

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**BALANCE DE NUTRIENTES Y PRODUCTIVIDAD
EN LA ZONA CHINAMPERA DE
SAN ANDRES MIXQUIC, D. F.**

TESIS CONJUNTA

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

**MARIA DE LA CRUZ MENDEZ CARDOS
SUSANA ALFARO PASTOR**

Becarias: CONACYT-INIREB

MEXICO, D. F.

ABRIL DE 1982



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

TESIS CON FALLA DE ORIGEN

CONTENIDO

RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
OBJETIVOS	5
AREA DE ESTUDIO	6
MATERIAL Y METODOS	8
RESULTADOS	13
DISCUSION	24
CONCLUSIONES	38
BIBLIOGRAFIA CITADA	39

RESUMEN

En el transcurso de octubre 1980 a septiembre 1981 se realizó un estudio limnológico de la zona de canales en San Andrés Mixquic, D.F.; también se analizó el agua de lluvia y agua de percolación a fin de completar el conocimiento acerca del balance hidrológico en el sistema acuático.

Se valoró la productividad primaria por fitoplancton y se llevaron a efecto estimaciones cuantitativas de los siguientes parámetros hidrológicos: transparencia, temperatura, profundidad, pH, alcalinidad, dureza total, conductividad, oxígeno disuelto, bióxido de carbono, ácido sulfhídrico, amonio, nitritos, nitratos y ortofosfatos .

De los resultados obtenidos se discute principalmente el comportamiento anual del medio acuático, la relación chinampa-canal y la influencia de la lluvia en el sistema. Se destacan las siguientes conclusiones: los canales presentan un estado avanzado de eutroficación así como un alto grado de contaminación. Por otro lado se observa que la lluvia es una fuente importante de nutrientes al medio, además de ayudar a los procesos de recuperación del agua.

INTRODUCCION

Durante la época prehispánica, la práctica agrícola más ampliamente desarrollada en la Cuenca del Valle de México fue el sistema de chinampas. La zona de chinampas originalmente ocupaba una superficie de 21,000 ha dentro del antiguo lago que ocupaba la Cuenca de México. Las obras hidráulicas realizadas durante la colonia iniciaron el proceso de desecación, perdiéndose toda interconexión entre los lagos de Zumpango, Xaltocan, San Cristóbal, Texcoco y Xochimilco-Chalco. La zona tradicionalmente chinampera que ha persistido hasta nuestros días, está situada en lo que fue el complejo Xochimilco-Chalco, al sur de la Cuenca de México, con una extensión de 800 ha, de las cuales cerca de la mitad ya no se cultivan. Esta superficie se distribuye entre los pueblos de Xochimilco, Nativitas, Acalpixca, Atlapulco, Tlaxialtemalco, Tulyehualco, Tláhuac, Tetelco, Tezompa y Mixquic (Armillas y West, 1950).

El desagüe artificial realizado a principios de siglo no acabó con la zona de chinampas en la parte sur de la Cuenca, debido a la abundancia de manantiales que entonces surtían de agua. En 1913 hubo necesidad de desviar los manantiales de la zona de Xochimilco hacia la Ciudad de México para el abastecimiento de agua potable. La captación de agua, con un caudal inicial de 2.4 m³/seg provocó la desecación de los lagos de Xochimilco y Chalco, ocasionando que a partir de 1948 se iniciara un descenso en el

nivel del agua. Desde 1951 el DDF y SRII realizaron obras de desazolve y dragado con el fin de mantener alto el nivel del agua de los lagos de Xochimilco, Tláhuac y Mixquic, reduciéndose el bombeo hasta $1.6 \text{ m}^3/\text{seg}$. Sin embargo, posteriormente se ampliaron los sistemas de captación hasta alcanzar el caudal inicial (Báez, 1971). La extracción de los acuíferos de la zona provocó alteraciones en el régimen hidrológico, que trajeron como consecuencia un abatimiento en los niveles de agua, dándose el caso de que se llegaran a secar los canales de Tláhuac y Mixquic (Anónimo, 1978). Sus efectos tuvieron una gran repercusión en la agricultura de la región.

Frente a esta situación, el DDF en 1959 introdujo aguas negras tratadas por proceso secundario, con el fin de restablecer el nivel del agua. Sin embargo, esta planta de tratamiento ubicada en Iztapalapa, recorre aproximadamente 10 km y en su trayecto es receptora de desechos domésticos e industriales, basura y drenaje (Báez, 1975). Por esta razón, tal medida trajo como consecuencia grandes cambios en el ecosistema y el deterioro de la calidad del agua para fines agrícolas, así como para el mantenimiento de la mayor parte de la flora y fauna acuática originales. Los datos anteriores reflejan la problemática actual derivada del manejo del agua, que ha sido el factor determinante en el proceso de decadencia en el que se encuentra actualmente la chinampería; la cual además, recibe los efectos del crecimiento demográfico, que es cada vez más acelerado.

Los cambios en la calidad del agua y por lo tanto en la calidad del suelo, han repercutido en las condiciones socio-económicas de la población, que en gran parte depende económicamente de la agricultura de la región. Los problemas principales se reflejan en una disminución de la superficie de cultivo, en un aumento en los costos de producción, en una deficiencia en la calidad de los cultivos y en una disminución en la variedad de las especies cultivadas; así como en un aumento aún no generalizado, del uso de productos químicos para combatir plagas y fertilizar el suelo.

Debido a que el hombre siempre ha estado íntimamente ligado a los recursos del agua, es importante reunir una serie de conocimientos tales como la composición, concentración y proporción de los constituyentes químico-biológicos del sistema acuático. Tales conocimientos, debidamente integrados permiten clasificarlo de acuerdo a los diferentes criterios de calidad de agua, con el fin de establecer su condición actual y darle el uso adecuado con base en las características que presente.

Se han realizado numerosas investigaciones en los sistemas chinamperos; la mayor parte de éstas están enfocadas hacia un punto de vista socio-económico, sin embargo el planteamiento de soluciones a la problemática actual de las chinampas debe considerar la integración de los aspectos ecológicos con los socio-económicos y culturales; sobre todo si se quiere preservar

y mejorar la zona actual y si se pretende dominar el conocimiento de la técnica de chinampas, para transferirla a otras regiones en sus términos más productivos.

OBJETIVOS

Los objetivos comprenden el estudio limnológico de la zona de canales de San Andrés Mixquic, D.F., tomando como base algunos aspectos físicos, químicos y biológicos del medio acuático, a fin de llegar a la caracterización de los mismos. Por otra parte, la evaluación de la calidad del agua de lluvia y agua de percolación en cada chinampa es estimada con el fin de completar el conocimiento del balance hidrológico en el sistema chinampero.

AREA DE ESTUDIO

El área de estudio comprendió el poblado de San Andrés Mixquic, D.F. que está situado dentro de la delegación Tláhuac en la parte sureste del Distrito Federal, a 40 km de la Ciudad de México y a 7.5 km del poblado de Chalco, Edo. de México. Mixquic se encuentra situado a 2,269 m sobre el nivel del mar y localizado geográficamente entre los 99°02'48'' y 98°47'41'' Oeste y entre los 19°20'34'' y 19°20'04'' Norte (Quiroz, 1980).

En el mapa climático del Valle de México, el poblado de Mixquic se encuentra incluido como un clima C(wo)(w)b(i'), esto es, "subhúmedo, con una precipitación media anual de 600 a 770 mm, con un régimen de lluvias en verano, siendo el mes de julio el más lluvioso, con una temperatura media anual entre 12°C y 18°C y con una oscilación de temperatura menor de 5°C" (García, 1968).

La geología de la subcuenca de Chalco está representada por dos tipos de rocas: rocas ígneas y sedimentarias.

Mixquic se encuentra incluido en el vaso del antiguo lago de Chalco, limitado al norte por la Sierra de Santa Catalina, al este por las estribaciones occidentales de la Sierra Nevada, en el sur por las estribaciones boreales de la Sierra del Ajusco y al oeste por una calzada que de S a N va de Tulyehualco a Tlaltengo

pasando por Tláhuac y que a manera de dique lo separa del vaso del lago de Xochimilco. Fue desecado por medio del canal de Chalco que recoge las aguas del río Tenango del Aire y Ameca. En la actualidad el río Tenango se encuentra desviado hacia el Gran Canal mientras que el canal de Chalco atraviesa la parte norte del poblado de Mixquic. Los terrenos que en otro tiempo ocupó el lago de Xochimilco-Chalco, están actualmente cultivados y urbanizados. En su porción sur se encuentra el lago de Mixquic que, en conjunto, está constituido por una red de canales bordeados por chinampas que rodean al pueblo del mismo nombre.

Las aguas de manantiales que originalmente alimentaban la zona de Mixquic, fueron captadas y enviadas a la Ciudad de México alrededor de la década de los sesenta y en la actualidad existe un aporte de aguas sulfurosas durante el estío, que llega desde un área denominada "Alberca"; en época de lluvias, es el río Ameca el que suministra agua a la localidad.

MATERIAL Y METODO

Se seleccionaron cinco estaciones de colecta, tres de ellas ubicadas dentro del Barrio de San Miguel y las dos restantes dentro del Barrio de San Agustín.

La estación A corresponde a la "Alberca" que es la fuente de abastecimiento de agua de la región durante la mayor parte del año. Esta zona consiste en un depósito de agua cuya característica más relevante es su naturaleza sulfurosa. El aporte de agua es controlado desde San Antonio Tecomitl.

La estación B se ubicó en un canal muy pequeño. Seis meses después de iniciada la investigación, se encontró que el canal había sido cerrado, excepto por la instalación de una tubería que mantuvo la comunicación de un lado a otro, y el flujo de agua aunque reducido, junto con el aporte de agua de lluvia, mantuvo el nivel del canal; no obstante, al terminar el estudio éste se había secado casi completamente.

La estación C se ubicó en otro canal cuyas aguas permanecen estancadas gran parte del año, teniendo únicamente un extremo por donde circula el agua. Esta localidad permaneció constantemente abierta por una densa vegetación acuática flotante.

La zona que correspondió a la estación D, es una zona muy amplia, en ésta convergen tres canales, mientras que la estación E se localizó en la prolongación de uno de dichos canales. Debido a la extensión de los canales, el acceso a las chinampas circundantes es realizado por medio de canoas, de tal manera que la dinámica del agua está ampliamente influida por la actividad de la gente, en comparación con las estaciones B y C, en las que el agua es menos removida.

Con respecto a la "Alberca", el resto de las estaciones mantienen una secuencia en relación a su ubicación, esto permitió conocer las diferencias entre una estación y otra, su relación con respecto a las condiciones de la fuente de suministro y también comparar la correspondencia entre los factores del agua entre un barrio y otro (Fig.1).

Los muestreos se realizaron con una periodicidad mensual y se estimaron los parámetros de fondo como de superficie; sin embargo, durante la primavera solo se realizó el muestreo del agua superficial debido al descenso en el nivel. Para la obtención de las muestras de agua se utilizó una botella Van Dorn de un litro.

En las cercanías de las estaciones B,C,D y E se eligió una chinampa para cavar un hoyo de 30 cm de profundidad por debajo del nivel freático, a fin de obtener el agua de percolación.

Para la colecta del agua de lluvia, se utilizaron colectores de plástico de 35 cm de diámetro. El tiempo de exposición va rió dependiendo de la intensidad de la lluvia.

Todas las muestras para el análisis de nutrientes fueron pasadas a través de un filtro Millipore de 0.45μ y almacenadas en una caja térmica a baja temperatura. Posteriormente se procesaron, dentro del lapso determinado de acuerdo a los métodos empleados.

Durante el ciclo anual se efectuaron análisis físico-químicos del agua de acuerdo con los métodos oficiales de análisis del agua recomendados por la American Public Health Association (APHA, 1975). Las características físico-químicas del agua analizadas fueron las siguientes: profundidad, temperatura, transparencia, pH, conductividad, oxígeno disuelto, bióxido de carbono, ácido sulfhídrico, amonio, nitritos, nitratos, ortofosfatos, alcalinidad total, alcalinidad a la fenoftaleína, dureza total y DBO_7 . To dos los análisis fueron hechos por duplicado. Las técnicas analíticas utilizadas se presentan en la Tabla I. Para las determinaciones colorimétricas se empleó un espectrofotómetro Spectronic 21.

Las estimaciones de DBO_7 se realizaron de abril al mes de septiembre de 1981. Para saber si la nitrificación interfería en

la determinación, se realizó una evaluación de la concentración de las diferentes formas de nitrógeno inorgánico al principio y al final del período de incubación.

Las determinaciones de la productividad primaria se llevaron a cabo en dos estaciones, la D y la E de una manera estacional. Para las estimaciones cuantitativas de la productividad se utilizaron los siguientes métodos;

- a) Estimación de pigmentos fotosintéticos por el método de Richards y Thompson (1952 fide: Schwoerbel, 1975), para lo cual se utilizaron filtros Millipore de 0.45 y extracción con acetona al 90%.
- b) Determinación del metabolismo del plancton por el método de la botella clara y oscura, con un período de incubación de 6 horas (Margalef, 1974).
- c) Método de la curva diaria de oxígeno para la obtención del metabolismo global (Odum y Hoskin, 1958).

Los muestreos se realizaron cada 3 horas durante un período de 24 horas seguidas. Los parámetros físico-químicos evaluados a fin de completar el marco de variables ambientales fueron: temperatura del agua y ambiental, transparencia, pH y conductividad.

En la metodología estadística se realizaron análisis de variación con el fin de establecer si existían diferencias signifi-

cativas en la concentración de los diferentes parámetros estimados entre cada una de las estaciones de colecta.

Se usaron matrices de correlación para determinar el tipo y grado de asociación existente entre las diferentes variables. Por último se efectuaron análisis de "t" de Student con el objeto de determinar si las diferencias entre la superficie y fondo y entre el canal y el agua de percolación eran significativas.

SAN ANDRES MIXQUIC, D.F.

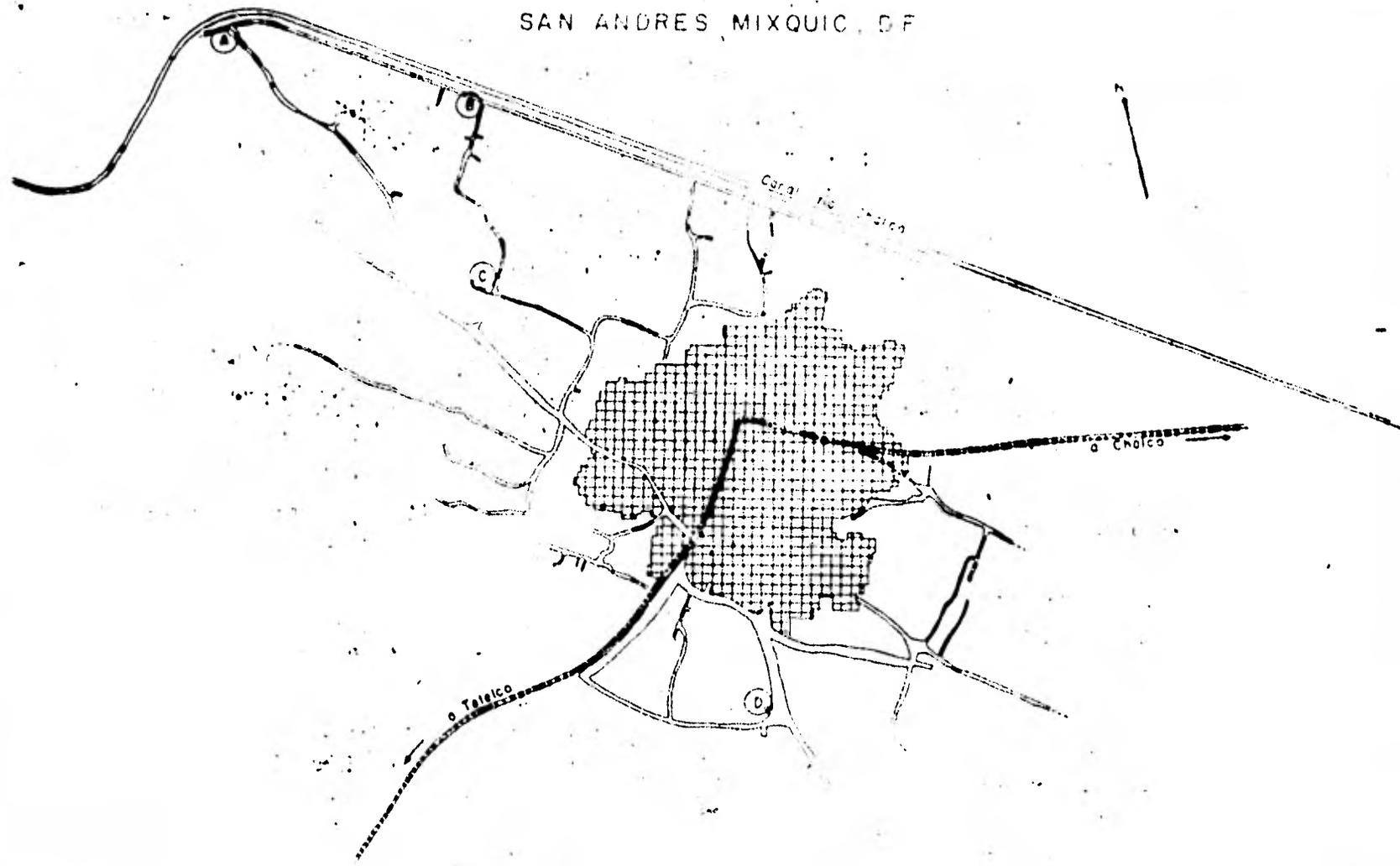


FIG. 1. Red de canales principales y ubicación de estaciones de muestreo (ABCDE)
escala 1:10000
zona urbana 

Tabla 1

Parámetro	Técnica utilizada
NO₃	Método de reducción cadmio-cobre tratamiento previo con acetato de zinc
NO₂	Método de diazotación con sulfenilamida
NH₃	Método del indofenol azul
PO₄	Método de Niox
OD.	Método Winkler modificación azida de sodio y oxímetro
CO₂	Titulación con hidróxido de sodio. In situ
H₂S	Método yodométrico. In situ
DBO₇	Método Winkler modificación azida de sodio dilución 1:10
pH	Potenciómetro Corning D-3
Dureza total	Titulación con EDTA
Alcalinidad	Método de Gripenberg modificación Koroleff
Conductividad	Conductivímetro YSI Modelo 33 S-C-T Meter
Transparencia	Disco de Secchi
Temperatura agua	Termómetro de cubeta
Temp. ambiental	Termómetro de máximos y mínimos

RESULTADOS

Régimen hidrológico de los canales

El nivel del agua de los canales disminuyó gradualmente durante la estación seca, incrementándose con rapidez con la llegada de las lluvias (Fig.2).

La variación de la temperatura ambiental fué amplia, de 9.5 a 24.5°C. Esta amplitud corresponde al registro mensual promedio, desde las 07:00 a las 14:00 horas que era el período en el que se efectuaban los muestreos (Tabla II).

La temperatura del agua de los canales aumentó paulatinamente durante los meses más cálidos hasta un máximo de 21°C y se enfrió hasta un mínimo de 9°C en el invierno (Fig.3). La diferencia de los valores de superficie y fondo fue más marcada en el invierno, con una diferencia de 2°C, mientras que en los meses restantes la amplitud de variación no fue mayor de 1°C. Debido a lo somero de los canales, no se estableció un gradiente térmico y se obtuvo una variación diaria asociada a la insolación (Fig.4).

La concentración de oxígeno disuelto fue siempre muy baja, manteniendo continuamente un déficit de saturación mayor de 85%, excepto durante el muestreo de primavera cuando se registraron va

lores de sobresaturación de 200%.

A pesar de que no ocurrió una estratificación térmica y que la turbulencia debida al viento en algunos meses fue considerable, en ciertas épocas del año se presentó un fuerte abatimiento del oxígeno disuelto, llegándose a encontrar condiciones de completa anoxia.

Para las estaciones A, B y C la concentración de oxígeno disuelto fue en promedio de 1.8 mg/l, mientras que en las dos estaciones restantes fue de 2.9. El agua de la Alberca, debido a su naturaleza sulfurosa, se mantuvo anóxica la mayor parte del año, excepto en el verano cuando el aporte de agua sulfurosa se suspendió y se presentó el desbordamiento del río Chalco. Esto, junto con la mezcla de agua de lluvia provocó cambios notables en las características físicas y químicas del agua.

Las variaciones diarias de oxígeno disuelto fueron importantes en algunas épocas, como por ejemplo en el verano cuando se presentaron concentraciones de 2.0 mg/l al amanecer y 9.8 mg/l al atardecer.

El contenido de ácido sulfhídrico por lo general mantuvo niveles muy altos, pero también se estimaron grandes fluctuaciones en todas las estaciones, con la característica de que los resultados obtenidos en el Barrio de San Miguel presentaron en ese senti

do, un comportamiento inverso a las del Barrio de San Agustín (Fig. 5 y 6).

Persistentemente, los resultados de ácido sulfhídrico y déficit de oxígeno fueron mayores en el fondo, ésto se comprobó mediante la prueba de "t" de Student, de ahí que se mantuvo una relación inversa entre estos dos parámetros.

El contenido de bióxido de carbono (Fig. 7) se encontró la mayor parte del tiempo en exceso a la cantidad requerida para la fotosíntesis. La amplitud de variación promedio en el CO_2 , alcalinidad total y conductividad fue muy grande: 3.9- a 65.7 mg. $\text{CO}_2/1$, de 500 a 5200 mg. $\text{CaCO}_3/1$ y de 120 a 1850 mhos/cm² respectivamente. Los valores máximos de alcalinidad total, así como de conductividad eléctrica se registraron durante los meses más fríos. La alcalinidad debida a carbonatos apareció únicamente en marzo, abril y mayo, por lo que es evidente que con excepción de dicho período, la alcalinidad total fue debida principalmente a bicarbonatos (Margalef, 1974).

Con respecto a los resultados de pH, la oscilación anual tuvo una amplitud de 2.8 unidades. El patrón estacional muestra ligeras fluctuaciones. Durante la época más seca se registró el valor máximo de 9.5 en el mes de mayo; en el mes de julio se obtuvo el mínimo de 6.7 coincidiendo con las condiciones

de anaerobiosis, esta última asociada principalmente con la presencia de ácido sulfhídrico (Fig.8).

El contenido de CaCO_3 como expresión de la dureza total del agua, permite clasificar las aguas de los canales de Mixquic en la categoría de aguas muy duras (Arrignon, 1976). La elevada concentración de sales solubles de cationes divalentes, principalmente de calcio y magnesio, se refleja en la dureza, la cual alcanzó un valor máximo promedio de 249 en noviembre y un mínimo de 106 mg de CaCO_3 /l en junio.

Las pruebas de "t" revelaron que a diferencia del CO_2 , los datos de alcalinidad total, dureza total, pH y conductividad, indican que el comportamiento fue uniforme en la columna de agua, excepto cuando el medio se volvió anaeróbico.

La disponibilidad de las formas de nitrógeno inorgánico presentaron oscilaciones estacionales definidas (Fig. 9). La mayor parte del nitrógeno inorgánico total se encontró en forma de amoniaco, alcanzando una proporción de 72.8% sobre los porcentajes de nitritos y nitratos, que fueron de 3.06 y 24.08 respectivamente. Debido a la poca profundidad de los canales y la escasa circulación del agua en las estaciones de colecta, la distribución vertical de las diferentes formas de nitrógeno inorgánico, se mantienen prácticamente homogéneas y se verificó por me

dio de los análisis estadísticos ("t" de Student), con excepción de los últimos muestreos en los cuales el contenido de amoníaco de los canales fue mayor en el fondo. Los valores de NO_2 y NO_3 variaron en promedio de 0.002 a 0.200 mg/l y hasta 4.0 respectivamente, permaneciendo los primeros relativamente constantes a través del tiempo. El patrón estacional de la concentración de NO_2 tuvo un comportamiento similar al del NH_3 , mientras que los NO_3 presentaron una correlación inversa que se acentuó en el período de máxima oxigenación del agua.

El fósforo en forma de ortofosfatos se encontró en una proporción de 38.5% con respecto a las demás formas nitrogenadas. En algunas ocasiones, en las estaciones D y E la concentración de este nutriente fue hasta de dos veces mayor que en el resto de las estaciones de colecta, por lo que se puede pensar que existe un proceso de enriquecimiento, desde que el agua sale de la Alberca hasta que pasa por la última estación. Las fluctuaciones a lo largo del año de estudio fueron amplias, presentando las máximas concentraciones durante la primavera (1.82 mg/l de P-PO_4) y el otoño (2.10 mg/l de P-PO_4), como se observa en la figura 10.

Los resultados de los análisis de varianza muestran que las diferencias entre las estaciones de muestreo son muy significativas para los siguientes parámetros: pH, CO_2 , O_2 , H_2S , dureza, NO_3 y PO_4 . Las estaciones ubicadas dentro del Barrio de San Miguel

mantuvieron un comportamiento similar entre ellas y diferente a las del Barrio de San Agustín. En particular, con referencia a la concentración de O_2 , H_2S , NO_3 , y PO_4 . También se encontró que al comparar las diferentes estaciones de colecta existe un gradiente positivo desde la estación A hasta la E en el comportamiento de la dureza, conductividad y fosfato (Fig. 11).

Durante el desarrollo del trabajo se presentaron algunas dificultades en la determinación de ciertos parámetros, como lo fue en la evaluación del contenido de nitratos por el método Cadmio-Cobre, en el que fue necesario hacer previamente un tratamiento a las muestras con acetato de zinc, para precipitar el ácido sulfhídrico, ya que se presentaba una reacción en el interior de la columna de reducción, por producción de gas, impidiéndose así el paso de la muestra. Por otro lado, en ciertos meses la concentración de amoníaco resultó ser sumamente alta, por lo que la sensibilidad de la técnica ya no fue apropiada para tales cuantificaciones, de tal manera que en este caso particular, los valores se reportan como mayores de 10 mg/l de $N-NH_3$.

En la evaluación del metabolismo global por medio del método de la curva diaria de oxígeno disuelto, la constante de difusión (K) fue apreciable durante todo el año debido a la acción del viento. En la estación D, en el invierno y otoño, se obtuvo una K muy alta, que no correspondió a las condiciones reales, por lo que

se optó por usar una K promedio de primavera y verano para los cálculos del metabolismo global. Este valor irreal de K se atribuye a cambios repentinos y bruscos del viento que provocaron variaciones notables en el contenido de oxígeno disuelto en el agua (Fig. 12 y 13). La curva diaria para la estación E durante el otoño no se realizó, ya que el medio era completamente anóxico.

De acuerdo a la Tabla IV, se puede apreciar que la respiración global tanto de autótrofos como de heterótrofos se mantuvo muy alta en todas las estaciones del año. A pesar de que la fotosíntesis también fue alta, únicamente durante el verano en la estación D hubo una producción neta que fue de $9.0 \text{ g/m}^3/\text{día}$. En esta misma tabla se observa que de acuerdo a lo esperado, la mayor producción se presentó en los meses más cálidos.

Comparativamente al método de la curva diaria, los resultados del metabolismo planctónico mediante el método de la botella clara y oscura, indican que solo en la estación D, la producción excedió al consumo respiratorio durante la mitad del ciclo provocando la acumulación de biomasa, mientras que en el caso de la estación E la respiración dominó sobre la actividad algal como ocurrió con el método anteriormente mencionado (Tabla III).

La demanda bioquímica de oxígeno fue siempre mayor de 30 mg/l obteniéndose un valor máximo de 76 mg/l durante el mes de

septiembre de 1981. Prácticamente no hubo cambio en la concentración de nitratos y amoniaco durante el tiempo de incubación (7 días).

Las mediciones de pigmentos fotosintéticos muestran que la concentración es alta y generalmente mayor en la estación D. La concentración de clorofila a fue en aumento, hasta el verano cuando se encontró la mayor concentración en ambas estaciones de muestreo, decreciendo fuertemente en el otoño (Fig. 14 a 16).

La variación diaria de la concentración de pigmentos refleja que en todas las épocas del año la acumulación se presentó dentro de las horas de máxima penetración de luz y de mayor temperatura (Fig.17).

De los resultados de los análisis estadísticos se encontró que para los siguientes parámetros existe un coeficiente de correlación significativo al 0.01%: la clorofila a está fuertemente correlacionada con la productividad primaria y temperatura del agua de manera positiva y negativamente con la dureza y conductividad. La productividad primaria por su parte, se correlaciona negativamente con el amoniaco y conductividad y con el pH y temperatura del agua positivamente (Fig. 18).

Características físico-químicas del agua de percolación

Los resultados de los parámetros determinados en el agua de percolación muestran que los cambios estacionales en la alcalinidad total, dureza total, pH, conductividad y nutrientes, guardan una estrecha correspondencia con el comportamiento anual de los canales. Esta relación fue mucho más marcada en época de estiaje, cuando el agua fue empleada para fines agrícolas. En cambio en la temporada de lluvias el patrón se modificó, presentándose una divergencia en el comportamiento de la alcalinidad, dureza, conductividad y amoniaco entre ambos.

Es importante señalar que con excepción del pH, los valores tanto de dureza como de alcalinidad y conductividad, fueron con mucha frecuencia mayores en el agua de percolación. Por otra parte, la variación anual de estos cuatro parámetros resultó ser menor en el agua de percolación que en la de los canales (Fig.19).

En cuanto al contenido de nutrientes, la concentración de ortofosfato solo presentó ligeras variaciones durante el ciclo. En contraste, los compuestos nitrogenados exhibieron cambios notables. El amoniaco y los nitratos se mantuvieron en menor proporción, aproximadamente durante la primera mitad del ciclo, invirtiéndose esta condición al final del período de estudio. Cabe señalar que hubo un incremento notable en la concentración de nitratos durante los meses de abril y mayo (Fig. 20).

El análisis de varianza efectuado indica que entre las estaciones de muestreo, con excepción de la dureza y la conductividad en las cuales se establece un gradiente positivo de la estación B a la E; los restantes factores varían de una estación a la otra en función de las características particulares del suelo en cada localidad de muestreo.

Características del agua pluvial

El agua de lluvia tuvo un pH bajo, con una variación de 5.0 a 5.8; los cuales son valores normalmente reportados para zonas rurales (Jervis, 1979).

La proporción de nitrógeno inorgánico total y ortofosfatos fue de 5:1, considerando una precipitación anual promedio de 700 mm. El aporte anual de nutrientes fue de 6.6 Kg/ha/año, encontrándose una concentración promedio de 0.301 mg/l de N-NO₃, 0.493 mg/l de N-NH₃ y 0.147 mg/l de P-PO₄, y exhibiendo considerables variaciones de un mes a otro.

Con respecto a la dureza y alcalinidad total, las concentraciones de estos nutrientes se mantuvieron constantes y presentaron niveles bajos (7.6 y 20.0 mg CaCO₃/l respectivamente), por lo que su aporte al sistema terrestre como acuático se puede considerar de poca importancia (Tabla V).

Balance de nutrientes

La comparación del contenido de nutrientes en el agua de los canales y agua de percolación, muestra grandes diferencias y en particular en el contenido de amoníaco y nitratos que aumenta notablemente en el agua de percolación.

El aporte de nutrientes nitrogenados por lluvia es una fuente importante para el sistema (Fig. 21).

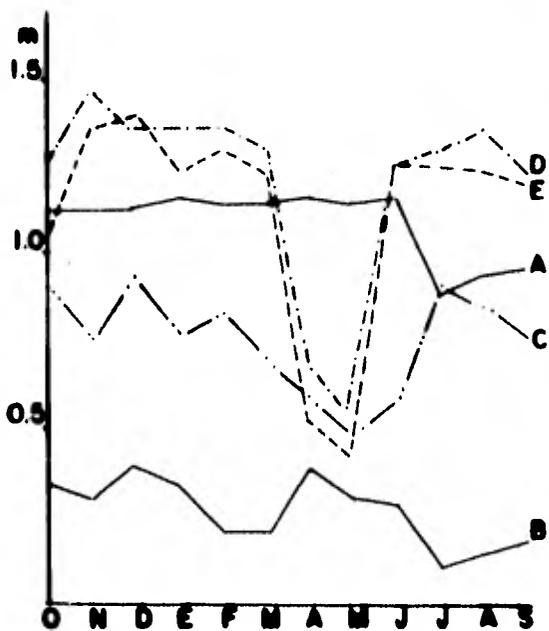


Fig. 2 Variación del nivel del agua en las estaciones de muestreo.

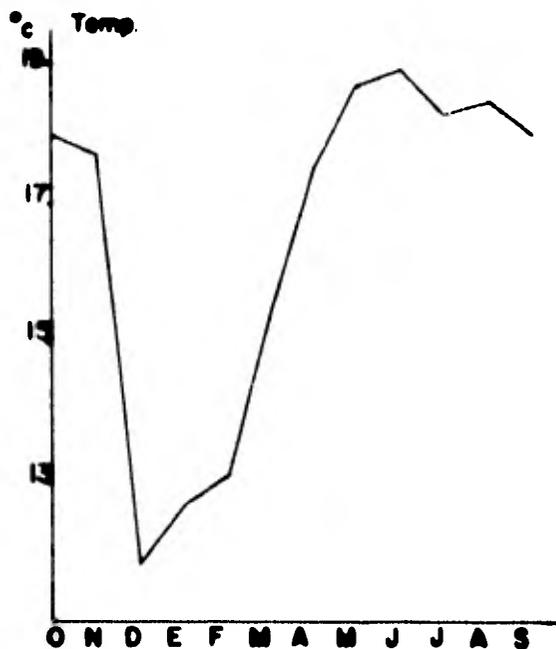


Fig. 3 Fluctuación mensual promedio de la temperatura del agua.

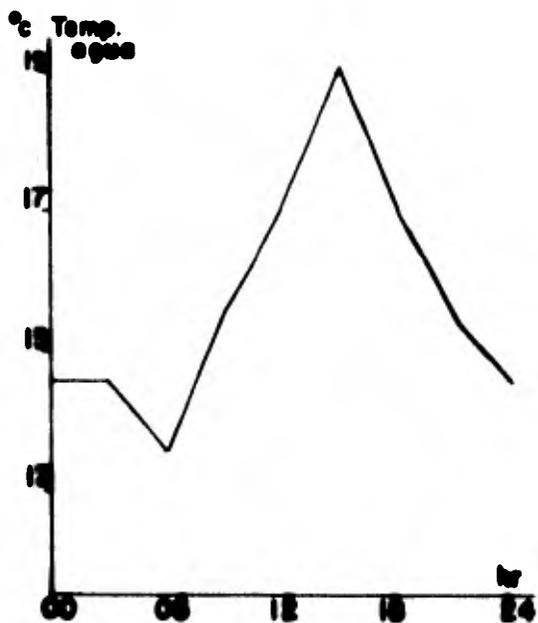


Fig. 4 Ciclo diario de la temperatura en la estación D durante la primavera 1961.

Estación	T. Amb. °C		T. Agua °C		Hora h	
	min.	max.	min.	max.	min.	max.
Primavera	8	24	13.5	19.0	6.00	18.00
Verano	11	27	21.0	27.0	6.30	14.30
Otoño	7	19	16.0	18.5	17.00	02.00
Invierno	-3	21	9.0	13.5	6.00	11-17

Tabla II

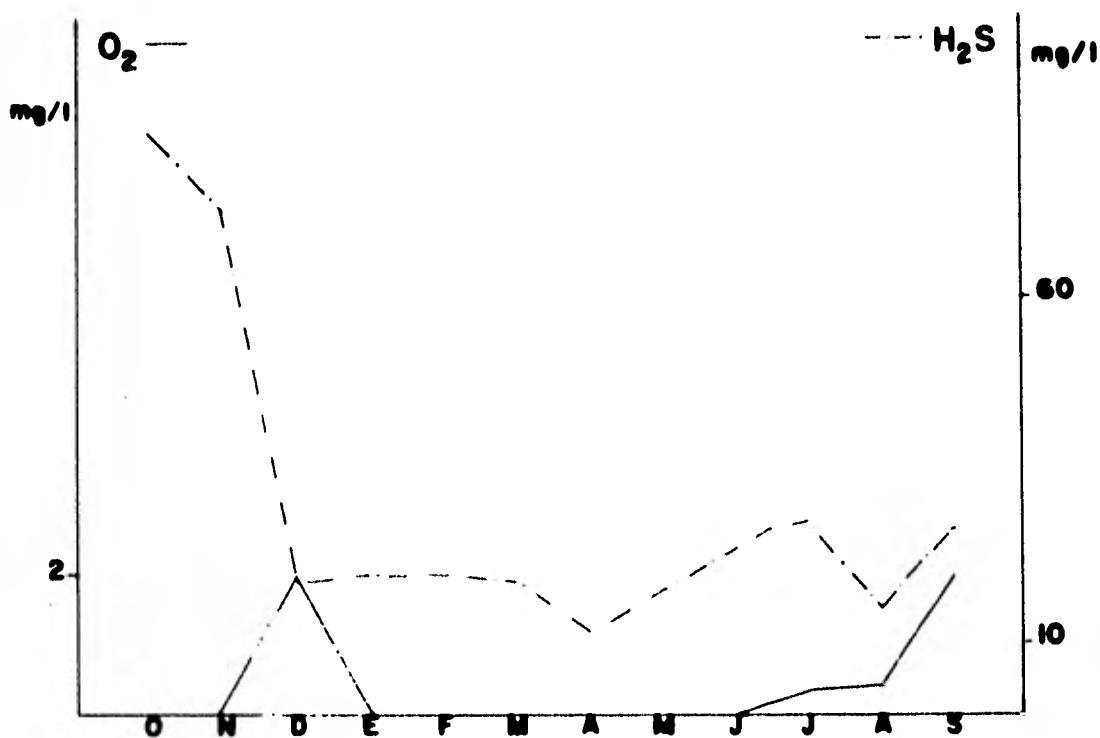


Fig. 5 Variación anual promedio de oxígeno disuelto y ácido sulfhídrico, estación A.

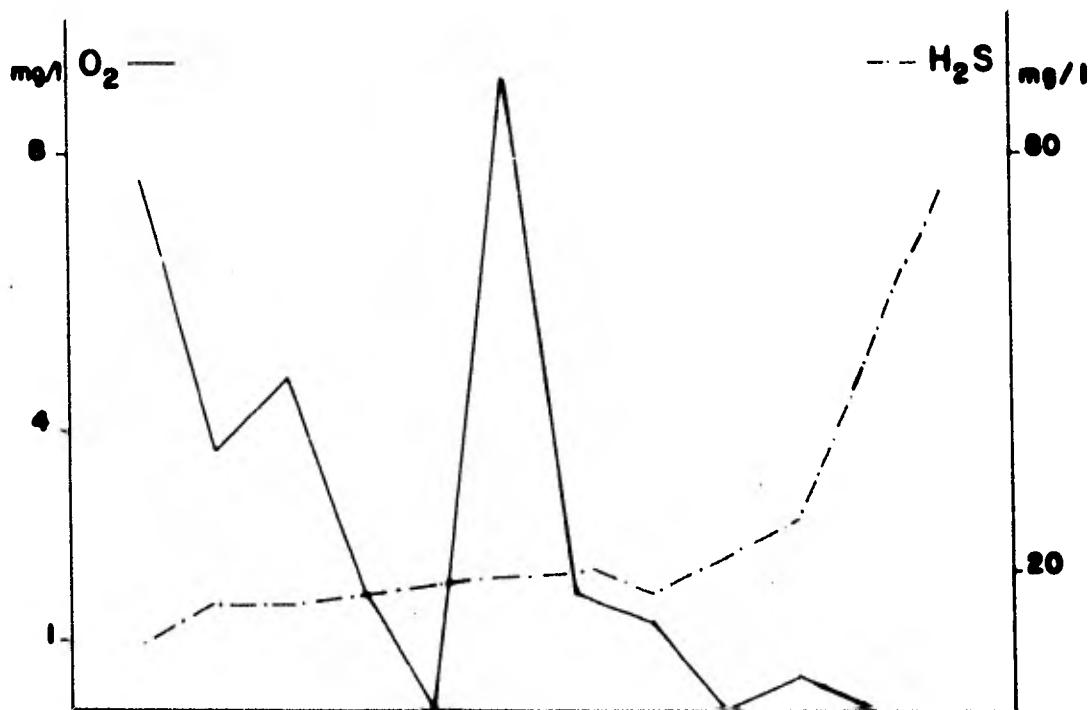


Fig. 6 Variación anual promedio de oxígeno disuelto y ácido sulfhídrico, estación E.

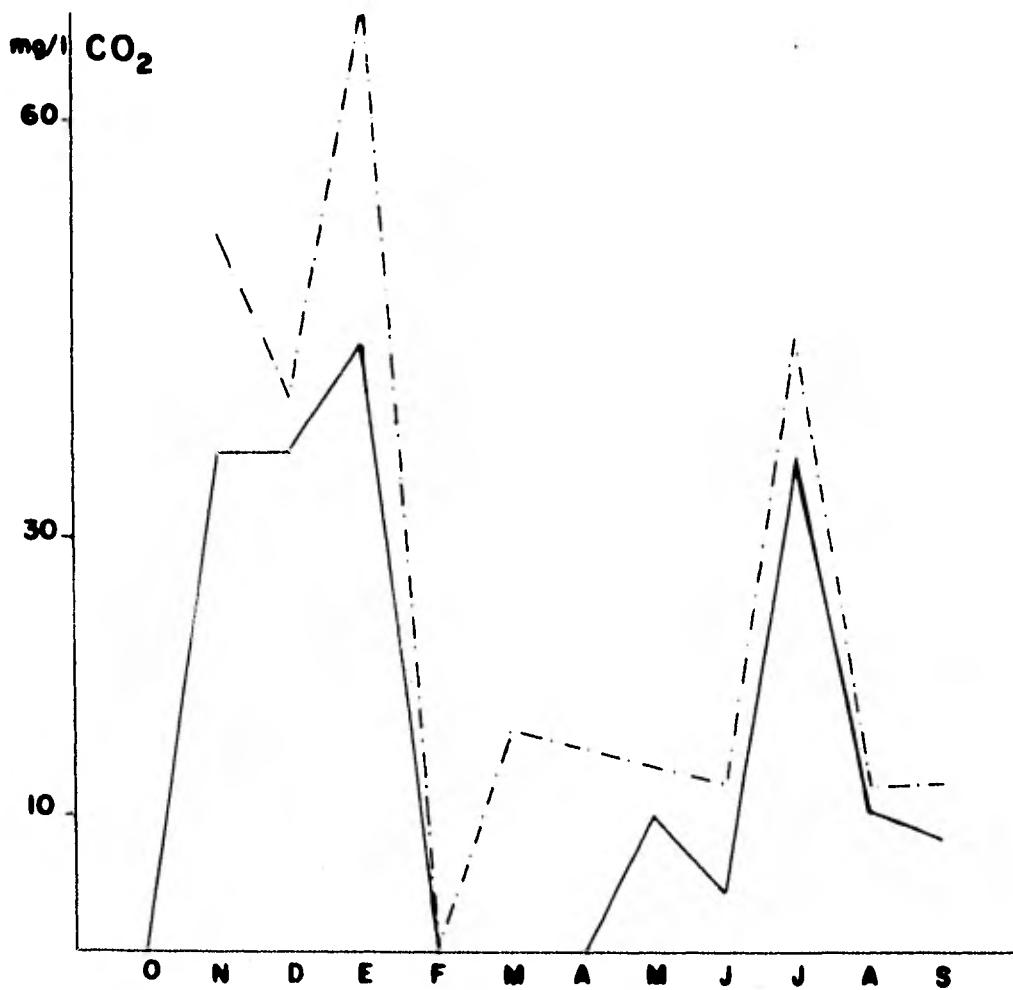


Fig. 7 Distribución vertical promedio de la concentración de bióxido de carbono en superficie (—) y fondo (---)

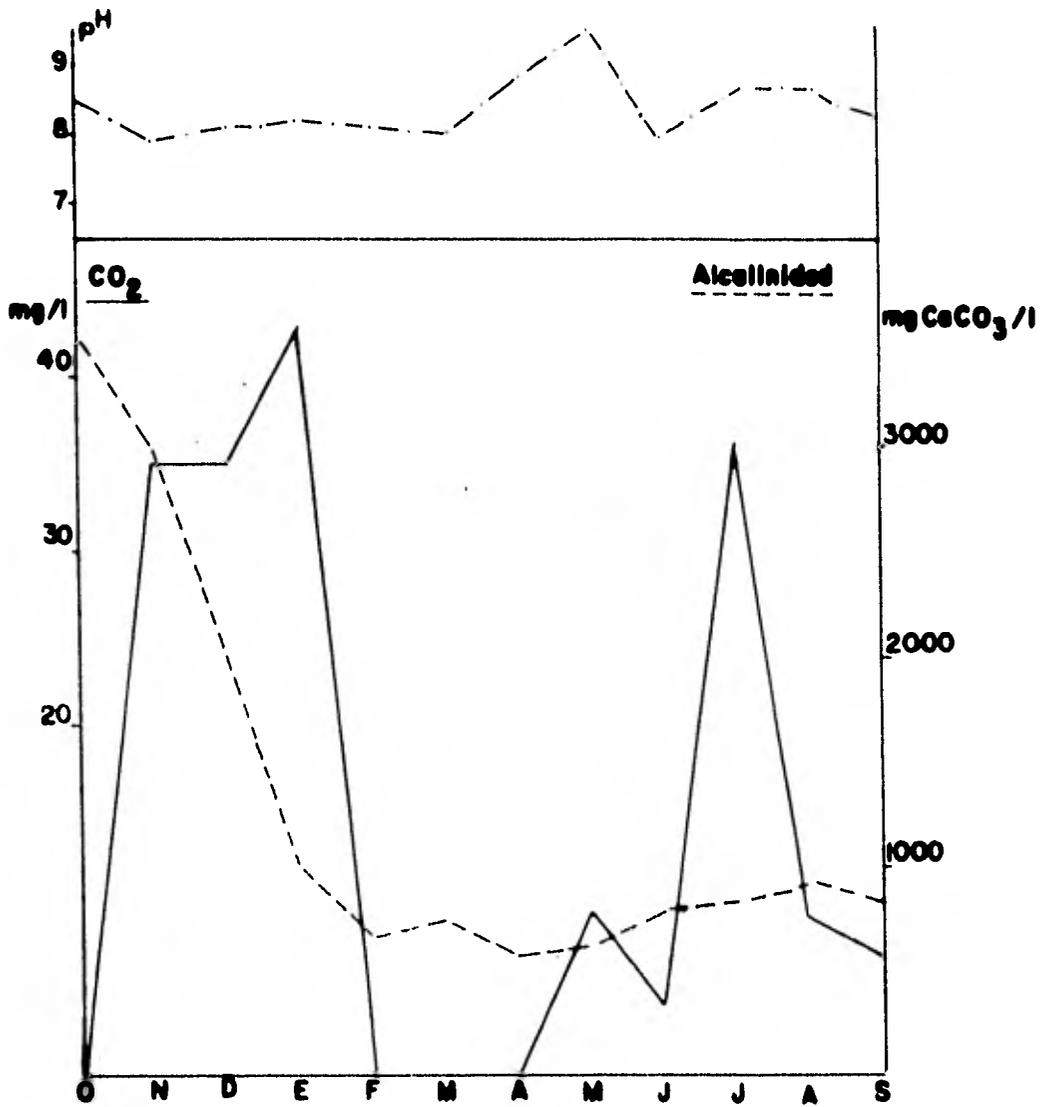


Fig. 8 Variación de los valores promedio de alcalinidad total, bióxido de carbono y pH.

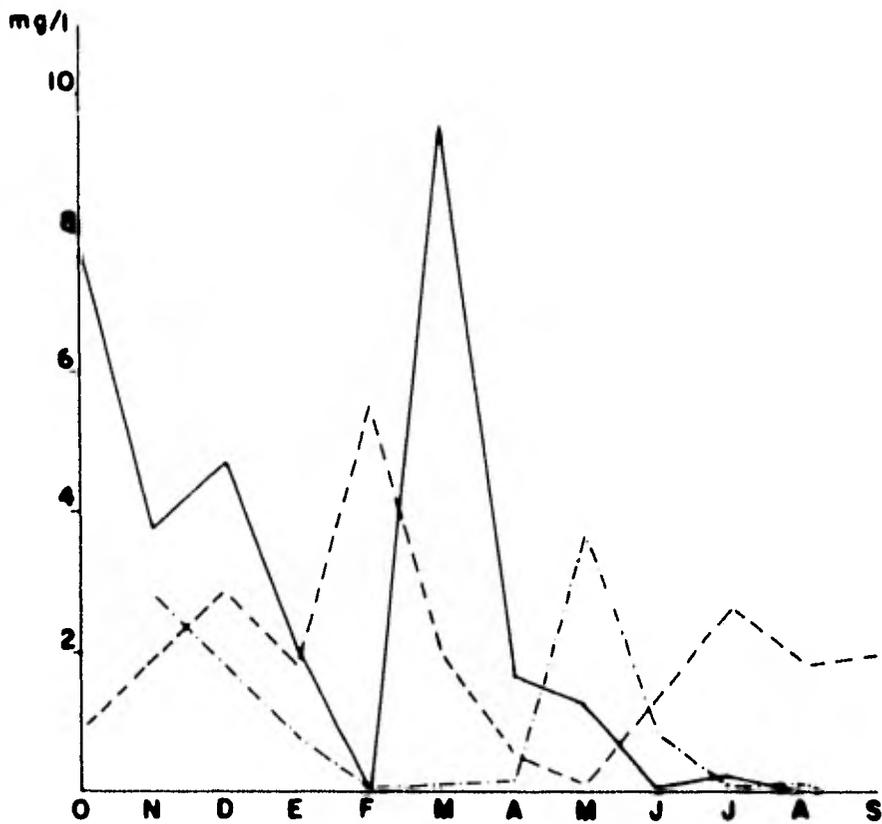


Fig. 9 Distribución anual promedio de amoniaco --- y nitratos ---- en relación al oxígeno disuelto — en el agua de los canales.

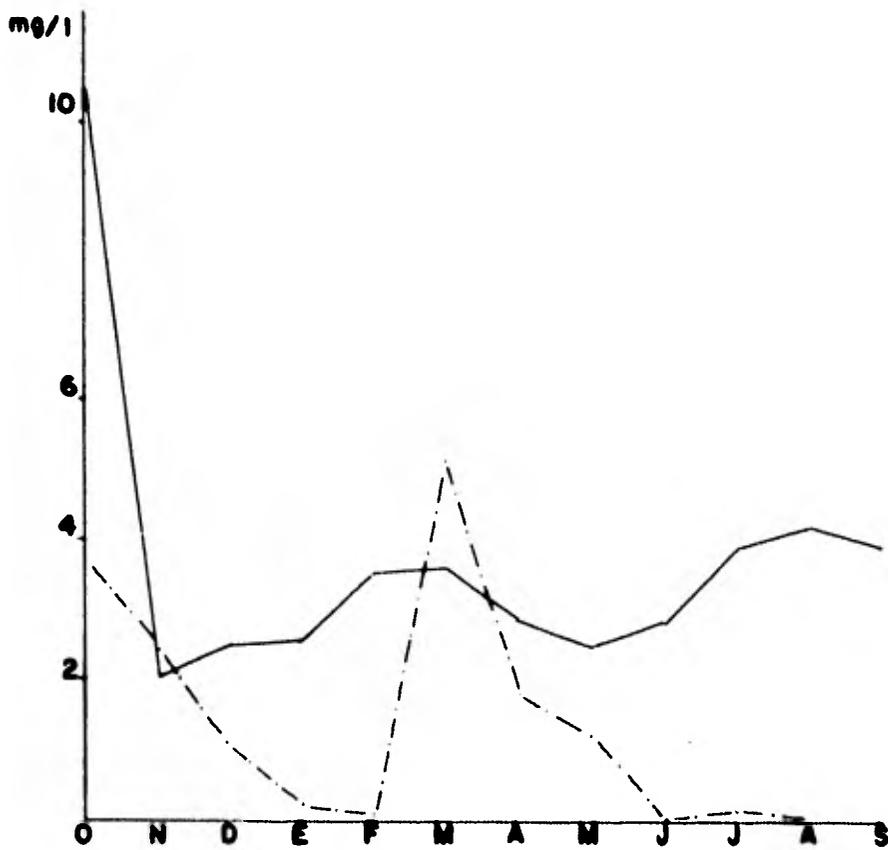


Fig.10 Comportamiento anual promedio de la concentración de ortofosfatos (-----) y oxígeno disuelto (—)

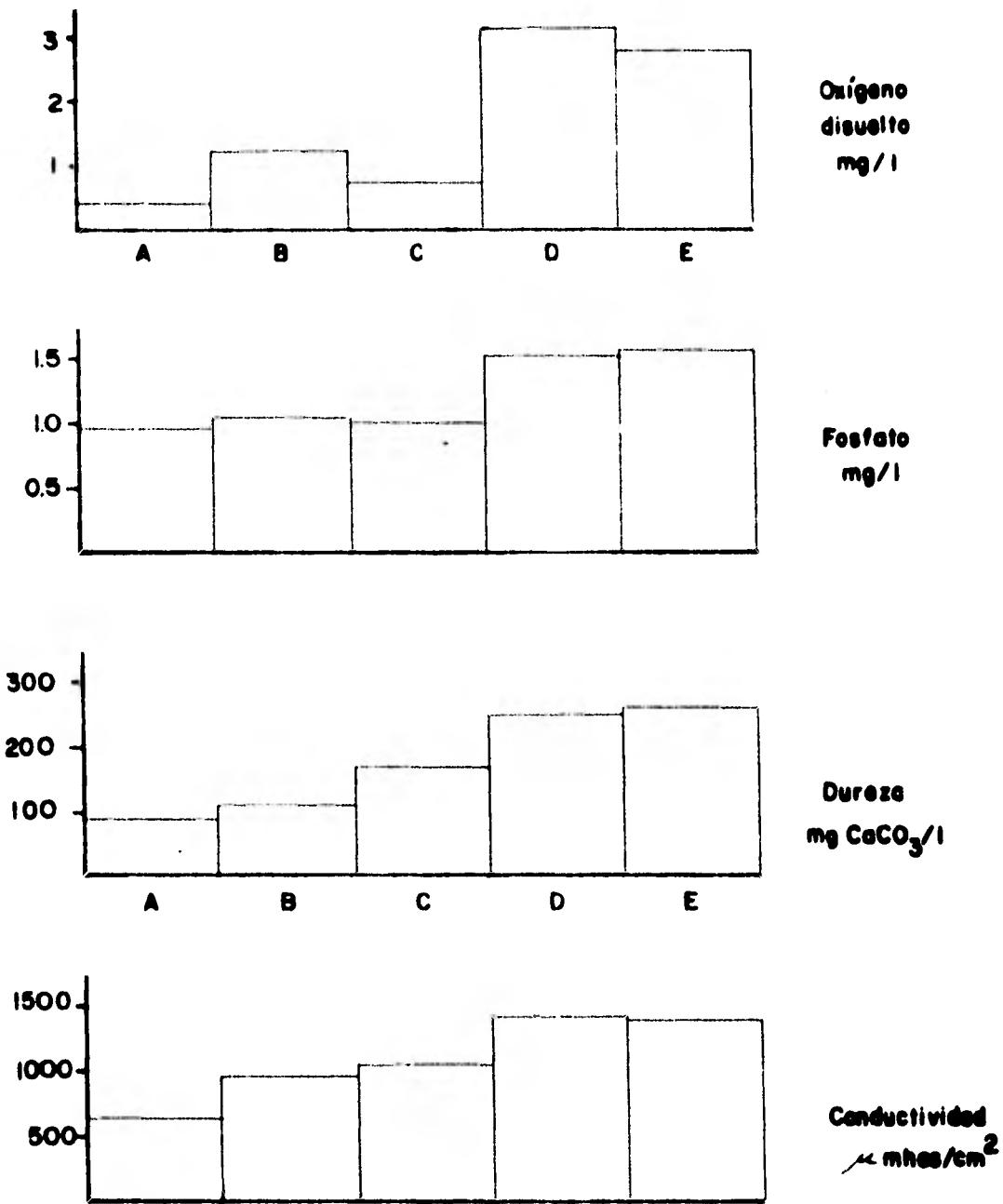


Fig. 11 Formación de gradientes en las localidades de muestreo.

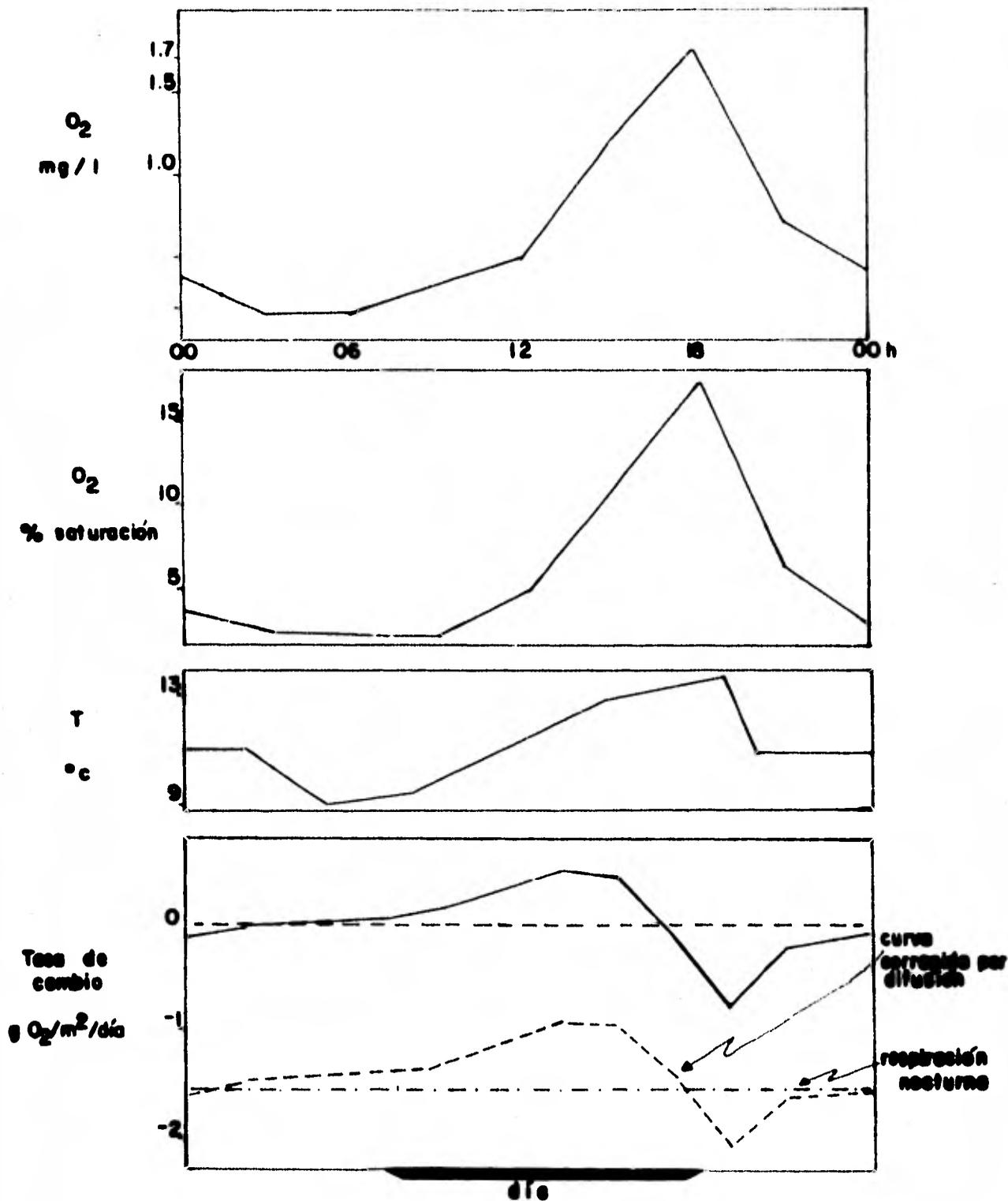


Fig. 12 Curva diaria de la variación de oxígeno en invierno de 1980, en la estación D y su interpretación en valores de producción.

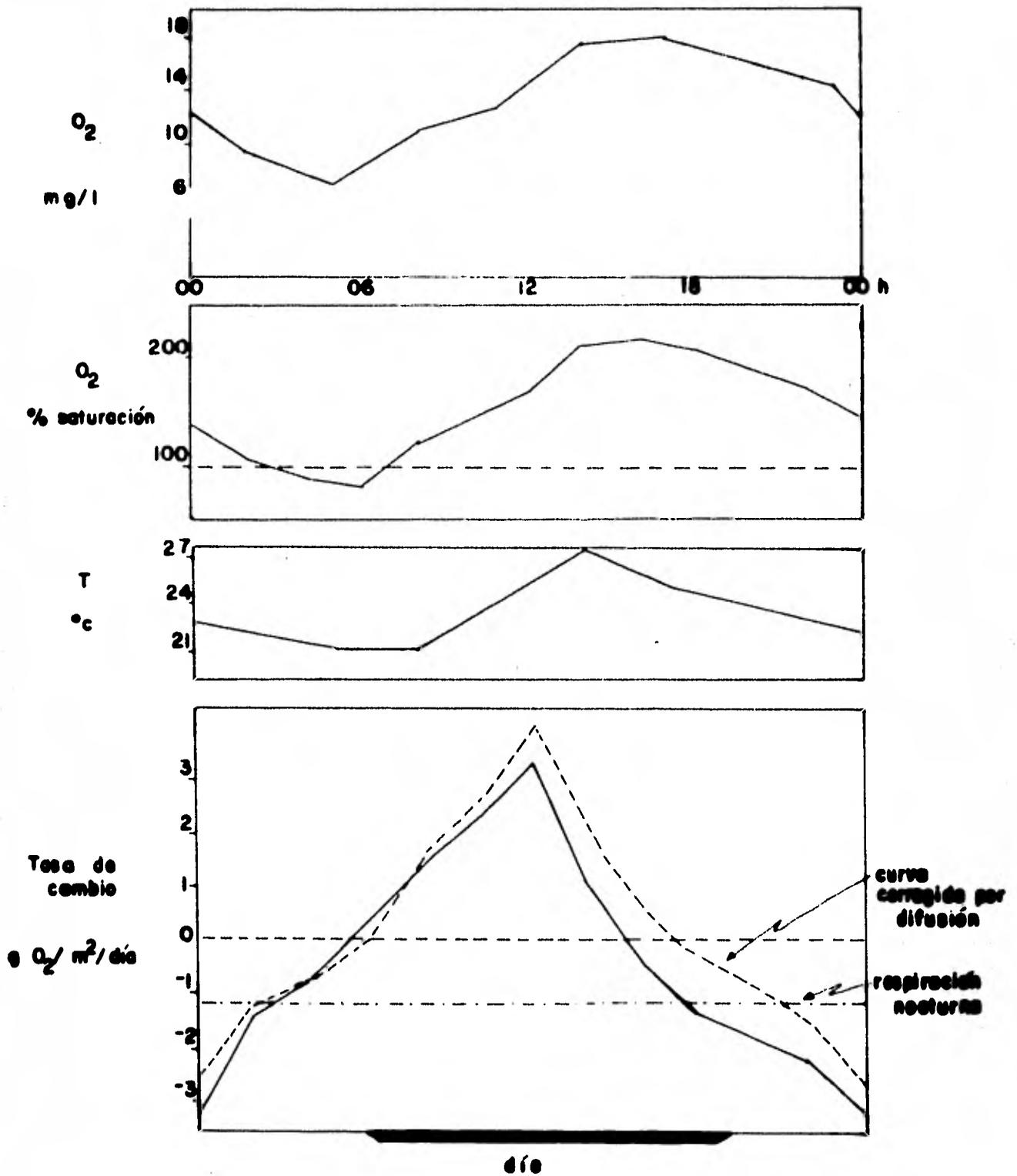


Fig.13 Curva diaria de la variación de oxígeno en verano de 1981, en la estación D y su interpretación en valores de productividad.

Tabla III y IV

Botella Clara y Oscura

D	Producción Bruta g O₂/m²/día	Respiración g O₂/m²/día
Invierno	---	---
Primavera	4.45	3.64
Verano	6.88	2.43
Otoño	0.81	1.62
E		
Invierno	0.61	1.01
Primavera	4.86	5.26
Verano	2.02	2.83
Otoño	0.40	2.83

Curva Diaria

D	Constante de difusión (K)	Fotosíntesis g O₂/m²/día	Respiración g O₂/m²/día
Invierno	1.80	5.00	47
Primavera	2.40	15.97	49
Verano	1.22	43.00	34
Otoño	2.85	1.16	44
E			
Invierno	2.61	16.30	25
Primavera	1.98	8.12	31
Verano	0.99	42.00	46
Otoño	---	---	---

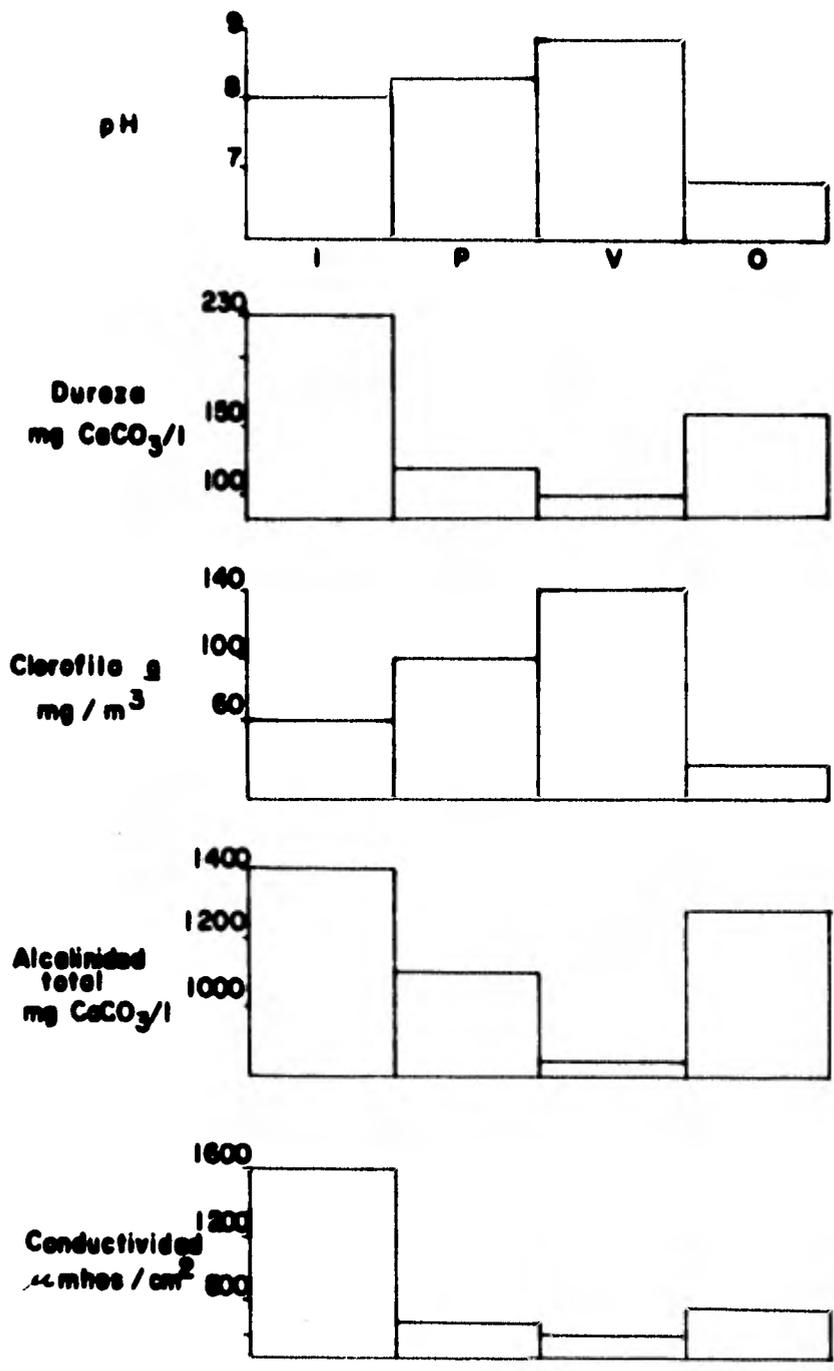


Fig.14 Variación estacional promedio de la clorofila g y algunos parámetros químicos del agua en la estación D.

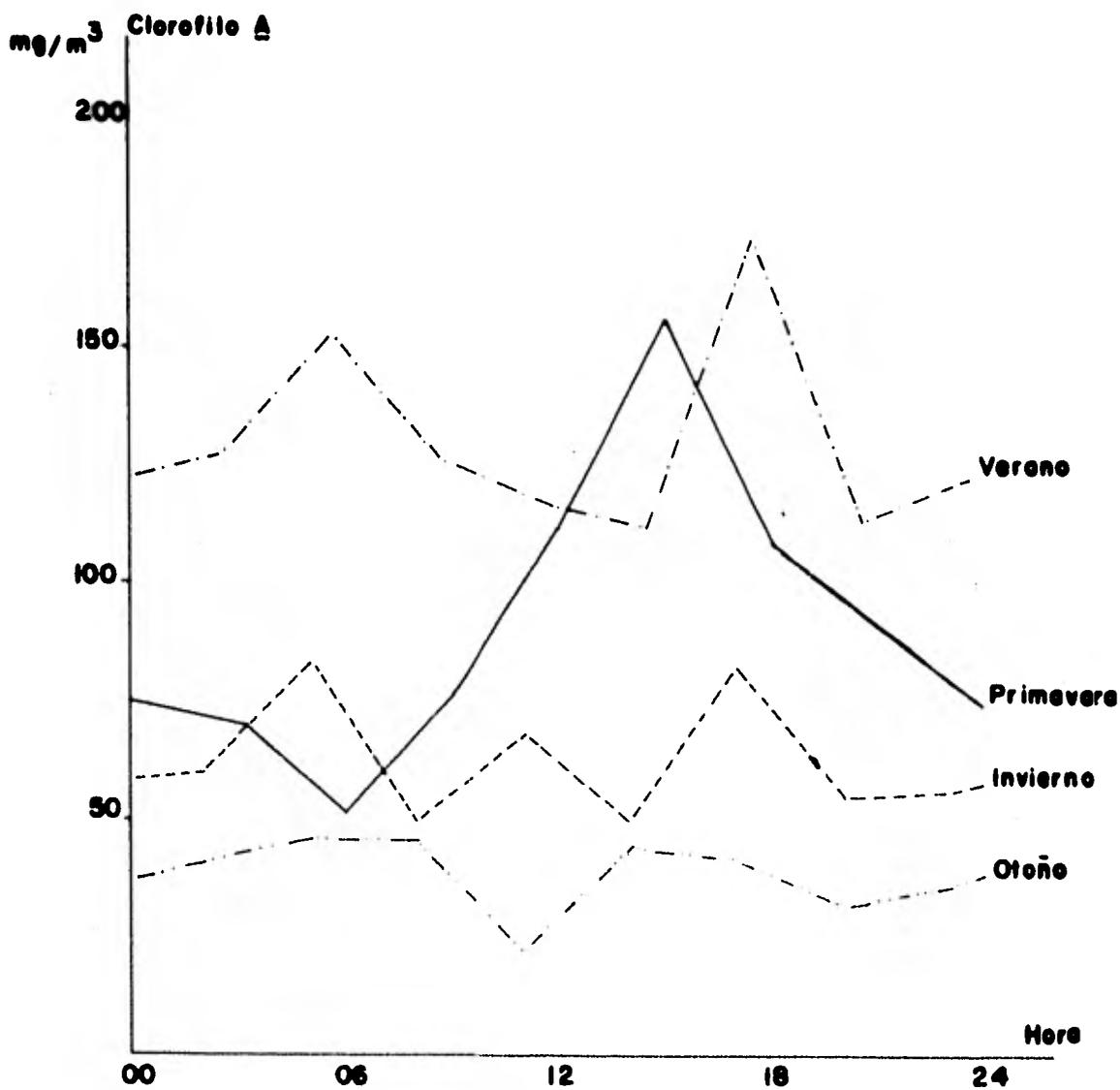


Fig. 15 Variación diaria de la clorofila A en la estación D ubicada en el Barrio San Agustín

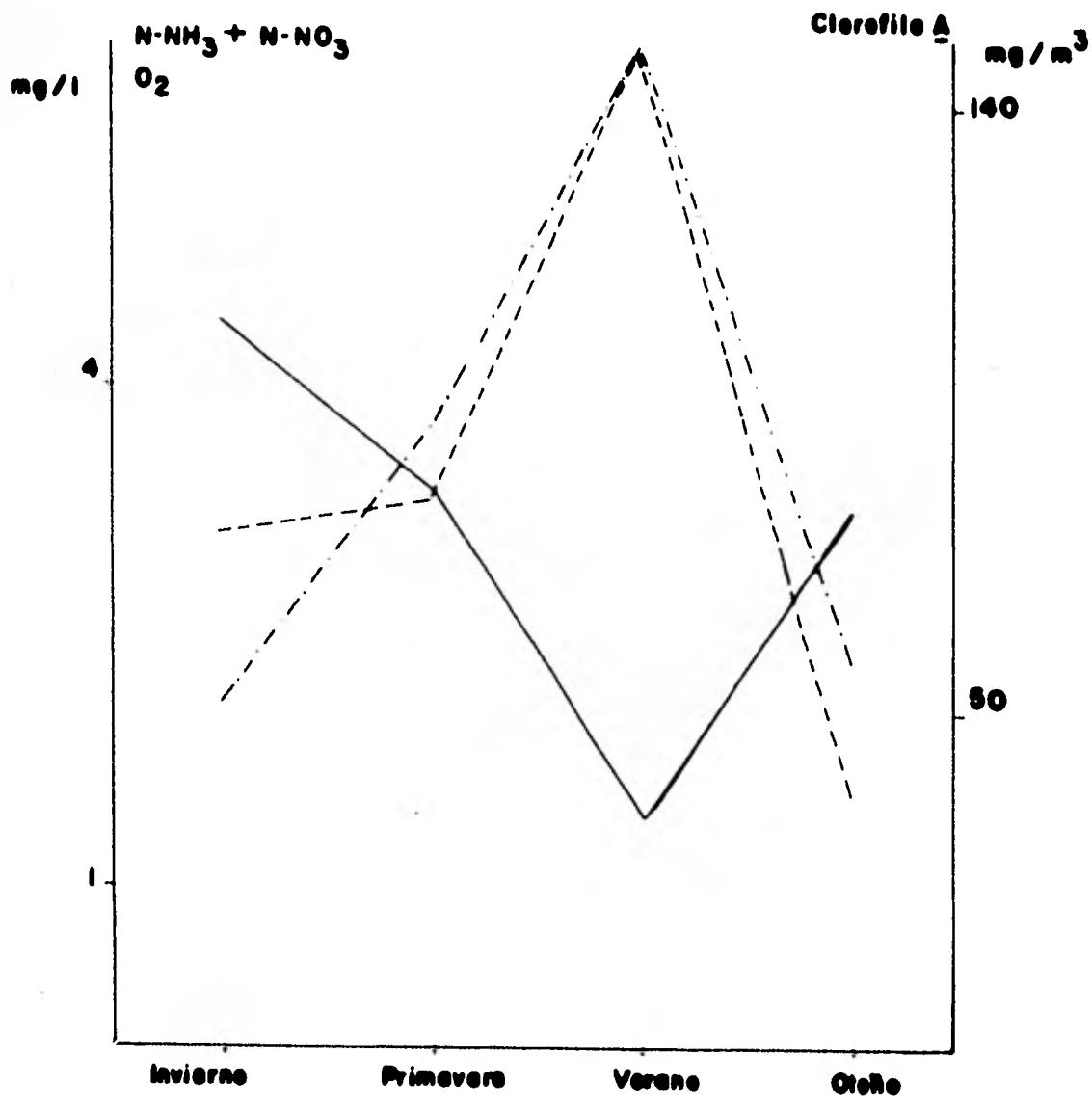


Fig.16 Fluctuación anual de la productividad y nutrientes, promedio de la estación D y E. Chlorofilo A (---), oxígeno disuelto (----) y $N-NH_3 - N-NO_3$ (—).

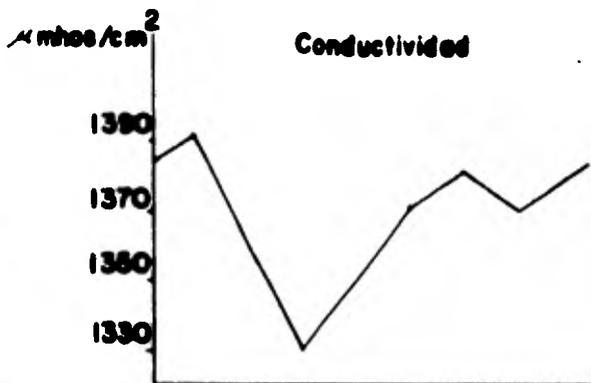
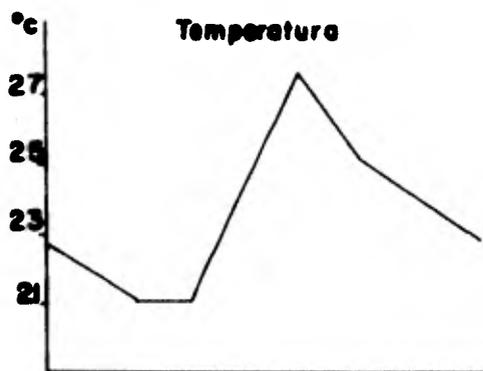
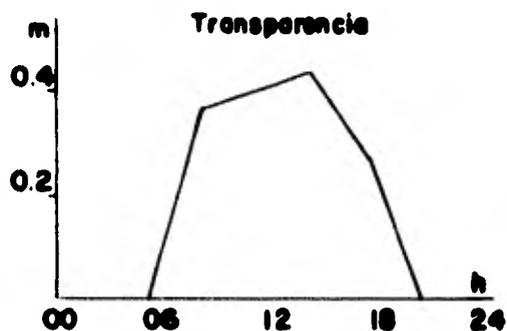
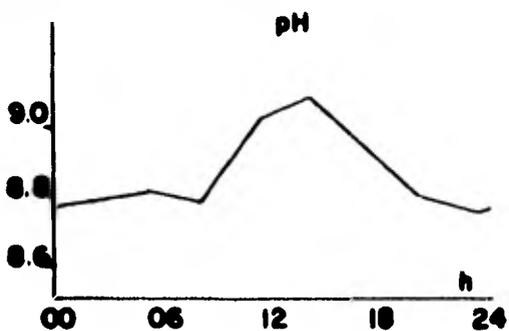
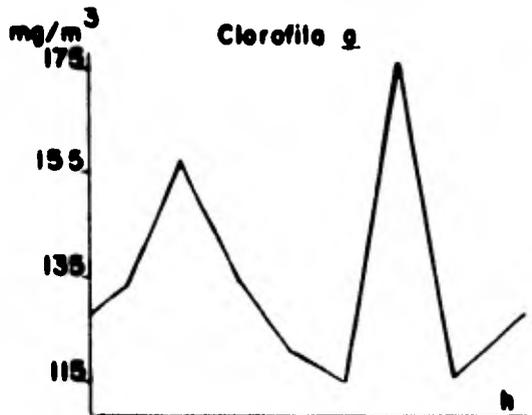
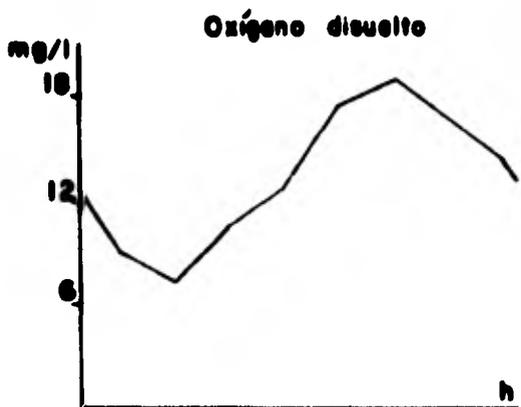


Fig. 17 Fluctuación promedio de algunos parámetros hidrológicos durante un ciclo de 24 horas en el verano de 1981, estación D.

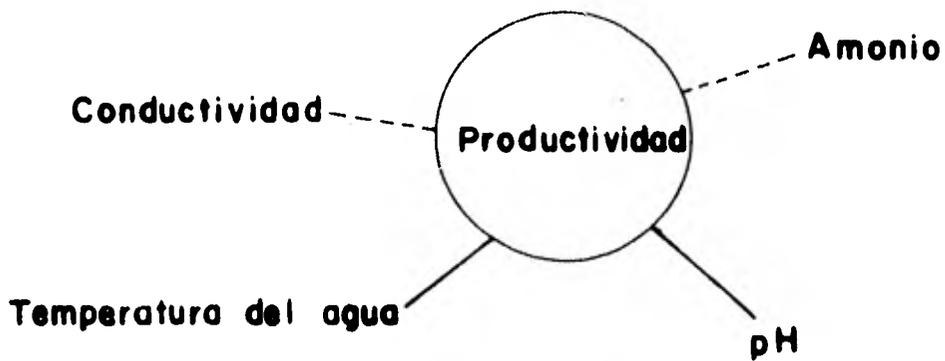
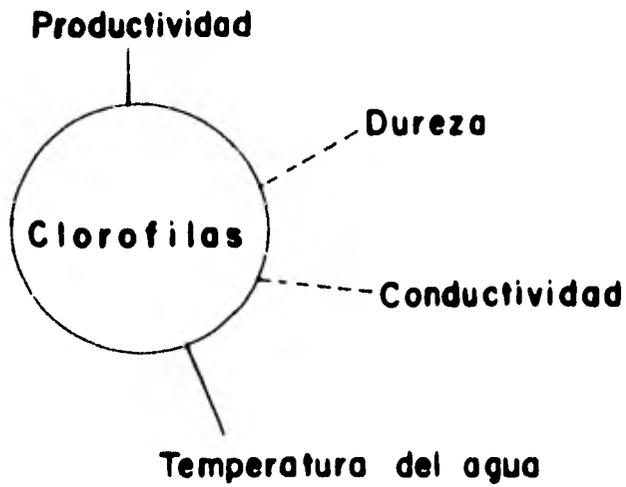


Fig.18 Correlación entre parámetros físico-químicos y biológicos, positiva(—) y negativa(----).

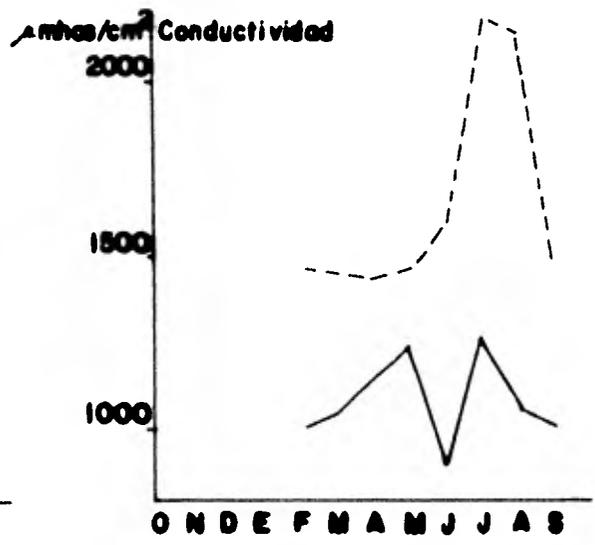
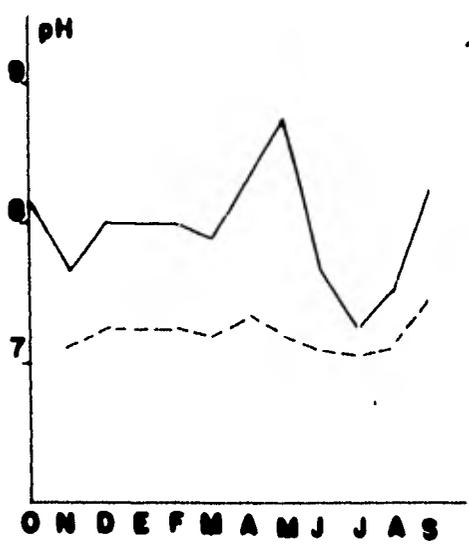
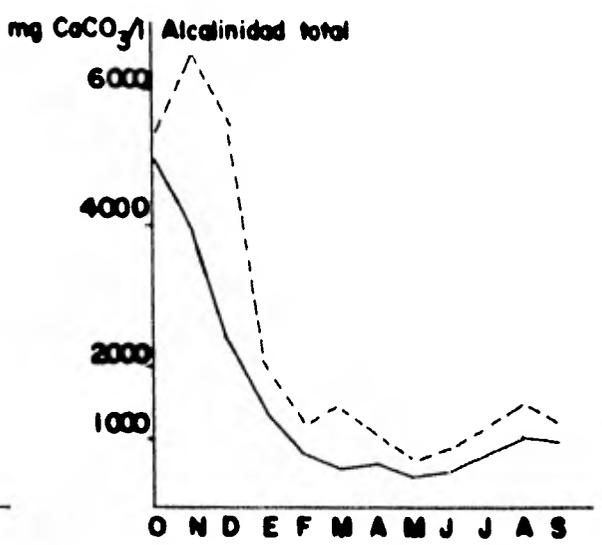
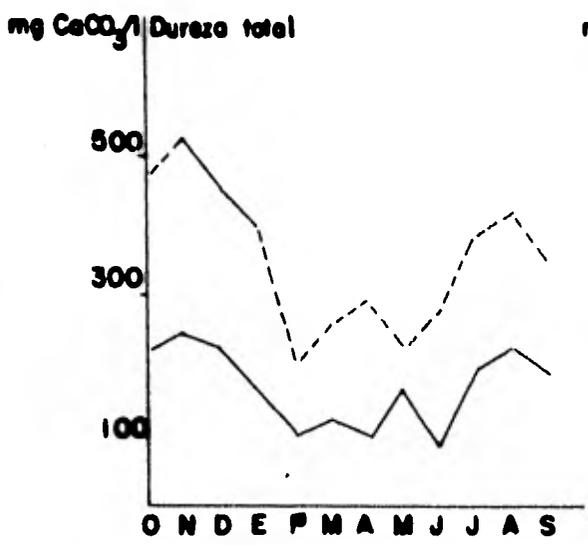


Fig. 19 Comparación entre algunas características de agua de los pozos (—) y agua de percolación (----).

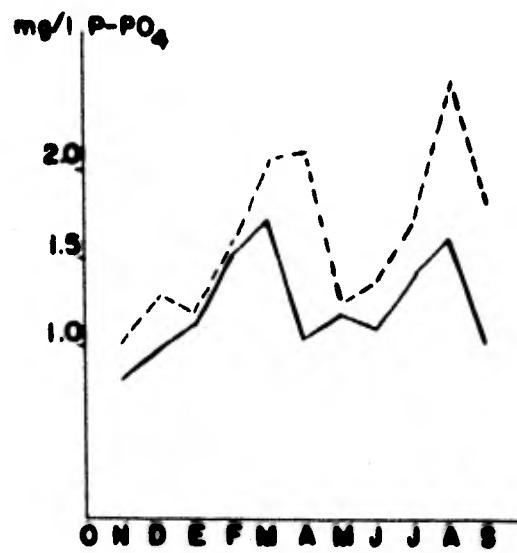
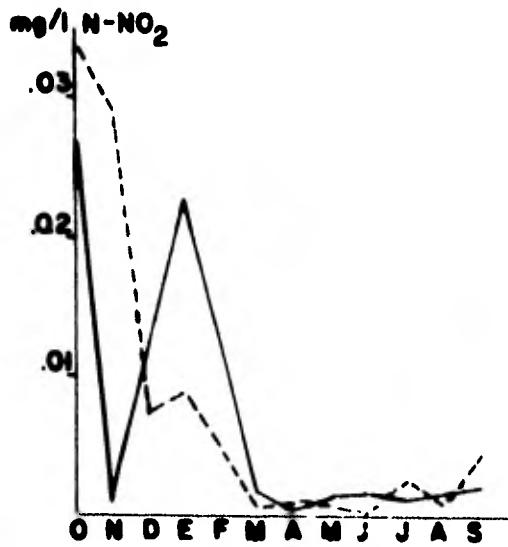
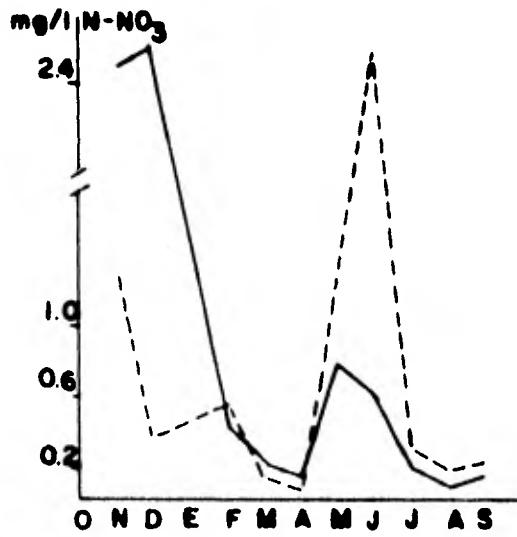
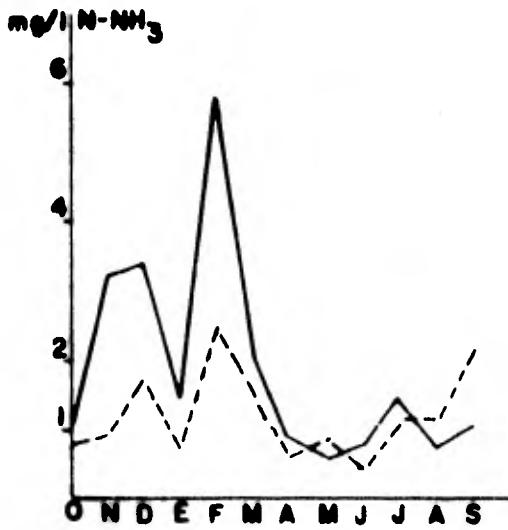
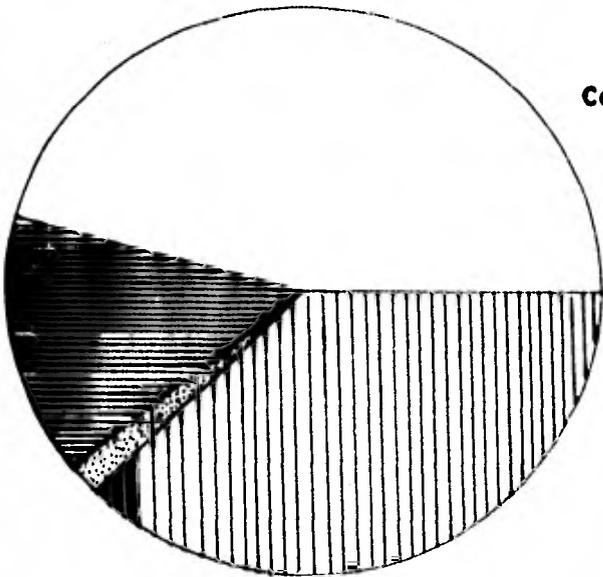


Fig.20 Comparación entre el contenido de nutrientes en el agua de los canales (—) y de percolación (---).

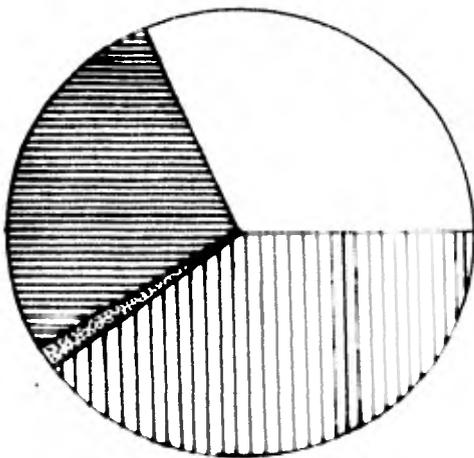
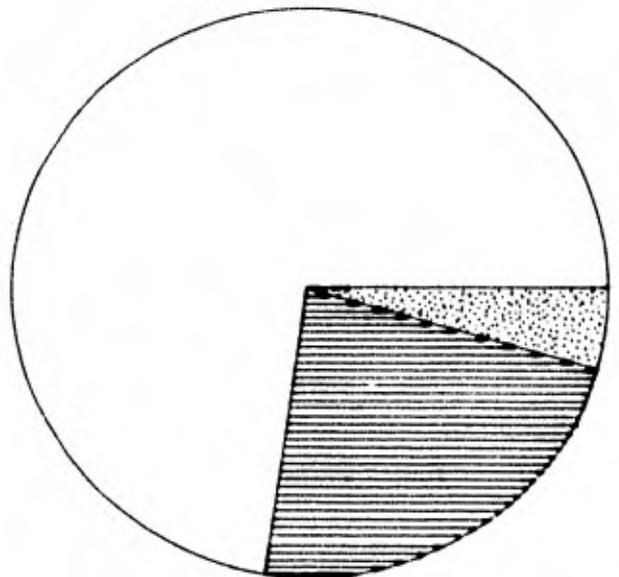
BALANCE

Nutrientes

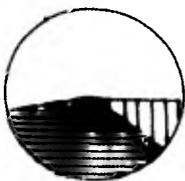
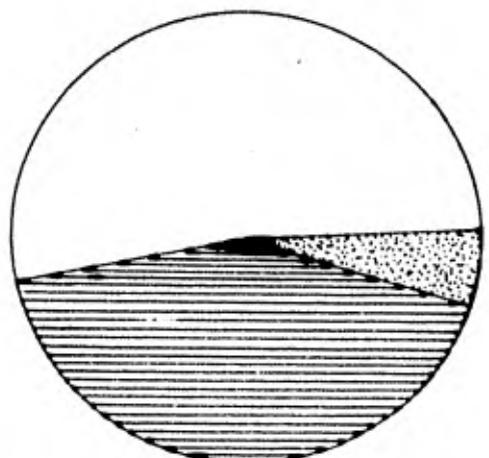
Nitrógeno inorgánico



Canal



Percolación



Lluvia



N-NH₃
 N-NO₃
 N-NO₂
 P-PO₄

Fig. 21

Tabla V**Lluvia****(Valores promedio)**

NH₃-N	NO₂-N	NO₃-N	PO₄-P	P_{total}
Kg / ha / año				
3.45	0.05	2.10	1.02	5.60

pH	Alcalinidad total	Dureza total
5.4	mg CaCO₃/l	
	20.0	7.60

DISCUSION

La concentración de gases disueltos en el medio acuático está fuertemente influida por la vegetación flotante, que en ciertas épocas del año llega a presentar una densidad capaz de reducir el intercambio gaseoso con la atmósfera. La acción del viento tiene un efecto importante sobre la masa de agua, provocando por un lado, el desplazamiento de la vegetación y por otro, la aireación del agua.

Las reducidas concentraciones de oxígeno disuelto encontradas permanentemente en los canales, sugieren que la respiración planctónica consume cantidades considerables de oxígeno; sin embargo, el mayor consumo está asociado principalmente a la utilización bacteriana durante la descomposición de la materia orgánica ya que ésta se encuentra en grandes cantidades. Esto último se comprobó sobre la base de los resultados de DBO. Wetzel (1975), reporta que en zonas poco profundas esta situación puede provocar anoxia completa por varios meses.

Aunque la actividad bacteriana es intensa a todos los niveles, en el fondo los mecanismos de renovación de O_2 por difusión a través de la columna de agua son menos ágiles y en consecuencia el consumo de O_2 es más intenso en la interfase agua-sedimento.

Otro agente importante que puede contribuir a la desoxi-

genación del agua, es la oxidación química. Existen evidencias (Hutchinson, 1957) de que el agua superficial de bajo contenido de oxígeno se correlaciona con el color fuerte del agua y en aguas con una coloración café o con materiales húmicos se desarrollan déficits de oxígeno considerables y la oxidación química ocurre con mayor intensidad. En lagos muy productivos, este efecto es enmascarado por una demanda bioquímica bacteriana intensa. De acuerdo con lo anterior, aunque la coloración del agua de Mixquic no se determinó cuantitativamente, las observaciones de campo revelan la persistencia de un fuerte color café en las estaciones C,D y E. Esto indica que la oxidación química puede adquirir mayor importancia en el medio acuático, contribuyendo al abatimiento de oxígeno.

Hutchinson (op cit.), señala que en sedimentos donde hay poco oxígeno puede haber una apreciable concentración de H_2S . Tal acumulación tiene lugar principalmente en regiones desoxigenadas de bajo potencial redox, cuando la producción esta en exceso a la concentración de fierro y hay mucha materia orgánica. Por el contrario, en condiciones aerobias el H_2S es rápidamente oxidado. Sin embargo, los déficits tan grandes de oxígeno disuelto en los canales, mantienen niveles con efectos letales en todas las épocas, lo cual denota que las fuentes de materia orgánica en el medio acuático tanto alóctonas como autóctonas, son lo suficientemente grandes y continuas para permitir una actividad heterotrófica intensa con la consecuente liberación de H_2S como producto final de la descomposición en condiciones anaeróbicas.

En la época de máxima productividad, la utilización fotosintética del CO_2 excedió al CO_2 metabolizado en la respiración en la zona trofogénica, lo cual pudo ocasionar la disminución del contenido de este gas y el aumento del pH (Hussainy, 1967); el mismo efecto sobre el pH, aunado a otros parámetros, tuvo su expresión en la aparición de la alcalinidad a la fenoftaleína, por lo cual resulta evidente que la presencia de carbonatos formó una parte importante del contenido total de la alcalinidad en el agua durante este período; a su vez, la ausencia de CO_2 reflejó la tendencia de las reacciones hacia la formación de carbonatos. Esta ausencia y los altos valores de productividad durante esta época, sugieren que la tasa de asimilación y degradación de CO_2 fue lo suficientemente rápida y constante como para mantener la productividad elevada en dicho período.

Es importante hacer notar que durante el período de fotosíntesis intensa, se puede inducir la descalcificación de aguas muy duras, ricas en bicarbonatos y se pueden alcanzar situaciones extremas en aguas duras muy productivas (Wetzel, 1975), como en Mixquic. Esta condición se reflejó en una disminución en la alcalinidad y dureza totales durante el estío, particularmente en el mes de mayo.

El aumento en la alcalinidad total que se alcanza al volverse anaeróbico el medio, puede atribuirse a procesos de liberación de CO_2 por descomposición anaeróbica de materiales orgánicos

lo que a su vez contribuyó en la disminución del pH sobre todo cerca del fondo, donde la tasa de respiración fue mayor.

Existen otros procesos importantes como la producción microbiana del metano y la denitrificación que se han reportado (Wetzel, 1975) en lagos eutróficos y bajo condiciones de anaerobiosis, como muy intensas.

Weimer (1978), señala que por definición, la alcalinidad del agua no cambia con la adición ó remoción de CO_2 , a menos que el aumento de CO_2 esté acompañado de la adición de compuestos que puedan remover los iones H^+ libres. Algunas posibles formas que pueden removerlos son: el NH_3 y la reducción de NO_3 ó SO_4 . Durante los meses de anoxia el aumento de las formas reducidas de estos compuestos indica que el proceso pudo contribuir al aumento en la alcalinidad total. Otros factores responsables en el aumento de bicarbonatos son: la disolución de parte del CaCO_3 sedimentado y la producción microbiana de bicarbonato de amonio, que en aguas duras adquiere más importancia, Wetzel (op cit.).

El total de las distintas formas de carbono inorgánico que las algas tienen a su disposición es elevado. Puesto que el bicarbonato y el CO_2 se incorporan al carbono orgánico por organismos autótrofos, se puede considerar que el carbono nunca fue un factor limitante del crecimiento (Margalef, 1974).

El aumento de la dureza durante el estío es atribuido en parte al mayor grado de evaporación al incrementarse la temperatura. En los meses siguientes con la llegada de las lluvias, la dureza alcanzó los valores mínimos por procesos de dilución de la masa de agua. Finalmente, la dureza tendió a incrementarse en estrecha relación con el aumento de la alcalinidad debido a que como ha reportado Wetzel (1975), bajo condiciones de anareobiosis estando el medio reducido, el Ca^{++} es liberado en el fondo en proporción similar al ión HCO_3^+ .

Considerando que la conductividad es un parámetro relativamente conservativo, la oscilación de los valores observados resultó ser muy amplia. Estos cambios sugieren que la disminución de carbono inorgánico asociada con el rápido incremento en el grado de fotosíntesis y descalcificación se refleja en la conductividad del agua.

En cuanto a los altos niveles de NH_4 y NO_3 durante los meses de menor temperatura, se puede pensar que son el resultado de una menor actividad fotosintética, además de otros mecanismos propios del ciclo del nitrógeno. La disminución de amonio está muy relacionada con la productividad fitoplanctónica, debido a que esta forma nitrogenada es rápidamente aprovechada por el fitoplancton, ya que está en un nivel de reducción más cercano al nitrógeno orgánico (Allen y Kramer, 1971). La comparación de la relación $\text{N-NO}_3:\text{N-NH}_3$ en los diferentes meses, indicó que durante mayo la utilización de amoníaco pudo ser preferencial sobre los

nitratos (Kelley, 1978). Esto supone que la asimilación estuvo en exceso a los procesos de amonificación principalmente por medio de la descomposición bacteriana y la excreción de los organismos. Esta disminución del amoniaco coincidió con un aumento en la concentración de nitratos por lo que la nitrificación debe haber sido intensa y favorecida por la oxigenación de las aguas.

En general, los cambios estacionales de aerobiosis a anaerobiosis, influyeron directamente en la concentración de los distintos nutrientes. Este cambio drástico en el medio, sugiere que hubo una tasa de descomposición alta y un estado de reducción severo. Hutchinson (1957), reporta que en condiciones anóxicas y particularmente en la zona trofólitica, los procesos de amonificación y denitrificación son intensos; y si se considera que en esa época la tasa de asimilación biológica fue reducida, se puede inferir que la descomposición dominó sobre la asimilación por lo que el aumento de NH_3 puede atribuirse a la degradación de la materia orgánica. En estas condiciones, se da la acumulación de NH_3 debido a que la nitrificación bacteriana, cesa cuando el potencial redox es reducido.

Ya que la diferencia en las concentraciones de NH_3 y NO_3 al principio y al final de las incubaciones de DBO fueron insignificantes, se concluyó que la nitrificación no interfirió en la determinación. De acuerdo con Cour Chaine (1978) fide: Stamer (1979), la nitrificación frecuentemente no empieza sino hasta varios días después de iniciada la incubación de la muestra, ya que

la población inicial de organismos nitrificantes es pequeña en zonas donde la forma predominante de nitrógeno inorgánico es el NH_3 como es el caso de Mixquic.

Actualmente, se considera que el estado trófico de los lagos es determinado principalmente por los aportes de fósforo que recibe (Hasler, 1974); Wilson, 1975). En Mixquic, se encuentran concentraciones muy altas durante todo el año y esto puede deberse a varias causas: 1) que la estructura geoquímica del lugar esté aportando a los canales mediante el drenaje, una cantidad importante de fósforo; 2) los canales se ven fuertemente afectados por la agricultura, debido a la misma actividad agrícola, uso de fertilizantes y por desechos domésticos; 3) la perturbación de los sedimentos, por circulación de canoas y extracción de lodos, lo cual aumenta grandemente el rango de liberación de fósforo; 4) por la rápida mineralización de la materia orgánica y 5) como la mayoría de los canales presentan anaerobiosis o las concentraciones de oxígeno disuelto son muy bajas, no dan oportunidad a los sedimentos de actuar como trampa de nutrientes.

La rápida asimilación de ortofosfatos en la síntesis orgánica, se reflejó en la disminución de este nutriente, aumentando posteriormente debido a que las condiciones reductoras del fondo liberan PO_4 que es recirculado y también al alto grado de mineralización de la materia orgánica producida en el período anterior (Benden, 1973 vide: Hergentrader, 1980).

De acuerdo con Vollenweider (1969, fide: Pasternak, 1978), el desarrollo masivo de algas empieza cuando la cantidad de PO_4 excede el valor de $10 \mu g P-PO_4/l$. Estos valores son superados por mucho en toda la zona de estudio.

La alta productividad encontrada durante todo el año hace pensar, de acuerdo con lo que cita Hergentrader (1980), que los nutrientes no se pierden en los sedimentos y estan disponibles para sostener el crecimiento fitoplanctónico.

Aunque el nitrógeno y el fósforo son de principal importancia para el crecimiento algal, la eutroficación es tan alta que las concentraciones de estos nutrientes no son factores limitantes, por lo que el principal factor limitante de la productividad podria ser la penetración de la luz (Lund, 1969).

La mezcla debida al viento produce una distribución homogénea tanto de nutrientes como de temperatura y esto provee condiciones apropiadas para un fuerte desarrollo de algas, lo cual se refleja en la alta concentración de clorofilas encontradas durante los muestreos. Sawyer (1966, fide: Soltero et al. 1974), ha mostrado que un incremento perjudicial de algas debe esperarse cuando el fósforo inorgánico y el nitrógeno alcanzan una concentración promedio que exceda a 0.01 y 0.30 mg/l respectivamente. Usualmente estas niveles fueron sobrepasados en todas las estaciones por lo que la concentración de clorofilas fue elevada.

En aguas no contaminadas, el plancton está compuesto en gran parte por autótrofos; pero cuando el agua se enriquece con materia orgánica, la proporción de heterótrofos se incrementa (APHA, 1975). En Mixquic, existe un aporte de material orgánico que aunado a la materia orgánica producida in situ, provoca que el metabolismo esté dado por heterótrofos, lo cual se refleja en los valores de respiración que son siempre mayores que los de producción.

La someridad de los canales, la alta temperatura, la falta de estratificación y la actividad humana que aumenta la cantidad de materiales disueltos y particulados en el medio acuático, contribuyen en Mixquic a una mayor eutrofia.

De acuerdo con el sistema de clasificación de Von Tumpling (1962), las aguas de Mixquic, por el contenido de oxígeno disuelto (menor de 3 mg/l), el déficit de saturación de oxígeno (mayor de 70 %), el DBO₇ (mayor de 17 mg/l) y la alta concentración de NH₄, corresponden a la clase IV, las cuales presentan una fuerte contaminación en donde las condiciones son a veces anaeróbicas y cuya utilidad en la agricultura es dudosa.

;

Correspondiendo con otros criterios de calidad de agua, el estado trófico de los canales quedaría comprendido como fuertemente eutrófico por los altos valores de fósforo (0.01-0.09 mg/l P-PO₄) (Wetzel, 1975), de nitrógeno inorgánico (0.5-1.3 mg/l) (Vivier, 1976) y de clorofila a (12.5-140.0 mg/m³) (Wollenweider, 1969

y Sakamoto, 1966 fide: Hergenrader, 1979).

La causa principal del problema reside en la excesiva con centración de nutrientes dentro del cuerpo de agua, por lo que se ven afectadas las propiedades físico-químicas y biológicas del sistema.

La relación $N-NO_3:N-NH_3$ varía ampliamente en función de las fuentes naturales y de la actividad del hombre. En zonas no contaminadas se ha encontrado que la razón es de 25:1, en áreas donde la fuente de NO_3 es pequeña, es de 1:1 y en zonas contaminadas por desechos y aplicación de fertilizantes llega a ser de 1:10 (Wetzel, 1975). El valor de la relación calculada es de 1:4 lo que indica un grado de alteración considerable en el área de estudio, sobre todo si se toma en cuenta que no se determinaron las concentraciones mayores de $10 \mu g \text{ át/l}$ de NH_3 .

Según Arrignon (1976), los valores de alcalinidad y dure za encontrados, ponen de manifiesto una fuerte contaminación en el agua.

Hutchinson (1957), señala que los valores de salinidad más bajos, se registran en regiones de rocas ígneas y los mayores en regiones con sales solubles y donde las aguas duras con altas concentraciones de sales derivan de drenaje de sedimentos calcáreos. Por otro lado, el clima tiene un efecto marcado en el balan ce de evaporación-precipitación y en la salinidad del agua. La va

riación de la temperatura a lo largo del ciclo anual de 12 °C pudo también influir en los procesos de solubilidad, precipitación ó dilución en la temporada de lluvias y cuyo efecto fue también manifiesto en los datos de conductividad.

De acuerdo a los criterios de calidad de agua anteriormente mencionados y tomando como base los resultados obtenidos durante el año de muestreo, es de esperarse que la constitución química de los canales no solo afecte su calidad biológica sino que nulifique total ó parcialmente los procesos de autodepuración del sistema.

De acuerdo con los análisis de agua de lluvia, se encontró que la concentración de los principales nutrientes es elevada en comparación con otros datos de zonas agrícolas y urbanas. Villécourt (1978), ha encontrado que para zonas templadas con una precipitación de 700 mm existe un aporte de 5.5 Kg N/ha/año, por lo tanto, se concluye que el aporte de compuestos nitrogenados tanto al medio acuático como al terrestre es importante, sobre todo en lo referente al contenido de NO_3 . Jeffris (1978) y Acharyya et al. (1978) reportan altos valores de nitratos cuando la lluvia es acompañada por descargas eléctricas. Este mismo fenómeno fue evidente durante el muestreo de julio, obteniéndose una concentración máxima de 0.3 mg/l N- NO_3 , coincidiendo con una ligera disminución en el contenido de NH_3 ; sin embargo, Wetzel (1975), hace ver que la oxidación en tormentas eléctricas

no es la única fuente de oxidación del nitrógeno inorgánico. El NO_3 parece que puede formarse por oxidación fotoquímica del amoníaco.

Ya que no hay compuestos de fósforo gaseoso estables, el fósforo solo existe en forma particulada en la atmósfera. El tiempo de residencia es corto ya que las partículas simplemente se depositan ó son acarreadas por la lluvia (Hutchinson, 1957). De los valores obtenidos se concluye que la proporción de este nutriente en el agua de lluvia es bajo en relación a las formas nitrogenadas; sin embargo significa una contribución importante al contenido del medio acuático.

En vista de que en el transcurso del período de lluvias la cantidad de agua pluvial fue abundante, se considera que su acidez representó una fuente importante en la disminución del pH del agua de los canales.

La tabla VI muestra algunos resultados del suelo y agua de Mixquic realizados por Quiroz (1980) y Meyer (1980). De acuerdo a estos datos es de esperarse un intenso desarrollo de organismos nitrificantes en la superficie del suelo; ésto se refleja tal vez en los resultados de nitratos reportados por estos mismos autores. Relacionando los resultados de la tabla con los del agua de percolación obtenidos en el presente estudio, se puede

deducir que, las concentraciones de nitratos que fueron siempre mayores en el agua de los canales se debe a que ésta forma iónica del nitrógeno es la más fácilmente lixiviada (Hauck, 1981). Estos se pueden llegar a lixiviar en cantidades suficientes como para contaminar el agua del suelo y aguas superficiales, contribuyendo fuertemente a la eutroficación de los canales (Verstraete, 1981).

Las altas concentraciones de H_2S , el déficit de oxígeno y los elevados valores de NH_3 en el agua usada para irrigación, además del alto nivel freático en la mayoría de las estaciones de muestreo, hacen pensar que el horizonte aerobio está muy restringido; sin embargo, la práctica agrícola aumenta los procesos de oxidación de la materia orgánica y la mineralización del nitrógeno inorgánico, favoreciendo así la nitrificación de iones NH_4 y otros cambios por exposición del suelo con la atmósfera (Power, 1981). Por otra parte, los compuestos de azufre pueden inhibir la desnitrificación en el suelo (Knowless, 1981).

A pesar de que el aporte de NH_3 al suelo, por el agua de los canales es grande y la descomposición de la materia orgánica en el suelo libera grandes cantidades de amonio por mineralización, la disminución en los niveles de NH_3 en el agua de percolación se atribuye a varios factores: 1) a los procesos de nitrificación mencionados anteriormente, 2) a la volatilización del amoníaco (Freney et al. 1981), 3) parte del NH_4 en la solución del

suelo puede ser retenido por diferentes compuestos; bajo condiciones alcalinas, la adsorción de NH_4 a materia orgánica puede ser importante.

Según Wetzel (1975), el contenido de fósforo en el agua de percolación es generalmente bajo, aproximadamente $20 \mu\text{g P/l}$, como resultado de la efectividad de la insolubilidad de los minerales que contienen fosfatos. Sin embargo, en el agua de percolación de Mixquic, se encontraron concentraciones muy superiores, debido al aporte de fosfatos del agua de irrigación y a la gran cantidad de este nutriente ya presente en el suelo.

Las elevadas concentraciones de alcalinidad y dureza se deben a que la irrigación constantemente está lixiviando e incorporando sales por dilución, que se encuentran en el suelo.

El balance hidrológico, muestra que en la época de sequía la adición de agua de riego que contiene cantidades variables de sales solubles, también crea la acumulación potencial de sales en el suelo. Este efecto se incrementa en ciertas épocas por procesos de evapotranspiración, al aumentar la temperatura ambiente (Frissel y Van Veen, 1981). Es de suponerse que en esta época existe un flujo de agua de los canales a la chinampa, sin embargo durante la temporada de lluvias esta relación posiblemente se invierta llevándose a cabo una recirculación del agua hacia los canales. Además, la lluvia atenúa los factores anterior

mente mencionados. Es importante hacer notar que el área de cultivo es extensa en comparación con la de los canales, por lo que la captación de la lluvia, tanto en el agua como en el suelo, es de gran importancia ya que por un lado ayuda a los procesos de lavado de sales y por otro influye en los procesos de dilución ayudando a la recuperación y autodepuración del medio acuático.

Cabe señalar que por comunicación personal con la gente del pueblo de Mixquic, se sabe que la variedad de especies cultivadas se ha ido restringiendo y que la calidad de los cultivos ha disminuído notablemente, sobre todo en ciertas zonas donde se pudo notar claramente una especie de salitre en la superficie del suelo. Es precisamente en estas áreas donde el nivel freático permanece más alto (menos de 1 m). Es importante señalar que cuando el agua de riego no es apropiada por su alta concentración de sales, el aumento en la cantidad de agua empleada en cada riego y/o las lluvias, favorecen las características del suelo, ya que éstas son lixiviadas hasta el nivel freático (Kelley, 1949). Pero si los suelos presentan un mal drenaje como reporta Quiroz (1980) para Mixquic y por lo tanto el nivel freático es alto, ésta solución alcanza la zona de raíces y perjudica al cultivo (Richards et al. 1969)

CONCLUSIONES

1. Los canales presentan un estado avanzado de eutroficación, como resultado de la actividad agrícola, del cambio en el régimen hidrológico y de la contaminación urbana.
2. Los altos niveles de amonio, alcalinidad total, dureza total y ácido sulfhídrico, son un índice de la contaminación existente en el medio acuático.
3. La vegetación acuática flotante juega un papel muy importante en las características del agua, sobre todo en lo referente al intercambio gaseoso con la atmósfera y al aporte de materia orgánica al sistema.
4. Dentro del balance hidrológico, la precipitación pluvial es un factor importante en los procesos de dilución de los componentes del agua de los canales y en el lavado de las chinampas. Por otra parte, la lluvia es una fuente significativa de nutrientes particularmente al medio terrestre.
5. Bajo ciertas condiciones, las características químicas del agua de riego junto con las del nivel freático contribuyen a la salinidad del suelo.

BIBLIOGRAFIA CITADA

- Acharyya.N., S.K.Sahu, B.Misra, N.Singh and A.J.Patrudu. 1978
Plant nutrients in rain water. Indian J. Agric.
Sci. 48(2):103-105.
- Allen, H.E. y J.R.Kramer. 1971. Nutrients in natural waters.
Wiley-Interscience. Publ. John Wiley & Sons. London.
- Anónimo. 1978. Memoria de Estudios Ambientales, No.1. Grupo
de Estudios Ambientales, A.C. México.
- APHA, AWWA, y WPCF. 1975. Standard methods for the examination
of water and wastewater. M.A.Franson. Ed. American
Public Health Association, Washington.
- Armillas, P. y R.C.West. 1950. Las chinampas de México; poesía
y realidad de los "Jardines flotantes". Cuadernos
Americanos. Vol.9(2):165-182.
- Arrignon, J. 1976. Amenagement ecologique et piscicole des eaux
douces. Ecologie fondamentale et appliqué. Ed. Gauthier
Villars. Paris.
- Báez, A.P. y P.Belmont. 1971. Algunos aspectos del deterioro
del agua en los canales del lago de Xochimilco. Me-
moria 1971 del Inst. de Geol. U.N.A.M. México.

Báez, A.P. y P. Belmont. 1975. Modificaciones de la calidad de las aguas en los canales de Xochimilco por el uso de aguas negras en su recarga. I Congreso Iberoamericano del Ambiente. Madrid, España.

Frenay, J.R., J.R. Simpson y O.P. Deumead. 1981. Ammonia volatilization. In Clark and Roswall (Eds.), Terrestrial nitrogen cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:291-302.

Frissel, M.J. y J.A. Van Veen. 1981. Some aspects of irrigation relevant to the terrestrial nitrogen cycle. In Clark and Roswall (Eds.), Terrestrial nitrogen cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:603-614.

García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana) U.N.A.M. México

Hasler, A.D. 1947. Eutrophication of lakes by domestic drainage. Ecol. Vol. 28(4):383-395.

Hauck, R.D. 1981. Nitrogen fertilizer effects on nitrogen cycle processes. In Clark and Roswall (Eds.), Terrestrial nitrogen cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33:551-562.

Hergenrader, G.L. 1980. Eutrophication of the Salt Valley reservoirs, 1968-73. Hidrobiol. 71:61-82.

Hussainy, S.U. 1967. Studies on the limnology and primary production of a tropical lake. *Acta Hydrobiologica*. Vol. 30 (3): 335-351.

Hutchinson, G.E. 1957. A treatise on Limnology. Wiley-Interscience. Publ. John Wiley & Sons. Part 11. London.

Jeffris, S.D., W.R. Snyder, W.A. Scheider and M. Kirby. 1976. Small scale variations in precipitation loadings near Dorset Ontario. *Water Poll. Res. Canada*. Vol. 13: 73-84.

Jervis, T.R. 1979. Rainfall acidity: Natural variance and subsequent time dependence of pH. *Atmospheric environment*. Vol 13: 1601.

Kelley, W.P., B.M. Lawrance and H.D. Chapman. 1949. Soil salinity in relation to irrigation. *Hilgardia. A Jour. of Agr. Sci.* Publ. by the California Agr. Exp. Station. Vol. 18 (18): 635-665.

Kelly, H.M. and L.C. Fitzpatrick. 1978. Phytoplankton dynamics, primary productivity and community metabolism in a north central Texas pond. *Hidrobiol.* Vol. 58 (3): 245-260.

- Knowless, R. 1981. Denitrification. In Clark and Roswall (eds), Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33: 315-329.
- Lund, J.W. 1969. Phytoplankton. In Proceedings of a Symposium. Eutrophication, Causes, Consequences and Correctives. Nat. Acad. Sci. (ed) 306-330.
- Margalef, R. 1974. Ecología. Ed. Omega. Barcelona, España.
- Meyer, J., R. Venegas y J. Weyns. 1980. En Sesión de Trabajo sobre Chinampas y otros Sistemas Agrícolas Integrados. INIREB CSAT CRECIDATH. Jardín Botánico F. Xavier Clavijero. Jalapa, Ver. 3 y 4 Junio 1981.
- Odum, H.T. y C.M. Hoskin. 1958. Comparative studies on the metabolism of marine waters. Publ. Inst. mar. Sci. Univ. Texas. 5: 15-46.
- Pasternac, K. y H. Kasza. 1978. Chemical relations and primary production of the phytoplankton in warmed waters of the reservoir Rybnik. Acta hidrobiologica. 20 (4): 305-322
- Power, J.F. 1981. Nitrogen in the cultivated ecosystem. In Clark and Roswall (eds), Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol Bull. (Stockholm) 33: 529-546.

- Quiroz, A.F. 1980. Papel de algunas hidrófitas en la fertilidad del sistema chinampero. Publ. INIREB. Biótica. Vol. 5 No. 4: 169-179.
- Richards L.A. (Ed.) 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. 2da. Ed. Soil and Water Conservation Research Branch. Agricultural Handbook. No. 60 Washington, D.C.
- Stamer, J.K., S.W. McKenzie, R.N. Cherry and C.T. Scott. 1979. Methods of ultimate carbonaceous BOD determination. Journal WPCF, Vol. 51 No. 5: 918-925.
- Soltero, R.A., A.F. Gasperino and W.G. Graham. 1974. Chemical and physical characteristics of a eutrophic reservoir and its tributaries: Long Lake, Washington. Water Research. Vol. 8: 419-431.
- Schwoerbel, J. 1975. Métodos de Hidrobiología. Hermann Blume ed. Madrid, España.
- Verstraete, Q. 1981. Nitrification in agricultural systems: call for control. In Clark and Roswall (eds), Terrestrial Nitrogen Cycles. Ecol. Bull. (Stockholm) 33: 565-572.
- Villecourt, P. et E. Roose. 1978. Charge en azote et en éléments minéraux majeurs des eaux de pluie de pluviollessivage et de drainage dans la savane de Lamto. Rev. Ecol. Biol. Sol.

15 (1): 1-20.

Vivier, P. 1975. L' eutrophisation des lacs. En Pesson, P. 1976. La pollution des eaux continentales. Incidences sur les biocenoses acuatiques. Ed. Gauthier-Villars. Bordas. Paris.

Von Tumpling, W. 1969. Suggested classifications of water quality based on biological characteristics. In Advances in Water Pollution Research. Ed. S.H. Jenkins Pergamon Press. London. 279-286.

Weimer, W.C. y F.G. Lec. 1978. Some considerations of the chemical Limnology of meromictic lake Many. Limnol. Oceanogr. Vol. 18 (3): 414-424.

etzel, G.R. 1975. Limnology. W.B. Saunders Co. Phyladelphia. 743 pp.

Wilson, R.S. 1975. Physical and chemical aspects of Chew Valley and Blagdon Lakes. Two eutrophic reservoirs in North Somerset, England. Freswater Biol. Vol. 5:357-377.