



# Universidad Nacional Autónoma de México

*Escuela Nacional de Estudios Profesionales*

*Iztacala*

*B0362/86*

*B45 Ej. 3*

*352/01 2*

**"Análisis Cualitativo y Cuantitativo de las  
Algas Microscópicas en un Sistema de  
Reactores totalmente mezclados en Cascada,  
utilizado para depurar las Aguas Residuales  
(Nejayote) Provenientes de la Industria  
Procesadora de Maíz"**

**T E S I S**

*para obtener el Título de*

**B I O L O G O**

*p r e s e n t a n*

**Guadalupe Beltrán Jiménez**

**José Luis López Reyes**

*Los Reyes Iztacala, 1986*



Universidad Nacional  
Autónoma de México



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

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

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

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

## DEDICATORIAS :

A mis padres: José y Ana María

A quiénes quiero y admiro y  
por quienes mi gratitud será eterna.

A mis hermanas: Rosy y Tere

Por su apoyo y estímulo  
incondicional a lo largo de mi vida.

A mi cuñado y mi Sobrino: Que me han dejado sentir su  
cariño, apoyo y confianza  
para seguir adelante.

A José Luis: Por su gran amor y apoyo.

A mi familia: Por su ayuda incondicional.

A Mary: Por su inapreciable amistad.

A las Uvitas y los God's: Por su amistad.

## DEDICATORIAS :

A mis padres, por su inapreciable amor, apoyo y sacrificio para lograr esta meta, por lo cual, les viviré eternamente agradecido.

A mis hermanos, por su cariño y sacrificios para terminar mi carrera.

A mi hermana Angelina y a su familia, por su gran apoyo y amor durante mi vida.

A Lupe, por su paciencia, amor e invaluable apoyo durante la carrera y ,especialmente, para lograr esta meta.

A todos mis familiares, por su confianza, apoyo y cariño.

A los God's, por su inapreciable amistad.

## A G R A D E C I M I E N T O S

- A la M. en C. Gloria Vilaclara, por su acertada dirección y revisión de esta tesis.
  
- Al Dr. Simón González, Coordinador de Ingeniería Ambiental, Instituto de Ingeniería (UNAM), por su apoyo incondicional para la realización de esta tesis y, además, por proporcionarnos el equipo e instalaciones para las determinaciones fisicoquímicas de las misma.
  
- Al Dr. Fermin Rivera, Director del Proyecto de Conservación y Mejoramiento del Ambiente (CYMA) de la UIICSE, ENEP-Iztacala, por su apoyo incondicional para la realización del trabajo y por proporcionarnos el equipo e instalaciones para las determinaciones biológicas del mismo.
  
- A los asesores de tesis, M. en C. Victor Rivera y a los Biólogos Guadalupe Oliva, Jonathan Franco y Mario Chavez, por sus inapreciables sugerencias y observaciones a cerca del trabajo.
  
- Al Mat. Antonio Labastida, quién nos oriento en el análisis estadístico de los datos fisicoquímicos.
  
- A la M. en C. Myrna Borja, a la Biól. Martha Gómez y al Ing. Químico Sergio Inclán, quienes colaboraron en la caracterización del nejayote y en la obtención de resultados experimentales en el sistema de reactores.
  
- Al M. en C. Enrique Kato, por su inapreciable orientación para el análisis de los resultados de este trabajo.
  
- Al Biól. Javier Alcocer, por la revisión del anteproyecto de tesis.

- Al Biól. Roberto Rico, por su valiosa ayuda en la identificación de las diatomeas.
- A la Srta. Sonia Garibay, quién mecanografió el documento de tesis.
- A todas aquellas personas que colaboraron en alguna u otra forma para la consecución de este trabajo.

## I N D I C E

	Pág.
- DEDICATORIAS	I
- AGRADECIMIENTOS	III
- RESUMEN	VIII
1. INTRODUCCION	
1.1 Problemática de la contaminación de las aguas en México por el nejayote.....	1
1.2 GENERALIDADES	
1.2.1 El maíz y la nixtamalización.....	4
1.2.2 Aguas de desecho de la industria nixtamalizadora.....	5
1.2.3 Los sistemas biológicos de tratamiento.....	7
1.2.4 Métodos biológicos para estimar los niveles de contaminación acuática.....	9
1.2.5 Sistema de saprobios.....	11
1.2.6 Antecedentes del estudio de las algas en sistemas biológicos de tratamiento.....	12
1.2.7 Importancia de las algas en los sistemas de tratamiento.....	13
2. OBJETIVOS	
3. METODOLOGIA	
3.1 Caracterización fisicoquímica del nejayote.....	17
3.2 Sistema de reactores totalmente mezclados en cascada.....	
3.2.1 Descripción y operación del sistema.....	18

	Pág.
3.3 Arranque del sistema y elección de las estaciones de muestreo.....	20
3.4 Trabajo de laboratorio.....	20
3.4.1 Parámetros fisicoquímicos.....	22
3.4.2 Parámetros biológicos.....	23
3.5 Tratamiento de los parámetros fisicoquímicos y biológicos	
3.5.1 Parámetros fisicoquímicos.....	24
3.5.2 Parámetros biológicos.....	24
4. RESULTADOS	
4.1 Caracterización fisicoquímica del nejayote.....	26
4.2 Resultados de los parámetros fisicoquímicos para las tres cargas.....	29
4.2.1 Conductividad.....	31
4.2.2 pH.....	31
4.2.3 Temperatura.....	31
4.2.4 Oxígeno disuelto.....	33
4.2.5 Demanda química de oxígeno (DQO).....	37
4.2.6 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO <sub>5</sub> ).....	39
4.2.7 Variación de los estadísticos estimados ( $\bar{X}, M, R, S$ ) a lo largo del tiempo para la segunda y tercera carga.....	39
4.2.8 Variación de los estadísticos ( $\bar{X}, M, S$ ) a lo largo del espacio para la segunda y tercera carga.....	42
4.3 Resultados de los parámetros biológicos para las tres cargas.....	
4.3.1. Identificación y distribución de las algas en el sistema.....	45

	Pág.
4.3.2 Abundancia y frecuencia de las algas para las tres cargas orgánicas.....	51
4.3.3 Relación del coeficiente de variación de los parámetros fisicoquímicos analizados, con respecto al desarrollo de algas en el sistema.....	55
4.3.4 Resultados de la diversidad algal en el sistema, para la primera y segunda carga orgánica.....	57
4.3.4.1 Índice de diversidad de Simpson (D).....	57
4.3.4.2 Índice de diversidad de Shannon-Wiener (H').....	58
4.3.5 Resultados de saprobiedad, según composición algal específica, para la primera y segunda carga orgánica.....	58
5. DISCUSION	
5.1 Caracterización fisicoquímica del nejayote.....	61
5.2 Parámetros fisicoquímicos.....	62
5.3 Parámetros biológicos.....	65
6. CONCLUSIONES .....	71
7. RECOMENDACIONES .....	72
8. BIBLIOGRAFIA.....	73
9. ANEXO I .....	78
10. ANEXO II .....	82

## RESUMEN

Se pretendió probar un sistema de tratamiento biológico para al autodepuración del producto de la nixtamalización del nejayote. Para ello, se construyó un sistema de reactores totalmente mezclados en cascada, en el cual se probaron tres diluciones de agua de nejayote bruto con concentraciones de materia orgánica de 264 a 2,000  $\text{mg l}^{-1}$  como DBO.

En el presente trabajo se estudio la comunidad algal desarrollada en el sistema y el peso de la misma en el proceso de autodepuración del nejayote. Para las dos primeras cargas las algas se desarrollaron únicamente a partir del reactor 40, aumentando en cantidad hacia el final del sistema, en la tercera carga no se detectó crecimiento algal por un exceso de concentración de materia orgánica; el grupo algal más representado fue el de las Bacillariophytas, con 5 taxa, seguido de los grupos Chlorophyta, Cyanophyta y Euglenophyta, con 1 taxa cada uno. Todas las algas desarrolladas fueron bentónicas y a pesar de las alevados números que alcanzaron hacia el final del sistema (promedio total de 532,073  $\text{cél/cm}^2$  para la primera carga y de 316,825  $\text{cél/cm}^2$  para la segunda), no influyeron ni positiva ni negativamente en las variaciones de los parámetros fisicoquímicos, con lo que se concluye que en un sistema diseñado como el presente las algas no son un componente eficiente en la autodepuración biológica del nejayote.

## 1. INTRODUCCION

### *1.1.- Problemática de la contaminación de las aguas en México por el nejayote.*

La problemática de las aguas continentales en nuestro país se debe en gran parte a que, por largo tiempo y con excesiva frecuencia, estos cuerpos de aguas se han utilizado como vías de evacuación y de transporte de los diversos productos de desecho provenientes de actividades domésticas, agrícolas e industriales. Tales desechos líquidos, sólidos y gaseosos producen graves trastornos en la calidad del agua del medio dulceacuícola cuando éste se utiliza como vector del desecho (Pessón, 1979; Odum, 1972 y UANL -OSP-, 1973).

Un caso particular de este hecho lo constituyen, en nuestro país, las industrias procesadoras de maíz que vierten sus aguas de desecho (Nejayote) directamente a los cuerpos de agua, sin darles algún tratamiento previo. Trejo et al. (1979) reportan que en 1970, únicamente en el D.F. se nixtamalizaban 2,700 ton. de maíz, obteniéndose 8,100 ton. de nejayote, las cuales se eliminaban en forma cruda directamente a los cursos de agua.

Actualmente, dado el incremento poblacional y la subsiguiente demanda de maíz nixtamalizado, probablemente la cantidad de nejayote vertida es muy superior a la anteriormente citada. Por ello, resulta imprescindible determinar la manera de depurar adecuadamente estas aguas de desecho, puesto que son del tipo con elevadas cantidades de materia orgánica (promedio que varía alrededor de  $7,800 \text{ mgl}^{-1}$  de  $\text{O}_2$  como  $\text{DBO}_5$ ), abundancia de cal y pH muy básico (11-12).

Afortunadamente, en México contamos ya con el loable ejemplo de una planta nixtamalizadora preocupada por resolver el problema de la contaminación orgánica que origina el nejayote: Industrias Conasupo, S.A., localizada en Ciudad Guadalupe, N.L. Esta industria nixtamalizadora patrocinó un proyecto cuyo objetivo primordial fue la identificación del proceso biológico más adecuado para la depuración óptima del nejayote (González, 1983). Como parte del proyecto, se decidió realizar un estudio que analizase la importancia de los microorganismos (algas, hongos y protozoarios) presentes en el sistema de reactores (totalmente mezclados) en cascada.

La elección de este biosistema se realizó debido a que el nejayote se vierte, por lo general, a cursos de agua de diversas magnitudes de corriente en los cuales se lleva a cabo el proceso de autodepuración.

Mediante este modelo se intentó emular, a nivel de laboratorio y lo más fielmente posible, las condiciones que se presentan en estos medios naturales.

El sistema de reactores en cascada basa su funcionalidad en la película biológica completamente sumergida que se genera en cada uno de los setenta reactores que lo conforman (ver., fig.1 pág. 3).

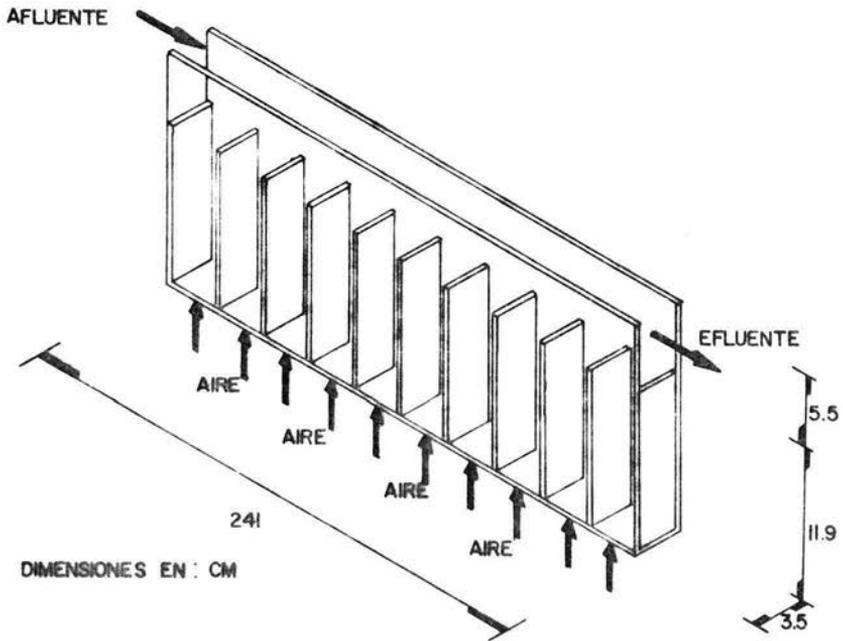


Figura 1.- DIAGRAMA ESQUEMATICO DE LA CASCADA DE REACTORES. (TOMADO DE WOLFF, 1979 ; WILDERER, 1981. EN GONZALEZ, 1983.).

## 1.2 Generalidades.

### 1.2.1 El maíz y la nixtamalización

El desarrollo de nuestra cultura ha estado estrechamente vinculado con el cultivo y consumo de maíz, a tal grado que este cereal es la materia prima para la elaboración de un producto básico en la dieta de los mexicanos: la tortilla.

A pesar de la gran importancia que tiene el maíz para los mexicanos, su contenido proteínico (6.8-12%) y su composición de aminoácidos -como en el caso de todos los cereales- se consideran insuficientes para los requerimientos nutricionales humanos. Asimismo, la disponibilidad de los aminoácidos esenciales lisina y triptófano es muy baja, siendo, además, deficiente en la vitamina niacina (vitamina B<sub>3</sub>), la cual es biosintetizada -a su vez- a partir del triptófano. Esta vitamina es vital, ya que previene la pelagra (enfermedad que ocasiona debilidad muscular), trastornos mentales y dermatitis (Trejo et al., 1981).

Las deficiencias que presenta el maíz (sin tratar) se subsanan, hasta cierto punto, mediante una innovación de la tecnología del procesamiento de este cereal: el tratamiento alcalino con cal y elevadas temperaturas, proceso que se conoce generalmente como nixtamalización.

El tratamiento alcalino consiste en la desnaturalización de las proteínas del cereal, particularmente las gluteínas, aumentando su susceptibilidad a la digestión. Por consiguiente, si la principal proporción de los residuos de lisina y triptófano se localizan en la fracción gluteína, la nixtamalización incrementa en gran medida la disponibilidad de ambos aminoácidos y da como resultado un producto (el maíz tratado) con un valor biológico más alto que aquel maíz procesado por otros métodos de cocción; otro beneficio de la nixtamalización es la destrucción de toxinas (aflatoxinas) producidas en el grano de maíz cuando éste se halla contaminado por el hongo Aspergillus flavus (Trejo et al., 1981).

Las condiciones estándar bajo las cuales se lleva a cabo el proceso de nixtamalización se encuentran resumidas en la fig. 2. Estas condiciones suelen variar de acuerdo al nivel industrial de la procesadora de maíz, según sea pequeña, mediana o gran industria nixtamalizadora. Las diferencias se originan con base en las demandas del producto por parte de los consumidores y respecto a las posibilidades de la industria respectiva.

### 1.2.2. Aguas de desecho de la industria nixtamalizadora

Las aguas residuales (nejayote) resultantes de la nixtamalización -aguas de cocción más aguas de lavado- representan aproximadamente la mitad del volumen original del agua utilizada en el proceso (Trejo et al., 1981, y Durán, 1980).

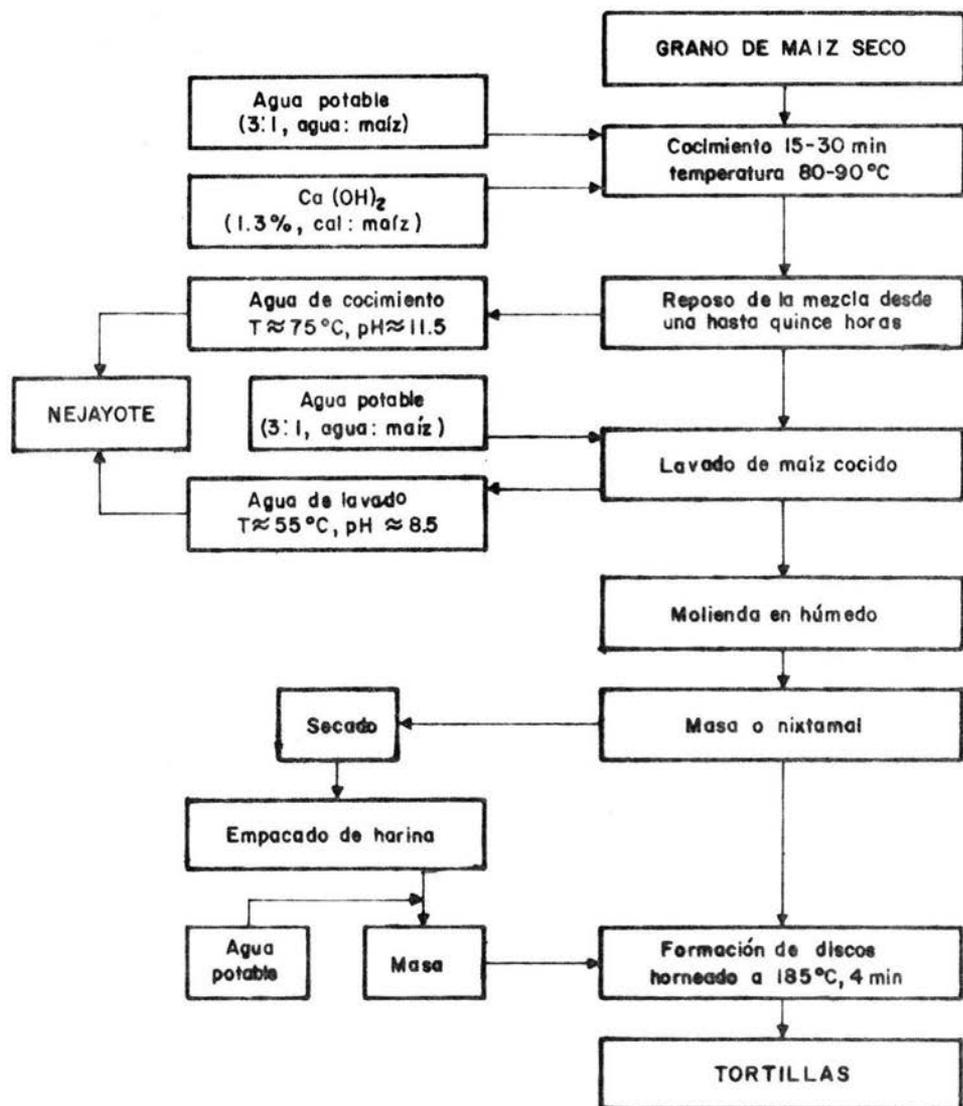


Fig. 2. EL PROCESO DE NIXTAMALIZACION (González 1983).

Además de presentar temperaturas altas (70 a 80°C), el nejayote posee un pH alcalino (entre 11 y 12), concentraciones elevadas de materia orgánica disuelta y suspendida, así como cal sobrante (Durán *et al.*, 1979; E.P.A., 1971; Durán, 1980; Katz, 1974; Trejo *et al.*, 1981). Con base en su composición, el nejayote se considera como un serio contaminante tanto orgánico como inorgánico; al ser vertido a los cuerpos receptores, producirá profundas modificaciones en las biocenosis acuáticas, con el ulterior deterioro de la calidad del cuerpo de agua y la consiguiente reducción de sus posibles usos prácticos (Branco, 1984; Odum, 1972; PEMEX, 1979; Pessón, 1979, y UANL-OSP, 1973).

### *1.2.3 Los sistemas biológicos de tratamiento*

Existe una gran cantidad de sistemas biológicos para depurar artificialmente las aguas residuales domésticas e industriales. Estos sistemas utilizan la acción de una amplia variedad de microorganismos (algas, bacterias, hongos y protozoos) para la oxidación de las moléculas complejas solubles contaminantes a productos simples y convertirlas en biomasa. Tal degradación, aunque limitada por el espacio y las condiciones climáticas, constituye, no obstante, una depuración mejorada y -sobre todo- barata (Branco, 1984; Gaudy, 1981; Pessón, 1979; Ronald, 1976; Sundstrom, 1976; Metcalf y Eddy, 1979, y Alexander, 1977).

González (1983), cita que los procesos biológicos de tratamiento pueden ser divididos en tres grupos principales, dependiendo del tipo de metabolismo que presenten los microorganismos que en ellos se desarrollen:

- PROCESO AEROBIO: En el cual se presentan microorganismos con metabolismo aerobio, para el cual el oxígeno molecular es indispensable como aceptor de protones.

- PROCESO ANAEROBIO: Cuyos organismos presentan un metabolismo anaerobio, el cual no puede operar en presencia de oxígeno molecular.
  
- PROCESO FACULTATIVO: Con microorganismos de metabolismo anaerobio y/o aerobio.

A su vez, estos tres tipos de procesos pueden subdividirse en otros tres tipos, con base en la forma de localización de los microorganismos dentro del sistema de tratamiento:

- a) En forma de suspensión fina (lagunas de estabilización en buen funcionamiento).
  
- b) En forma de flóculos suspendidos (lodos activados y sistema de contacto anaerobio).
  
- c) En forma de película adherida a una superficie rígida o inerte (filtros rociadores, lechos de secado, discos de oxidación, sistema de reactores en cascada, biodiscos -todos aerobios- y reactor anaerobio empacado).

El estado ecológico bajo el cual se lleva a cabo el tratamiento biológico "artificial" ocupa una posición intermedia entre aquél de los sistemas completamente controlados de la biotecnología y el proceso de mineralización encontrado en la naturaleza (Alexander, 1977, y Green et al., 1979).

El sistema de reactores en cascada tiene la finalidad de emular, lo más fielmente posible, las condiciones necesarias que se presentan en un río para que se efectúe el proceso de autodepuración de los desechos. Este biosistema basa su funcionalidad en la película biológica completamente sumergida de cada uno de los setenta reactores que lo conforman.

Wolf (1979) y Wilderer (1976 y 1981) han empleado un sistema de reactores en cascada para determinar los efectos de las variaciones de la temperatura sobre la saprobiedad y para analizar el impacto de diversos productos tóxicos sobre las biocenosis acuáticas de los ríos, respectivamente y por separado. Las características de estos sistemas son similares a las del biosistema aquí utilizado.

#### *1.2.4 Métodos biológicos para estimar los niveles de contaminación acuática*

El incremento acelerado en la cantidad y variedad de la contaminación de los sistemas acuáticos plantea la imperiosa necesidad de desarrollar métodos simples, rápidos y confiables que permitan estimar adecuadamente el grado de pureza o contaminación del agua.

De partida, y por razones históricas, los métodos químicos estándar se han empleado más ampliamente que los métodos biológicos que—a pesar de las imperfecciones que presentan estos últimos—poseen la ventaja de permitir la detección y extensión de la contaminación, cualquiera que sea la naturaleza de ésta y la del cuerpo receptor considerado. Asimismo, los métodos biológicos poseen la ventaja de ser baratos y rápidos si se cuenta con el personal entrenado necesario (Bick, 1963; Sládeček, 1979, y Pessón, 1979).

Branco (1984) cita que algunos autores afirman, entre ellos Claassen y Patrick, que la información a obtener de los métodos biológicos en conjunto pueden compensar las siguientes deficiencias de los métodos químicos y bacteriológicos:

- a) No se puede preveer, mediante estos métodos, las consecuencia que un desagüe podría originar en la composición biológica de un cuerpo de agua.

- b) Los análisis convencionales sólo permiten reconocer la presencia de materias contaminantes en el momento mismo de la contaminación y no después. Así, en los casos muy frecuentes de contingencias contaminantes puntuales o intermitentes, que sólo se pueden detectar por los cambios provocados en el panorama biológico, sobre todo en los organismos que viven adheridos o fijos a un sustrato dado, pues la comunidad biológica, una vez destruida, requiere muchos meses para rehacerse.

No obstante, las ventajas presentadas por los métodos biológicos no pueden, por sí solos, contribuir de manera importante a solucionar los problemas de control de la contaminación acuática. Sin embargo, es bien cierto que los métodos químicos ingenieriles resultan bastante limitados sin la ayuda de los procedimientos biológicos (EPA, 1977; Sládeček, 1979; Bick, 1963; Pessón, 1979; James, 1975).

La mayoría de los trabajos importantes sobre la detección biológica del grado de contaminación del agua se han desarrollado en Europa Central. Algunos de ellos son ecológicos y otros fisiológicos, e incluso varios merecen ser considerados como procedimientos estandarizables no sólo para los cuerpos de agua en los cuales se desarrollan, sino, además, para un amplio rango de otros cuerpos de agua. Con este fin, se hace necesario realizar cuidadosamente ensayos de campo, controlando en lo posible las condiciones climáticas y otras variables implicadas (Bick, 1963). Los métodos biológicos para determinar los niveles de contaminación del agua que se han desarrollado en años recientes -fundamentalmente en la Europa Central- se clasifican en dos grupos principales (Bick, 1963; Sládeček, 1979; Pesson, 1979 y EPA, 1977):

- A) Métodos Directos o Ecológicos: En donde se toman muestras de agua, se analizan y todas las especies animales y/o vegetales presentes son listadas. La calidad del agua se estima, entonces, con base en:

- a.1) la abundancia y frecuencia relativas de los organismos indicados especiales, o

- a.2) El examen de la totalidad o parte de las poblaciones acuáticas, para lo cual la ausencia de cierto número de organismos es tan significativa como la presencia, desarrollo o regresión de algunas especies.
- B) Métodos Indirectos o Fisiológicos: estos métodos se emplean para estimar la bioactividad o para el conteo de las bacterias. Asimismo, algunas de las cepas particulares del organismo a probar -desarrolladas en el laboratorio- pueden ser inoculadas dentro del agua a examinar y sus reacciones servirán como un índice de la calidad del agua.

Dentro del inciso a.1) del primer grupo se sitúan los índices bióticos (el Sistema de Saprobios, entre otros); en el inciso a.2), los análisis biocenóticos (índices de diversidad y similitud) (Washington, 1984; Bick, 1963; Pessón, 1979; Branco, 1984, y Wellen et al., 1968).

#### 1.2.5 Sistema de Saprobios

El sistema de saprobios es una clasificación de los cuerpos de agua con base en la determinación de sus comunidades de organismos, que nos indicarán la calidad del agua desde el punto de vista de contenido en materia orgánica (ya sea autóctona, ya alóctona).

Este sistema se originó con Kolkwitz y Marsson en 1902, pero con el transcurso de los años se ha ido modificando y mejorando hasta aplicarse, hoy en día, el índice de saprobios ( $S_i$ ) mediante el uso de tablas ya construidas de valencia saprobia (diez puntos repartidos entre diferentes niveles saprobios) y de valor indicador I ( que fluctúa de uno a cinco ). (Zelinka y Marvan 1957; Pantle y Buck, 1955; Sládeček, 1981, y Kolkwitz et al., 1908).

Actualmente, todo tipo de aguas presentes en la superficie continental terrestre puede clasificarse en los siguientes diez niveles saprobios:  $\alpha$ , catarobiedad (agua totalmente pura, que entra dentro de los estándares de potabilidad);  $\chi$ , xenosaprobiedad (arroyos de alta montaña y fuentes - de agua limpia, no potable);  $\sigma$ , oligosaprobiedad (riachuelos, lagos limpios y estanques de peces muy pobres, todos éstos excelentes desde el punto de vista de esparcimiento);  $\beta$ , betamesaprobiedad (ríos, lagos y estanques con calidad de agua media y con florecimientos algales ocasionales, pero todavía son admisibles desde el punto de vista de esparcimiento);  $\omega$ , alfa-mesosaprobiedad (aguas claramente contaminadas, indeseables desde el punto de vista de esparcimiento);  $\rho$ , polisaprobiedad (aguas fuertemente contaminadas, en condiciones microanaerobias);  $\iota$ , isosaprobiedad (aguas de desecho municipales);  $\mu$ , metasaprobiedad (aguas en condiciones sépticas con formación de  $\text{SH}_2$ , aguas tiosaprobias según Tullfey, 1958);  $h$ , hipersaprobiedad (aguas en condiciones fuertemente sépticas, con formación de  $\text{CH}_4$ );  $u$ , ultrasaprobiedad (desechos industriales orgánicos sumamente concentrados, sin vida vegetativa, pero sí con esporas, quistes, etc.), (Bick, 1963; James, 1975; Sládeček, 1969, 1975, 1979 y 1981; Washington, 1984, y Kolwitz y Marsson, 1908).

### 1.2.6 Antecedentes del estudio de las algas en sistemas biológicos de tratamiento

Aunque existen amplios estudios de la fisiología y ecología de las algas en cuerpos de agua naturales, se han investigado en menor medida las algas que se desarrollan en aguas residuales industriales como el nejayote, donde la característica primordial es un exceso de carga orgánica (Benson-Evans et al., 1975).

Por otra parte, Benson-Evans (op. cit.) reporta que Hawkes, Cooke y - - Hirsch, así como Fjerdiengstaad, han realizado estudios concernientes a las algas en algunos procesos biológicos de depuración o como indicadores de calidad de agua. Además, estos autores hicieron una revisión bibliográfica de otros sistemas sobrecargados con materia orgánica, concluyendo que los

géneros algales más comúnmente encontrados en filtros percoladores son Chlorella, Chlorococcum, Phormidium, Oscillatoria, Stigeoclonium, Ulothrix y una amplia variedad de diatomeas. A la vez, aclaran que en otros procesos de tratamiento pueden presentarse muchos otros géneros, aunque en cantidades menores que los citados anteriormente para este sistema biológico.

Gloyna (1971) cita que Fischer y Gloyna (1965), Dust y Shindala (1970), Isaac y Lodge (1958), Hemes y Mason (1968), El-Sharakawi y Moawad (1970) y Haughey (1970) -entre otros y cada uno en regiones distintas- han concluido que en las lagunas de oxidación para el tratamiento de aguas de desecho de tipo doméstico se presentan cuatro géneros algales como los más cosmopolitas y constantes: Chlorella, Scenedesmus, Chlamydomonas y Euglena.

Vittal Rao (1980) determinó que la sucesión algal en una laguna de oxidación a nivel escala se daba de formas clorófitas a formas cianófitas conforme decrecía la  $DBO_5$  del agua de desecho.

Moreno (1985) reporta que las principales especies algales que se desarrollan en un biodisco utilizado en el tratamiento de aguas residuales domésticas son: Chlamydomonas sp., Euglena viridis, Polytoma uvella y Peranema trichophorum.

### 1.2.7 Importancia de las algas en los sistemas de tratamiento.

Las algas son un grupo de plantas criptógamas bastante heterogéneo, habitantes comunes y normales en las aguas superficiales y que se encuentran en todos los abastecimientos de agua que se hallan expuestos a la luz solar. Mientras que unas pocas algas viven en el suelo o en superficies expuestas al aire, la gran mayoría de ellas son verdaderamente acuáticas y se desarrollan en lagunas, estanques, ríos, lagos y océanos (Benson-Evans et al., 1975).

Sachdev (1978) establece que el florecimiento algal en un cuerpo de agua depende de muchas variables tales como el tipo y concentración de nutrientes, del clima, de la especie algal, de la luz solar y de muchos otros factores dependientes de las condiciones físicas y químicas que afectan al cuerpo de agua.

Los operadores de las plantas de tratamiento consideran como problemática la capacidad de muchas algas para producir olores y sabores y para tapan los filtros de arena. Además, las algas pueden provocar problemas en los abastecimientos de agua por su capacidad para modificar el pH, la alcalinidad, el color, la turbiedad y poder de acumulación de la radioactividad del agua (EPA, 1977).

La diferencia obvia entre las algas y los otros microorganismos que se desarrollan en los sistemas biológicos de tratamiento (aerobios, facultativos y microaerofílicos) de las aguas de desecho es su capacidad para producir oxígeno durante el proceso de fotosíntesis.

\* La energía luminosa requerida para realizar este proceso no solamente debe encontrarse en cantidad suficiente, sino también ser de calidad adecuada. Los pigmentos fotosintéticos que poseen las algas son los que las capacitan para absorber la luz en la longitud de onda de 400-700 nm, representando esta longitud un poco menos del 50% de la incidencia total de radiación. Las diferentes especies algales contienen diversas combinaciones de pigmentos y cada una posee, a su vez, un máximo de absorción distinto. Aunque la energía luminosa puede ser absorbida por los diversos pigmentos, ésta es finalmente transferida a la clorofila "a", donde se transforma en energía química. Tal energía se utiliza para reducir el  $\text{CO}_2$  derivado a partir de las distintas formas de carbón inorgánico y de materia orgánica presentes oxidadas en la respiración. El oxígeno liberado en la fotosíntesis procede de la fotólisis del agua. En los procesos biológicos de tratamiento de aguas, este oxígeno es empleado por los organismos heterótrofos para oxidar la materia orgánica hasta  $\text{CO}_2$ , el cual de nuevo queda disponible para las algas. El oxígeno así generado, además de quedar disponible para la respiración que realizan todos los demás organismos presentes, ayuda a la prevención de la ocurrencia de condiciones sépticas, favoreciendo la actividad de las

bacterias aerobias (EPA, 1977 y Benson-Evans et al., 1975).

El otro efecto químico importante durante la actividad metabólica de las algas es el del retiro continuo de  $\text{CO}_2$  del agua, lo cual origina una alteración en las cantidades relativas del ácido carbónico y solubilizado, de bicarbonatos y carbonatos, lo cual ocasiona una alcalinización -si el medio no está suficientemente tamponado- y la subsiguiente precipitación de carbonato cálcico. Todo ello produce un cambio en la dureza total del agua. Por consiguiente, florecimientos vigorosos de algas pueden reducir la dureza del agua hasta en una tercera parte y ocasionar depósitos indeseables de carbonato cálcico incrustante (EPA, 1977).

Estos cambios en el  $\text{CO}_2$  y en la dureza del agua modifican, a su vez, el pH del agua. El pH se eleva conforme se incrementa la actividad fotosintética de las algas. El pH entonces decrecerá en la noche debido a que las algas no realizan ya la fotosíntesis, sino que se encuentran liberando  $\text{CO}_2$  al medio, junto con los demás organismos, mediante el proceso de respiración (EPA, 1977; UANL-OSP, 1973, y Whitton, 1975).

Los géneros algales que presentan especies capaces de florecer en el agua contaminada con elevadas concentraciones de materia orgánica y que, a la vez, desempeñan un papel importante para la oxidación del desecho son: Chlamydomonas, Euglena, Navicula, Nitzschia, Gomphonema, Oscillatoria, Phormidium, y Scenedesmus (EPA, 1977; Benson-Evans et al., 1975; Kolwitz y Marsson, 1908; UANL-OSP, 1973, y Branco, 1984). Las especies algales que son capaces de soportar o incluso medrar utilizando concentraciones elevadas de algún tipo de contaminante han sido empleadas como especies indicadoras de contaminación (Sládeček, 1979 y 1981; EPA, 1977; UANL-OSP, 1973, e Iserentant et al., 1976).

Los efectos que provocan los aportes de sustancias diversas (en este caso el nejayote) sobre un conjunto de organismos, entre ellos las algas, en el medio acuático pueden ser empleados para estimar la calidad del agua (Sládeček, 1979 y 1981; Branco, 1984; Bellinger, 1975, y Pessón, 1979).

## 2. *Objetivos*

Con base en lo enunciado, el estudio aquí presentado tiene como objetivos principales:

- a) Identificar y cuantificar las algas microscópicas que se desarrollan en aguas con elevada contaminación orgánica (nejayote).
- b) Determinar si existe alguna influencia de las algas en la variación de los parámetros fisicoquímicos a lo largo del sistema y, en caso de existir, evaluar la cuantía de la misma.
- c) Estimar la diversidad del sistema con base en el número de especies cuantificadas.
- d) Aplicar la teoría del Sistema de Saprobios (uso de bioindicadores para la detección de la calidad de aguas no tóxicas) a los datos obtenidos en el presente estudio.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 *Caracterización físicoquímica del nejayote*

Se caracterizaron tres tipos diferentes de nejayote provenientes de la pequeña, mediana y gran industria procesadora de maíz (Copilco, Tlalnepantla y Monterrey, respectivamente). Ello se hizo con el fin de determinar qué tipo o tipos de contaminantes arrastran consigo y en qué concentraciones. Los análisis requeridos para esta caracterización se basan en APHA (1981) y fueron: DQO y  $DBO_5$  (métodos 507-A y 508-A, respectivamente), sólidos en todas sus formas (método 209-E), color (método 204-B), turbiedad (método 214-A), conductividad (con un conductímetro marca YSI-modelo 33), alcalinidad (método 403), calcio (método 311-C), nitrógeno Kjeldahl (método 420-A), nitritos (método 420-C), nitratos (método 420-D), amonio (método 417-D), sílice (método 425-E) y pH (con un potenciómetro marca HACH-modelo 1900).

### 3.2 Sistema de reactores totalmente mezclados en cascada

#### 3.2.1 Descripción y operación del sistema

El sistema de reactores en cascada, localizado en los laboratorios de la Coordinación de Ingeniería Ambiental (UNAM), consiste en 70 reactores conectados en serie, siendo el reactor número 1, aquél que recibe directamente la descarga del contaminante y el reactor número 70 el efluente del sistema (fig. 1, pág. 3). Se fabricó de acrílico transparente con un espesor de 6 mm. Cada reactor tiene un volumen real de 130 ml y un volumen útil de 127 ml; tal diferencia se debe a que cada uno de ellos recibe un tubo de vidrio que suministra aire, lo cual ocasiona el desplazamiento del líquido por las burbujas formadas. El suministro de aire, además de proporcionar oxígeno, origina un mezclado total que no afecta el crecimiento de la película biológica.

La concentración mínima teórica de oxígeno suministrada a cada uno de los setenta reactores fue de  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Para asegurarse que fuera así, se medía la concentración real con el electrodo de oxígeno y si la misma se alejaba considerablemente del valor ideal de  $2 \text{ mg l}^{-1}$ , se ajustaba manualmente el burbujeo de aire hasta reestablecer la concentración deseada.

El sistema presenta una inclinación de  $15^\circ$  con respecto a la horizontal y una longitud de 2.91 m. La forma de un reactor es parecida a un prisma rectangular con medidas de 3.2 cm de ancho con 3.5 cm de largo y 11 cm de altura -fig.1, pág. 3- (González, 1983).

El volumen total de todo el sistema es de 9,000 ml y el volumen útil de 8,900 ml. La alimentación de éste se efectuó de manera continua mediante una bomba dosificadora de membrana.

El nejayote utilizado para alimentar el sistema fue el de la pequeña industria nixtamalizadora (Copilco). La elección de este nejayote se hizo con base en los resultados obtenidos en la caracterización fisicoquímicas de los distintos nejayotes analizados, tras la cual se observó que entre ellos no existían diferencias significativas en el tipo y concentración tanto de nutrientes como de contaminantes (González, 1983), por lo que resultaba indiferente para los objetivos del trabajo el uso de cualquiera de ellos, resultando más cómodo el de Copilco por su cercanía al laboratorio.

El funcionamiento del sistema se basa en la carga orgánica volumétrica, la cual se define como:

$$C.O. = \frac{Q_o \times S_o}{V}$$

Donde:  $Q_o$ = Gasto volumétrico ( $m^3 d^{-1}$ )  
 $S_o$ = Concentración de contaminante en el efluente (K DQO  $m^3$ )  
 $V$  = Volumen del sistema de reactores ( $m^3$ )

Durante el estudio se realizaron tres variaciones de carga orgánica utilizando a la vez tres tiempos de retención distintos, con el objeto de obtener diferentes condiciones de operación:

TABLA 1. PARAMETROS UTILIZADOS PARA LA OPERACION DEL SISTEMA

NUMERO DE CARGA	$Q_o$ GASTO ( $m^3 d^{-1}$ )	$S_o$ CONCENTRACION (K DQO $m^3$ )	$C_o$ CARGA ORGANICA (K DQO $m^3 d^{-1}$ )	$T_r$ TIEMPO DE RETENCION DEL SISTEMA (d)
1	$35.6 \times 10^{-3}$	0.485	1.94	0.25
2	$17.8 \times 10^{-3}$	2.5	5.00	0.50
3	$4.45 \times 10^{-3}$	5.3	2.65	2.00

Las cargas orgánicas, así como los tiempos de retención utilizados, se eligieron mediante criterios de ingeniería sanitaria (González, com. pers.). La preparación de cada carga orgánica se realizó midiendo primero la concentración de DQO del nejayote procedente directamente de la nixtamalizadora, tras lo cual se calculó y aplicó la dilución adecuada para obtener la concentración de DQO deseada para cada carga.

### 3.3 Arranque del sistema y elección de las estaciones de muestreo

Para el arranque del sistema, se inyectó la primera carga orgánica en los reactores en cascada, esperándose el tiempo necesario para que alcanzara las condiciones de estabilidad, es decir, que las condiciones fisicoquímicas y biológicas presentaran la mínima variación en el tiempo. Con el fin de acelerar dicho proceso, se inoculó el sistema con lodos activados de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria.

Una vez alcanzada la estabilidad del sistema, se procedió a seleccionar las estaciones de muestreo. Dicha selección se hizo con base en una estimación de DQO, fig. 3 (pág. 21), en donde se pudo definir tres zonas características de degradación: una al principio, otra en medio y la última al final del sistema. Con base en estas tres zonas, se eligieron tres reactores de cada una de ellas. Los reactores elegidos fueron los marcados con los números 1, 7, 14, 21, 30, 40, 50, 60 y 70. En cada uno de ellos se realizaron las determinaciones de los parámetros fisicoquímicos y biológicos para cada carga.

### 3.4 Trabajo de laboratorio

Se realizaron un total de 14 muestreos, tanto para parámetros fisicoquímicos como para biológicos, correspondiendo uno a la primera carga, ocho a la segunda y cinco a la tercera. Los muestreos de parámetros fisicoquímicos

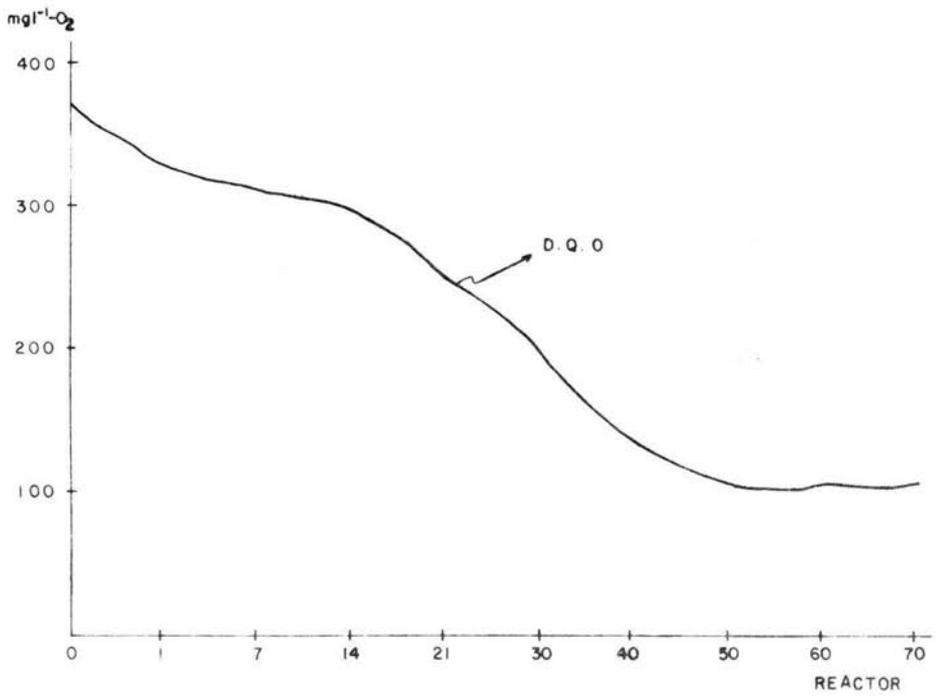


Figura 3.- VARIACION DE LA D.Q.O. A LO LARGO DEL SISTEMA  
(PRUEBA PRELIMINAR).

y biológicos se efectuaron semanalmente. Las fechas correspondientes a cada uno de los muestreos de cada carga fueron las siguientes:

CARGA ORGANICA	NUMERO DE MUESTREO	FECHA DE MUESTREO
PRIMERA	1	6-7-83
	2	8-8-83
	3	15-8-83
SEGUNDA	4	22-8-83
	5	29-8-83
	6	5-9-83
	7	12-9-83
	8	19-9-83
	9	26-9-83
	10	7-11-83
TERCERA	11	14-11-83
	12	21-11-83
	13	28-11-83
	14	5-12-83

#### 3.4.1 *Parámetros fisicoquímicos*

Los parámetros fisicoquímicos medidos para cada carga fueron: conductividad, pH, temperatura, oxígeno disuelto, DQO y DBO<sub>5</sub>, según los métodos anteriormente citados de APHA, 1981)

### 3.4.2 *Parámetros biológicos*

Los muestreos biológicos se obtuvieron de acuerdo con los métodos:

- I.- En cada una de las estaciones de muestreo se colocó verticalmente un portaobjetos completamente sumergido en el licor mezclado, manteniéndose el borde superior de éste a una profundidad de 3 cm con respecto a la superficie del líquido contenido en el reactor. El portaobjetos permaneció así durante el período de una semana con el fin de que las algas microscópicas bénticas se adhirieran a los mismos. La mitad del área total del portaobjetos se fijó con acetato de lugol (Estrada *et al.*, 1975) y la mitad restante se mantuvo *in vivo* para observarla posteriormente al microscopio de campo claro y contraste de fases (Sullivan, 1981). Estos portaobjetos se colocaron en cada estación de muestreo el mismo día que se inoculó la carga orgánica a utilizar.
  
- II.- Las muestras biológicas se tomaron raspando perfectamente bien una pared (de 4.40 cm<sup>2</sup>) de cada reactor con una pipeta despuntada de 10 ml y suspendiendo el raspado en un volumen de 60 ml. Estas muestras se colocaron en frascos de boca ancha de aproximadamente 100 ml. De esta manera, la mitad (30 ml) se fijó con acetato de lugol para el posterior conteo de especies y el volumen restante se mantuvo *in vivo* para la indentificación inmediata de especies en el laboratorio con la ayuda de los microscopios de campo claro y contraste de fases.

El conteo de individuos por especie se efectuó con la ayuda de un hematocitómetro o cámara de Neubauer ( $4 \times 10^{-4}$  ml) y con subsiguientes transformaciones se calculó la cantidad total de algas presentes en la película biológica de una cara. Aplicando las conversiones adecuadas se obtuvo la cantidad de algas en 189 cm<sup>2</sup> de película biológica (superficie húmeda total por cada reactor); sin embargo, debido a que las cifras totales de algas por reactor fueron muy elevadas, se escogió dar las cantidades finales de número de individuos por cm<sup>2</sup>.

La identificación de las algas se realizó con base en las claves de Hustedt, 1930; Bourrelly, 1966, 1968 y 1970; Prescott, 1983; Desikachary, 1959; Weber, 1971, y Uherkovich, 1966. Para la identificación de las diatomeas se efectuó la limpieza de las muestras mediante ácidos (Hasle *et al.*, 1970). Además, se elaboraron algunas preparaciones temporales de éstas últimas empleando resina sintética (bálsamo de Canadá).

### 3.5 *Tratamiento de los parámetros físicoquímicos y biológicos*

#### 3.5.1 *Parámetros físicoquímicos*

Con los valores de cada uno de los parámetros físicoquímicos se estimaron los siguientes estadísticos:  $\bar{X}$ , media aritmética; R, rango; M, mediana, y - S, desviación estándar, tanto para la segunda como para la tercera carga. Estos se calcularon, por un lado, sumando los resultados de cada parámetro en cada uno de los nueve reactores por fecha de muestreo y, por otro, sumando los resultados de cada parámetro en cada fecha de muestro, por reactor. Con base en éste último cálculo se estimó el coeficiente de variación de cada parámetro por reactor, aplicándose a los valores del coeficiente de variación la prueba empírica de confiabilidad de Chébishev (OEA, 1980), la cual se utilizó para verificar si los datos se comportaban siguiendo la distribución normal de Gauss o de campana.

#### 3.5.2 *Parámetros biológicos*

El número de especies identificadas, así como su abundancia, se tabularon de forma independiente para cada carga. Con sus abundancias se elaboraron - histogramas de abundancia de especies para la primera y segunda carga orgánica (fig.10, pág. 56).

Con base en el número de individuos por especie (tablas 6 y 7, págs. 52 y 53, respectivamente) se calcularon los índices de diversidad de Simpson (D) y Shannon-Wiener ( $H'$ ) para la primera y segunda carga orgánica, tanto por reactor como por fecha de muestreo (Washington, 1984). Estos índices se eligieron debido a que son los que comúnmente se utilizan en los estudios de los ecosistemas acuáticos, ya que permiten conocer la madurez y complejidad de la estructura de la comunidad y se expresan matemáticamente como una función directa del número de especies y de la igualdad de distribución. Además, se basan en la teoría de la información (Margalef, 1981; Pielou, 1975, y Washington, 1984). Por último, se calculó el índice de saprobiedad "S", conforme a la ecuación establecida por Pantle y Buck, 1955 (ver anexo II, pág. 85).

#### 4. RESULTADOS

##### 4.1 Caracterización fisicoquímica del nejayote

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de tres tipos de nejayote obtenidos se reportan en la tabla 2 (pág.27).

Los contaminantes más importantes caracterizados en los tres tipos de nejayote son:

- Elevada cantidad de materia orgánica expresada como:

MATERIA ORGANICA	DBO <sub>1</sub> (mg l <sup>-1</sup> )	DQO <sub>1</sub> (mg l <sup>-1</sup> )
SOLUBLE	(3,750-6,750)	(10,020-18,560)
SUSPENDIDA	( 190-1,875)	( 2,720- 4,675)
TOTAL	(5,625-7,875)	(13,650-21,280)

PARAMETRO	NEJAYOTE			TLALNEPANTLA									MONTERREY								
	COPILCO			A. DE COCIMIENTO			AGUA DE LAVADO			MEZCLA DE AGUAS			A. DE COCIMIENTO			AGUA DE LAVADO			MEZCLA DE AGUAS		
	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.	TOT.	SOLUB.	SUSP.
pH	11.60	11.7	—	11.7	11.7	—	11.1	11.2	—	—	—	—	11.6	11.6	—	11.6	11.6	—	—	—	—
CONDUCTIVIDAD (uScm <sup>-1</sup> )	4000	4000	—	5100	5200	—	2450	2500	—	3775	3850	—	5100	5000	—	2100	2100	—	3597	3547	—
ALCALINIDAD (mg <sup>l</sup> -CaCO <sub>3</sub> )	2720	2540	180	2520	2480	40	2000	1140	860	2260	1810	450	3260	2600	660	900	700	200	2080	1650	40
COLOR (λ)	572	573	—	575	578	—	571	570	—	573	574	—	573	572	—	573	573	—	573	572	—
TURBIEDAD (U.N.T)	260	84	176	235	190	45	350	118	232	235	190	45	380	42	338	240	30	210	310	36	274
SOLIDOS (mg <sup>l</sup> -l)	19490	17690	1810	14910	9620	5290	8810	6998	1812	11860	8309	3551	13310	11295	2015	3010	2540	470	8160	6918	1242
D.B.O <sub>5</sub> (mg <sup>l</sup> -l)	5875	6750	1125	5625	3750	1875	3560	3190	370	4592	3470	1122	6190	6000	190	940	750	190	3565	3375	190
D.Q.O (mg <sup>l</sup> -l)	21280	18560	2720	20075	15400	4675	7100	5660	1440	3588	10530	3058	13650	10020	3630	3960	2290	1670	8805	6155	2650
N-KJELDAHL (mg <sup>l</sup> -N)	291	274	17	140	98	42	80	59	21	110	78	32	118	98	20	42	35	7	80	66	14
NH <sub>4</sub> (mg <sup>l</sup> -N)	—	5	—	—	4	—	—	2	—	—	3	—	—	4	—	—	2	—	—	3	—
NO <sub>3</sub> (mg <sup>l</sup> -N)	—	*	—	—	22	—	—	21	—	—	21	—	—	21	—	—	13	—	—	17	—
Ca <sup>+</sup> (mg <sup>l</sup> -Ca)	320	300	20	348	350	—	471	353	118	409	351	58	305	295	10	298	240	58	301	267	34
FOSFORO T (mg <sup>l</sup> -P)	185	65	113	26	19	7	21	13	8	23	16	7	27	24	3	7	2	5	17	13	4
SO <sub>4</sub> (mg <sup>l</sup> -S)	—	1189	—	—	1089	—	—	454	—	—	769	—	—	2401	—	—	1886	—	—	2143	—
SILICE (mg <sup>l</sup> -SiO <sub>2</sub> )	243	221	22	186	120	66	110	87	23	198	131	57	166	142	24	38	32	6	102	87	15

TABLA 2.-VALORES DE LA CARACTERIZACION FISICOQUIMICA DEL NEJAYOTE DE LA PEQUENA, MEDIANA Y GRAN INDUSTRIA NIXTAMALIZADORA (COPILCO, TLALNEPANTLA Y MONTERREY, RESPECTIVAMENTE).

- Exceso de hidróxido cálcico, expresado como pH muy básico (exceso de  $\text{OH}^-$ , pH entre 11.1-11.7).
- Contaminación térmica, producida por el agua de cocción (78-80°C) y de lavado (62-64°C) (González, 1983).

La concentración de estos contaminantes varía relativamente poco en los tres tipos de nejayote, aunque resulta ligeramente más elevada para la pequeña industria (Copilco), seguida de la gran industria (Monterrey) y, por último, de la mediana industria (Tlanepantla).

Comparando aguas típicas de desechos domésticos (tabla 13, Sunstron, 1976) - con el nejayote, se observa que éste contiene una muy superior cantidad de sales disueltas (carbonatos de calcio, básicamente) y que los valores de sólidos en base seca, DQO y  $\text{DBO}_5$  son aproximadamente 20 veces mayores que los de las aguas típicas domésticas.

La relación  $\text{DBO}_5$ : N: P para la mezcla de agua de cocimiento y lavado es de 260: 5: 1 (González, 1983).

La relación  $\text{DQO}/\text{DBO}_5$  para los tres tipos de nejayote, tanto para las aguas de cocimiento y aguas de lavado como para la mezcla de éstas (nejayote propiamente dicho), se resume en la siguiente tabla (-o- indica falta de datos):

INDUSTRIA		$\text{DQO}/\text{DBO}_5$		
		AGUA DE COCCION	AGUA DE LAVADO	MEZCLA (NEJAYOTE)
COPILCO	SOLUBLE	2.75	-o-	2.75
	SUSPENDIDA	2.42	-o-	2.42
	TOTAL	2.70	-o-	2.70
TLANEPANTLA	SOLUBLE	4.11	1.77	3.03
	SUSPENDIDA	2.49	3.89	2.73
	TOTAL	3.57	1.99	2.96
MONTERREY	SOLUBLE	1.67	3.05	1.82
	SUSPENDIDA	19.11	8.79	13.95
	TOTAL	2.21	4.21	2.47

## 4.2 Resultados de los parámetros fisicoquímicos para las tres cargas

### 4.2.1 Conductividad

En la tabla 1, anexo I (pág. 79), se presentan los valores de conductividad obtenidos por carga, reactor y fecha de muestreo. Asimismo, en la fig.4 (pág.30) se grafica la variación sufrida por los valores de forma independiente para las tres cargas.

En la primera carga, fig. 4 (a), se observa una disminución de 5,800 a 5,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$  desde el afluente (reactor 1) al efluente (reactor 70).

Para la segunda carga orgánica, fig.4 (b), el comportamiento no se mantiene homogéneo a lo largo del tiempo ni del espacio. La conductividad osciló entre 9,000 y 17,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$  para las diferentes fechas de muestreo, y en el efluente entre 7,900 y 16,500  $\mu\text{Scm}^{-1}$ . Sin embargo, aunque por rangos parezca haber una disminución de la conductividad hacia el final del sistema, realmente se observa una variación del parámetro (tabla 1, pág. 79) por reactor y muestreo, apreciándose un comportamiento fluctuante del mismo: puede aumentar primero para luego disminuir (muestreos del 8-8-83; 12-9-83, y 19-9-83); o bien aumentar, disminuir y volver a aumentar (muestreo del 15-8-83), incluso hasta niveles ligeramente superiores a los del afluente (muestreo del 22-8-83); o bien comportarse de la forma esperada, es decir, disminuir más o menos paulatinamente hacia el final del sistema (muestreos del 29-9-83; 22-8-83; 5-9-83, y 26-9-83).

Para la tercera carga orgánica, fig. 4 (c), las conductividades en el afluente todavía fueron mayores, de 14,000 hasta 21,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ . Como en la segunda carga, el comportamiento resultó fluctuante: en algunos casos, la conductividad aumentó hasta más de 13,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$  en los reactores intermedios para luego disminuir al final a valores superiores a los del afluente (muestreos del 7-11-83 y 14-11-83); o bien, se mantuvieron prácticamente constantes,

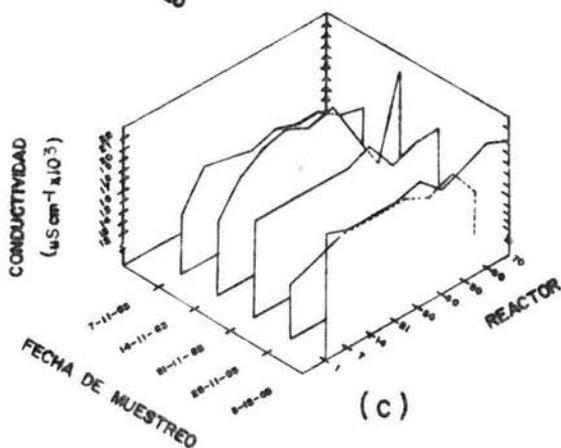
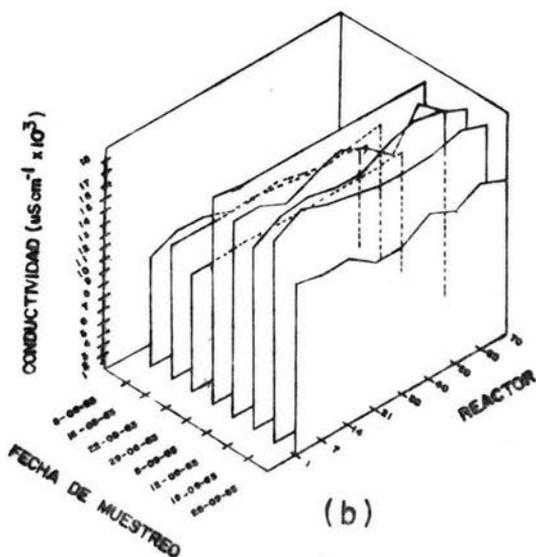
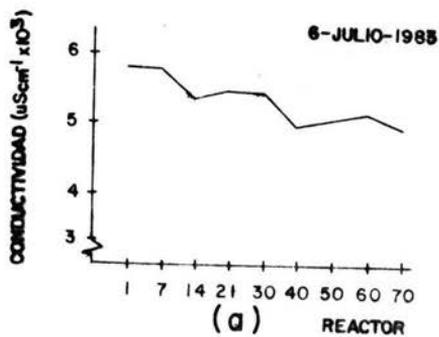


Fig 4.- VARIACIONES DE LA CONDUCTIVIDAD REGISTRADAS A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y POR FECHA DE MUESTREO, EN CADA UNA DE LAS TRES CARGAS ORGANICAS ANALIZADAS (a: PRIMERA, b: SEGUNDA Y c: TERCERA CARGA).

excepto por una ligera disminución en los últimos reactores (muestreos del 21-11-83 y 5-12-83); o bien aumentaron para finalmente disminuir por debajo de los valores del afluente (muestreo del 28-11-83).

#### 4.2.2 pH

En la tabla 1, anexo I (pág. 79), se presentan los valores de pH por carga, reactor y fecha de muestreo. La fig. 5 (pág.32) muestra las variaciones de los valores graficados independientemente para cada carga.

En la primera carga, fig.5 (a), el pH osciló de 7 en el afluente a 8.7 en el efluente, alcalinizándose paulatinamente en los reactores intermedios.

Para la segunda carga, fig. 5 (b), el comportamiento se mostró algo fluctuante. No obstante, se puede observar en el sistema una tendencia a presentar valores más ácidos en el afluente y menos ácidos, o bien ligeramente alcalinos en el efluente (5.5 a 7.1 en el reactor 1; 5.6 a 7.6 en el reactor 70).

Para la tercera carga, fig. 5 (c), los valores en el afluente oscilaron de 4.2 a 8.3. En el caso más ácido (muestreo del 5-12-83), éste aumenta ligeramente para luego disminuir hasta 5.8. En el caso más básico (muestreo del 14-11-83), el pH varía curiosamente hasta valores ligeramente ácidos de 6.9 en el efluente. Para los demás muestreos, o bien varía levemente alrededor de la neutralidad (muestreo del 7-11-83), o bien siguen el comportamiento esperado de disminución de la acidez hacia el final del sistema (muestreos del 21-11-83 y 28-11-83).

#### 4.2.3 Temperatura

En la tabla 2, anexo I (pág. 80), se reportan los valores de temperatura por carga, reactor y fecha de muestreo. La fig. 6 (pág.34) muestra la variación de los valores de temperatura graficados independientemente para cada carga.

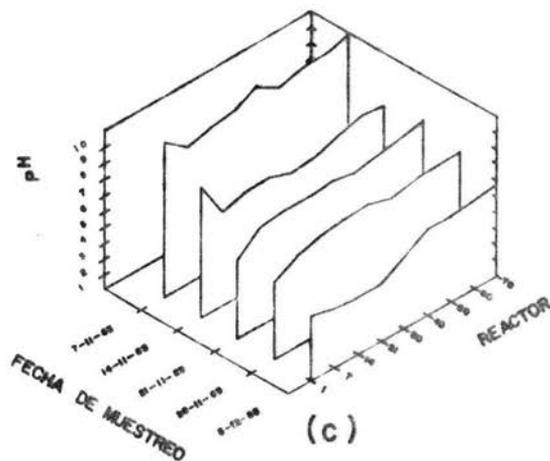
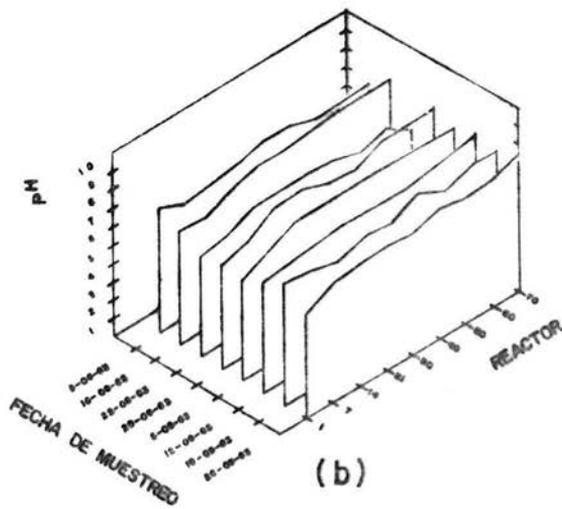
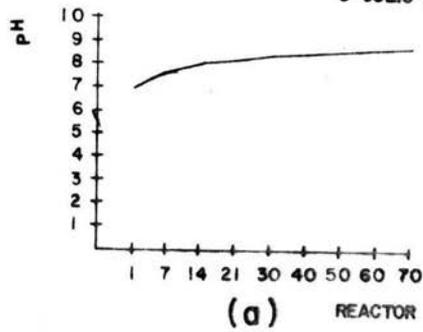


Fig 5.-VARIACIONES DEL  $\text{pH}$  REGISTRADAS A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y POR FECHA DE MUESTREO EN CADA UNA DE LAS TRES CARGAS ORGANICAS ANALIZADAS (a:PRIMERA, b:SEGUNDA Y c:TERCERA CARGA).

En la primera carga, fig. 6 (a), se aprecia una disminución paulatina de 19.2 a 18°C desde el afluente al efluente.

Para la segunda carga, fig. 6 (b), la temperatura en el afluente osciló entre 17.5 y 20°C para las diferentes fechas de muestreo y en el efluente entre 17 y 19°C. Con base en estos rangos podría pensarse que ésta siempre disminuyó ligeramente a lo largo del espacio durante todo el tiempo. Sin embargo, en los muestreos del 8-8-83 y 29-8-83 dicho comportamiento se mantiene únicamente en los primeros seis reactores y en los tres restantes ésta aumenta ligeramente, pero sin llegar a alcanzar valores más elevados que los registrados en el afluente. Por lo anterior, se infiere que, en general, la temperatura durante esta carga no fluctuó de manera significativa ni a lo largo del tiempo ni del espacio.

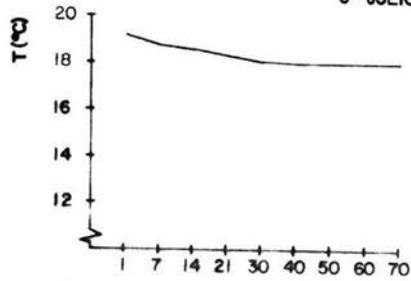
Para la tercera carga, fig. 6 (c), se aprecia que la temperatura no mantiene un comportamiento homogéneo a lo largo del tiempo, ya que para los muestreos del 7-11-83, 28-11-83 y 5-12-83 ésta permanece estable a lo largo del sistema, obteniéndose valores en el afluente de 18 y 19°C y de 16°C en el efluente, respectivamente.

#### 4.2.4 Oxígeno disuelto

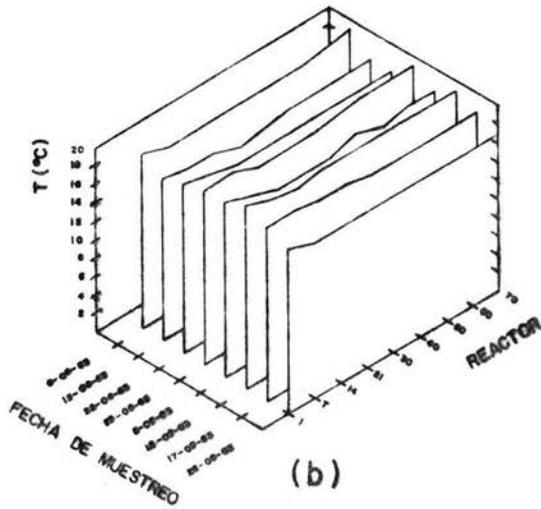
En la tabla 2, anexo I (pág. 80), se presentan los valores del oxígeno disuelto por carga, reactor y fecha de muestreo. La fig.7 (pág.36) muestra la variación de los valores de oxígeno graficados independientemente para cada carga.

Cabe aclarar que éste fue un parámetro de control, por tanto, siempre se intentó mantener dentro del sistema una concentración mínima de cerca de 2  $\text{mg l}^{-1}$ .

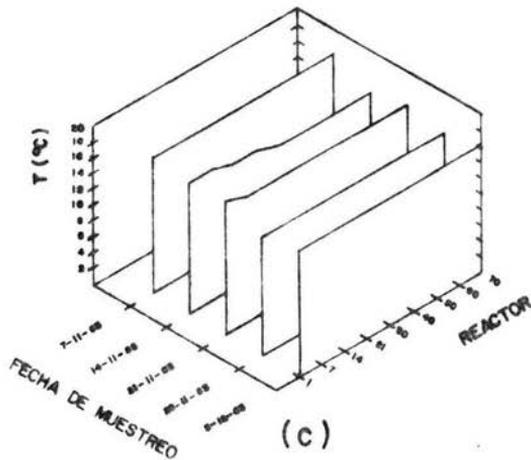
En la primera carga, fig. 7 (a), tomando en cuenta los valores de oxígeno disuelto en el afluente (3.2  $\text{mg l}^{-1}$ ) y en el efluente (5.3  $\text{mg l}^{-1}$ ) se aprecia que, en general, existe un aumento hacia el final del sistema. Sin embargo,



(a) REACTOR



(b)



(c)

Fig. 6.-VARIACIONES DE LA TEMPERATURA REGISTRADAS A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y POR FECHA DE MUESTREO. EN CADA UNA DE LAS TRES CARGAS ORGANICAS ANALIZADAS (a: PRIMERA, b: SEGUNDA Y c: TERCERA CARGA).

en los reactores intermedios éste puede aumentar, disminuir y volver a aumentar incluso con valores por encima de los registrados en el afluente y en el efluente (reactores 1 y 70 respectivamente).

Para la segunda carga, fig. 7 (b), el comportamiento de este parámetro no se mantiene homogéneo a lo largo del tiempo ni del espacio. La concentración de oxígeno disuelto en el afluente fluctuó entre 0.8 y 4.9  $\text{mg l}^{-1}$  para las diferentes fechas de muestreo y en el efluente entre 2.2 y 6.5  $\text{mg l}^{-1}$ . No obstante, aunque por rangos parezca haber un aumento del oxígeno hacia el final del sistema, si se observa la variación del parámetro por reactor y muestreo, resulta un comportamiento fluctuante del mismo: primero puede aumentar, luego disminuir y volver a aumentar al final del sistema (muestreos del 8-8-83; 15-8-83; 29-8-83, y 26-9-83); o bien aumentar y volver a disminuir (muestreos del 5-9-83 y 19-9-83); o bien disminuir, aumentar y volver a disminuir (muestreo del 22-8-83). A pesar de las variaciones del oxígeno, en el sistema siempre se mantuvieron valores generalmente por encima de los 2  $\text{mg l}^{-1}$  de oxígeno, excepto en los siguientes muestreos: muestreo del 8-8-83 (reactores 1 al 60) con valores entre 0.5 y 1.4  $\text{mg l}^{-1}$ ; muestreos del 29-8-83 y 5-9-83 (reactor 1 en ambos casos) con valores de 1.6 y 0.8  $\text{mg l}^{-1}$ , respectivamente, y muestreo del 26-9-83 (reactor 7 y 50, con valores de 1.9 y 1.8  $\text{mg l}^{-1}$ ).

Para la tercera carga, fig. 7 (c), las concentraciones del oxígeno en el afluente fluctuaron entre 0.5 y 5.2  $\text{mg l}^{-1}$  para las diferentes fechas de muestreo y en el efluente de 3.9 a 6.0  $\text{mg l}^{-1}$ . Con base en estos valores podría pensarse que dicha concentración aumentó progresivamente hacia el final del sistema. Sin embargo, al igual que la segunda carga, el comportamiento resultó fluctuante: en algunos casos, el oxígeno puede aumentar, disminuir y volver a aumentar al final del sistema (muestreos del 21-11-83; 28-11-84, y 5-12-83); o bien aumentar, disminuir, volver a aumentar y volver a disminuir (muestreo del 14-11-83); o bien primero disminuir y luego aumentar (muestreo del 7-11-83).

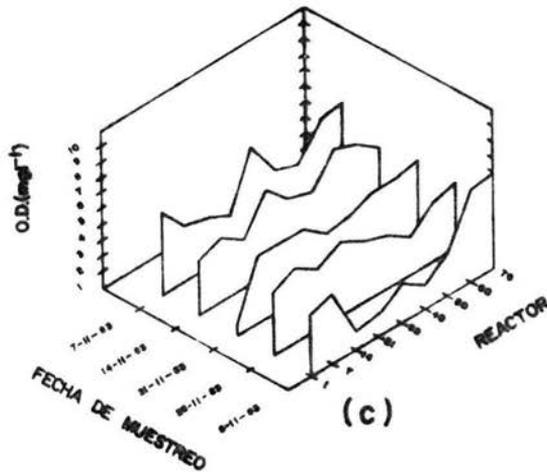
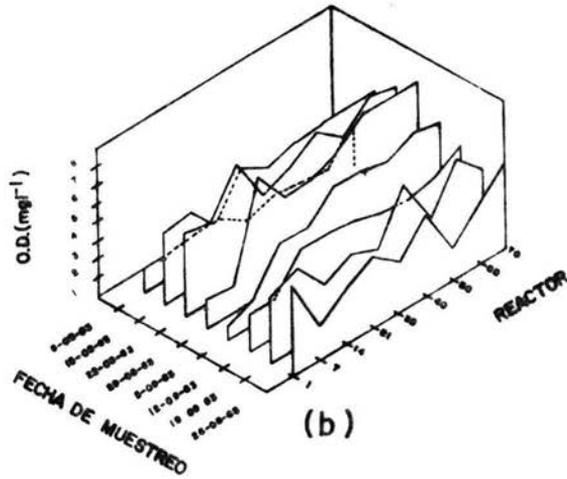
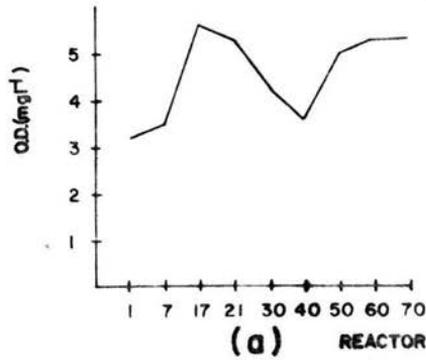


Fig.-7 VARIACIONES DE LA CONCENTRACION DE OXIGENO DI-SUELTO REGISTRADAS A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y POR FECHA DE MUESTREO EN CADA UNA DE LAS CARGAS ORGANICAS ANALIZADAS (a: PRIMERA, b: SEGUNDA Y c: TERCERA CARGA).

#### 4.2.5 Demanda química de oxígeno (DQO)

En la tabla 3, anexo I (pág. 81), se presentan los valores de DQO por carga, reactor y fecha de muestreo. La fig. 8 (pág. 38) muestra la variación de los valores graficados independientemente para cada carga. De esta figura se aprecia que existen algunas fechas de muestreo sin valores de DQO, tanto para la segunda como para la tercera carga orgánica. Ello se debe a que en las determinaciones correspondientes a esas fechas de muestreo se obtuvieron valores absurdos (demasiado elevados de acuerdo con la dilución inicial), originados quizá por errores de muestreo y/o análisis. Por ello, se optó por no reportarlos. Por otra parte, no pudieron realizarse repeticiones del análisis debido a que en él se utilizaba el volumen total del reactor.

En la primera carga, fig. 8 (a), se observa una disminución progresiva de la DQO de 425 a 272  $\text{mg l}^{-1}$  desde el afluente al efluente. Con base en dichos valores, se calculó que la eficiencia de la eliminación de contaminantes orgánicos para esta carga fue del 36%.

Para la segunda carga, fig. 8 (b), la DQO disminuyó hacia el final del sistema durante todo el tiempo al igual que para la primera carga. Los valores de DQO en el afluente oscilaron entre 1960 y 2973  $\text{mg l}^{-1}$  para las diferentes fechas de muestreo y los valores del efluente entre 1307 y 2187  $\text{mg l}^{-1}$ . Con base en estos valores, se calculó que la eficiencia de eliminación de contaminantes orgánicos para esta carga osciló entre 19 y 34%, siendo el valor promedio de 27%.

En la tercera carga, fig. 8 (c), la DQO disminuyó progresivamente hacia el final del sistema durante todo el tiempo y de manera similar a las dos cargas orgánicas anteriores. La DQO en el afluente osciló de 4130 a 4987  $\text{mg l}^{-1}$  para las diferentes fechas de muestreo y en el efluente entre 1440 y 2531  $\text{mg l}^{-1}$ . Con base en estos valores, se calculó que la eficiencia de eliminación de contaminantes para esta carga varió entre 49 y 65%, con un valor promedio de 54%.

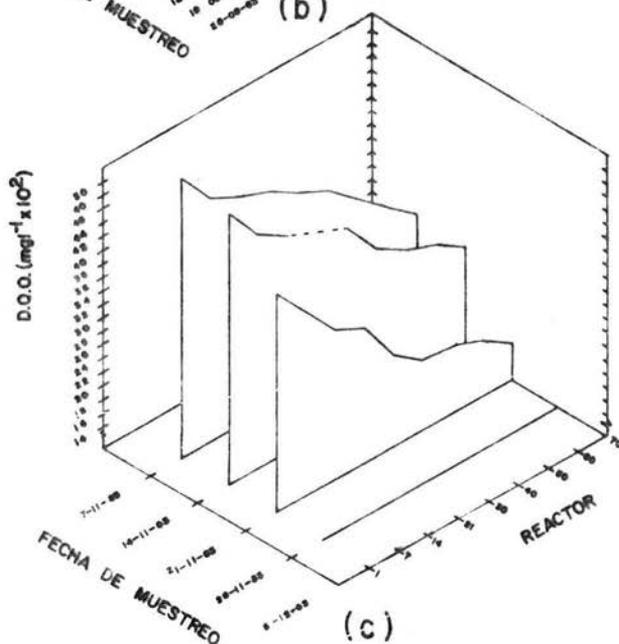
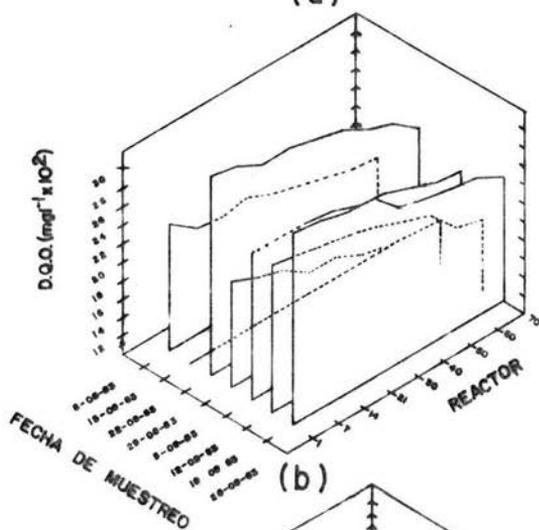
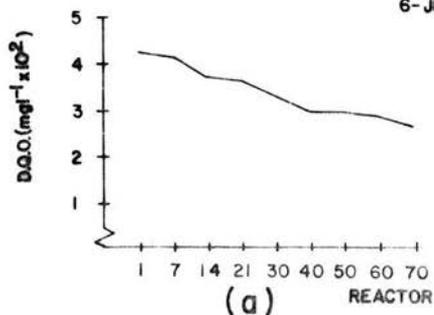


Fig 8.-VARIACIONES DE LA DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO REGISTRADAS A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y POR FECHA DE MUESTREO EN CADA UNA DE LAS TRES CARGAS ORGANICAS ANALIZADAS. (a: PRIMERA, b: SEGUNDA Y c: TERCERA CARGA).

#### 4.2.6 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>)

Desafortunadamente, no se pudo monitorear de forma constante los valores de DBO<sub>5</sub> por problemas de falta de material. Se obtuvieron, sin embargo, sólo en una ocasión para la primera carga y en otra para la segunda carga orgánica. Los valores registrados se presentan en la tabla 3, anexo I (pág. 81). Asimismo, con base en ello se graficó las variaciones del parámetro de manera independiente para la primera y segunda carga, fig. 9 (pág. 40).

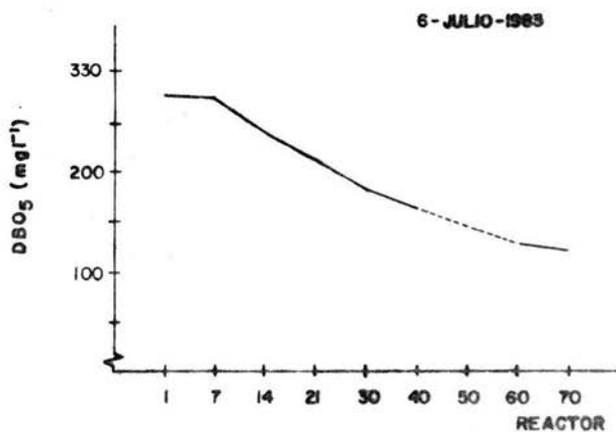
En la primera carga, fig. 9 (a), se aprecia que la DBO<sub>5</sub> disminuyó progresivamente de 264 a 146 mg l<sup>-1</sup> desde el afluente al efluente del sistema. Con base en estos valores, se calculó la eficiencia de eliminación de contaminantes orgánicos biodegradables para esta carga, siendo de 45%.

Para la segunda carga, fig. 9 (b), al igual que para la carga anterior, la DBO<sub>5</sub> disminuyó hacia el final del sistema, registrándose valores que fluctuaron desde 966 a 525 mg l<sup>-1</sup> desde el afluente al efluente del sistema, respectivamente. Con base en estos valores, se calculó una eficiencia de eliminación de contaminantes orgánicos biodegradables del 46%.

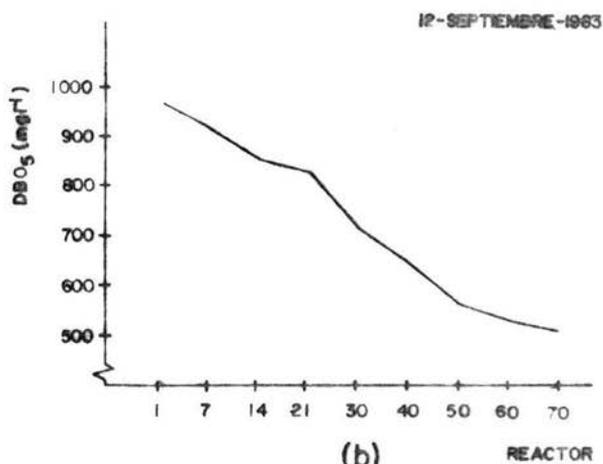
#### 4.2.7 Variación de los estadísticos estimados ( $\bar{X}$ , M, R, S) a lo largo del tiempo y para la segunda y tercera carga.

En la tabla 3 (pág. 41), se reportan los estadísticos ( $\bar{X}$ : media aritmética; M: mediana; R: rango, y S: desviación estándar) estimados promediando los valores de cada parámetro fisicoquímico obtenidos en los nueve reactores de muestreo. Esto se realizó con el fin de resumir el comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en el sistema a lo largo del tiempo, ya que al analizar las variaciones de cada parámetro por reactor y fecha de muestreo se aprecian comportamientos bastante heterogéneos, lo cual dificulta el análisis concreto de las variaciones de los mismos.

Por otra parte, no se reportan resultados en este punto para la primera carga orgánica debido a que sólo se efectuó un muestreo para la misma.



(a)



(b)

Fig. 9.-VARIACIONES DE LA DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (DBO<sub>5</sub>) REGISTRADAS, A LO LARGO DEL ESPACIO (POR REACTOR) Y PARA UNA SOLA FECHA DE MUESTRA, PARA LAS DOS PRIMERAS CARGAS (a: PRIMERA Y b: SEGUNDA CARGA ).

		1a CGA	SEGUNDA CARGA								TERCERA CARGA				
		6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-84	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-11-83	5-12-83
Conductividad ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	R	5000	7900	10700	9500	16500	14000	15000	16000	12000	14500	13000	16000	13000	19000
	$\bar{X}$	5800 5367	10000 8923	11100 10822	9800 9633	17000 16600	16900 15722	17800 16456	17800 16533	14000 13111	18000 16578	21000 18588	19000 17667	16000 15222	21000 20222
	M	5400	9000	10900	9600	16600	15000	16300	16500	13500	17000	20000	18000	16000	20000
	S	312	678	282	87	158	922	829	598	741	1257	275	866	1093	667
pH	R	7.0 8.74	6.2 7.1	6.1 7.7	5.5 6.5	5.3 7.2	5.5 7.1	6.0 7.3	6.2 7.3	5.7 7.6	6.0 7.3	6.0 8.3	5.1 7.1	5.0 6.6	3.7 5.8
	$\bar{X}$	8.2	6.8	7.1	6.2	6.4	6.8	6.6	6.7	6.8	6.8	6.7	6.5	6.2	4.7
	M	8.43	6.9	7.2	6.4	6.5	7.0	6.6	6.7	6.8	6.8	6.5	6.6	6.4	4.7
	S	0.60	0.30	0.60	0.40	0.60	0.50	0.40	0.40	0.50	0.40	0.70	0.60	0.50	0.90
TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	R	18 19.2	18 19	16 17.5	17 18.5	18 19	17 19	18.5 20	18 19	17 18	17	16	16	15	16
	$\bar{X}$	18.3	18.3	16.9	17.2	18.6	17.6	19.1	18.3	17.1	17.0	16.7	16.1	15	16
	M	18.1	18	17	17	19	17.5	19	18	17	17	16	16	15	16
	S	0.40	0.40	0.40	0.50	0.50	0.70	0.40	0.40	0.30	0.00	0.90	0.30	0.00	0.00
Oxígeno Disuelto (mg/l)	R	3.2 5.3	0.5 2.2	2.6 4.7	4.0 6.6	1.6 6.5	0.8 5.2	2.0 4.3	2.6 5.3	1.8 4.9	2.4 5.9	3.1 5.4	0.5 4.2	2.4 4.8	1.1 6.0
	$\bar{X}$	4.6	1.2	4.2	5.1	4.9	3.7	3.3	3.7	3.4	4.2	4.2	3.5	3.9	3.3
	M	5.0	1.3	4.4	4.7	5.3	4.5	3.5	3.5	3.2	3.7	4.0	4.0	3.9	2.7
	S	0.90	0.50	0.70	0.90	1.9	1.6	0.80	1.00	1.10	1.20	0.90	1.20	0.70	1.80
D.O. <sub>2</sub> - O <sub>2</sub> (mg/l - O <sub>2</sub> )	R	272 425	2173 1573	—	2973 2187	1960 1307	2400 1949	2400 1573	2867 2153	—	4987 2531	4889 2476	4130 1440	—	—
	$\bar{X}$	345	1837	—	2639	1567	2207	2074	2555	—	3760	3551	2552	—	—
	M	332	1867	—	2693	1553	2256	2147	2506	—	3821	3453	2244	—	—
	S	54	197	—	258	240	175	296	255	—	786	855	925	—	—
D.B. - O <sub>2</sub> (mg/l - O <sub>2</sub> )	R	146 264	—	—	—	—	—	960 525	—	—	—	—	—	—	—
	$\bar{X}$	205	—	—	—	—	—	744	—	—	—	—	—	—	—
	M	205	—	—	—	—	—	750	—	—	—	—	—	—	—
	S	49	—	—	—	—	—	173	—	—	—	—	—	—	—

TABLA 3.- ESTADISTICAS (R: RANGO;  $\bar{X}$ : MEDIA ARITMETICA; M: MEDIANA, Y S: DESVIACION ESTANDAR) PARA CADA PARAMETRO MEDIDO EN EL SISTEMA DE REACTORES, PARA LAS TRES CARGAS ORGANICAS. (SE PROMEDIAN LOS RESULTADOS DE LOS NUEVE REACTORES MUESTREADOS). (— significa falta de determinaciones)

4.2.8 Variación de los estadísticos estimados (X, M, S) a lo largo del espacio para la segunda y tercera carga.

En la tabla 4, (pág. 43), se presentan los estadísticos (X: media aritmética; M: mediana, y S: desviación estándar) por reactor y para la segunda y tercera carga orgánicas, los cuales se estimaron promediando los valores de cada parámetro físicoquímico en cada una de las fechas de muestreo. Esto se efectuó con el objetivo de apreciar en forma más concreta el comportamiento de estos parámetros físicoquímicos, pero ahora a lo largo del espacio (es decir, por reactor muestreado), a diferencia del punto anterior, donde se buscó obtener el comportamiento de los mismos pero a lo largo del tiempo (únicamente por fecha de muestreo).

Con los valores de la tabla 4 se calculó el coeficiente de variación de cada parámetro físicoquímico para cada reactor de muestreo y para la segunda y tercera carga (tabla 5, pág. 44). De ésta se observa que los valores del coeficiente de variación (C.V.) nunca superaron el 50%, es decir, su variación es mínima.

Por otra parte, para cerciorarse de que en realidad el comportamiento de los parámetros físicoquímicos a lo largo del espacio -desde el punto de vista del coeficiente de variación- fue homogéneo y que esta homogeneidad no pudo deberse a errores de experimentación o por azar, se procedió a aplicar la prueba empírica de confiabilidad de Chébishev (OEA, 1980) a los valores de coeficiente de variación obtenidos. Esta prueba argumenta que si al valor promedio de la variable (en este caso el C.V.) se le resta y suma -a la vez- dos veces el valor de su desviación estándar, los nuevos rangos de la variable que se establecen deberán contener el 95% de las observaciones originales. Si éste es el caso, entonces se acepta que la variable sigue el comportamiento de distribución normal de Gauss o de campana, descartando así que el comportamiento de la variable pudiera haberse originado al azar o por errores de experimentación.

En la tabla 5 se observan los resultados de aplicar esta prueba, viéndose que efectivamente ninguno de los parámetros varió significativamente

ESTADISTICO PARAMETRO	SEGUNDA CARGA ORGANICA			TERCERA CARGA ORGANICA			
	MEDIA ARITMETICA ( $\bar{X}$ )	DESVIACION ESTANDAR (S)	MEDIANA (M)	MEDIA ARITMETICA ( $\bar{X}$ )	DESVIACION ESTANDAR (S)	MEDIANA (M)	
REACTOR 1	CONDUCTIVIDAD	13513	3201	14500	16700	2864	16000
	pH	6.1	0.59	5.8	5.9	1.70	5.1
	TEMPERATURA	18.8	0.76	19.0	16.6	1.14	17
	OXIGENO DISUELTO	2.8	1.59	2.8	3.4	1.75	3.9
	D. Q. O	2451	379	2600	4669	469	-4889
REACTOR 7	CONDUCTIVIDAD	13850	3272	14750	18000	1871	18000
	pH	6.2	0.16	6.1	5.6	1.04	6.0
	TEMPERATURA	18.0	0.86	18.0	16.4	1.14	16
	OXIGENO DISUELTO	2.7	1.28	2.3	4.2	0.44	4.2
	D. Q. O	2387	497	2360	4148	471	4365
REACTOR 14	CONDUCTIVIDAD	13650	3078	14250	18400	1851	18000
	pH	6.6	0.32	6.6	5.9	1.22	6.4
	TEMPERATURA	17.6	0.69	17.5	16.2	0.84	16
	OXIGENO DISUELTO	3.8	1.87	3.3	3.1	1.19	3.2
	D. Q. O	2321	416	2338	3815	621	4104
REACTOR 21	CONDUCTIVIDAD	13325	3250	14000	18400	2074	18000
	pH	6.9	0.25	6.9	6.0	1.28	6.5
	TEMPERATURA	17.6	0.98	17.5	16.2	4.09	16
	OXIGENO DISUELTO	3.6	1.02	3.9	3.6	1.62	4.1
	D. Q. O	2197	395	2299	3477	841	3475
REACTOR 30	CONDUCTIVIDAD	13363	3278	13950	18540	1977	18000
	pH	6.8	0.26	6.7	6.3	0.99	6.6
	TEMPERATURA	17.6	0.82	17.5	16.0	0.71	16
	OXIGENO DISUELTO	3.5	1.47	3.9	3.9	1.29	3.9
	D. Q. O	2170	416	2202	3269	881	3713
REACTOR 40	CONDUCTIVIDAD	13475	3382	14650	18360	1884	19000
	pH	6.8	0.68	7.0	6.2	0.43	6.2
	TEMPERATURA	17.8	0.75	18	16.0	0.71	16
	OXIGENO DISUELTO	4.3	1.53	4.7	3.1	0.83	3.3
	D. Q. O	2079	444	2123	2914	873	3192
REACTOR 50	CONDUCTIVIDAD	13150	3557	13250	17000	1871	17000
	pH	6.8	0.47	6.7	6.5	0.58	6.6
	TEMPERATURA	17.8	0.89	17.5	16.0	0.71	16
	OXIGENO DISUELTO	3.6	1.83	3.8	3.5	1.19	3.2
	D. Q. O	1993	421	2025	2689	708	2932
REACTOR 60	CONDUCTIVIDAD	13725	3655	15000	16500	2915	1600
	pH	7.0	0.40	7.0	6.6	0.58	6.9
	TEMPERATURA	18.0	0.88	17.8	16.0	0.71	16
	OXIGENO DISUELTO	4.3	1.84	4.9	4.7	0.81	4.8
	D. Q. O	1876	416	1834	2442	623	2736
REACTOR 70	CONDUCTIVIDAD	13328	3313	14250	17000	3082	17000
	pH	7.0	0.67	7.0	6.7	0.59	6.9
	TEMPERATURA	18.0	0.94	17.8	16.0	0.71	16
	OXIGENO DISUELTO	4.6	1.27	4.7	4.7	0.88	4.3
	D. Q. O	1790	358	1761	2149	615	2476

TABLA 4 - PARAMETROS ESTADISTICOS ( $\bar{X}$ ; MEDIA ARITMETICA, S; DESVIACION ESTANDAR, M; MEDIANA), DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS PARA LA TERCERA CARGA (PROMEDIANDO LOS RESULTADOS DE LOS OCHO MUESTREOS PARA CADA REACTOR).

	SEGUNDA CARGA				TERCERA CARGA					
	CONDUC- TIVIDAD	pH	TEMPE- RATURA	OXIGENO DISUELTQ	CONDUC- TIVIDAD	pH	TEMPE- RATURA	OXIGENO DISUELTQ	D.Q.O	
REACTOR 1	0.24	0.10	0.04	0.56	0.15	0.17	0.29	0.07	0.51	0.10
REACTOR 7	0.24	0.03	0.05	0.47	0.21	0.10	0.18	0.07	0.10	0.11
REACTOR 14	0.23	0.05	0.04	0.49	0.18	0.10	0.21	0.05	0.39	0.16
REACTOR 21	0.24	0.04	0.06	0.28	0.18	0.11	0.21	0.29	0.45	0.24
REACTOR 30	0.25	0.04	0.05	0.42	0.19	0.11	0.16	0.04	0.33	0.27
REACTOR 40	0.25	0.10	0.04	0.36	0.21	0.10	0.07	0.04	0.27	0.30
REACTOR 50	0.27	0.07	0.05	0.51	0.21	0.11	0.04	0.09	0.34	0.26
REACTOR 60	0.27	0.06	0.05	0.42	0.22	0.18	0.09	0.04	0.17	0.26
REACTOR 70	0.25	0.10	0.05	0.28	0.20	0.18	0.09	0.04	0.19	0.29
$\bar{X}$	0.25	0.07	0.05	0.42	0.19	0.13	0.15	0.08	0.31	0.22
S	0.01	0.03	0.01	0.10	0.02	0.04	0.08	0.08	0.14	0.08
$\pm 1S$	0.24-0.26	0.04-0.10	0.04-0.06	0.32-0.52	0.17-0.21	0.09-0.17	0.07-0.23	0.00-0.16	0.17-0.45	0.14-0.30
$\pm 2S$	0.23-0.27	0.01-0.13	0.03-0.07	0.22-0.62	0.15-0.23	0.05-0.21	0.01-0.31	0.08-0.24	0.03-0.59	0.06-0.36

TABLA 5.- VALORES DEL COEFICIENTE DE VARIACION (C.V.) POR REACTOR Y POR CARGA PARA CADA UNO DE LOS PARAMETROS FISICOQUIMICOS ANALIZADOS. ASIMISMO, LA  $\bar{X}$ : MEDIA ARITMETICA Y S : DESVIACION ESTANDAR DEL C.V. DE CADA PARAMETRO Y EL RANGO DE VALORES DEL C.V. DESPUES DE SUMAR Y RESTAR A LA MEDIA ARITMETICA UNA O DOS DESVIACIONES ESTANDAR.

en el sistema (C.V. menores del 50% y que el 95% de las observaciones originales caen dentro de los nuevos rangos resultantes de la prueba de Chébishev).

#### 4.3 Resultados de los parámetros biológicos para la primera y segunda carga

##### 4.3.1 Identificación y distribución de las algas en el sistema

Se identificaron un total de ocho especies algales en el sistema de reactores en cascada, las cuales se desarrollaron solamente en la primera y segunda carga orgánicas, ya que en la tercera carga no se observó crecimiento de las mismas.

En ambas cargas, la distribución de estas especies estuvo condicionada a una sola área especial comprendida entre los reactores 40 al 70.

A continuación se indica su clasificación (según Bourrelly, 1966, 1968, y 1970), basándonos en algunas características morfológicas y ecológicas, así como la carga en que desarrollaron:

División : Chrysophyta  
Clase : Bacillariophyceae  
Orden : Pennales  
Familia : Achnantheaceae  
Género : Achnanthes Bory

A . lanceolata W. Smith

Células de 18.6-31.4 x 4.8-7.2  $\mu\text{m}$ ; estrías transapicales fuertes en número 15-16 en 10  $\mu\text{m}$ ; valva con una mancha en forma de herradura en un extremo del área central. Esta especie se desarrolló a partir del reactor 40, tanto

en la primera como en la segunda carga. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie xenosaprobia, x, (con un "Si" de 0.50). Sin embargo, se presentó en el sistema con rangos de  $DBO_5$  muy superiores a los mencionados por este autor. La observamos en las siguientes condiciones abióticas:

Conduct. : 5,000-17,300  $\mu$ Scm  
pH.: 5.3- 8.7  
TEMP. : 18-19 °C  
O.D. : 2.2-6.5  $mg\ l^{-1}$   
DQO : 272-2,627  $mg\ l^{-1}$   
 $DBO_5$  : 146-660  $mg\ l^{-1}$

A. linearis W. Smith

Células del 11.7-14.4 x 2.9-3.9  $\mu$ m. Esta especie también se desarrolló a partir del reactor 40, tanto para la primera como para la segunda carga. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie xenosaprobia, x, (con un "Si" de 0.40), aunque -como en el caso anterior- las  $DBO_5$  bajo las que se detectó son muy superiores. La observamos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc. : 5,000-17,300  $\mu$ Scm  
pH. : 5.3-8.7  
Temp. : 18-19°  
O.D. : 2.2-6.5  $mg\ l^{-1}$   
DQO. : 272-2.627  $mg\ l^{-1}$   
 $DBO_5$  : 146-660  $mg\ l^{-1}$

Familia : Gomphonemaceae

Género : Gomphonema Agardh

G. parvulum (Kuetzing) Grunow.

Células de 20.6-27.8 X 3.4-4.7  $\mu\text{m}$ . Esta especie se desarrolló en la primera carga sólo en los reactores 50 y 60, y en la segunda, del reactor 50 al 70. Se reporta como una especie que habita comúnmente en aguas contaminadas orgánicamente (EPA, 1977 y Margalef, 1983). Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie beta-mesosaprobia (con un "Si" de 1.90), aunque -como en los casos anteriores- las  $\text{BBO}_5$  bajo las que se detecta son muy superiores. La encontramos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc.:	5,100-17,300	$\mu\text{Scm}^{-1}$
pH:	6.0-8.7	
TEMP.:	18-19	$^{\circ}\text{C}$
O.D.:	2.2-6.5	$\text{mg l}^{-1}$
DBQO :	296-2,480	$\text{mg l}^{-1}$
DBO <sub>5</sub> :	148-576	$\text{mg l}^{-1}$

Familia : Naviculaceae

Género : Navicula Bory

N. cryptocephala var. veneta (Kuetzing) Grunow

Células de 29.4-35.3 X 3.9-4.7  $\mu\text{m}$ ; estriás muy finas en cantidad de 16-18 en 10  $\mu\text{m}$ . EPA (1977) la reporta como una especie que habita comúnmente en aguas contaminadas orgánicamente. Esta especie se desarrolló en la primera carga sólo en los reactores 50 y 60 y en la segunda carga del reactor 50 al 70. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie alfa-mesosaprobia (con un "Si" de 2.70), aunque -como anteriormente- las  $\text{DBO}_5$  bajo las que se detecta son muy superiores. La observamos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc. : 5,100-17,300  $\mu\text{Scm}$   
pH. : 6.0-8.7  
TEMP. : 17-18 °C  
O.D. : 2.2-6.5  $\text{mg l}^{-1}$   
DQO : 296-2,480  $\text{mg l}^{-1}$   
DBO<sub>5</sub> : 148-576  $\text{mg l}^{-1}$

Familia : Nitzschiaceae

Género : Nitzschia Hassall

N. palea (Kuetzing) W. Smith.

Células de 29.4-35.3 x 3.9-4.7  $\mu\text{m}$ ; estrías muy finas en número de 35-40 en 10  $\mu\text{m}$  y alrededor de 12-15 perlas ("carinal dots") en 10  $\mu\text{m}$ . EPA (1977) la reporta como una especie que habita comúnmente en aguas contaminadas orgánicamente. Esta especie se desarrolló a partir del reactor 40, tanto en la primera como en la segunda carga. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie alfa-mesosaprobia (con un "Si" de 2.70), aunque como anteriormente las DBO<sub>5</sub> bajo las que se detecta son muy superiores. La encontramos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc. : 5,000-17,300  $\mu\text{Scm}^{-1}$   
pH : 5.3-8.7  
Temp. : 17-18 °C  
O.D. ; 2.2-6.5  $\text{mg l}^{-1}$   
DQO : 272-2,627  $\text{mg l}^{-1}$   
DBO<sub>5</sub> : 146-525  $\text{mg l}^{-1}$

División : Chlorophyta

Clase : Chlorophyceae

Orden : Chlorococcales

Familia : Scenedesmeceae  
 Género : Scenedesmus Ralfs

S. ecornis (Ralfs) Chodat

Cenobios de 2 a 4 células que miden 16.8-19.6  $\mu\text{m}$  de ancho X 9.6  $\mu\text{m}$  de alto. Células de 4.8-6.0  $\mu\text{m}$  de diámetro X 9.6  $\mu\text{m}$  de alto. Esta especie se desarrolló a partir del reactor 50, únicamente en la segunda carga (sólo en la fecha de muestreo del 29-8-83). Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie beta-mesosaprobia (con un "Si" de 2.0), aunque -como anteriormente- las DBO<sub>5</sub> bajo las que se detectó son muy superiores. La observamos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc.	: 16,000-16,500	$\mu\text{Scm}^{-1}$
pH	: 6.5	
Temp.	: 17-17.5	°C
O.D.	: 6.5	$\text{mg l}^{-1}$
DQO	: 1,307-1,360	$\text{mg l}^{-1}$
DBO <sub>5</sub>	: 525-576	$\text{mg l}^{-1}$

División : Cyanophyta  
 Clase : Cyanophyceae  
 Orden : Nostocales  
 Familia : Oscillatoriaceae  
 Género : Oscillatoria

O. amoena (Kuetzing) Gomont

Filamentos de 7.2  $\mu\text{m}$  de diámetro, de color verde-azulados; células de 4.9-6.2 X 5.6-7.2  $\mu\text{m}$ . Los filamentos se adelgazan progresivamente hasta terminar en una célula capitada con caliptra; las divisiones intracelulares presentan ligeras constricciones. Esta especie aparece únicamente en la primera carga a partir del reactor 50. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie xenosaprobia, X, (con un "Si" de 0.25), aunque -como anteriormente- las DBO<sub>5</sub> bajo las que se detectó son muy superiores. La encontramos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc. : 5,000-5,100  $\mu\text{Scm}^{-1}$   
pH : 8.6-8.7  
Temp. : 18°C  
O.D. : 5.0-5.3  $\text{mg l}^{-1}$   
DBQO : 272-309  $\text{mg l}^{-1}$   
DBO<sub>5</sub> : 146-148  $\text{mg l}^{-1}$

División : Euglenophyta  
Clase : Euglenophyceae  
Orden : Euglenales  
Familia : Peranemaceae  
Género : Peranema Ehrenberg

P. tricophorum (Ehrenberg) Stein.

Células de 41.6-66.7 X 22.2-33.4  $\mu\text{m}$ . Kudo (1983) la reporta como una especie que se localiza en condiciones muy elevadas de materia orgánica. Esta especie sólo se desarrolló en la segunda carga, pero únicamente en el reactor 50. Sládeček (1981) la sitúa dentro del sistema de saprobios como una especie beta-mesosaprobia (con un "Si" de 1.70), aunque -como anteriormente- las DBO<sub>5</sub> bajo las que se detecta son muy superiores. La observamos bajo las siguientes condiciones abióticas:

Conduc. : 16,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$   
pH : 6.5  
Temp. : 19 °C  
O.D. : 6.5  $\text{mg l}^{-1}$   
DQO : 1,360  $\text{mg l}^{-1}$   
DBO<sub>5</sub> : 576  $\text{mg l}^{-1}$

#### 4.3.2 Frecuencia y abundancia de las especies algales en el sistema de reactores para la primera y segunda carga

En las tablas 6 y 7 (págs. 52 y 53) se presentan el número de especies algales identificadas en la película biológica homogeneizada para la primera y segunda carga, respectivamente. Asimismo, se reportan la suma total de individuos y el índice de saptobiedad "S" (estimado según la fórmula de Pantle y Buck, 1955) tanto por reactor como por fecha de muestreo.

De la tabla 6 también se observa que en la primera carga el número de individuos por especie siempre aumentó hacia el final del sistema, con valores que oscilan de 405,803 a 823,927 ind/cm<sup>2</sup> (reactor 40 y 70, respectivamente). Sin embargo, con base en los valores de la tabla 7, se aprecia que en la segunda carga la cantidad de individuos por especie no sigue un comportamiento homogéneo ni a lo largo del espacio ni del tiempo, ya que puede aumentar, luego disminuir y volver a aumentar; o bien, disminuir, luego aumentar y volver a disminuir.

Dado el comportamiento tan heterogéneo de la cantidad de individuos por especie para la segunda carga, y por razones prácticas, se decidió estimar la abundancia de cada especie por fecha de muestreo, sumando la abundancia de cada especie por reactor y, por último, calcular la abundancia de cada especie, sumando la abundancia de cada una por fecha de muestreo. Además, con base en estos valores se calculó tanto el porcentaje de abundancia de cada especie por fecha de muestreo como la abundancia total de cada especie, sumando la abundancia de cada una registrada por fecha de muestreo. Los valores de las estimaciones ya mencionadas para la primera y segunda carga se resumen de manera independiente en la tabla 8 (pág. 54).

Con base en los porcentajes de abundancia (tabla 8) obtenidos sumando la abundancia de cada especie por fecha de muestreo y dividiendo entre la abundancia total de individuos por carga, se procedió a elaborar independientemente el histograma de abundancia de especies, tanto para la primera como para la segunda carga (fig. 10, pág. 56).

		6-7-83	
		NOMBRE CIENTIFICO	"Si" IND/cm
REACTOR 40		<i>Nitzschia palea</i>	2.7 380,441
		<i>Achnanthes linearis</i>	0.4 18,116
		<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.5 7,246
		SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS	405,803
		INDICE DE SAPROBIEDAD	"S" 2.56
REACTOR 50		<i>Nitzschia palea</i>	2.7 300,730
		<i>Gomphonema parvulum</i>	1.9 36,233
		<i>Navicula cryptocephala var. veneta</i>	2.7 25,362
		<i>Achnanthes linearis</i>	0.4 18,116
		<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.5 14,492
		<i>Oscillatoria amoena</i>	0.25 7,246
		SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS	402,179
	INDICE DE SAPROBIEDAD	"S" 2.40	
REACTOR 60		<i>Nitzschia palea</i>	2.7 326,093
		<i>Achnanthes linearis</i>	0.4 86,958
		<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.5 36,233
		<i>Gomphonema parvulum</i>	1.9 21,739
		<i>Navicula cryptocephala var. veneta</i>	2.7 14,492
		<i>Oscillatoria amoena</i>	0.25 10,870
		SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS	496,385
	INDICE DE SAPROBIEDAD	"S" 2.05	
REACTOR 70		<i>Nitzschia palea</i>	2.7 565,227
		<i>Achnanthes linearis</i>	0.4 202,902
		<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.5 50,725
		<i>Oscillatoria amoena</i>	0.25 5,073
		SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS	823,927
	INDICE DE SAPROBIEDAD	"S" 1.98	

TABLA 6.- LISTA DE ESPECIES ALGALES CONTADAS PARA LA PRIMERA CARGA ORGANICA. ASI MISMO, EL INDICE DE SAPROBIEDAD PARA CADA REACTOR.

		8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-8-83	12-8-83	19-8-83	26-8-83	TOTAL	
NOMBRE CIENTIFICO		"S"	IND/cm <sup>2</sup>								
REACTOR 40	<i>Nitzschia palea</i>	2.70	—	14492	—	—	—	—	—	14,492	
	<i>Achnanthes linearis</i>	0.40	—	3623	—	—	—	—	—	3,623	
	<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.50	—	3623	—	—	—	—	—	3,623	
	SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS		—	21738	—	—	—	—	—	21,738	
INDICE DE SAPROBIEDAD "S"			—	1.95	—	—	—	—	—	1.95	
REACTOR 50	<i>Nitzschia palea</i>	2.70	18116	28986	41304	21739	10870	—	—	121,015	
	<i>Achnanthes linearis</i>	0.40	3623	7246	7246	18116	3623	—	—	39,954	
	<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.50	3623	3623	3623	14492	3623	—	—	28,984	
	<i>Navicula cryptocephala var. veneta</i>	2.70	—	3623	3623	7246	3623	—	—	18,115	
	<i>Gomphonema parvulum</i>	1.90	—	—	—	7246	—	—	—	7,246	
	<i>Peranema trichophorum</i>	2.70	—	—	—	25362	—	—	—	25,362	
	<i>Scenedesmus ecorvus</i>	2.00	—	—	—	18116	—	—	—	18,116	
	SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS		25362	43478	55796	102317	21739	—	—	258,692	
INDICE DE SAPROBIEDAD "S"			2.06	2.13	2.26	1.18	1.95	—	—	2.06	
REACTOR 60	<i>Nitzschia palea</i>	2.70	28986	61594	41304	14492	14492	3623	7246	3623	175,360
	<i>Achnanthes linearis</i>	0.40	3623	3623	10870	3623	7246	3623	7246	7246	47,100
	<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.50	14492	7246	7246	3623	3623	7246	3623	3623	50,722
	<i>Navicula cryptocephala var. veneta</i>	2.70	3623	10870	3623	10870	7246	—	—	—	36,232
	<i>Gomphonema parvulum</i>	1.90	—	3623	—	3623	3623	—	3623	10870	25,362
	<i>Scenedesmus ecorvus</i>	2.00	—	—	—	3623	—	—	—	—	3,623
	SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS		50724	86956	63043	39854	36230	14492	21738	25362	338,399
	INDICE DE SAPROBIEDAD "S"			1.19	2.39	2.05	2.15	1.94	1.03	1.43	1.39
REACTOR 70	<i>Nitzschia palea</i>	2.70	118696	148551	108623	3623	90580	7246	10870	7246	485,435
	<i>Achnanthes linearis</i>	0.40	3623	7246	3623	3623	10870	7246	14492	3623	54,346
	<i>Achnanthes lanceolata</i>	0.50	7246	7246	3623	3623	7246	3623	7246	3623	43,476
	<i>Navicula cryptocephala var. veneta</i>	2.70	3623	10870	7246	—	7246	3623	7246	7246	47,100
	<i>Gomphonema parvulum</i>	1.90	3623	—	3623	—	7246	—	—	—	14,492
	<i>Scenedesmus ecorvus</i>	2.00	—	—	—	3623	—	—	—	—	3,623
	SUMA TOTAL DE INDIVIDUOS		126811	173913	126738	14492	123188	21738	39854	21738	648,472
	INDICE DE SAPROBIEDAD "S"			2.49	2.51	2.54	1.40	2.32	1.57	1.46	1.95

TABLA 7.-LISTA DE ESPECIES ALGALES CONTADAS PARA LA SEGUNDA CARGA. ASIMISMO, EL INDICE DE SAPROBIEDAD "S", PARA CADA REACTOR Y POR FECHA DE MUESTREO. ( — : SIGNIFICA QUE NO HUBO DESARROLLO DE ALGAS ).

ABUNDANCIA TOTAL EN EL SISTEMA (IND/cm)

NOMBRE CIENTIFICO	1ª CGA	2ª CARGA								
	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	TOTAL
<i>Nitzschia palea</i>	1572,491	155,798	239,731	205,723	39,854	115,942	10,869	18,116	10,869	796,302
<i>Achnanthes linearis</i>	326,092	10,869	18,115	25,362	25,362	21,739	10,869	21,738	10,869	144,923
<i>Achnanthes lanceolata</i>	108,696	25,361	18,115	18,115	21,738	14,492	10,869	10,869	7,246	126,806
<i>Gomphonema parvulum</i>	57,792	7,246	3,623	3,623	10,869	10,869	—	3,623	10,870	50,723
<i>Navicula cryptocephala</i>	39,854	3,623	25,362	14,492	18,116	18,115	3,623	7,246	7,246	97,824
<i>Oscillatoria amoena</i>	23,189	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Scenedesmus ecoris</i>	—	—	—	—	25,362	—	—	—	—	25,362
<i>Peranema trichophorum</i>	—	—	—	—	25,362	—	—	—	—	25,362
TOTAL	2128,294	202,897	304,347	267,315	166,663	181,157	36,230	61,592	47,100	267,301

PORCENTAJES DE ABUNDANCIA

NOMBRE CIENTIFICO	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	TOTAL
<i>Nitzschia palea</i>	7.4 %	7.7 %	7.9 %	7.8 %	2.4 %	6.4 %	3.0 %	2.9 %	2.3 %	6.3 %
<i>Achnanthes linearis</i>	1.5 %	5 %	6 %	9 %	1.5 %	1.2 %	3.0 %	3.5 %	2.3 %	1.1 %
<i>Achnanthes lanceolata</i>	5 %	1.2 %	6 %	7 %	1.3 %	8 %	3.0 %	1.8 %	1.5 %	1.0 %
<i>Gomphonema parvulum</i>	3 %	4 %	1 %	1 %	7 %	6 %	—	6 %	2.4 %	4 %
<i>Navicula cryptocephala</i>	2 %	2 %	8 %	5 %	1.1 %	1.0 %	1.0 %	1.2 %	1.5 %	8 %
<i>Oscillatoria amoena</i>	1 %	—	—	—	—	—	—	—	—	—
<i>Scenedesmus ecoris</i>	—	—	—	—	1.5 %	—	—	—	—	2 %
<i>Peranema trichophorum</i>	—	—	—	—	1.5 %	—	—	—	—	2 %
TOTAL	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %	100 %

TABLA 8.- VALORES DE LA SUMA TOTAL DE IND/cm PARA CADA ESPECIE IDENTIFICADA PARA LA PRIMERA Y SEGUNDA CARGA. ASIMISMO, EL PORCENTAJE DE ABUNDANCIA DE CADA ESPECIE POR FECHA DE MUESTREO A LO LARGO DEL TIEMPO.

De la fig. 10 se aprecia que la especie que presentó la mayor abundancia para la primera y segunda carga fue Nitzschia palea, con valores de 74 y 63%, respectivamente; Achnanthes linearis, con valores de 15% para la primera y 11% para la segunda carga (porcentajes hasta seis veces menores que los de N. palea); A. lanceolata presentó 5% en la primera y 10% en la segunda carga; de igual forma, Navicula cryptocephala var. veneta registró 2% para la primera y 8% para la segunda carga, y Gomphonema parvulum, con valores de 3% para la primera y 4% para la segunda carga. Por último, las especies con abundancias mínimas fueron: Oscillatoria amoena con 1%, sólo en la primera carga; Scenedesmus ecornis y Peranema trichophorum con valores de 2% en ambos casos, y únicamente en la segunda carga. Estas dos últimas especies se consideran especies ocasionales (ver tabla 7, pág 53 ).

También se pueden observar que las especies N. palea y A. linearis presentaron su mayor abundancia, con respecto a las demás especies, en la primera carga, y que en la segunda carga su abundancia disminuyó ligeramente. Contrario a lo anterior, las especies A. lanceolata, G. parvulum y N. cryptocephala var. veneta incrementan ligeramente su abundancia en la segunda carga, con respecto a la registrada en la primera carga.

#### 4.3.3 *Relación del coeficiente de variación de los parámetros físicoquímicos analizados, con respecto al desarrollo de algas en el sistema*

Comparando los valores de la cantidad total de algas desarrolladas para la segunda carga orgánica (última columna de la tabla 7, pág. 53 ), con respecto a los valores del coeficiente de variación de cada parámetro analizado para esta carga (tabla 5, pág. 44), se observa que aunque la cantidad total de algas aumentó hacia el final del sistema desde valores de 21,738 a 948,472 ind/cm<sup>2</sup> (reactores 40 al 70, respectivamente), ésta no influyó o afectó en manera alguna el comportamiento de los valores del coeficiente de variación para cada uno de los parámetros, ya que el mismo se mantiene homogéneo incluso en los reactores donde se presentaron las algas.

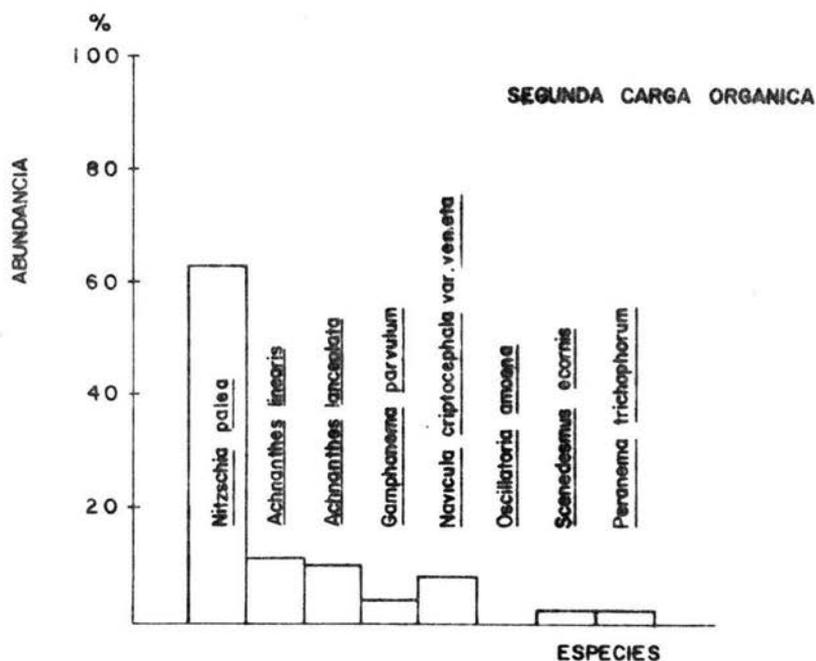
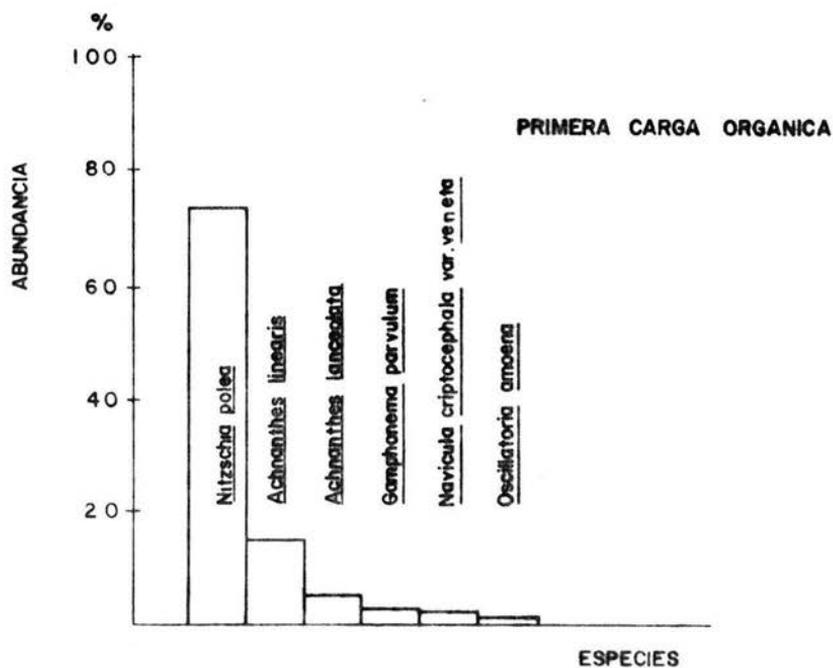


Figura 10. HISTOGRAMA DE ABUNDANCIA (%) PARA CADA UNA DE LAS ESPECIES IDENTIFICADAS EN LA PRIMERA Y SEGUNDA CARGA ORGANICA.

Por otra parte, a pesar de que en la tabla 7 se reportan también los valores del coeficiente de variación de los parámetros analizados para la tercera carga, éstos no se pudieron comparar con el desarrollo de las algas, ya que para esta carga no hubo crecimiento de las mismas.

No se reportan resultados de este punto para la primera carga, debido a que únicamente se realizó un sólo muestreo para la misma.

#### 4.3.4 Resultados de la diversidad algal en el sistema para la primera y segunda carga

En la tabla 9 (pág. 59) se presentan los valores de la diversidad algal para la primera y segunda carga, obtenidos mediante los índices de Simpson (D) y Shannon-Wiener (H'), tanto a lo largo del espacio como por fecha de muestreo. Asimismo, se reportan los valores promedio de diversidad para ambos índices, por fecha de muestreo y para ambas cargas.

##### 4.3.4.1 Índice de diversidad de Simpson (D)

En la primera carga, tabla 9, la diversidad algal aumentó desde el reactor 40 al 60, con valores de 0.119 a 0.529 bits/ind (según Margalef (1981), D oscila teóricamente entre 0 y 1). Sin embargo, en el reactor 70 ésta vuelve a disminuir hasta 0.465 bits/ind. También se aprecia que el valor promedio de diversidad fue de 0.389 bits/ind.

De la tabla 9 se aprecia -a la vez- que los valores de diversidad de Simpson para la segunda carga no mantienen un comportamiento regular ni a lo largo del espacio ni del tiempo, ya que éstos pueden aumentar progresivamente hacia el final del sistema (fechas de muestreo del 12-9-83; 19-9-83, y 26-9-83); o bien, siempre disminuir (fechas de muestreo del 15-8-83 y 29-8-83), y, por último, aumentar y volver a disminuir (fechas de muestreo del 8-8-83; 22-8-83, y 5-9-83). Los valores máximo y mínimo de diversidad registrados fueron: 0.835 y

0.260 bits/ind. Los valores promedio de la misma oscilaron entre 0.416 a 0.782 bits/ind.

#### 4.3.4.2 *Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ )*

En la primera carga, tabla 9, los valores de diversidad de Shannon-Wiener presentan el mismo comportamiento que los valores de Simpson para esta carga. Es decir, aumenta la diversidad algal desde el reactor 40 al 60, con valores de 0.391 a 1.581 bits/ind, disminuyendo en el reactor 70 hasta 1.163 bits/ind (según Margalef (1981),  $H'$  varía teóricamente de 0 a 5). El valor promedio de diversidad fue de 1.123 bits/ind.

De la tabla 9 también se aprecia que los valores de diversidad de Shannon-Wiener para la segunda carga no mantienen un comportamiento homogéneo ni a lo largo del espacio ni del tiempo, ya que éstos pueden aumentar paulatinamente hacia el final del sistema (fechas de muestreo del 12-9-83; 19-9-83, y 26-9-83; o bien, siempre disminuir (fechas de muestreo del 15-8-83 y 29-8-83), y , por último, aumentar y volver a disminuir (fechas de muestreo del 8-8-83; 22-8-83, y 5-9-83). Por otra parte, los valores máximo y mínimo de diversidad registrados fueron: 2.684 y 0.826 bits/ind. Los valores promedio por fecha de muestreo oscilaron entre 1.159 y 2.328 bits/ind.

#### 4.3.5 *Resultados del índice de saprobiedad (S), según composición algal específica, para la primera y segunda carga.*

Para la primera carga, tabla 6 (pág. 52), los valores del índice de saprobiedad disminuyen ligeramente desde 2.56 (reactor 40) hasta 1.98 (reactor 70). El grado de saprobiedad correspondiente a estos valores es de alfa-mesosaprobiedad ( $\alpha$ ) y beta-mesosaprobiedad ( $\beta$ ), respectivamente (según Sládeček, 1975 y 1981).

		1ª CGA	2ª CARGA							
PROM.	INDICE DE DIVERSIDAD	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-8-83	19-8-83	26-8-83
	INDICE DE SIMPSON (D)	0.119	—	—	0.500	—	—	—	—	—
	INDICE DE SHANNON-WIENER(H)	0.391	—	—	1.252	—	—	—	—	—
	INDICE DE SIMPSON (D)	0.425	0.449	0.514	0.427	0.835	0.667	—	—	—
	INDICE DE SHANNON-WIENER(H)	1.356	1.149	1.418	1.215	2.684	1.792	—	—	—
	INDICE DE SIMPSON (D)	0.529	0.582	0.472	0.521	0.760	0.740	0.625	0.722	0.694
	INDICE DE SHANNON-WIENER(H)	1.581	1.519	1.408	1.432	2.300	2.121	1.500	1.918	1.844
	INDICE DE SIMPSON (D)	0.465	0.260	0.263	0.260	0.750	0.441	0.722	0.727	0.722
	INDICE DE SHANNON-WIENER(H)	1.163	0.872	0.826	0.872	2.000	1.356	1.918	1.936	1.918
	INDICE DE SIMPSON (D)	0.385	0.430	0.416	0.427	0.782	0.616	0.673	0.724	0.708
INDICE DE SHANNON-WIENER(H)	1.123	1.180	1.219	1.193	2.328	1.756	1.709	1.927	1.881	

TABLA 9.-VALORES DE LOS INDICES DE DIVERSIDAD ESTIMADOS PARA LA PRIMERA Y SEGUNDA CARGA ORGANICA, POR REACTOR Y FECHA DE MUESTREO. ASIMISMO, EL VALOR PROMEDIO DE CADA INDICE POR FECHA DE MUESTREO.

Los valores del índice de saprobiedad "S" registrados para la segunda carga se presentan en la tabla 7 (pág. 53), de la cual se observa que en la mayoría de los muestreos de esta carga, el índice de saprobiedad osciló entre 2.49 y 1.88, correspondiéndoles un grado de saprobiedad beta-mesosaprobio ( $\beta$ ). Sin embargo, existieron algunas excepciones como son: la del muestreo del 15-8-83, en el cual el índice de saprobiedad aumentó de 2.13 a 2.51 (reactores 50 y 70), correspondiéndoles un grado de saprobiedad de beta y alfa-mesosaprobiedad, respectivamente; la de los muestreos del 12-9-83 y 26-9-83, en los cuales éste fluctuó de 1.03 a 1.95 (reactores 60 y 70, respectivamente), con grados de saprobiedad de oligosaprobiedad ( $\sigma$ ) y beta-mesosaprobiedad ( $\beta$ ), y -por último- la del muestreo del 19-9-83, en el cual éste osciló de 1.43 a 1.46 (reactores 60 y 70) correspondiéndoles el grado de saprobiedad de oligosaprobio ( $\sigma$ ).

## 5. DISCUSION

### 5.1 *Caracterización físicoquímica del nejayote y su incidencia como agente contaminante en los cuerpos de agua receptores*

El nejayote es un fuerte contaminante, tanto orgánico como inorgánico, presentando la mayor parte de sus contaminantes (sólidos totales, demanda química de oxígeno -DQO- y DBO) en forma soluble (tabla 2, pág. 29). Con base en lo anterior, éste resulta un buen sustrato para ser tratado en sistemas biológicos artificiales, ya que los microorganismos que participan activamente en la depuración de las aguas residuales (básicamente bacterias, hongos y protozoos), las degradan con mayor facilidad si la mayor proporción de sus contaminantes no tóxicos que presentan existen en forma soluble (Alexander, 1977; Branco, 1984; Pessón, 1979, y UANL-OSP, 1973).

No obstante lo anterior -y tomando en cuenta los valores de pH y temperatura que presenta cuando es vertido, los cuales oscilan entre 11.1-11.7 y 65-75°C respectivamente-, el nejayote no puede ser vertido directamente en sistemas de tratamiento biológico sin antes ser sometido a un ajuste de pH y si no se reduce la temperatura que presenta (González, 1983).

Respecto a los demás contaminantes del nejayote, destacan la elevada alcalinidad, el color amarillo intenso y la elevada turbiedad. La elevada alcalinidad se debe principalmente al gran contenido de bicarbonatos y carbonatos de calcio, ya que durante el proceso de nixtamalización se utilizan elevadas cantidades de hidróxido cálcico (González, 1983). El color amarillo intenso y la elevada turbiedad pueden ocasionar que al ser vertido a los cursos de agua receptores se acentúe el color de éstos, perjudicando en alto grado la transparencia del agua restringiendo severamente la penetración de las radiaciones luminosas en la misma, lo cual origina que se afecte negativamente la actividad fotosintética y la productividad del cuerpo de agua (EPA, 1977; Branco, 1984, y UANL-OSP, 1973). Por otra parte, Branco (1984) afirma que la mayoría de los de los desechos domésticos y los orgánicos industriales contienen altas

concentraciones de pigmentos coloidales, amarillentos, de composición idéntica o semejante a los que existen en la materia húmica de los suelos. Además, transportan partículas de pequeñas dimensiones, las cuales, en suspensión permanente en las aguas receptoras, aumentan su turbiedad e influyen por igual en la transparencia y productividad del cuerpo de agua.

## 5.2 *Parámetros fisicoquímicos*

En el estudio se observó un aumento considerable de la conductividad conforme se incrementó la concentración de materia orgánica en el sistema (fig. 4, pág. 30), con valores que oscilaron de 5,000 a 21,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ . "La Legislación Relativa del Agua y su Contaminación" (SARH, 1975), ofrece una tabla (pág. 16) de la clasificación de las aguas de los cuerpos receptores superficiales en función de sus usos y características de calidad, desde agua potable hasta aguas para uso industrial, exceptuando el procesamiento de alimentos (total de 5 categorías). Según esta tabla, el límite superior de conductividad admisible para aguas de uso agrícola e industrial (categoría 4) es de 2,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ . Tomando en cuenta esta cifra, y considerando que los valores de conductividad del nejayote diluido oscilaron entre 5,000 y 21,000  $\mu\text{Scm}^{-1}$ , podemos concluir que el nejayote puede causar una fuerte pérdida de calidad del curso de agua al que sea vertido, por aumento de sólidos disueltos (cuya medida indirecta de la fracción iónica sería la conductividad), pudiendo restringir la utilización de cuerpo de agua receptor -dependiendo de la dilución- a algunos usos industriales (calidad 5).

Los valores de pH registrados para las tres cargas orgánicas (tabla 1, pág. 79), en general se mantienen dentro del rango de valores admisibles para el desarrollo óptimo de la vida acuática (pH entre 5.5-9.5, De Lora, 1978); a pesar de las variaciones que presentó este parámetro a lo largo del tiempo y del espacio, principalmente en la segunda y tercera carga. Por otra parte, al comparar los valores de pH registrados

en el afluente del sistema para las tres cargas analizadas (pH que osciló de 4.2 a 7.1), se aprecia que estos últimos son muy inferiores a los del nejayote sin diluir: esto se debió básicamente a la absorción de  $\text{CO}_2$  atmosférico por parte del nejayote, a que en el nejayote utilizado para la alimentación del sistema tuvo lugar el desarrollo de microorganismos acidofílicos o fermentadores, los cuales produjeron ácidos orgánicos volátiles y, por último, al factor de dilución aplicado para la elaboración de cada carga orgánica (González, 1983). Por lo tanto, con base en lo anterior, no resulta necesario ajustar el pH del nejayote bruto.

Las temperaturas obtenidas en el estudio (tabla 2, pág. 80), además de no variar significativamente ni a lo largo del tiempo ni del espacio en las tres cargas analizadas, se mantienen dentro del rango establecido como óptimo para el desarrollo de la vida acuática (temperaturas inferiores a  $30^\circ\text{C}$ , según De Lora, 1978, y Pessón, 1979). Por otro lado, el que en la tercera carga se presentaran las temperaturas mínimas ( $15-17^\circ\text{C}$ ), se debe a que el análisis de esta carga se efectuó en los meses de noviembre y diciembre, periodo en el cual la temperatura del ambiente es más baja, con respecto a al de los meses de primavera. Por último, que las temperaturas registradas sean mucho más bajas que las que presenta el nejayote sin diluir ( $65-75^\circ\text{C}$ ) resulta de vital importancia, puesto que las elevadas temperaturas que presenta éste -y cuyos efectos no experimentamos nosotros- incidirían causando una contaminación puntual del cuerpo de agua receptor, misma que sí puede ocasionar graves alteraciones en las comunidades presentes (Branco, 1984; Gaudy, 1983, y Pessón, 1979). Para contemplar de manera directa este hecho, comparémoslo con lo que Branco (1984) cita de la descarga de aguas de enfriamiento de una planta termoeléctrica (que funcione con óleo combustible o energía nuclear), la cual se vierte a una temperatura del orden de  $46^\circ\text{C}$ , llegando a incrementar la temperatura de los ríos receptores a  $35^\circ\text{C}$  o más, a distancias de hasta 8 Km aguas abajo del punto de descarga, para aquellas instalaciones que consumen dos millones de litros de agua por minuto. Naturalmente, si comparamos el volumen de nejayote que vierten las grandes industrias nixtamalizadoras -en este caso la de Monterrey- ( $350 \text{ ld}^{-1}$ ), con el volumen de las termoeléctricas, aquél es muy inferior a éste. Ello presupone unos efectos negativos

ciertamente inferiores, aunque no se conozca el alcance de los mismos. Con base en lo anterior, se infiere que los efectos que produzca el nejayote dependerán no sólo de la temperatura inicial del mismo, sino también de la temperatura inicial del agua del cuerpo receptor, así como de la relación de los gastos o dilución entre la masa de agua y el efluente (puntos estos que requieren de una ulterior investigación).

Por lo que respecta a las variaciones del oxígeno disuelto -el cual fue un parámetro de control-, se pueden considerar como poco discutibles, debido a que las concentraciones registradas en el estudio (tabla 2, pág. 80) en general se mantuvieron por arriba de los  $2 \text{ mgl}^{-1}$ , concentración mínima que se introdujo mecánicamente en el sistema para garantizar que la degradación de la materia orgánica presente en el sistema se efectuase por vía aerobia. Por otra parte, el que en algunos reactores se registraran valores de oxígeno disuelto inferiores a la concentración mínima pretendida ( $2 \text{ mgl}^{-1}$ ), probablemente se debió a que los tubos utilizados para la aereación y oxigenación de los mismos se taban casi en su totalidad con la película biológica desprendida del sistema. Si comparamos los valores de oxígeno disuelto obtenidos con las elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable ( $146-966 \text{ mgl}^{-1}$  como  $\text{DBO}_5$ ) presentes en el sistema, se concluye que, de no haberse introducido de manera artificial oxígeno disuelto, la cantidad de oxígeno en el sistema hubiese sido nula, ya que los efectos inmediatos que ocasionan las descargas de elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable en el medio acuático son: primero, incrementar la demanda de oxígeno por parte de los organismos para degradar éstas y, segundo, si el número de organismos aerobios es muy grande en relación con el espacio y si el medio no tiene la capacidad de reoxigenación inmediata y suficiente, entonces, la cantidad de oxígeno presente en él se agota en su totalidad, en un lapso de tiempo bastante corto, originándose condiciones de anaerobiosis (Branco, 1984; Margalef, 1983, y UANL-OSP, 1973).

Por otra parte, con base en los valores de  $\text{DBO}_5$  y  $\text{DQO}$  registrados en el estudio se aprecia que la depuración del nejayote durante las tres cargas analizadas tuvo lugar de manera muy activa en el área comprendida

entre el reactor 1 al 40 (figs. 8 y 9, págs. 38 y 40), disminuyendo en gran manera en los reactores finales.

Finalmente, la relación  $DBO_5:DQO$  para la primera carga osciló a lo largo del espacio de 1:1.6 a 1:2, con un valor promedio de 1:1.7, y para la segunda carga de 1:2.5 a 1:3.4 a lo largo del tiempo, siendo el valor promedio de 1:3. En resumen, la relación  $DBO_5:DQO$  durante las dos primeras cargas oscila de 1:1.6 a 1:3, valores que concuerdan con los de una agua de desecho de tipo doméstico (Branco, 1984). Es importante remarcar que estos valores no son completamente significativos, ya que en el estudio sólo se pudo calcular esta relación en una sola ocasión para la primera carga y en otra para la segunda, debido a que sólo se realizaron dos determinaciones de  $DBO_5$ : una para la primera y otra para la segunda carga.

### 5.3 *Parámetros biológicos*

El sistema de reactores en cascada durante las tres cargas orgánicas analizadas presentó una zonación diferente de color a lo largo del mismo, la cual se distribuyó de la siguiente manera: en los primeros 30 reactores presentó un color rojo púrpura intenso, del reactor 30 al 40 se mantiene esa misma coloración pero en menor intensidad y en los reactores del 40 al 70 el color predominante fué café marrón claro (estas determinaciones fueron cualitativas). Además de lo anterior, en los primeros 40 reactores se presenta una gran cantidad de película biológica suspendida, debido a la elevada tasa de desprendimiento de la misma.

El hecho de que no se presentasen algas en los primeros 40 reactores, tanto para la primera como para la segunda carga, se debe -por un lado- al alto grado de turbidez y de color que predominó en estos reactores, lo cual impide la penetración de la luz, convirtiéndola así en un factor limitante para el crecimiento de las algas (Benson-Evans, 1975; EPA,

y UANL-OSP, 1973) y -por otro lado- que en estos reactores se presentan las concentraciones más elevadas de materia orgánica (de 966 a 190  $\text{mg l}^{-1}$  como  $\text{DBO}_5$ ), las cuales favorecen, preferentemente, el desarrollo de organismos heterótrofos obligatorios y facultativos (básicamente bacterias, hongos y protozoos) que se encargan de la degradación del material orgánico biodegradable existen en el sistema, resultando de este proceso los nutrientes y el  $\text{CO}_2$  necesarios para el posterior desarrollo de las algas (Benson-Evans, 1975, y EPA, 1977). Con base en lo anterior, también se explica el hecho de que la distribución algal se encuentre desplazada al área comprendida entre los reactores 40 al 70. Área en la cual se supone que el proceso de depuración primaria del desecho es menos intenso.

Las especies que mejor se adaptaron a las aún elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable (valores que oscilaron de 660 a 148  $\text{mg l}^{-1}$ ) presentes en el área comprendida entre los reactores 40 al 70 son, en orden decreciente: Nitzschia palea, Achnanthes linearis, Achnanthes lanceolata, Navicula cryptocephala var. veneta y Gomphonema parvulum. Lo anterior se afirma con base en que son las especies más frecuentes y abundantes en esta área, e incluso su abundancia relativa se incrementa conforme decrece la concentración de materia orgánica hacia el final del sistema (tablas 6 y 7, págs. 52 y 53). Por otra parte, el hecho de que el número promedio de células en el sistema para la primera carga (532,073  $\text{cél/cm}^2$ ) sea relativamente más alto que el de la segunda carga (316,825  $\text{cél/cm}^2$ ) indica que estas especies se desarrollaron mejor bajo concentraciones de  $\text{DBO}_5$  de 168 a 148  $\text{mg l}^{-1}$  (que corresponden a la primera carga). Por lo que respecta a las especies Scenedesmus ecornis y Peranema trichophorum, se las considera especies ocasionales dada su baja abundancia y su mínima frecuencia (tabla 7, pág. 53).

De los ocho taxa de algas identificadas, se observa una predominancia de diatomeas sobre clorofíceas, cianofíceas y euglenales, lo cual concuerda con el tipo de sustrato empleado y la turbulencia del sistema, que favorecen el desarrollo de especies bentónicas en detrimento de las planctónicas. Ello es similar a lo que ocurre cuando se introduce en cursos de agua efluentes contaminantes de tipo orgánico, con ausencia de sustancias

fuertemente tóxicas (Patrick, 1956, y EPA, 1977). Además, Patrick (1956) establece que en dichas condiciones, la comunidad de diatomeas es una de las mejores para el monitoreo de la calidad del agua receptora. Por otra parte, dado que Oscillatoria amoena y Preranema trichophorum son organismos que poseen la ventaja de estar adaptados a deslizarse sobre un sustrato dado, por ello se explica su presencia en el sistema. Por último, Scenedesmus ecornis es una de las especies del género perteneciente al grupo inermis (Komárek y Fott, 1983), es decir, que no desarrolla ningún tipo de espina facilitadora de flotación; por lo tanto, no es de adaptación totalmente planctónica.

Sládeček, com. pers., afirma que con base en las elevadas concentraciones de DBO<sub>5</sub> registradas para la primera y segunda carga, las especies identificadas no podrían haberse presentado sino se hubiese introducido artificialmente oxígeno al sistema (concentraciones de oxígeno de alrededor de 2 mg l<sup>-1</sup>), ya que estas concentraciones de materia orgánica agotarían rápidamente del medio la provisión de oxígeno disuelto existente (Kolkwitz y Marson, 1908, y Pessón, 1979). Otro factor que probablemente pudo influir de manera significativa para que se desarrollasen estas especies en el sistema, es que las variaciones de los demás parámetros analizados para cada carga (principalmente pH y temperatura, tablas 1 y 2, págs. 79 y 80) se mantuvieron dentro de los rangos establecidos para el desarrollo óptimo de las algas (EPA, 1977; De Lora, 1978, y Gaudy, 1981). Además, con base en el coeficiente de variación estimado para cada parámetro se concluyó que estos fluctúan poco.

En lo concerniente a la influencia de las algas en el proceso de autodepuración del nejayote en el sistema de reactores en cascada, ésta se ha demostrado nula. En un sistema como el presente, con valores iniciales de DBO<sub>5</sub> dentro de la iso y metasaprobiedad (Sládeček, 1975) y altamente turbulentos, las algas no llegan a constituir una fracción de peso en la variación de los parámetros abióticos (Patrick, 1956). A este respecto, el sistema, se podría comparar (aunque resulten de naturaleza muy distinta) con los lodos activados, filtros rociadores y biodiscos, donde dominan,

películas biológicas de bacterias, hongos y protozoos (organismos descomponedores), precisamente porque se aúnan elevadas concentraciones de materia orgánica, oxígeno disuelto (introducido artificialmente) y movimiento (por burbujeo de aire, giro de aspas y discos (Sládeček, com. pers.) etc., lo cual se traduce -hasta cierto punto en turbulencia-).

La propiedad selectiva de la contaminación faculta la aplicación del concepto de diversidad, el cual es de gran importancia para conocer, interpretar y evaluar los impactos ambientales en general provocados por la contaminación (Branco, 1984, y Odum, 1972). Las diversidades calculadas para la fracción algal del sistema en las diferentes cargas resultan ciertamente bajas (entre 0.391-2.684 bits/ind para Shannon-Wiener y 0.119-0.835 para Simpson, en la primera y segunda carga) -tabla 9, pág. 59-. Estas diversidades se consideran bajas, con base en lo establecido por Margalef (1981), el cual cita que la diversidad máxima que puede presentarse en un ecosistema acuático estable oscila de 4-6 bits/ind (tomando como base el índice de Shannon-Wiener con  $\log_2$ ) y son las esperadas para un sistema cargado de materia orgánica (Branco, 1984; Odum, 1972, y Washington, 1984). El fuerte descenso de la diversidad, provocado por la contaminación se debe, tanto porque ésta establece condiciones rigurosas que sólo pueden resistir un número pequeño de especies (tanto más pequeño cuanto más grande sea el grado de selectividad o el "stress" originado por los contaminantes), como por estimular el fuerte desarrollo de esas pocas especies en ambientes fluctuantes e inestables, ya que no tienen que competir por el alimento y no se adaptan a rangos estrechos de parámetros ambientales (Branco, 1984, y Margalef, 1981). Por otra parte, Branco (1984) afirma que si la categoría taxonómica empleada es la especie, los valores de  $H'$  varían entre 0 y 5 bits/ind; los valores inferiores a 1 son propios de ambientes fuertemente contaminados; que los valores entre 1 y 3 se han registrado para aguas con contaminación moderada y los valores superiores a 3 corresponden a aguas no contaminadas. Por lo tanto, tomando en cuenta los valores de  $H'$  en el estudio (tabla 9), podemos inferir que corresponden a una contaminación moderada del medio, lo cual no concuerda con las elevadas concentraciones de  $DBO_5$  medidas, la cuales corresponden a aguas muy contaminadas (según Sládeček,

Si tomamos en cuenta la clasificación saprobia de las especies encontradas (tablas 6 y 7, págs. 52 y 53), que da un índice promedio para espacio y tiempo de 2.25 para la primera carga y de 1.83 para la segunda (los cuales corresponden a un estado betamesosaprobio, con un valor promedio típico alrededor de  $5 \text{ mg l}^{-1}$  de DBO, según Siádeček, 1975 y 1979, sin lugar a dudas ni la primera ni la segunda carga pertenecen a este grado de saprobiedad, ya que por DBO medidas (entre 660 y  $148 \text{ mg l}^{-1}$ ) los reactores donde se desarrollaron las algas correspondían a grados de iso y metasa-probiidad con índices saprobios de 4.5 y 6.5 (Siádeček, 1975). Tal contra-dicción entre la clasificación por indicadores biológicos y la basada en rangos de DBO se explica por los valores de oxígeno disuelto (tabla 2, pág. 80) introducidos artificialmente al sistema, los cuales serían imposibles de registrar con las concentraciones de materia orgánica medidas por DBO (Siádeček, com. pers.). Obviamente, los organismos son indicadores globales de las condiciones del medio (Bick, 1963; Branco, 1984; Iserebant et al., 1976; Pesson, 1979, y Siádeček, 1979) y no responden a un único parámetro, como puede ser la concentración de DBO, de oxígeno u otros factores abióticos y bióticos (Pesson, 1979). Por otra parte, podemos aventurar que la presencia de especies típicas de

saprobios. Finalmente, aunque no sea totalmente correcto realizar la clasificación saprobia de un agua problema con solo una parte de la comunidad (en este caso algas), se llevó a cabo la misma como ejercicio de aplicación del sistema de Saprobios y para discutir las contradicciones halladas entre la clasificación de las especies algales y la de  $\text{DBO}_5$ , que posteriormente se señalan. Al respecto, sería recomendable anular los resultados de todos los grupos que componen la comunidad y recalcular los índices saprobios.

Lo anterior se explicaría hasta cierto punto por la introducción de oxígeno al sistema, que permitió el fuerte desarrollo de las especies Achnanthes linearis, Achnanthes lanceolata y Oscillatoria amoena, especies correspondientes de forma estricta a cuerpos de agua no contaminados (Siádeček, 1981), las cuales -dada su abundancia- influyeron de forma determinante para obtener valores de diversidad aparentemente moderados.

grados muy inferiores de contaminación (Achnanthes linearis y A. lanceolata, con "Si" de 0.40 y 0.50 -oligosaprobias-, y el caso más extremo Oscillatoria amoena, con un "Si" de 0.25, xenosaprobias -es decir- de aguas extremadamente limpias) se deba, por un lado, a que las especies mexicanas no tengan la misma adaptación fisiológica al hábitat que las de Europa Central y que, por lo tanto, para México presentan una clasificación saprobias diferente, o -por otro lado- a la introducción artificial de oxígeno, que las independice hasta cierto punto de la concentración de materia orgánica presente en el medio.

Como consideración final debe constatar que el modelo aquí experimentado serviría para aplicarse cuando el najayote se vierta en cursos altos de ríos o zonas muy turbulentas. Asimismo, las algas encontradas bajo estas condiciones podrían variar ostensiblemente de la composición algal para condiciones de mayor oxígeno disuelto.

## 6. CONCLUSIONES

- En un sistema como el estudiado, con elevada carga orgánica, adición artificial de oxígeno y turbulencia, las algas que se desarrollaron cuando la carga de  $DBO_5$  baja suficientemente (en nuestro caso por debajo de  $660 \text{ mg l}^{-1}$ ) son primordialmente bénticas, de la clase Bacillariophyta, orden Pennales.
- A pesar de que los números totales de algas llegaron a ser muy elevados (en algunos casos y en los últimos reactores casi alcanzaron  $10^6 \text{ cél/cm}^2$ ), no influyeron en la variación de los parámetros fisicoquímicos ni en la depuración del sistema.
- La diversidad -como era de esperar para un sistema contaminado con materia orgánica- fue baja, aunque probablemente hubiera resultado aún inferior sin la adición de oxígeno disuelto al medio.
- Sistemas artificiales como el presente, con parámetros controlados como el oxígeno disuelto y donde predominan las condiciones saprobiológicas sobre las tróficas (excese de degradación sobre biosíntesis de materia orgánica), no son los adecuados para aplicar los fundamentos y teoría del Sistema de Saprobios, a pesar de estar dominado por el acúmulo de materia orgánica alóctona. La causa de esta aparente contradicción se debe a que muchas especies responden en gran parte al oxígeno disuelto, prescindiendo -hasta cierto punto- de la concentración de materia orgánica (biodegradable, medida como  $DBO_5$ ).

## 7. RECOMENDACIONES

- 1.- Para apuntar alguna conclusión a cerca del por qué las algas no influyeron en la variación de los parámetros físico-químicos ni en la depuración del sistema, se requiere la coordinación del presente trabajo con el estudio de los demás organismos del sistema (bacterias, hongos, protozoos, rotíferos y nemátodos).
  
- 2.- En sistemas artificiales como el presente, con parámetros controlados como el oxígeno disuelto y donde predominan las condiciones saprobiológicas sobre las tróficas (exceso de degradación sobre biosíntesis de materia orgánica), se recomienda el uso de parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua en lugar de los biológicos.

8. BIBLIOGRAFIA

- Alexander, M. (1977).  
Advances in Microbial Ecology. 1th. edition. Edit. Plenum Press, New York.
- APHA-AWWA (1981)  
Standard Methods for Examination of Water and Waste-Water. 15th. edition. Edit. American Public Health Association-AWWA, New York.
- Bellinger, G.E. (1975)  
Chapter 9; The Response of Algal Populations to change in Lake water. In: Curds, C.R. and Hawkes, H.A. (Eds.). Ecological Aspects of Used-Water Treatment. 1th edition. Edit. Academic Press, vol.1. London.
- Benson-Evans, K. and Williams, F.P. (1975)  
Chapter 4; Algae and Bryophytes. In: Curds, C.R. and Hawkes, H.A. (Eds.). Ecological Aspects of Used-Water Treatment. 1th edition. Edit. Academic Press, vol. I, London.
- Bick, H. (1963)  
A Review of Central European Methods for Biological Stimulation of water Pollution Levels. Bull. Wld. Hlth. Org. 29
- Bourrelly, P. (1966)  
Les Algues D'eau Douce. Tome I: Les Algues Vertes: Chlorophycies. Editions N. Boubée et Cie. Paris
- ——— (1968)  
Les Algues D'eau Douce. Tome II: Les Algues Jaunes et Brunes; Chrysophycies, Phéophycies, Xanthophycies et Diatomies. Editions. N. Boubée et Cie. Paris.
- ——— (1970)  
Les Algues D'eau Douce. Tome III: Les Algues Blenes et Rouges; Les Euglenies, Peridiniens et Cryptomonadies. Editions N. Boubée et Cie. Paris.
- Branco, M.S. (1984)  
Limnología Sanitaria de la Polución de Aguas Continentales. Primera edición. Edit. O.E.A., Washington.
- De Lora, F. (1978)  
Técnicas de Defensa del Medio Ambiente. Primera edición. Edit. Labor, S.A. Barcelona.
- Desikachary, T.V. (1959)  
Cyanophyta. I.C.A.R. Monographs on Algae. New Delhi. Edit. Academic Press, New York.
- Durán de B.C.; Guerra, R., and Sterner, H. (1979)  
Extruded Corn Flour as an Alternative to Lime-Heated Corn Flour for Tortilla preparation. Jour. of Food Science (44):940-941.

- Durán de B.C. (1980)  
Biological Treatment of Maize Producing Effluents (nejayote) in Batch and Continuous Laboratory Test. Tesis doctoral, Universidad de Karlsruhe, República Federal Alemana, en elaboración.
- EPA (1971)  
Industrial Waste Study Report Grain Milling Industry. Edit. Sverdrup E. Parcel and Associates. Inc. St. Louis, Missouri.
- EPA (1972)  
Summary Report on the Grain Milling Industry. Environment Protection Agency. Office of water Programs. Division of Applied Technology. U.S.A.
- EPA (1977)  
Algae and Pollution. U.S. Environment Protection Agency. Cincinnati, Ohio.
- Estrada, E.M.; Flos, F.; Lavall, A.; Miralle, M.R.; Planas, M.D.; Riera, T.; Ros, D.T., y Vallespinos, F. (1975)  
Manual de Prácticas de Ecología. Universidad Central de Barcelona, España.
- Franco, L.J. (1982)  
Manual de Prácticas de Ecología. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala (UNAM). México.
- Gloyna, E.F. (1971)  
Waste Stabilization Ponds. World Health Organization, Genova.
- Gaudy, A.F., and Gaudy, E.B.T. (1981)  
Microbiology for Scientists and Engineers. 3th edition. Edit. McGraw-Hill Company. México.
- González, M.S. (1983)  
Estudio de la tratabilidad de los desechos líquidos del Proceso de Nixtamalización. Informe final del Proyecto 3303 elaborado para Industrias Conasupo, S.A. de C.V. Coordinación Ingeniería Ambiental (UNAM), México.
- Green, J.H. and Kramer, A. (1979)  
Chapter 15: Biological Oxidations. Food Processing Waste Management (Eds.). U.S.A.
- Hasle, G.R. and Fryxell, G.A. (1970)  
Diatoms: Cleaning and Mounting for Light and Electro Microscopy. Trans. Amer. Microsc. Soc. 89 (4): 469-470
- Hustedt, F. (1930)  
Die Suisswasser-Flora MittelEuropas: Bacillariophyta (Diatomeae). Verlang von Gustav Fischer. Jena.

- Iserentant, R., y De Sloover, J.R. (1976)  
Le concept de bioindicateur. Mem. Soc. roy. Bot. Belg. 7:15-24
- James, A. (1975)  
Chapter 1: The value of Biological Indicators in relation to other Parameters of Water Quality. In: Curds, C.R. and Hawkes, H.A. (Eds.). Ecological Aspects of Used-Water Treatment. 1th edition. Edit. Academic Press, vol. I. London.
- Katz, H.S. (1974)  
Traditional Alkali Processing Enhances the Nutritional Quality of Maize. Jour. of Food Science 39:513-519
- Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1908)  
Ecology of Plant Saprobia. Repr. from reports of the Germany Botanical Soc. 26(a):505-509
- Komárek, J.; Fott, B. (1983)  
Das Phytoplankton des Suesswassers. Chorophyceae (Gruenalgen) Ordnung: Chlorococcales. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- Margalef, R. (1981)  
Ecología. Edit. Planeta. Barcelona.
- ——— (1983)  
Limnología. Primera edición. Edit. Omega. Barcelona.
- Metcalf, L. and Eddy, P. (1979)  
Waste-water Engineering; Collection, Treatment, Disposal. 2th edition Edit. McGraw-Hill Book Company. New York.
- Moreno, R.G. (1985)  
Análisis de protozoarios en un sistema de biodiscos empleado en la planta de tratamiento de C.U. Tesis Lic. Biol., Planta de tratamiento de C.U., México, UNAM, Facultad de Ciencias.
- Odum, P.E. (1972)  
Ecología. Tercera edición. Edit. Nueva Interamericana, México.
- O.E.A. (1980)  
Probabilidad e Inferencia Estadística. Tercera edición. O.E.A. (Eds.). Washington.
- Pantle, R. and Buck, H. (1955)  
Die Biologische Ueberwachung der Gewasser und die Darstellung der Ergebnisse. Gas-und-Wasserfach 96:604.
- Patrick, R. (1956)  
Diatoms as Indicators of Changes in Enviromental Conditions. Trans. Sem. on Biological Problems in Water Pollution. U S. Public Health Service.

- PEMEX (1979)  
Memorias I: Resumen Nacional sobre Problemas de Contaminación Ambiental.  
Petróleos Mexicanos (PEMEX). México.
  
- Pessón, P. (1979)
- La Contaminación de las Aguas Continentales. Tercera edición. Edit. Mundi-Prensa, Madrid.
  
- Prescott, G.H. (1983)  
How to Know the Algae. 3th edition. Edit. McGraw-Hill, México.
  
- Ronald, L.A. (1976)  
Fixed Biological Surface-Wastewater Treatment. 1th edition. Edit. CRC-Press, Inc., Cleveland, Ohio.
  
- SARH (1975)  
Legislación Relativa al Agua y su Contaminación. Dirección General de Protección y Ordenación Ecológica (SARH), México.
  
- Sládeček, V. (1969)  
The measures of saprobity. Verb. Internat. Verein. Limnol. 17:546-559.
  
- Sládeček, V. and Tuček, F. (1975)  
Relation of the Saprobic Index to BDO<sub>5</sub>. Water Research 9:791-794.
  
- Sládeček, V. (1979)  
Chapter 3: Continental Systems for the Assessment of River Quality.  
In; James, A. and Edison, L. (Eds.). Biological Indicators of Water Quality. 1th edition. Edit. Jhon Wiley and Sons, vol. 3. London.
  
- Sládeček, V. (1981)  
(Biological analysis of surface water. Commentary to Czech. State Norm 83 0532, part 6: Determination of the saprobic index. In Czech.).  
Vyd. Úradu pro normalizaci a měření, Praha.
  
- Sullivan, J.H. (1981)  
Statistical Techniques for Evaluating Procedures and Results for Periphyton Sampling. American Society Testing and Materials 730:132-141.
  
- Sundstrom, W.D. (1976)  
Wastewater Treatment. 1th edition. Edit. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. New York.
  
- Trejo, G.A. y Feria, M.M. (1979)  
Acondicionamiento, Reutilización y Obtención de Subproductos de las Aguas de desecho de la Nixtamalización del Maíz. Departamento de Investigaciones en Alimentos de la Universidad de Guanajuato, México.
  
- Trejo, G.A.; Feria, M.M. and Wild, A.C. (1981)  
The Role of Lime in the Alkaline Treatment of Corn for Tortilla Preparation. Advances in Chemistry 198:239-263.
  
- Uherkovich, G. (1966)  
Die Scenedesmus-Arten. Verlag Der Ungarischen Akademie Der Wissenschaften. Budapest.

- UANL-OSP (1973)  
Curso Intensivo de: Hidrobiología Aplicada a la Ingeniería Sanitaria.  
Universidad Autónoma de Nuevo León-Oficina Sanitaria Panamericana  
(Eds.), México.
- UNESCO (1978)  
Phytoplankton Manual. A. Sournia (Eds.). París.
- Vital, R.M. (1980)  
Algal Succession during Sewage-Stabilization. Indian. Jour. Envir.  
Hlth. 22.
- Washington, G.H. (1984)  
Diversity, Biotic and Similarity Indices. Water Research, vol. 18(6):653-  
694.
- Weber, C.I. (1971)  
A guide to the Common Diatoms at Wates Pollution Surveillance System  
Stations. U.S. Enviroment Protection Agency.
- Wellen, L.J. and Dornis, C.T. (1968)  
Biological Parameters form Water Quality Criteria. Bioscience 18(6).
- Whitthon, B.A. (1975)  
Chapter 5: Plants as Indicators of River Water Quality. In Curds,  
C.R. and Hawkes, H.A. (Eds.). Ecological Aspects of Used-Water Treatment.  
1th edition. Edit. Academic Press, vol.I. London.
- Wilderer, P. (1976)  
Reaktionskinetik in der Biologischen Abwasseranalyse. Reporte técnico  
del Instituto de Bioingeniería y Biotecnología de las aguas residuales  
Karlsruhe, República Federal Alemana.
- Wilderer, P. (1981)  
A Model-River-Test describe the various impacts of chemical substances  
on microbial biocomunites. Reporte técnico del Instituto de Bioingeniería  
y Biotecnología de las aguas Residuales, Karlsruhe, República Federal  
Alemana.
- Wolff, I. (1979)  
Der Einfluss der Temperature auf die Selbsreinigung und deren Indikator-  
organismen in einen Model-Flieessgewasser. Tesis de doctorado, Universidad  
de Karlsruhe, República Federal Alemana.
- Zelinka, M. and Marvan, P. (1957)  
(Most important results from the statistical tréatment of water analytical  
data of Moravian rivers) (In Czech.). Vodo 36:152-155.

A N E X O I

- Tablas de valores para los parámetros físicoquímicos analizados para cada carga orgánica.

CONDUCTIVIDAD ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )

FECHA	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-11-83	5-12-83
REACTOR 1	5,800	9,000	11,000	9,600	17,000	16,000	5,000	16,500	14,000	14,500	16,000	18,000	14,000	21,000
REACTOR 7	15,800	10,000	11,000	9,600	16,600	16,000	16,300	17,800	13,500	18,000	19,000	18,000	15,000	20,000
REACTOR 14	5,400	9,900	10,900	9,800	16,600	15,000	16,500	17,000	13,500	17,500	20,500	18,000	16,000	20,000
REACTOR 21	5,500	9,000	10,900	9,700	16,500	16,000	16,000	16,500	12,000	17,000	21,000	18,000	16,000	20,000
REACTOR 30	5,500	9,000	11,100	9,600	16,500	16,800	15,900	16,000	12,000	17,700	20,000	18,000	16,000	21,000
REACTOR 40	5,000	8,700	10,600	9,600	16,600	15,800	17,000	16,000	13,500	17,000	20,800	19,000	16,000	19,000
REACTOR 50	5,100	8,400	10,200	9,500	16,600	14,000	17,800	16,200	12,500	17,000	17,000	16,000	15,000	20,000
REACTOR 60	5,200	8,500	10,700	9,600	16,500	16,900	17,300	16,800	13,500	15,500	13,000	17,000	16,000	21,000
REACTOR 70	5,000	7,900	11,000	9,700	16,500	15,000	16,300	16,000	13,500	15,000	20,000	17,000	13,000	20,000

pH

FECHA	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-11-83	5-12-83
REACTOR 1	7.0	7.1	6.2	5.5	5.7	5.5	6.0	6.7	5.7	7.1	8.3	5.1	5.0	4.2
REACTOR 7	7.7	6.2	6.1	6.1	6.1	6.3	6.1	6.5	6.4	6.0	6.1	6.4	5.9	3.8
REACTOR 14	8.1	6.4	6.8	6.4	7.0	7.0	6.3	6.2	6.7	6.4	6.4	6.6	6.3	3.7
REACTOR 21	8.2	6.9	7.2	6.5	7.2	7.0	6.7	6.7	6.8	6.6	6.5	6.6	6.5	3.7
REACTOR 30	8.4	7.0	7.2	6.5	6.7	7.0	6.6	6.5	6.7	7.3	6.0	6.7	6.6	4.7
REACTOR 40	8.5	7.0	7.4	6.4	5.3	7.1	6.6	7.3	7.1	6.5	6.1	6.6	6.2	5.5
REACTOR 50	8.6	6.6	7.6	6.0	6.5	7.1	6.8	6.6	6.9	6.8	6.6	6.8	6.4	5.5
REACTOR 60	8.7	6.9	7.7	6.4	6.5	7.1	6.9	7.1	7.0	6.9	7.0	6.9	6.5	5.6
REACTOR 70	8.7	6.8	7.7	5.6	6.5	7.0	7.3	7.1	7.6	7.3	6.9	7.1	6.5	5.8

TABLA 1:- VALORES DE CONDUCTIVIDAD Y pH PARA LA PRIMERA (6-7-83); SEGUNDA (8-8-83 AL 26-9-83) Y TERCERA CARGA (7-11-83 AL 5-12-83), RESPECTIVAMENTE.

TEMPERATURA (°C)

FECHA	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-11-83	5-12-83
REACTOR 1	19.2	19	17.5	18.5	19	19	20	19	18	17	18	17	15	16
REACTOR 7	18.8	18	17	17.5	19	18	19	19	17	17	18	16	15	16
REACTOR 14	18.6	18	17	17	18	17	18.5	18.5	17	17	17	16	15	16
REACTOR 21	18.4	18	16	17	18	17	19	18.5	17	17	17	16	15	16
REACTOR 30	18.1	18	16.5	17	18	17	19	18	17	17	16	16	15	16
REACTOR 40	18.0	18	17	17	18.5	18	19	18	17	17	16	16	15	16
REACTOR 50	18	18	17	17	19	17	19	18	17	17	16	16	15	16
REACTOR 60	18	18.5	17	17	19	17.5	19	18	17	17	16	16	15	16
REACTOR 70	18	19	17	17	19	17.5	19	18	17	17	16	16	15	16

OXIGENO DISUELT O (mg/l)

FECHA	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-11-83	5-12-83
REACTOR 1	3.2	1.3	3.9	4.6	1.6	0.8	2.0	3.5	4.9	5.2	3.4	0.5	4.0	3.9
REACTOR 7	3.5	1.3	4.1	4.2	2.4	1.4	2.1	4.3	1.9	3.6	4.1	4.2	4.8	4.4
REACTOR 14	5.6	1.4	2.6	6.6	6.5	3.5	3.9	2.6	3.1	3.2	3.1	4.1	3.9	1.1
REACTOR 21	5.3	1.4	4.7	4.0	4.5	3.5	3.9	3.3	3.9	2.4	5.4	4.1	4.7	1.5
REACTOR 30	4.3	0.5	4.0	4.7	4.7	4.9	3.7	2.8	2.8	5.9	4.0	3.1	3.9	2.5
REACTOR 40	3.6	1.0	4.4	5.7	5.3	4.8	3.2	5.3	4.5	3.7	3.4	3.3	3.3	1.6
REACTOR 50	5.0	0.8	4.6	4.6	6.5	4.5	3.1	2.7	1.8	3.2	5.4	3.9	2.4	2.7
REACTOR 60	5.3	0.7	4.7	5.9	6.5	5.2	3.5	5.1	3.2	5.0	4.8	4.0	3.8	5.8
REACTOR 70	5.3	2.2	4.7	5.6	6.5	4.9	4.3	3.7	4.6	5.3	3.9	4.3	4.2	6.0

TABLA 2.- VALORES DE TEMPERATURA Y OXIGENO DISUELT O OBTENIDOS PARA LA PRIMERA (6-7-83); SEGUNDA (8-8-83 AL 5-9-83) Y TERCERA CARGA ORGANICA (7-11-83 AL 5-12-83), RESPECTIVAMENTE.

DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (mg l<sup>-1</sup>)

F E C H A	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	28-9-83	5-12-83
REACTOR 1	425	2173	—	2973	1960	2400	2400	2800	—	4987	4889	4130	—	—
REACTOR 7	416	1973	—	2907	1827	—	2360	2867	—	4472	4365	3608	—	—
REACTOR 14	376	1933	—	2760	1773	2385	2290	2787	—	4239	4104	3102	—	—
REACTOR 21	368	1960	—	2773	1587	2359	2240	2760	—	4071	—	2882	—	—
REACTOR 30	332	1867	—	2693	1553	2256	2147	2506	—	3821	3713	2244	—	—
REACTOR 40	309	1760	—	2627	1413	2205	2040	2427	—	3614	3192	1936	—	—
REACTOR 50	309	1693	—	2480	1360	2102	1947	2373	—	3243	2932	1896	—	—
REACTOR 60	296	1600	—	2347	1320	2000	1667	2320	—	2863	2736	1726	—	—
REACTOR 70	272	1573	—	2187	1307	1949	1573	2153	—	2531	2476	1440	—	—

DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (mg l<sup>-1</sup>)

F E C H A	6-7-83	8-8-83	15-8-83	22-8-83	29-8-83	5-9-83	12-9-83	19-9-83	26-9-83	7-11-83	14-11-83	21-11-83	29-11-83	5-12-83
REACTOR 1	264	—	—	—	—	—	966	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 7	264	—	—	—	—	—	930	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 14	241	—	—	—	—	—	879	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 21	220	—	—	—	—	—	864	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 30	190	—	—	—	—	—	750	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 40	168	—	—	—	—	—	660	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 50	179	—	—	—	—	—	576	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 60	148	—	—	—	—	—	546	—	—	—	—	—	—	—
REACTOR 70	146	—	—	—	—	—	525	—	—	—	—	—	—	—

TABLA 3.-VALORES DE D.Q.O Y D.B.O REGISTRADOS PARA LA PRIMERA (6-7-83); SEGUNDA (8-8-83 AL 5-9-83) Y

TERCERA CARGA (7-11-83 AL 5-12-83); RESPECTIVAMENTE. (—, significa que los valores obtenidos en las determinaciones fueron muy absurdos y — — ; no se realizaron determinaciones).

A N E X O II

- Cálculo del Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ )
- Cálculo del Índice de diversidad de Simpson (D)
- Cálculo del Índice de Saprobiidad ("S")

## CALCULO DEL INDICE DE DIVERSIDAD DE SHANNON-WIENER (H')

El índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') se calcula con base en la siguiente ecuación:

$$H' = - \sum_{i=1}^{S-1} p_i \log_2 p_i$$

donde: H' = Índice de diversidad de Shannon-Wiener

S = Total de especies identificadas

$p_i$  = Abundancia relativa de la especie (i), la cual se obtiene dividiendo su abundancia ( $n_i$ ) entre la abundancia total de especies (N)

Para el cálculo de H', se enumeran las especies (i) y a cada una se le asocia su abundancia ( $n_i$ ) y su abundancia relativa ( $p_i$ ), la cual se calcula dividiendo su abundancia ( $n_i$ ) entre la abundancia total de las especies (N). A manera de ejemplo, se utilizan los valores del reactor 50 de la primera carga (tabla 6, pág. 52).

A continuación se presenta la tabla que indica los elementos necesarios para el cálculo de H':

Nombre científico	Especie (i)	Abundancia ( $n_i$ )	Abundancia relativa ( $p_i$ )
<u>Nitzschia palea</u>	1	300,730	0.7478
<u>Gomphonema parvulum</u>	2	36,233	0.0901
<u>Navicula cryptocephala</u> var. <u>veneta</u>	3	25,362	0.0631
<u>Achnanthes linearis</u>	4	18,116	0.0450
<u>Achnanthes lanceolata</u>	5	14,492	0.0360
<u>Oscillatoria amoena</u>	6	7,246	0.0180
S=6		N= 402,179 ind/cm <sup>2</sup>	

Ahora, sustituyamos cada uno de los valores de la tabla anterior en la ecuación original:

$$H' = - [0.7478 \log_{10} 0.7478 + 0.0901 \log_{10} 0.0901 + 0.0631 \log_{10} 0.0631 + 0.0450 \log_{10} 0.0450 + 0.0360 \log_{10} 0.0360 + 0.0180 \log_{10} 0.0180]$$

Efectuando las operaciones correspondientes, obtenemos:

$$H' = -[(-0.0944) + (-0.0941) + (-0.0756) + (-0.0606) + (-0.0520) + (-0.0314)]$$

$$H' = -[-0.4083]$$

$$H' = 0.4083$$

Para transformar el resultado a  $\log_2$ , éste se multiplica por el factor 3.3219:

$$H' = 0.4083 (3.3219) = 1.356 \text{ bits/ind}$$

#### CALCULO DEL INDICE DE DIVERSIDAD DE SIMPSON (D)

El índice de Simpson se calcula con base en la siguiente ecuación:

$$D = 1 - \alpha$$

donde:

$$\alpha = \sum_{i=1}^{S-1} \left[ \frac{n_i}{N} \right]^2$$

A manera de ejemplo, se utilizan los valores del reactor 50 para la primera carga (tabla 6, pág. 52) y los valores de  $p_i$  registrados en la tabla elaborada para el cálculo de  $H'$  (pág. 83). El cálculo de  $D$  se efectúa de la siguiente manera:

Primero, se estima el valor de  $\alpha$  :

$$\alpha = [(0.7478)^2 + (0.0901)^2 + (0.0631)^2 + (0.0450)^2 + (0.0360)^2 + (0.0180)^2]$$

$$\alpha = [0.5592 + 0.0081 + 0.0040 + 0.0020 + 0.0013 + 0.0003]$$

$$\alpha = 0.5749$$

Segundo, sustituyendo en la ecuación original, obtenemos:

$$D = 1 - 0.5749$$

$$D = 0.425$$

#### CALCULO DEL INDICE DE SAPROBIEDAD "S"

La ecuación empleada para calcular el índice de Saprobiedad, "S", es la propuesta por Pantle y Buck (1955):

$$S = \frac{\sum_{i=1}^{S_i} h_i (S_i)}{\sum_{i=1}^{S_i} h_i}$$

donde:  $h_i$  = La abundancia de la especie (i)

$S_i$  = El índice de saprobiedad individual para cada especie

$\sum h_i$  = La abundancia total de especie (N)

Para efectuar el cálculo del índice de saprobiedad se requiere:

Primero; determinar el ( $S_i$ ) de cada especie identificada. Sládeček (1981) reporta el  $S_i$  para un gran número de especies de diferentes grupos taxonómicos.

Segundo; Estimar la abundancia total de especies ( $\sum h_i$ ).

Tercero; determinar la abundancia de cada una de las especies ( $h_i$ ).

Una vez obtenidos los elementos necesarios para el cálculo de "S", se pueden tabular de la siguiente forma:

Nombre científico	Abundancia (ind/cm <sup>2</sup> ) ( $h_i$ )	Índice de Saprobiidad individual ( $S_i$ )
<u>Nitzschia palea</u>	300,730	2.70
<u>Gomphonema parvulum</u>	36,233	1.90
<u>Navicula cryptocephala</u> var. <u>veneta</u>	25,362	2.70
<u>Achnanthes linearis</u>	18,116	0.40
<u>Achnanthes lanceolata</u>	14,492	0.50
<u>Oscillatoria amoena</u>	7,246	0.25
<hr/>		
$\Sigma h_i = 402,179$		

(las especies empleadas para este cálculo corresponden a la primera carga, reactor 50).

Ahora, sustituyendo cada uno de los valores anteriores en la ecuación inicial, obtenemos:

$$S = \left[ \frac{(300,730 \times 2.70)}{402,179} + \frac{(36,233 \times 1.90)}{402,179} + \frac{(25,362 \times 2.70)}{402,179} + \frac{(18,116 \times 0.40)}{402,179} + \frac{(14,492 \times 0.50)}{402,179} + \frac{(7,246 \times 0.25)}{402,179} \right]$$

Realizando las operaciones correspondientes, se obtiene:

$$S = [2.0189 + 0.1712 + 0.1703 + 0.0180 + 0.0045]$$

$$S = 2.4009$$