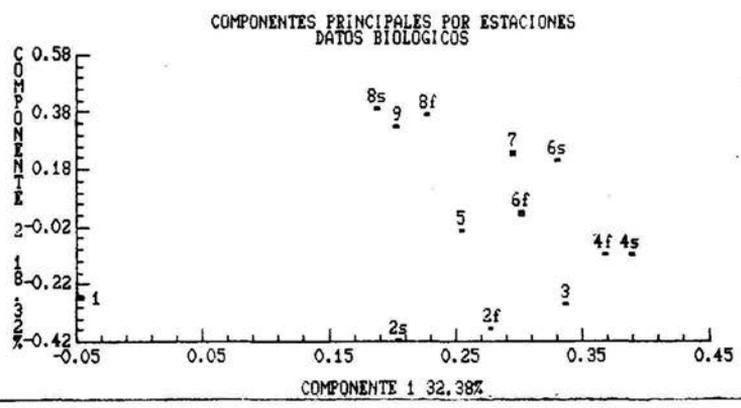
VARIABLE	COMP. 1	COMP. 2	COMP. 3	COMP. 4	COMP. 5
ESTACION 1	-0.04601	-0.26715	0.39218	0.31897	-0.75604
ESTACION 2	0.20451	-0.41532	0.29839	0.23755	0.18860
ESTACION 3	0.27718	-0.37329	0.14953	0.10470	0.31052
ESTACION 4	0.33679	-0.29317	-0.24800	0.06512	0.10815
ESTACION 5	0.38889	-0.11591	-0.33815	-0.04724	-0.17377
ESTACION 6	0.36763	-0.11875	-0.44054	0.00390	-0.21357
ESTACION 7	0.25441	-0.03440	0.49183	-0.14201	0.13666
ESTACION 8	0.33025	0.20972	0.13251	-0.24277	-0.24672
ESTACION 9	0.30145	0.02729	0.10108	-0.44339	-0.22213
ESTACION10	0.29487	0.23702	0.24814	-0.03051	0.25052
ESTACION11	0.18768	0.39221	0.17719	-0.11894	-0.02703
ESTACION12	0.22712	0.37033	-0.02008	0.38714	-0.09687
ESTACION13	0.20249	0.33203	-0.04277	0.61945	0.08455

TABLA 3: RESULTADOS DEL ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES POR MUESTREOS. DATOS BIOLÓGICOS

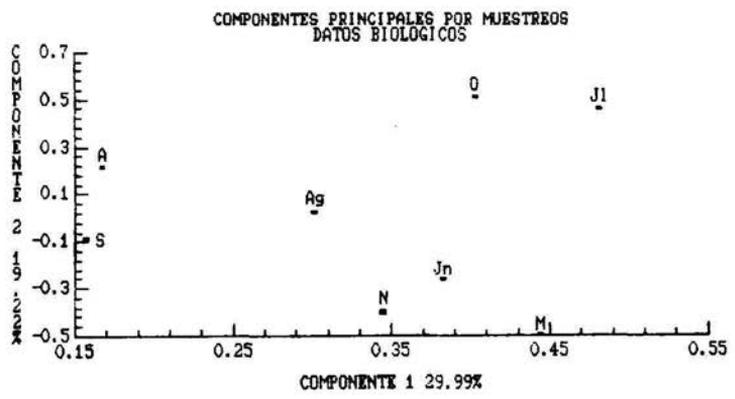
COMPONENTE	EIGENVALOR	% DE VAR.	%ACUMULADO
1	2.39967	29.99	29.99
2	1.53788	19.22	49.21
3	1.11579	13.95	63.16
4	0.95906	11.99	75.15
5	0.85889	10.74	85.89
6	0.75777	9.47	95.36
7	0.27195	3.40	98.76
8	0.09898	1.24	100.00

EIGENVECTORES DE LOS COMPONENTES 1 AL 4

VARIABLE	COMP. 1	COMP. 2	COMP. 3	COMP. 4
MUESTREO 1	0.16723	0.21948	-0.47458	0.64883
MUESTREO 2	0.44396	-0.49318	-0.04447	-0.00328
MUESTREO 3	0.38279	-0.26297	-0.34854	-0.39663
MUESTREO 4	0.48112	0.46289	-0.15392	-0.03849
MUESTREO 5	0.30144	0.02210	0.25436	-0.35384
MUESTREO 6	0.15702	-0.08474	0.70220	0.36033
MUESTREO 7	0.40330	0.50749	0.26095	-0.06208
MUESTREO 8	0.34461	-0.39995	0.04180	0.40166



Gráfica 16 : Ordenamiento de las estaciones de muestreo respecto de los 2 primeros componentes principales.



Gráfica 17 : Ordenamiento de los meses de muestreo respecto de los 2 primeros componentes principales.

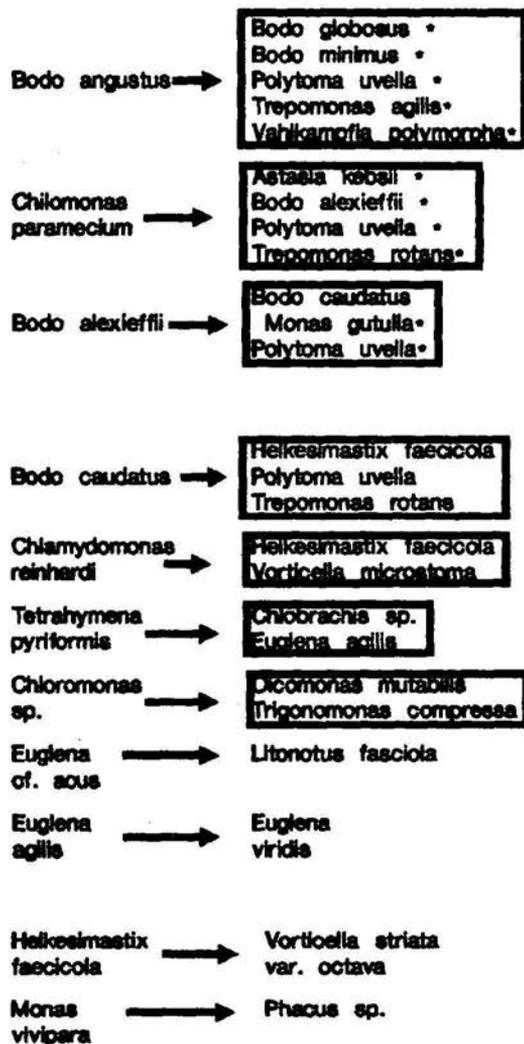
las variables que tienen los pesos más altos son las estaciones 4s, 4f, 3 y 6s. Al graficar la ubicación de las estaciones contra los dos primeros componentes principales (Gráfica 16), nos damos cuenta de lo adecuado que resultan los protozoarios para caracterizar las zonas en los estanques. Los resultados del componente concuerdan con lo hallado para el análisis de agrupamientos. El afluente, con características fisicoquímicas muy particulares, presentó especies típicas (*Astasia klebsii*, *Treponomas agilis*, *Treponomas rotans*, entre otras) y se ubicó a gran distancia del resto de las estaciones. Luego encontramos a las estaciones 2s y 2f (laguna anaerobia) que comparten algunas especies con el afluente (*Bodo*, *Polytoma uvella*, *Euglena*) y con la laguna facultativa 1 (*Vorticella microstoma*, *Monas*) que comprende a las estaciones 3, 4s y 4f. Cercano a este grupo se encuentra el de las estaciones de la laguna facultativa 2 (5, 6s, 6f) y la entrada de la laguna de maduración (estación 7); en esta zona las especies más abundantes son *Euglena viridis*, *Euglena agilis*, *Paramecium caudatum*. Finalmente, las estaciones 8s, 8f y 9, que corresponden a la parte central de la laguna de maduración y al efluente, se ordenan en un grupo ligeramente separado, pero muy cercanas entre sí. Como ya se ha mencionado, las especies típicas de esta zona son *Oxtricha fallax*, *Euglena viridis* y *Podophrya fixa*.

En lo referente al análisis de componentes principales por meses de muestreo utilizando los datos biológicos (tabla 3) se observa que, en este caso, los primeros 4 componentes explican el 75% de la variación total, aunque tampoco hay un predominio claro de algunas variables en los componentes. En el componente 1, que agrupa el 30% de la variación, los muestreos que más contribuyen son los de julio, mayo y octubre. Al graficar la ubicación de los muestreos con respecto de los dos primeros componentes principales (Gráfica 17), se obtuvo que los meses de abril y septiembre se ordenaron muy próximos entre sí. Noviembre, junio y mayo (y en menor grado el mes de agosto) también se ordenan en una misma zona de la gráfica, mientras que octubre y julio se separan de los otros dos conjuntos. En este comportamiento influyeron las especies de presencia estacional tales como *Euglena gracilis*, *Tetrahymena pyriformis* y *Chlorobrachis* sp. Sin embargo, es posible decir que las variaciones en la presencia de las especies de protozoarios no indican con claridad que existan diferentes épocas en los estanques. Esto puede estar indicando que las épocas del año no tienen una influencia determinante sobre las poblaciones de protozoarios y que las variaciones en las características del afluente son de mayor importancia.

Los resultados del análisis de correlación entre los datos de las cuentas de las especies corroboran, en diversas formas, algunos de los resultados obtenidos con los componentes principales (Figura 6). Existieron, por un lado, correlaciones significativas entre la mayoría de las especies de flagelados presentes en las primeras fases del sistema (*Astasia klebsii*, *Chilomonas paramecium*, *Treponomas rotans*, *Bodo alexieffi*, *B. angustus*, *Bodo caudatum*, *Monas guttula*, *Bodo globosus*, *Bodo minus*, *Polytoma uvella* y *Treponomas agilis*). La característica común más importante de todos estos organismos es su elevada resistencia a las condiciones creadas en el agua por la presencia de altas cantidades de materia orgánica.

También entre las especies un poco menos tolerantes a la contaminación se presentaron asociaciones interesantes. Es posible mencionar a *Anthophysa vegetans*, *Vorticella microstoma*, *Chlamydomonas reinhardi*, *Helkesinastix faecicola*, *Euglena cf. acutus*, *Euglena agilis* y *Euglena viridis*. Para el caso de las especies típicas del final del tratamiento no se encontraron correlaciones significativas con un nivel de significación de 0.001.

Figura 6. Correlaciones  
entre especies.



•Especies correlacionadas entre sí.

## AMBIENTE FISICO Y QUIMICO EN LOS ESTANQUES

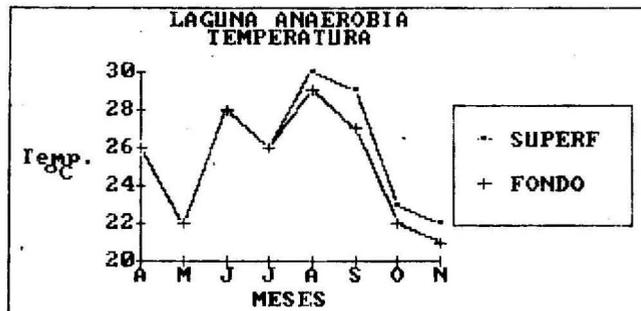
El agua en el sistema de estanques de Ixtapan de la Sal presenta una variación importante en sus condiciones, tanto en el espacio como en el tiempo. Las variables fisicoquímicas consideradas en el presente trabajo se encuentran reportadas en la bibliografía (Curds, 1975) como las que ejercen mayor influencia sobre las poblaciones de protozoarios.

La temperatura en los estanques puede considerarse, en todos los casos, como adecuada, puesto que el intervalo de temperaturas fue de 19 a 33° C, aunque debe tomarse en cuenta que no se muestreo durante la época de invierno, en donde probablemente las temperaturas son menores. En general, se considera que el intervalo de temperaturas óptimas para el funcionamiento de los estanques de estabilización se encuentra entre los 15 y 30° C (Dodakundi y Rodgi, 1975). La laguna anaerobia (Gráfica 18a), por su mayor profundidad, tuvo temperaturas ligeramente menores que las otras, y durante un lapso grande las temperaturas del fondo y de la superficie fueron idénticas. Esto demuestra la existencia de periodos de circulación en el estanque. En el resto de las lagunas ocurre un fenómeno parecido: aunque en la mayoría de las ocasiones la temperatura superficial es mayor que la del fondo, en ciertos muestreos las temperaturas de ambos niveles fueron iguales (Gráficas 18b, c y d). Lo anterior significa que en los estanques existen periodos de estratificación térmica seguidos de periodos de circulación del agua. Este fenómeno se presenta inclusive en el lapso de un solo día (Solís, 1982). En el caso del afluente y el efluente (Gráfica 24a), en general la temperatura es mayor en el segundo debido a que el agua que sale del sistema ha recibido el calor de los rayos del sol.

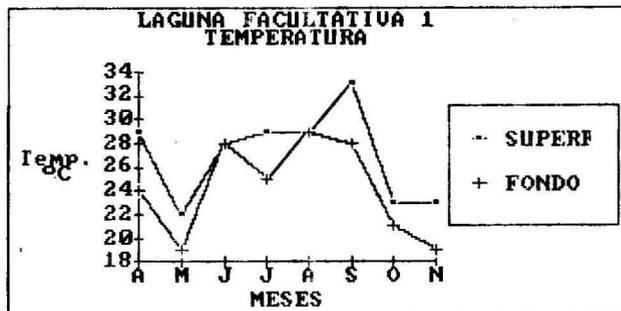
La variación estacional de la temperatura no siguió el comportamiento esperado. Los meses con las menores temperaturas del agua fueron mayo y noviembre, mientras que en los meses de junio a septiembre, especialmente en este último, se registraron las temperaturas más altas. De acuerdo con Solís (*op. cit.*), mayo es un mes caluroso en Ixtapan de la Sal. Por eso podemos pensar que el muestreo de mayo coincidió con algún día anormalmente frío del mes. En cambio, las bajas temperaturas de noviembre sí tienen una razón lógica ya que anuncian la proximidad de la época de invierno.

El pH presentó una importante variación espacial (Gráfica 19). En el afluente (Gráfica 24b) la mayoría de los valores estuvieron alrededor de la neutralidad o ligeramente básicos (entre 7 y 8), y en la laguna anaerobia el intervalo fue similar (Gráfica 19a). En las lagunas facultativas (Gráfica 19b y 19c) los valores aumentaron y el intervalo fue de 8 a 9.5, siendo la laguna de maduración (Gráfica 19d) la que presentó el intervalo con los valores mayores (8 a 10.5). El incremento del pH en los estanques es debido a la actividad fotosintética de las algas. Las algas, al hacer la fotosíntesis, consumen el CO<sub>2</sub> disuelto en el agua, causando que el equilibrio del sistema CO<sub>2</sub>-bicarbonatos-carbonatos se desplace hacia el lado de los bicarbonatos y carbonatos, elevando de esta manera el pH (Margalef, 1983). Para confirmar lo anterior puede observarse que, en el caso de las lagunas facultativas y de maduración, los valores de pH fueron consistentemente más elevados en la superficie que en el fondo, debido a que en la superficie del agua la cantidad de luz disponible para la fotosíntesis es más elevada y provoca que la mayoría de las algas se encuentren en esa zona. En el fondo, la luz que penetra es mínima y no permite que las algas efectúen la fotosíntesis, por lo que no aumenta el pH de la misma forma que en la superficie. Dodakundi y Rodgi (*op. cit.*) reportan que el intervalo de pH en estanques suele estar entre 7.4 y 10.2. Los estanques de Ixtapan de la Sal sobrepasan ligeramente este intervalo, tanto en el límite inferior como en el superior, aunque este hecho no parece influir sobre la eficiencia del sistema.

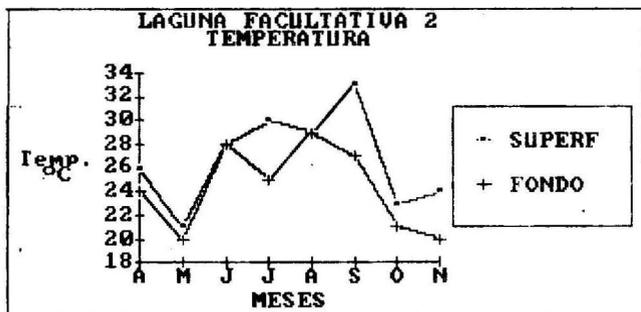
La demanda bioquímica de oxígeno al quinto día mostró, según lo esperado, una tendencia decreciente conforme se avanza en las etapas del sistema de tratamiento. Los valores en el efluente fueron siempre menores que los del afluente (Gráfica 24c), hecho que demuestra el buen funcionamiento del sistema, aunque la eficiencia de remoción presentó variaciones amplias. Además debe aclararse que los datos de la D.B.O.<sub>5</sub> del efluente corresponden a valores de D.B.O. total, obtenida de muestras no sedimentadas ni filtradas. En ingeniería, es una práctica común el obtener los valores de D.B.O. soluble, hecho que provoca que se incrementen notablemente los valores de eficiencia de funcionamiento



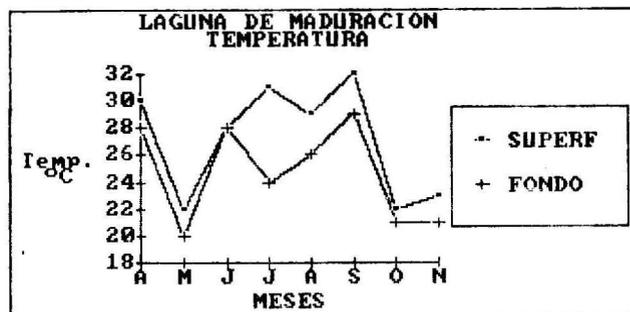
a)



b)

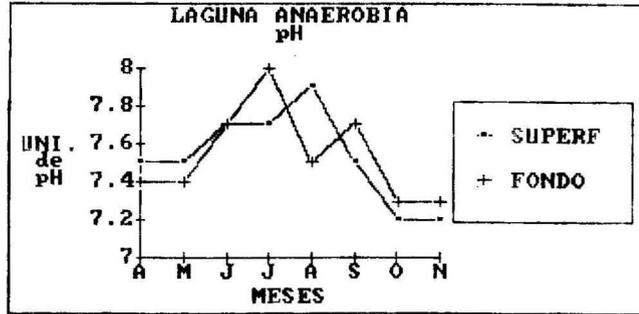


c)

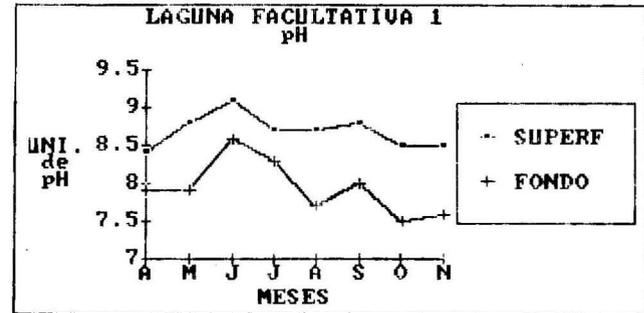


d)

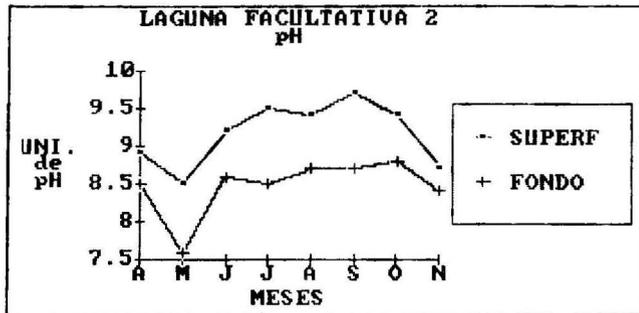
Gráfica 18: Temperatura.



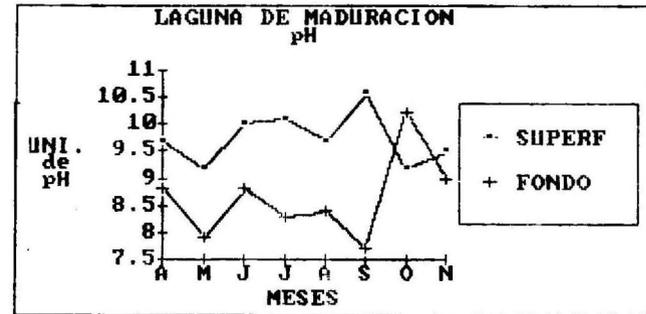
a)



b)

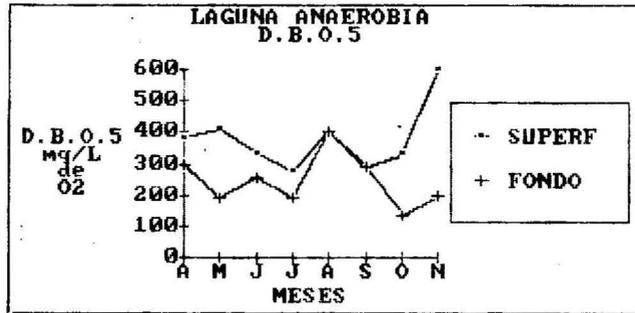


c)

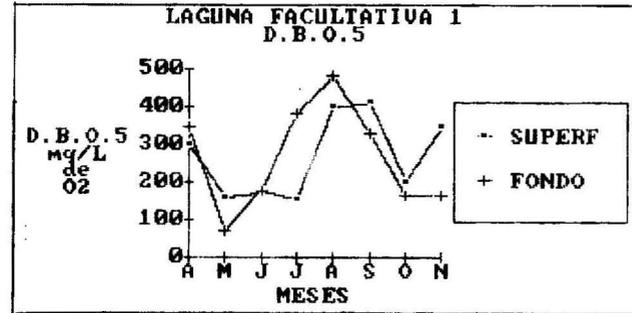


d)

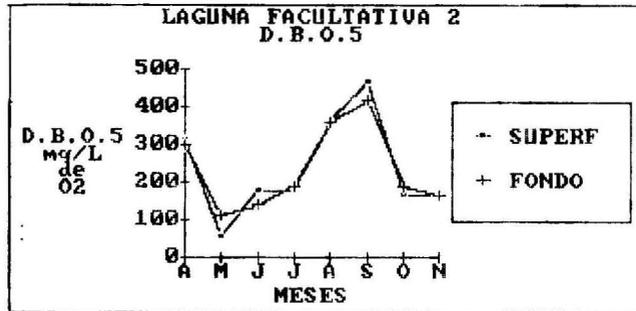
Gráfica 19 pH



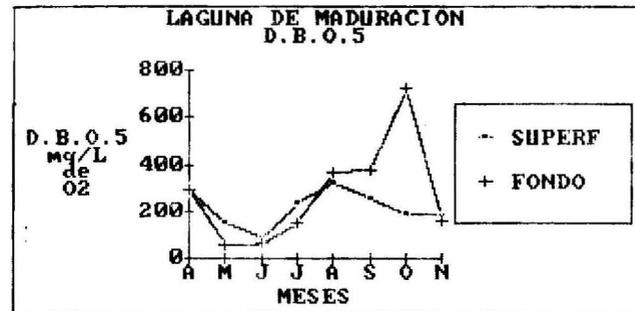
a)



b)



c)



d)

Gráfica 20: Demanda Bioquímica de Oxígeno.

de los sistemas de tratamiento, pues elimina de la muestra la materia orgánica que se ha transformado en materia viva. Los datos de la D.B.O.<sub>5</sub> obtenidos en el presente trabajo son más elevados debido a que durante la prueba, algunos de los microorganismos contenidos en la muestra mueren y se transforman en materia orgánica demandante de oxígeno para su descomposición. Este mismo fenómeno de muerte masiva de microorganismos puede llegar a ocurrir, debido al cambio brusco de las condiciones ambientales, especialmente si el efluente del sistema de tratamiento es vertido en algún cuerpo de agua receptor, por lo que se decidió evaluar esta posibilidad determinando la DBO total sin eliminar los microorganismos presentes en la muestra.

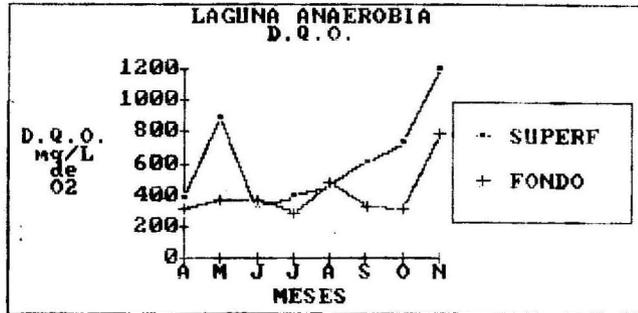
El mayor porcentaje de remoción de materia orgánica se da durante la estancia del agua en la laguna anaerobia. En las lagunas facultativas y de maduración la cantidad de DBO que se elimina es menor. La variación en cuanto a los niveles muestreados no es clara pues en algunas ocasiones los valores superficiales son superiores a los del fondo, mientras que otras veces ocurre lo contrario. Este hecho confirma que las lagunas tienen alternancia de períodos de estratificación y de circulación.

Globalmente, los estanques muestran una buena eliminación de demanda bioquímica (Gráfica 26), aunque las fluctuaciones son grandes y van desde apenas un 25.6% (abril) hasta un 83.9% (junio), manteniéndose la mayor parte del tiempo por encima del 50%. En el cálculo del porcentaje de eliminación de DBO<sub>5</sub> también influye el hecho ya mencionado de la forma en que se realizó la determinación de la DBO. Seguramente si se hubiera medido la DBO<sub>5</sub> soluble, los porcentajes de eliminación serían más altos. Sin embargo, el hecho de que aún con la técnica usada los porcentajes sean elevados indica que el sistema funciona eficientemente. De acuerdo con Gloyna (1971) la máxima eficiencia de remoción de DBO en estanques de estabilización es de 90%.

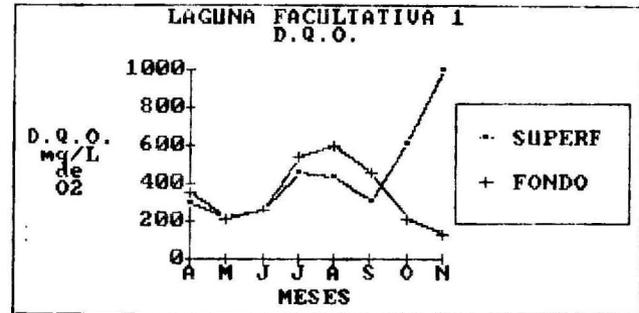
La demanda química de oxígeno en el sistema también fluctuó considerablemente (Gráfica 21). Sin embargo, la tendencia fue hacia una paulatina disminución de los valores conforme se avanza en el tratamiento del agua, aunque en ciertos casos se presentaron incrementos muy notables hacia el final del tratamiento. La demanda química de oxígeno sólo puede ser eliminada parcialmente por los microorganismos y siempre permanece un residuo. Mientras menor sea el residuo en el efluente de una planta de tratamiento el peligro para los cuerpos de agua receptores será menor (Gaudy y Gaudy, 1981). En Ixtapan de la Sal la eliminación global de DQO es, en general, aceptable, aunque presenta variaciones notables (Gráfica 26). El mes con la menor eliminación de DQO fue julio (0%), mientras que en julio fue del 83.3%. La mayor parte del tiempo los porcentajes de remoción de DQO fueron superiores al 50%.

La conductividad del agua de los estanques fue bastante elevada pues durante los meses de abril a julio los valores estuvieron entre 2000 y 3000 micromhos/cm (Gráfica 22). Esto significa que la cantidad de sales disueltas en ella fue elevada y casi constante a lo largo del sistema. A partir del mes de agosto y hasta noviembre se presentó un paulatino descenso en los valores de la conductividad, alcanzándose un intervalo de valores menores de 2000 micromhos/cm. De acuerdo con la SEDUE (1986), las aguas empleadas en el riego agrícola -uso al que se destina el efluente del sistema de estanques- no deben tener conductividades mayores a 2000 micromhos/cm, requisito con el cual no cumple todo el tiempo el sistema de Ixtapan de la Sal. El descenso en la conductividad de las aguas del sistema pudo ser debido a un proceso de dilución causado por las lluvias.

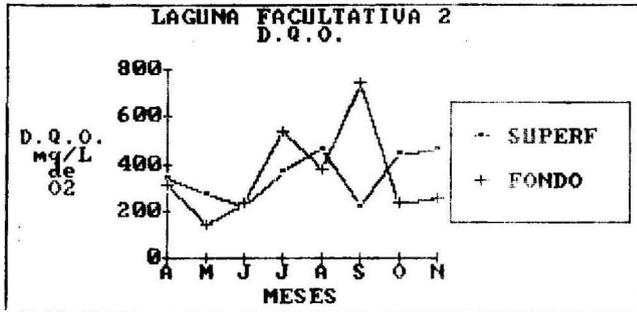
La determinación de las substancias activas al azul de metileno, que es una medida de la cantidad de detergentes presentes en el agua, dió valores muy altos y prácticamente uniformes en todo el sistema (Gráfica 23), hecho que confirma la difícil degradación de los detergentes por los microorganismos (Hernández, 1986). La eliminación de detergentes, en el mejor de los casos, llegó al 26.7%; sin embargo, durante la mayor parte del estudio la eliminación fue menor del 20% (Gráfica 26). Estudios realizados en modelos a escala de estanques de estabilización, en condiciones controladas, han obtenido resultados de porcentajes de eliminación similares cuando las concentraciones de los detergentes son tan elevadas como las determinadas en Ixtapan de la Sal (Alvarez, 1986).



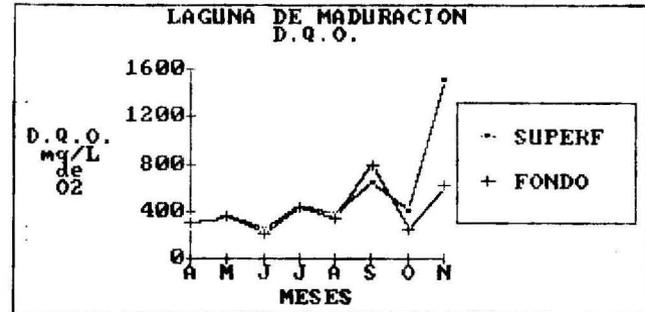
a)



b)

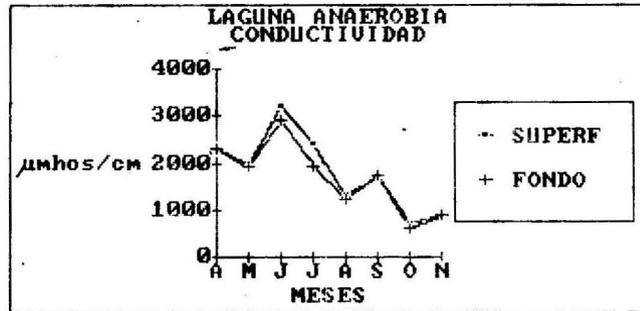


c)

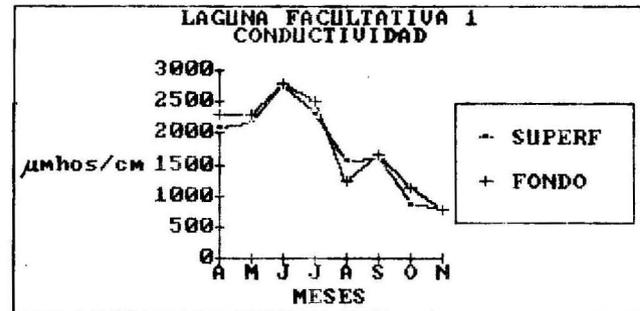


d)

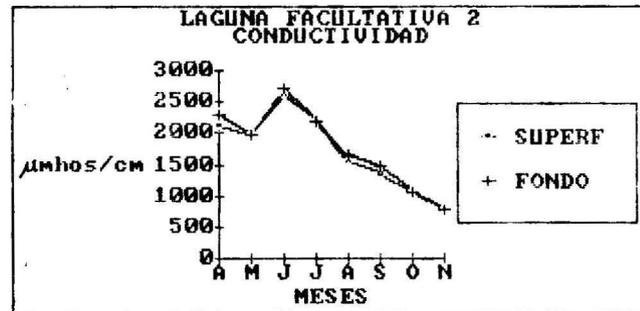
Gráfica 21: Demanda Química de Oxígeno.



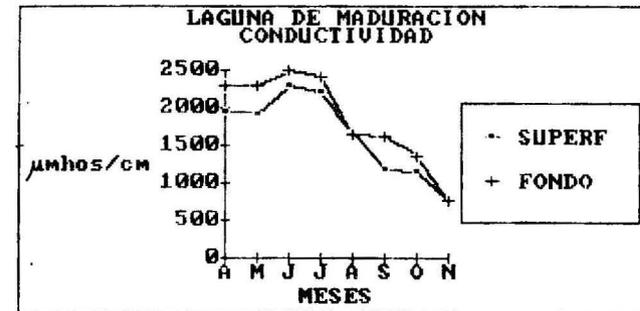
a)



b)

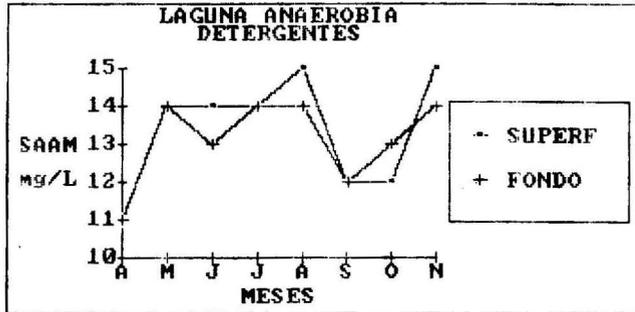


c)

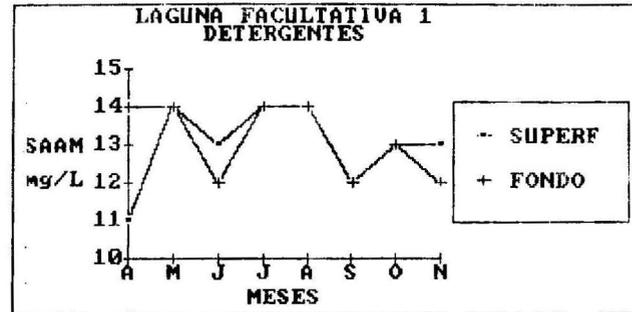


d)

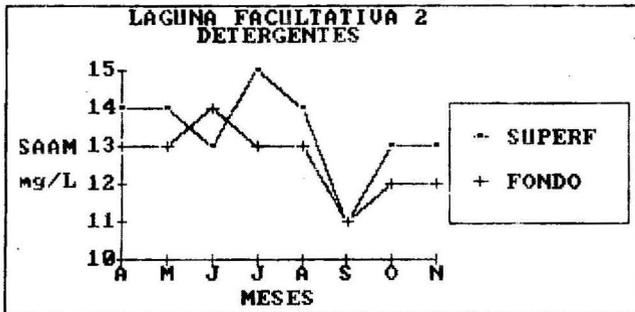
Gráfica 22: Conductividad



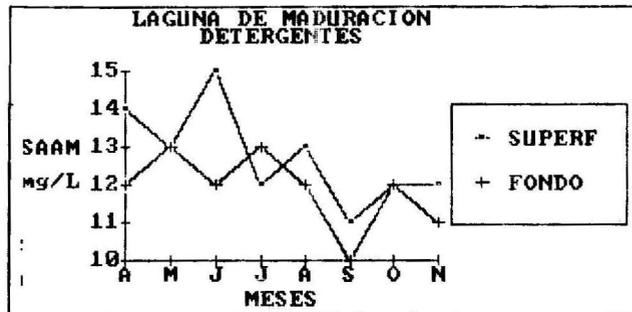
a)



b)

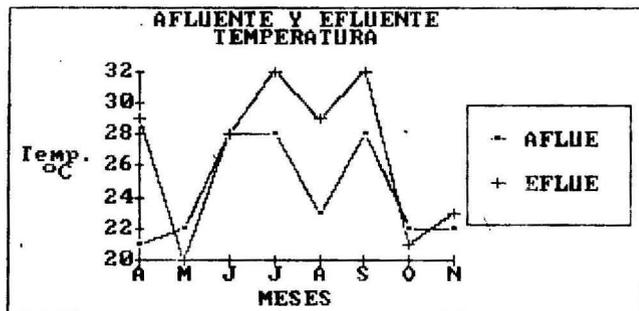


c)

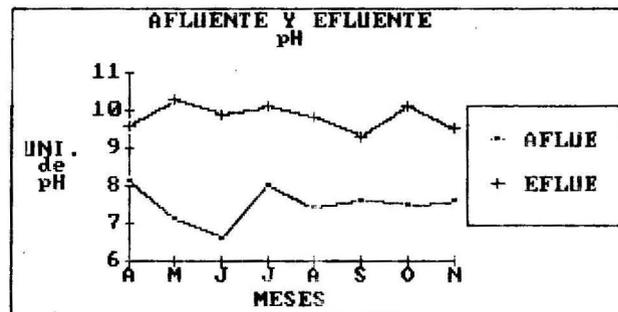


d)

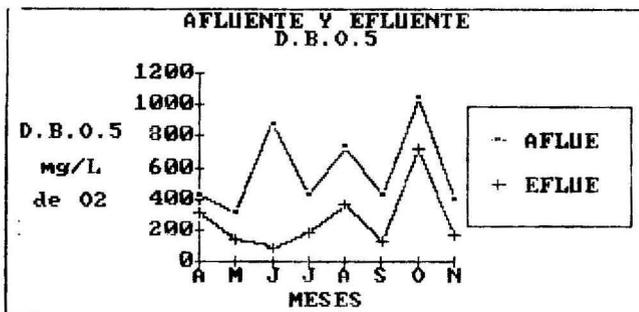
Gráfica 23: Sustancias activas al Azul de Metileno.



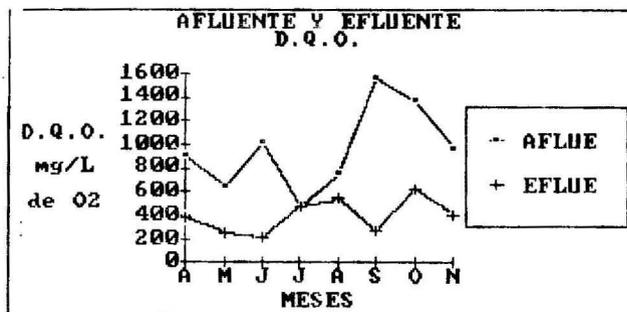
a)



b)

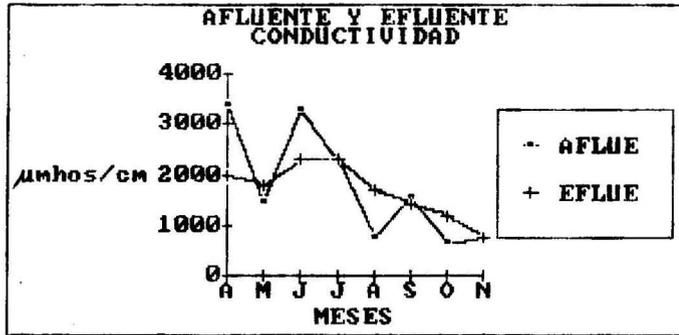


c)

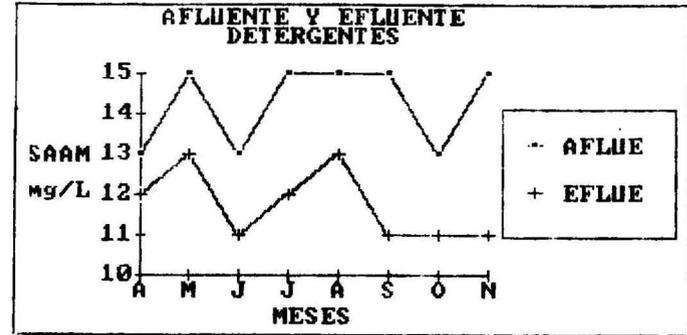


d)

Gráfica 24: Afluente y Efluente.

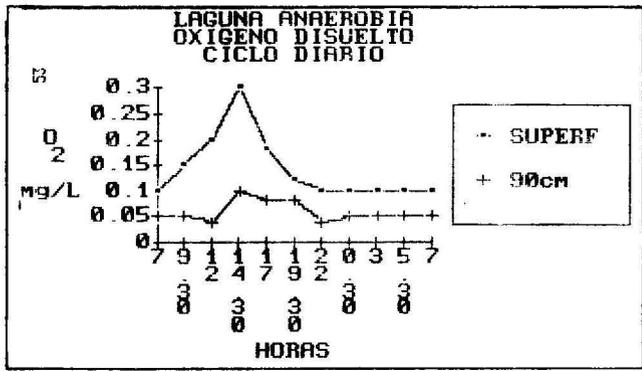


e)

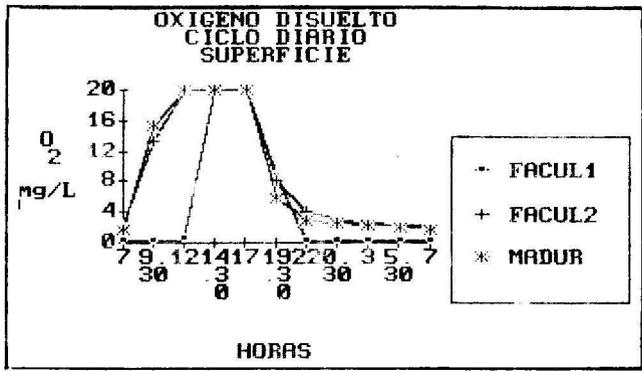


f)

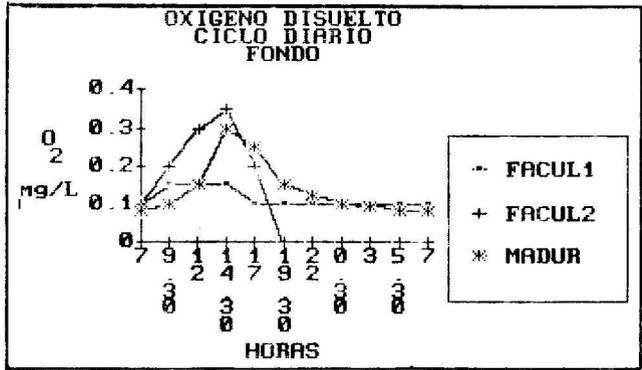
Gráfica 24: Afluente y Efluente



a)



b)

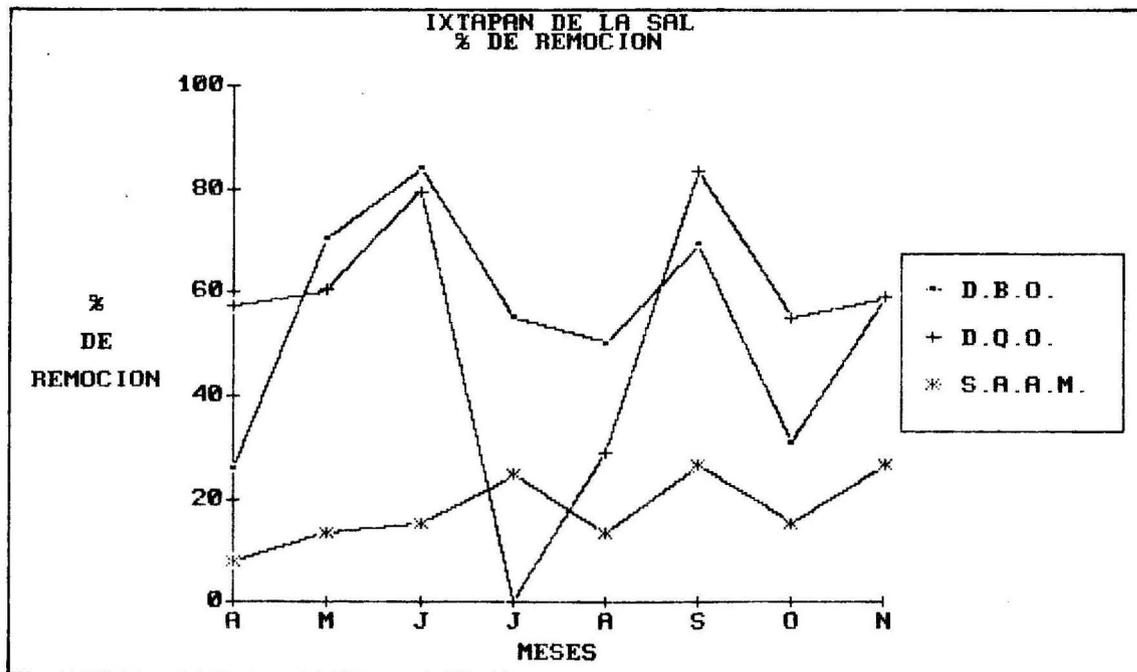


c)

Gráfica 25

Falta página

Nº 53



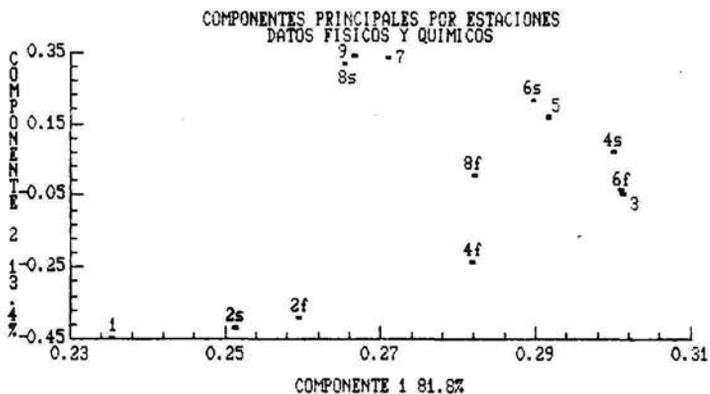
Gráfica 26. Porcentajes de remoción total en el Sistema de Ixtapan de la Sal.

TABLA 4: RESULTADOS DEL ANALISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES POR  
VARIABLES FISICAS Y QUIMICAS

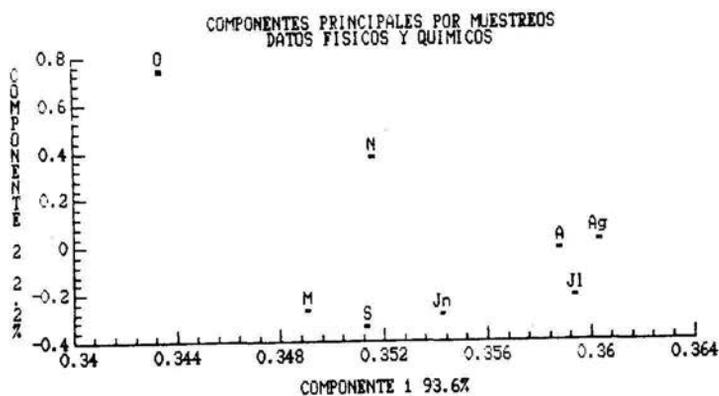
COMPONENTE	EIGENVALOR	% DE VAR.	%ACUMULADO
1	1.98097	33.02	33.02
2	1.42294	23.71	56.73
3	1.25302	20.90	77.63
4	0.62061	10.34	87.97
5	0.40756	6.80	94.77
6	0.31490	5.23	100.00

EIGENVECTORES DE LOS COMPONENTES 1 AL 3

VARIABLE	COMP. 1	COMP. 2	COMP. 3
TEMPER.	0.24780	0.72064	-0.03624
pH	0.47042	0.13428	-0.41150
D. B. D.	-0.44105	0.54369	-0.13268
D. Q. D.	-0.56045	0.21877	-0.22729
CONDUCT.	0.36504	0.34471	0.55278
SAAM	-0.27461	0.01882	0.67419



Gráfica 27 : Ordenamiento de las estaciones de muestreo respecto de los 2 primeros componentes principales.



Gráfica 28 : Ordenamiento de los meses de muestreo respecto de los 2 primeros componentes principales.

Falta página

N° 57

TABLA 7: Correlaciones entre las variables físicas y químicas y las 20 especies más abundantes de protozoarios

ESPECIES	TEMPERATURA	pH	CONDUCTIVIDAD	D. B. O.	D. Q. O.	S. A. A. M.
<i>Anthophysa vegetans</i>	-0.0946062	0.0354166	-0.0289532	-0.107795	-0.098407	-0.013236
<i>Astasia klebsii</i>	-0.0735597	-0.190829	-0.173475	0.250806	0.249393	0.207482
<i>Bodo alexieffii</i>	0.0136923	-0.278939	0.0366659	0.313587	0.193851	0.160635
<i>Bodo caudatus</i>	-0.231538	-0.49673*	-0.231049	0.236102	0.301566	0.35114*
<i>Copromonas subtilis</i>	-0.0445505	0.195575	0.145416	-0.33036*	-0.267245	-0.002011
<i>Cyclidium glaucoma</i>	-0.239707	-0.16852	-0.0596534	-0.185921	-0.000532	-0.041898
<i>Chlamydomonas reinhardi</i>	-0.152613	-0.296981	0.0389439	0.0021497	-0.030363	0.207083
<i>Chloromonas</i> sp.	-0.126763	-0.170244	-0.271391	-0.024404	0.0250384	-0.100943
<i>Euglena agilis</i>	-0.264035	0.118708	-0.516732*	-0.031359	0.249263	-0.3604*
<i>Euglena gracilis</i>	0.069845	0.147145	0.16868	-0.21627	-0.20899	-0.127509
<i>Euglena viridis</i>	-0.122242	0.304986	-0.205231	-0.231803	-0.088998	-0.212106
<i>Helkesimastix faecicola</i>	-0.0880052	-0.082456	0.0605813	-0.064009	-0.199231	0.146832
<i>Monas vivipara</i>	-0.0094112	0.028045	0.0506909	-0.241324	-0.203495	-0.098899
<i>Oxytricha fallax</i>	0.240486	0.40649*	-0.0034997	0.062013	0.0406862	-0.153993
<i>Podophrya fixa</i>	0.025469	0.344621*	0.012348	-0.291969	-0.222709	-0.263412
<i>Polytoma uvella</i>	-0.0048657	-0.35119*	-0.0663873	0.37756*	0.40419*	0.171091
<i>Tetrahyena pyriformis</i>	-0.324415*	0.0103329	-0.425767*	-0.049044	0.138196	-0.097803
<i>Treponomas rotans</i>	-0.134949	-0.171941	-0.270864	0.232422	0.279114	0.137885
<i>Vahlkampfia vahlkampfi</i>	-0.0368618	-0.072132	0.0303699	-0.149796	0.150201	0.0862994
<i>Vorticella microstoma</i>	-0.0807455	-0.32959*	-0.119321	0.18908	0.147569	0.176465

\*Correlaciones significativas con un nivel de significación de 0.001

## 7. CONCLUSIONES

Con base en los resultados fisicoquímicos, se comprobó que el sistema de estanques de estabilización de Ixtapan de la Sal mantiene buenas eficiencias de eliminación de materia orgánica. Esto confirmó la opinión prevaleciente acerca de que este tipo de sistemas resultan adecuados para el tratamiento de las aguas negras de pequeñas poblaciones rurales.

Los protozoarios flagelados y ciliados son los más abundantes en el sistema de estanques de estabilización. Por su alto número es posible considerarlos como uno de los grupos más importantes en el sistema.

El papel ecológico de los protozoarios en los procesos de depuración en los estanques fue múltiple, interviniendo de manera preponderante en los procesos de degradación de materia orgánica (protozoarios saprozoicos y devoradores de bacterias) y en la producción de oxígeno para el mantenimiento de las condiciones aerobias (flagelados autotrofos).

La variación en las poblaciones de protozoarios a lo largo del sistema refleja los procesos de transformación de la materia orgánica que conducen a la depuración del agua. Esto permitió proponer grupos de especies que sirven de indicadores de las diferentes fases del proceso y confirmó a los protozoos como uno de los mejores grupos indicadores de la calidad del agua en sistemas de tratamiento biológico.

El uso de los organismos como indicadores de las condiciones del agua proporcionó, para ciertos casos, mejores resultados que cuando se usaron los datos físicos y químicos.

## REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

- AGUIRRE, J. y GLOYNA, E.F. 1972. Diseño de lagunas de estabilización y lagunas de aereación mecánica. En O.P.S. *Curso sobre tratamiento biológico*. U.N.I., Lima
- AHARON, A. 1982. Biological Equilibrium in Waste water Reservoir. *Water Res.* 16(7): 1135-1138
- ALAGARSAMY, S.R., ABDULAPPA, M.K. y BOPARDIKAR, M.V. 1967. High-rate Deep Stabilization Pond. Part II-Studies on the Faunal Assemblage of the System. *Env. Health* 9:306-316.
- ALVAREZ, V.A. 1986. *Evaluación de los efectos que los detergentes causan sobre la población fotosintética de un modelo de laguna de estabilización de tipo facultativo*. Tesis de Licenciatura (Biología). E.N.E.P. Iztacala, UNAM, México.
- A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.F.C. 1980. *Standard Methods for the examination of water and waste water*. Joint Editorial Board, Washington, D.C.
- ARCEIVALA, S.J. 1981. *Wastewater Treatment and Disposal: Engineering and Ecology in Pollution Control*. Pollution Engineering and Technology No. 15, Nueva York.
- BARTSCH, A.F. y ALLUM, O.M. 1957. Biological factors in treatment of raw sewage in artificial ponds. *Limnol. Oceanogr.* 2:77-84.
- BENSON-EVANS, K. y WILLIAMS, P.F. 1975. Algae and Bryophytes. En CURDS, C.R. y HAWKES (eds.). *Ecological Aspects of Used-water Treatment*. Vol. 1. Academic Press, Londres. pp.153-202
- BICK, H. 1972. *An Illustrated Guide to Ciliated Protozoa used as biological indicators in freshwater ecology*. W.H.G., Génova.
- BRANCO, S.M. 1984. *Limnología Sanitaria, Estudio de la Polución de Aguas Continentales*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.
- BOLD, H.C. y WYNNE, M.J. 1978. *Introduction to the Algae*. Prentice Hall, Nueva Jersey.
- BRYANT, E. y ATCHLEY, W. 1975. *Multivariate statistical methods with groups covariation*. Ed. Douden, Hutchinson and Ross Inc., Pennsylvania.
- CALAWAY, T.W. y LACKEY, J.B. 1962. *Waste treatment protozoa. Flagellate*. Florida Engineers Series. No.3. University of Florida, Florida.
- C.E.P.I.S. 1976. *Curso Intensivo del Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales*. Lima.
- CLIFFORD, H.T. y STEPHENSON, W. 1975. *An Introduction to Numerical Classification*. Academic Press, Londres.
- CORLISS, J.O. 1959. An illustrated key to the higher groups of ciliated protozoa with definition of terms. *J. Protozool.* 6(8): 265-284.
- CRISCI, J.V. y LOPEZ, A.Ma. F. 1983. *Introducción a la Teoría y Práctica de la Taxonomía Numérica*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington, D.C.
- CURDS, C.R. 1969. *An illustrated key to the British Freshwater Ciliated Protozoa commonly found in activated sludge*. Water Pollution Research Technical Paper No. 12, Londres.

- CURDS, C.R. y COCKBURN, A. 1970. Protozoa in biological sewage treatment process II. Protozoa as indicators in the activated sludge plants. *Water Poll. Res. Lab.* 4: 237-241.
- CURDS, C.R. 1975. Protozoa. En CURDS, C.R. y HAWKES, H.A. (eds.). *Ecological Aspects of Used-water Treatment*. Vol. 1. Academic Press, Londres. PP. 203-268
- DELGADILLO, M.H. 1984. *Lagunas de Estabilización Aireadas Mecánicamente*. S.A.R.H., D.G.U.A.P.C., México.
- DEPARTAMENTO DE SANIDAD DEL ESTADO DE NUEVA YORK. 1983. *Manual de Tratamiento de Aguas Negras*. LIMUSA, México.
- DODAKUNDI, G.B. y RODGI, S.S. 1975. Waste Stabilization Ponds-A Review. *J. Karnatak Univ. Sci.* 20:191-217
- DUSAN, R.P. 1972. *Biochemical Ecology of Water Pollution*. Plenum Press. Londres.
- FENCHEL, T. 1986. The Ecology of Heterotrophic Microflagellates. In *Adv. Microb. Ecol.* 9:57-97.
- FENCHEL, T. 1987. *Ecology of Protozoa. The Biology of Free-living Phagotrophic Protists*. Science Tech Publishers and Springer-Verlag, Michigan.
- FERNANDEZ-GALIANO, D. 1976. Silver impregnation of protozoa: procedure yielding good results with the pyridinated silver carbonate method. *Trans. Amer. Microscop. Soc.* 95(3): 557-560.
- GARCIA, E. 1964. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. Instituto de Geografía, U.N.A.M., México.
- GAUDY, A. y GAUDY, E. 1981. *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*. McGraw-Hill International Student Edition, Tokio.
- GLOYNA, E.F. 1971. *Waste Stabilization Ponds*. World Health Organization, Monograph Series. No. 60. Génova.
- GLOYNA, E.F. 1972. Principios de depuración de aguas residuales. En O.P.S. *Curso sobre Tratamiento Biológico*. U.N.I. Lima.
- BREEN, R.H. 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologist*. Wiley-Interscience, Toronto.
- HANEL, K. 1979. Systematik und Ökologie der Farblosen Flagellaten des Abwässers. *Arch. Protistenkd.* 121:73-137.
- HAWKES, H.A. 1983. Stabilization Ponds. En CURDS, C.R. y HAWKES, H.A. (eds.). *Ecological Aspects of Used-water Treatment*. Vol. 2. Academic Press, Londres. pp. 163-215.
- HERNANDEZ, C. 1982. Selección de Diferentes Alternativas de Tratamiento de Aguas Negras de Origen Doméstico en Medios Rurales de México. En *Memorias del Curso "Ecología Microbiana"*. Universidad La Salle. México.
- HERNANDEZ, V.R. 1986. *Evaluación de los efectos que los detergentes tienen sobre la población bacteriana en un modelo de laguna de estabilización de tipo facultativo*. Tesis de Licenciatura (Biología). E.N.E.P. Iztacala, UNAM, México

HOLLANDE, A. 1952. Ordre des Bodonides. En Grassé, P.P. *Traité de Zoologie*. Vol. I, Fasc. 1. Masson et Cie., Paris.

JAHN, T.L., BOVEE, E.C. y JAHN, F.F. 1979. *How to know the protozoa*. William C. Brown Co., Iowa.

KUDO, R. 1982. *Protozoología*. C.E.C.S.A., México.

LACKEY, J.B. 1976. Zooflagellates. En WARD, H.B. Y WHIPPLE, G.C. *Fresh Water Biology*. 2a Ed. John Wiley and Sons, Nueva York. pp. 190-230.

LEE, J.J., HUTNER, S.H. y BOVEE, E.C. 1965. *An Illustrated Guide to the Protozoa*. Society of Protozoology, Kansas.

LEVINE, N.D., CORLISS, J.O., COX, F.E.G., DEROUX, G., GRAIN, J., HONIGBERG, B.M., LEEDALE, G.F., LOEBLICH, A.R., LOM, J., LYNN, D., MERINFELD, E.G., PAGE, E.C., POLJANSKY, G., SPRAGUE, V., VAVRA, J. y WALLACE, F.G. 1980. A newly revised Classification of the Protozoa. *J. Protozool.* 27:37-58.

LOPEZ, M.V. 1965. *Tratamiento Biológico de Aguas Residuales*. Depto. de Biotecnología y Bioingeniería, CINVESTAV, I.P.N. México.

LOPEZ OCHOTERENA, E. y ROURE CANE, Ma. T. 1970. Lista Taxonómica Comentada de Protozoarios de Vida Libre de México. *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 31:23-68.

LUNA, P.V.M., DURAN, de B.C., MAYEN, E.R., ALADRO, L.Ma.A., OLVERA, V.V. y SAAVEDRA, S.J. 1988. Estudio de los protozoarios ciliados para determinar la calidad depurativa de sistemas rotatorios biológicos para tratamiento de aguas residuales. *Universidad y Ciencia* 5(10):109-132.

MACKINNON, D.L. y HAMES, J. 1961. *An introduction to study of Protozoa*. Oxford University Press. Londres.

MADRAZO GARIBAY, M. y LOPEZ OCHOTERENA, E. 1982. Segunda Lista Taxonómica de Protozoarios de Vida Libre de México. *Rev. Lat. de Microbiol.* 24(4):281-295.

MAHENDRA, K.J., RAJENDRA, S. y PATRIC, T. 1982. Biochemical Changes during aerobic digestion of animal waste. *Water Res.* 16(3): 411-415.

MARGALEF, R. 1983. *Limnología*. Ed. Omega, Barcelona.

MINISTRY OF TECHNOLOGY. 1968. Notes on Water Pollution. *Water Poll. Res.* No. 43. Londres.

MYRICK, F. III. A. 1987. *Control de la Contaminación del Agua y del Aire. Aspectos Costo-Beneficio*. LIMUSA, México.

NOLAND, L.E. 1976. Ciliophora. En WARD, H.B. Y WHIPPLE, G.C. *Fresh Water Biology*. 2a. Ed. John Wiley and Sons, Nueva York. pp. 265-297.

NOYOLA, R.A. y JIMENEZ, C.B. 1987. Desarrollo de Tecnología Adaptada para procesos de tratamiento de aguas residuales. *Memorias del I Congreso Mundial Universitario Ecología, Realidad y Futuro*. México.

D.P.S. 1972. *Curso sobre Tratamiento Biológico*. U.N.I. Lima.

ORTEGA, M. 1984. *Catálogo de Algas Continentales Recientes de México*. Universidad Nacional Autónoma de México. México.

- PAGE, F.C. 1976. *An Illustrated Key to Freshwater and Soil Amoebae*. Scientific Publication No. 34. Freshwater Biological Association, Ambleside.
- PRATT, J.R. y CAIRNS, J.Jr. 1985. Functional Groups in the Protozoa: Roles in Differing Ecosystems. *J. Protozool.* 32:415-423.
- RIVERA, F., ACEVEDO, N. y ALCOCCER, J. 1985. Capacidad de eliminación de helmintos parásitos de una laguna de estabilización en Sto. Tomás Atzingo, Edo. de México. *Rev. Lat. de Microbiol.* 27(4): 335-340.
- RIVERA, F., LUGO, A., PONCE, J., LARES, F. y ORTIZ, R. 1986a. Zooflagellates in an Anaerobic Waste Stabilization Pond System in Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 27: 199-214.
- RIVERA, F., GARCIA, G., LUGO, A., ZIEROLD, E., ISLAS, J., RAMIREZ, E., y BONILLA, P. 1986b. Amoebae in a Waste Stabilization Pond System in Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 28: 185-198.
- RIVERA, F., SANCHEZ, Ma. del R., LUGO, A., RAMIREZ, P., ORTIZ, R. y CALDERON, A. 1987. Ciliates in a Waste Stabilization Pond System in Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 34: 245-262.
- RIVERA, F., VILA CLARA, G., LUGO, A., RAMIREZ, P., ROBLES, E. y LABASTIDA, A. 1988a. A comparison between the spatial distribution pattern of flagellates and some physicochemical parameters in a waste stabilization pond. *Water, Air and Soil Pollut.* 37: 1-12.
- RIVERA, F., CASTRO, F., MORENO, G., LUGO, A., GALLEGOS, E. y NOROUZIAN, M. 1988b. Protozoa of a Rotating Biological Contactor Treatment Plant in Mexico. *Water, Air and Soil Pollut.* 42: 281-301.
- SCHLICHTING, H.E., Jr. 1954. Quantitative Analyses of Phytoplankton Samples by the drop method. *Papers of the University of Oklahoma, Oklahoma.*
- SEDUE. 1986. Reglamento para la prevención y control de la contaminación de las aguas. Serie Normatividad Ecológica No. 4. México, D.F.
- SEDUE. 1988. Programa regional de regularización de Aguas Residuales. Dir. Gral. de Prevención y Control de la Contaminación del Agua, Subsecretaría de Ecología, México.
- SLADECEK, V. 1973. System of Water Quality from the Biological Point of View. En *Ergebnisse der Limnologie Beith. Arch. Hydrobiol.* 7:1-218.
- SLEIGH, M.A. 1979. *Biología de los Protozoos*. H. Blume Eds., Madrid.
- SOLIS, M.C. 1982. Experiencias acerca del comportamiento de lagunas de estabilización facultativas en serie en clima subtropical. En *Memorias del 3er. Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental*, México. 1:1-35.
- S.R.H. 1970. Estudio de las Lagunas de Estabilización en México. *Tecnología del Agua*. México
- SUDO, R. y AIBA, S. 1984. Role and Function of Protozoa in the biological treatment of polluted waters. *Adv. Biochem. Engn./Biotech.* 29:117-140.
- URROZ, J.E. 1974. *Sistemas Económicos de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas de pequeñas comunidades ajustados a las condiciones nacionales*. Seminario Mexicano-Israelí sobre Manejo de Recursos Hidráulicos. México.

VILA CLARA, F.G., ROMAN, A.A. y MARTINEZ, Z.S. 1987. *Pyrobotrys* Arnoldi 1916 y *Chlorobrachis* Korsh 1925, nuevos registros genéricos para México encontrados en aguas negras domésticas. En *Memorias del V Curso y Simposio Internacional sobre Biología de la Contaminación*. A.M.I.C.A., E.N.E.P. Iztacala, U.N.A.M., México.

VILA CLARA, G., ROBLES, E., RIVERA, F., and SLADCEK, V. 1988. Saprobic Evaluation of *Euglena viridis*, *E. agilis* and *E. proxima*. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 16(2): 187-188.