

29
2ej

00361



Universidad Nacional Autónoma de México

FACULTAD DE CIENCIAS

Análisis del efecto de la Fertilización
Orgánica e Inorgánica sobre algunas
variables de la calidad del agua en un
sistema de Policultivo de Carpas
Alóctonas.

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRIA EN CIENCIAS
(BIOLOGIA)

P R E S E N T A :
JESUS T. PONCE PALAFOX



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 está 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.

C O N T E N I D O

RESUMEN.	PAGINA.
INTRODUCCION	1
ANTECEDENTES	5
AREA DE ESTUDIO	9
METODOLOGIA	10
RESULTADOS	16
DISCUSION	31
BIBLIOGRAFIA	38

ANALISIS DEL EFECTO DE LA FERTILIZACION ORGANICA E INORGANICA SOBRE ALGUNAS VARIABLES DE LA CALIDAD DEL AGUA EN UN SISTEMA DE POLICULTIVO DE CARPAS ALOCTONAS.

RESUMEN

Dentro de las tecnologías con mayor potencial en la acuicultura rural nacional por los bajos costos de mantenimiento y su rentabilidad se encuentra el policultivo de peces. Entre los aspectos más relevantes en el manejo de estos sistemas destaca la calidad del agua y el alimento. La primera tiene importancia por que influye en la tasa de siembra, la capacidad de carga, la tasa de crecimiento y la sobrevivencia. Las prácticas tradicionales para la fertilización del agua de los estanques, han sido realizadas en forma improvisada y no se ha seguido una metodología estandar. Sin embargo, el empleo de desperdicios animales para la fertilización del agua de los estanques continúa incrementandose notablemente. De esta manera la finalidad del presente trabajo fue analizar el comportamiento e interacción algunas variables físicas y químicas del agua que pueden ser determinadas fácil y rápidamente por un acuicultor en una granja rural y su relación cualitativa con el fitoplancton y el rendimiento piscícola en estanques fertilizados con abonos químicos y bioabonos de desechos animales. Para tal objetivo el presente trabajo se realizó en la Granja Integral de Policultivo de carpas, localizada en el Municipio de Tezontepic de Aldama, en el Estado de Hidalgo. Se emplearon tres fertilizantes, dos excretas animales (borrego y cerdo) y uno químico (urea) y un compuesto complejo de 17N: 17P: 17K) y se utilizaron tres estanques por tratamiento, con dimensiones entre 1,386 y 4,520 m², sembrados con carpa herbívora, carpa plateada, carpa brema, carpa espejo y carpa cabezona. Las variables seleccionadas para el estudio fueron temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, transparencia, pH y bióxido de carbono libre. El manejo de la información se apoyó con las técnicas estadísticas del análisis exploratorio de datos, varianza y discriminante. La calidad del agua de los estanques fué modificada en grado menor por la aplicación del fertilizante de fórmula compleja y en mayor por el bioabono digerido de borrego. La transparencia y la conductividad fueron las más determinantes para detectar el efecto de la fertilización. El cambio en la calidad del agua por empleo de fertilizantes varió a lo largo del tiempo, resultado de la frecuencia de la aplicación y la época del año. El rendimiento piscícola mejor (10.8 kg/ha/día) se relacionó con la mejor calidad del agua que procedió del tratamiento con fórmula compleja y el de la carpa espejo con el de excretas digeridas de cerdo.

INTRODUCCION.

El desarrollo de la piscicultura nacional ha estado ligado básicamente al manejo de especies alóctonas (importadas), como es el caso de las carpas y tilapias. Este hecho indica que existe una dependencia tecnológica con aquellos países en donde se ha alcanzado un alto avance en el cultivo de esas especies; debido a lo cual se ha requerido adaptarlos a las condiciones regionales de México, y generar tecnologías y estrategias de manejo propias.

Entre las tecnologías más importantes se encuentra el sistema de policultivo el cual, por sus rendimientos piscícolas rentables es una de las mejores opciones, por lo que es necesario evaluar la adaptación de las especies a las condiciones locales y su respuesta al crecimiento.

En el manejo de los sistemas de cultivo las fuentes de estrés o tensión en la producción de peces son la calidad del agua, la calidad del alimento y el elemento humano (Ray, 1978). En este trabajo sólo se estudiará el efecto de la calidad del agua, a pesar de que existan otras como la tasa de siembra, la capacidad de carga, la tasa de crecimiento y la sobrevivencia.

Entre los factores que la afectan se encuentran algunos que definen las características físicas, químicas, biológicas del agua y se deben registrar en forma regular durante el cultivo de cualquier especie, debido a que en su conjunto establecen relaciones sinérgicas para cada lugar y estanque (Stickney, 1979). Alabaster y Lloyd (1980), las reducen al término calidad del agua y la definen como la relación entre las características del agua y la respuesta de los organismos expresada como un crecimiento proporcional. Shang (1981) y Hepher y Pruginin (1981) la definieron como las características físicas, químicas y biológicas adecuadas del agua para la sobrevivencia y crecimiento de los peces.

La calidad del agua se puede también definir en términos de concentraciones máximas y mínimas de algunas características físicas, químicas y biológicas que reflejan la tolerancia y requerimientos de la biota acuática (Thurston *et al.*, 1979). Para el cultivo de peces uno de los factores de mayor importancia es el manejo de la combinación suelo-fertilizante-agua, el cual se inicia con el monitoreo de las variables físico-químicas en los estanques de cultivo (Ray, 1978). El conocimiento de ésta, es extremadamente importante para los acuicultores, ya que cualquier problema que ocurre es el resultado o al menos tiene que ver con la degradación de la calidad del agua (Stickney, 1979).

Gran parte de los especialistas que se dedican a cultivar peces conocen la relación que existe entre los factores abióticos y la producción de peces en una forma general, pero desconocen la medida en que éstas cambian y su relación bajo condiciones extremas del cultivo (Boyd, 1982).

Bardach (1987), señala que para que la acuicultura tenga éxito es necesario atender en forma prioritaria el mejoramiento y mantenimiento de la calidad del agua, si se toma en cuenta que la acumulación de desechos metabólicos aumenta conforme se incrementa la tasa de alimentación y fertilización.

En la intensificación del policultivo se requiere de un flujo de agua continuo en el que la tasa de intercambio en los estanques puede ser tan alta, que los nutrientes adicionados mediante la fertilización son eliminados antes de que ellos puedan ser asimilados favorablemente por el plancton. Debido a ésto el grado adecuado y tasa de aplicación para fertilizar deberá ser seleccionada.

Las prácticas tradicionales para la fertilización del agua de los estanques, han sido realizadas en forma improvisada y no se ha seguido una metodología estandar. Sin embargo, el empleo de desperdicios animales para la fertilización continúa con incrementos notables.

El exceso en la aplicación de nutrientes trae como consecuencia un florecimiento del plancton y una demanda de oxígeno, que puede ocasionar mortalidad en los peces por anoxia. Por el contrario una aplicación insuficiente puede incrementar el establecimiento y florecimiento de las malezas acuáticas. En consecuencia, la intensificación del cultivo semi-intensivo a través de altas tasas de alimentación, fertilización y densidad de siembra, puede conducir a varios problemas en la calidad del agua entre los que destacan la producción excesiva de fitoplancton, baja cantidad de oxígeno disuelto y la acumulación de metabolitos (Kleinholtz, 1983).

Lo anterior se hace más complejo a medida que se incrementa la intensidad de cultivo en donde la producción de peces aumenta linealmente, pero se llega a un punto en que las ganancias comienzan a disminuir y la calidad del agua se deteriora exponencialmente con el aumento en la tasa de alimentación (Boyd y Lichtkoppler, 1979; y Boyd, 1982.) y fertilización.

Para poder monitorear la calidad del agua en la práctica sólo un reducido número de variables deberían ser evaluadas por el acuicultor. Entre éstas se encuentran principalmente el oxígeno disuelto, la alcalinidad total, la abundancia relativa del plancton, el bióxido de carbono, el pH y la dureza total (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

Los problemas en la calidad del agua pueden surgir de modo repentino o gradualmente. El modo repentino se presenta comunmente por fenómenos ambientales como lluvia fuerte, convección de agua, etc. En cambio, gradualmente se presenta como resultado de un deficiente manejo y se expresa en tres facetas: baja concentración de oxígeno disuelto; producción excesiva de fitoplancton y acumulación de metabolitos tóxicos (Kleinholtz, 1983; Ray, 1978 y Boyd, 1982).

Estos problema llegan a ser críticos cuando interaccionan, como es el caso de grandes densidades de plancton en estanques en donde causan desbalances en el gasto de oxígeno disuelto (Boyd, 1982). Metabolitos como el amonio son el factor limitante que inhibe la producción de peces en cultivos intensivos sobre todo cuando está en estado iónico que puede ser muy tóxico. La interacción de éste con otras variables como el bióxido de carbono, pH, dureza y temperatura del agua determinan, entre otras cosas, que tanto del amonio es gaseoso o iónico (Ray, 1978).

Dentro de las variables que se seleccionaron para el estudio, la temperatura es probablemente el factor más importante en los ecosistemas acuáticos y tiene relación con los fenómenos limnológicos, como en la estabilidad de la masa de agua y sobre el metabolismo biótico. La temperatura tiene un efecto directo sobre el crecimiento y la tasa de alimentación de peces, reacciones químicas y biológicas en el agua y la densidad de ésta. Un acuicultor necesita conocer el efecto directo de las temperaturas extremas sobre los peces y la interacción con los factores físicos, químicos y biológicos del medio acuático, para un mejor manejo de sus sistema de cultivo. La transparencia depende de la absorción y reflexión de la luz en la columna de agua así como, de la dispersión que asu vez está influenciada por la materia disuelta y particulada (Wetzel, 1975). El oxígeno disuelto es probablemente la variable más crítica del la calidad del agua en el cultivo de peces, por lo que el acuicultor deberá estar familiarizado con la demanda de la concentración en el estanque (Boyd y Lichtkoppler, 1979).

La concentración de ciertos elementos o iones que habitualmente se cuantifican como Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- y $\text{SO}_4^{=}$ muestra una relación elevada y estan determinadas por la conductividad eléctrica del agua (Margalef, 1983) que indica la concentración de iones (Boyd, 1979); también conocida como mineralización. Visto de otra forma los componentes de proporcionalidad constante forman en conjunto una variable más sencilla y general; la mineralización o residuo salino del agua que se puede medir por la conductividad (Margalef, 1978). El pH puede ser un indicador del tipo de agua y determina el potencial para el cultivo de peces, encalado y fertilización (Swingle, 1966). Esta variable se encuentra determinada por diversos factores, incluyendo la naturaleza del suelo del estanque, la composición química del agua que entra al sistema, la población biológica y la intensidad fotosintética durante el día (Swingle, 1966 y Abeliovitch, 1967). El mecanismo más importante de la regulación de las aguas dulces es, en gran parte, el que se relaciona con el bióxido de carbono. En la práctica es de importancia porque determina la forma y cantidad de metales alcalino-térreos en solución; se realciona directamente con el pH y la reserva alcalina. Teóricamente se puede entender su comportamiento pero prácticamente se presentan numerosas dificultades por la influencia de iones extraños, sulfatos, compuestos orgánicos y por la existencia de cambios continuos (respiración, asimilación, variaciones en las velocidades de difusión) que tienden a llevar a mantener las concentraciones más

o menos apartadas del equilibrio.

Debido a la importancia que representa la calidad del agua, en un cultivo, la finalidad del presente trabajo fue analizar el comportamiento e interacción de variables físicas y químicas del agua que fueran de rápida y fácil determinación para un acuicultor como la temperatura, transparencia, pH, oxígeno, conductividad y bióxido de carbono libre y su relación cualitativa con el fitoplancton y el rendimiento pesquero de policultivo en estanques fertilizados con abono orgánico y fertilizante químico.

Este estudio podría servir como base para diseñar estrategias de manejo de sistemas de policultivo en aguas con una mineralización elevada. Además, como un antecedente para el desarrollo de investigaciones sobre el comportamiento del ambiente acuático de estanques de cultivo de peces

ANTECEDENTES.

Los estudios sobre la calidad del agua en estanques utilizados para la cría de peces, se han enfocado básicamente sobre la relación que tiene ésta con los procesos de manejo del cultivo, tales como la alimentación y la fertilización, y con parámetros poblacionales como el crecimiento, producción y rendimiento piscícola. También, se han orientado hacia aspectos prácticos de manejo de estanque como es el caso de su preparación para el cultivo, las deficiencias en la concentración del oxígeno disuelto, la relación de la productividad primaria con diferentes variables físico-químicas y con la colecta de muestras de agua en la medición de temperatura, pH, transparencia y oxígeno.

A continuación se presenta una relación de los trabajos y conclusiones más importantes que se han realizado en cuanto al manejo de la calidad del agua en sistemas de cultivo, enfocadas hacia las variables de estudio.

Bucka (1960), clasificó la flora de estanques y definió su estado trófico con base en un índice donde se incluyó a las clorofíceas, que tienen relación con el espectro químico; además, determinó que a pesar de la variabilidad en la composición de especies de fitoplancton de estanques el índice aún puede ser utilizado para caracterizar el estado trófico del agua.

Swingle (1966) encontró que entre las principales causas de muerte en peces es la disminución de la concentración de oxígeno disuelto por abajo de un metro durante una semana.

Boyd (1972), estima que la descomposición de la materia orgánica en el agua de estanques suministra suficiente bióxido de carbono para soportar un buen crecimiento algal en cultivos desprovistos de otras fuentes de este gas.

Lewkowicz (1973), ha estudiado el proceso de purificación de estanques de maduración desde el punto de vista de los factores físico-químicos entre los que se encontró principalmente la temperatura, conductividad, pH y oxígeno disuelto en el tiempo, durante el cual la mineralización de desechos orgánicos en estanque de peces llegó a durar de 3 a 6 meses; en este lapso se registraron tres estadios tróficos de heterotrófos a una etapa de transición antes de llegar a la mineralización y un aumento en el rendimiento piscícola.

Szumiec (1973), estableció una ecuación que relaciona la temperatura del aire y del agua en estanques de peces con la propuesta de monogramas para diferentes unidades de producción de peces y determinó que la profundidad y la transparencia del agua son los factores intrínsecos más importantes en mantener la capacidad calorica de los estanques.

Huk (1973), en su estudio del desarrollo de microfotas epifíticas en un estanque con vertidos de desechos de un ingenio azucarero,

encontró que la completa mineralización del desecho fué de ocho meses; también caracterizó diferentes estadios tróficos del sistema con los taxa de algas en particular y su relación con la conductividad y alcalinidad.

Kyselowa (1973), describió tres estadios tróficos del estanque, antes de llegar a la estabilización de las condiciones físico-químicas, determinadas por la conductividad, alcalinidad, pH y oxígeno.

Davis (1973) determinó la sobrevivencia de la cría de lobina con varias combinaciones de factores físico-químicos y recomendó un mayor control en los niveles de temperatura, pH y sólidos disueltos totales.

En el cultivo de peces, Smitherman y Boyd (1974) registraron que la intensificación de la producción de peces altera la calidad del agua, principalmente el fósforo, nitrógeno, DBO, DQO y el oxígeno disuelto.

Boyd y Scarsbrook (1974), estiman que el encalado incrementa la producción primaria, pero la composición de especies del fitoplancton no se afecta; en cuanto a las variables físico-químicas aumentan los bicarbonatos, hay mayor disponibilidad del fósforo adicionado en los fertilizantes y además, un incremento en la concentración de calcio y magnesio.

Arce y Boyd (1975), estimaron el efecto de la cal agrícola sobre la química del agua, productividad del fitoplancton y la producción de peces en aguas blandas, y encontraron que el efecto principal se da sobre la dureza total y alcalinidad con un aumento alrededor de cuatro veces.

Szumiec (1975), detectó que cuando se presenta una gran absorción de la radiación solar en la capa superficial de estanques con una alta producción ocasiona una mayor diferencia de temperatura entre la superficie y el fondo. Asimismo, los cambios medios de radiación diarios en un mes pueden ser expresados como una simple función trigonométrica.

Schroeder (1975), considera que los factores más importantes asociados con la demanda de OD son: la DBO, la respiración de peces y la transferencia de oxígeno disuelto en la interface agua-aire del estanque.

Además, se han llevado a cabo estudios relacionados con la interrelación de los factores físico-químicos considerados en su conjunto, entre éstos se tienen los de Mandal (1976), quien consideró que la alcalinidad es la principal variable que se correlaciona con la productividad y la población fitoplanctónica. Schroeder (1980a), observó en estudios del efecto de la fertilización orgánica sobre el crecimiento de peces en estanques, que el aumento en la biomasa de peces puede ser sostenida alrededor del 50%, basando su alimentación en organismos heterótrofos de bajo

nivel trófico, que utilizan como sustrato las partículas del estiércol suministrado.

Debido a que los descensos bruscos en la concentración de oxígeno disuelto son comunes y en ocasiones de consecuencias letales, se han realizado diversos estudios de este gas en el agua de los estanques como los de Romaire y Boyd (1978), quienes proponen dos técnicas para predecir la disminución de oxígeno disuelto en la noche en un estanque lo que permite prepararse para una aereación de emergencia.

Boyd et al. (1978), han formulado ecuaciones para calcular el consumo de oxígeno disuelto por el fitoplancton en estanques de peces a partir de datos de DQO y temperatura o de registros de la transparencia y temperatura. Además desarrollaron técnicas para predecir la declinación nocturna del OD en estanques de bagre.

Almazan y Boyd (1978), señalaron que la visibilidad al disco de Secchi proporcionaba una adecuada estimación de la densidad del plancton para propósitos de manejo en estanques de peces donde el plancton era la principal fuente de turbidez.

Boyd y Lichtkoppler (1979), en una revisión del manejo de la calidad del agua para el cultivo de peces de aguas cálidas consideraron los aspectos generales que influyen en la producción y las técnicas de manejo de la calidad del agua, su relación con la fertilización inorgánica y orgánica, encalado, remoción de la turbidez por arcillas, reducción del pH, aumento de oxígeno disuelto, la relación entre la calidad del agua y la alimentación de peces, así como el control de plantas acuáticas y encontraron que para propósitos de manejo es necesario monitoriar constantemente el oxígeno disuelto del agua, alcalinidad, pH, dureza, transparencia, bióxido de carbono y abundancia relativa del plancton.

La relación estrecha entre la producción de fitoplancton y el rendimiento pesquero ha considerado al estudio de la relación de estos microorganismos con diversos procedimientos de manejo del estanque, como los desarrollados por Samuels et al. (1979), quienes propusieron que las variaciones estacionales del fitoplancton podrían ser explicadas en gran parte por el efecto de variables físico-químicas múltiples, mejor que por un simple factor limitante.

Mandal y Boyd (1980), determinaron la efectividad de tres técnicas para reducir el pH de estanques y probaron que el tratamiento con yeso agrícola fue superior al sulfato de amonio; sin ocasionar una reducción en el crecimiento del fitoplancton.

Hollerman y Boyd (1980), determinaron que la aireación nocturna en estanques con alta tasa de alimentación podrían reducir el riesgo de decaimiento de OD y permitir utilidades mayores a aquellas de estanques sin airear.

Boyd et al. (1981), compararon la concentración del fósforo y la densidad del fitoplancton en aguas fertilizadas con superfosfato triple, fosfato diamónico o polifosfato de amonio (líquido) y concluyeron que la aplicación líquida de los fertilizantes es más eficiente para incrementar la concentración de fósforo en el agua y la producción del fitoplancton.

Boyd y Williams (1981), al utilizar la temperatura, pH, oxígeno disuelto y transparencia en estanques de producción de peces entre 400 m² y 10 ha han sugerido que para el monitoreo se tomen entre una a ocho muestras como máximo, dependiendo del caso y de la variable, esto debido a la magnitud del error estándar de la media que se presenta en estanques de Alabama.

Boyd y Hollerman (1982), demostraron que la concentración de oxígeno disuelto en estanques de peces está fuertemente influenciada por la radiación solar y que los períodos de baja concentración de oxígeno disuelto corresponden a épocas de tiempo nublado.

IP et al. (1982), estudiaron el efecto de cinco variables claves en el crecimiento de algas y propusieron que la intensidad luminosa, bióxido de carbono, temperatura y pH eran determinantes en el crecimiento de clorofitas y cianofitas en un medio eutrófico.

Por otro lado, también se ha analizado la importancia de la calidad del agua en las primeras etapas del cultivo de algunas especies de peces. Jana et al. (1985) registraron en tanques de incubación a diferentes horas de desarrollo del huevo y larvas de carpas un aumento en la concentración de bicarbonato y dureza total del agua, después de la transferencia de los huevos dentro de tanques, y una declinación en el contenido de fosfatos durante la eclosión, así como un aumento en el nivel de amonio.

Porter et al. (1986) consideran que en los florecimientos del fitoplancton las condiciones físico-químicas del agua como pH, transparencia, conductividad y oxígeno disuelto se mantienen cerca del óptimo para el crecimiento de *S. aurata* y posteriormente las disminuciones bruscas del fitoplancton son de corta duración y afectan a la tasa de crecimiento de los peces.

Al evaluar el efecto de la fertilización orgánica y química sobre el crecimiento, producción primaria bruta y la rentabilidad del cultivo Bombeo-Tuburan et al. (1989), observaron que no existían diferencias significativas en la producción para cada tratamiento. En cambio en estanques de tilapia, se han obtenido mejores resultados con abonos orgánicos que con fertilizante químico (Green et al., 1989).

Por último en cuanto a las variaciones espaciales y temporales en estanques de cultivo de peces, Wei y Laws (1989) definieron que se presentaban mayores variaciones de temperatura durante el día que entre superficie y fondo, y que los factores físico-químicos y los organismos en cultivo presentan una respuesta similar.

AREA DE ESTUDIO.

El trabajo se realizó en 1983, en la "Granja Integral de Policultivo", localizada en el Municipio de Tezontepec de Aldama, en el estado de Hidalgo (20°03' N y 99°17' O, 1610 m.s.n.m.; Fig. 1). El clima donde se ubica la granja es semiarido templado (BS1Kw (w) (i); con una temperatura media ambiental de 17.4 °C y una mínima de 5°C, con el periodo de mayor estiaje en los meses de enero, febrero y marzo Fig. 2). El agua que surte a los estanques, proviene del manantial "El Pueche" que tiene una alcalinidad elevada, extremadamente dura, con alto contenido iónico y exceso de sodio, conductividad elevada y un pH alcalino; con una temperatura anual promedio de 22 °C (Tabla 1).

El área total de la granja es de siete hectáreas, de éstas, dos le corresponden a nueve estanques semirústicos de diferentes tamaños que varían entre 1,386 y 4,520 m² (Tabla 2), dos hectáreas para labores de horticultura; el resto de la granja se encuentra ocupada por árboles frutales, apiarios, almacén, unidad de molienda, cuatro salas para producción de cerdos, seis zahurdas, bodegas, casa habitación, laboratorio húmedo y un alberge (Fig. 3).

Tabla 1. Registros fisico-químicos del manantial "El Pueche".

VARIABLE	MEDIA
TEMPERATURA (°C)	22.0
CONDUCTIVIDAD K= 25 °C µmhos/cm	1,317.0
pH	8.4
ALCALINIDAD TOTAL (mg/l)	341.0
CARBONATOS (mg/l)	92.0
BICARBONATOS (mg/l)	249.0
DUREZA TOTAL (mg/l)	478.0
DUREZA DE CALCIO (mg/l)	188.0
DUREZA DE MAGNESIO (mg/l)	290.0
SODIO ion (mg/l)	1,145.0
POTASIO ion (mg/l)	74.0
CLORUROS ion (mg/l)	220.0
SULFATOS ion (mg/l)	160.0
NITRITOS (mg/l)	0.003
AMONIO (mg/l)	0.05
FOSFORO TOTAL (mg/l)	0.01

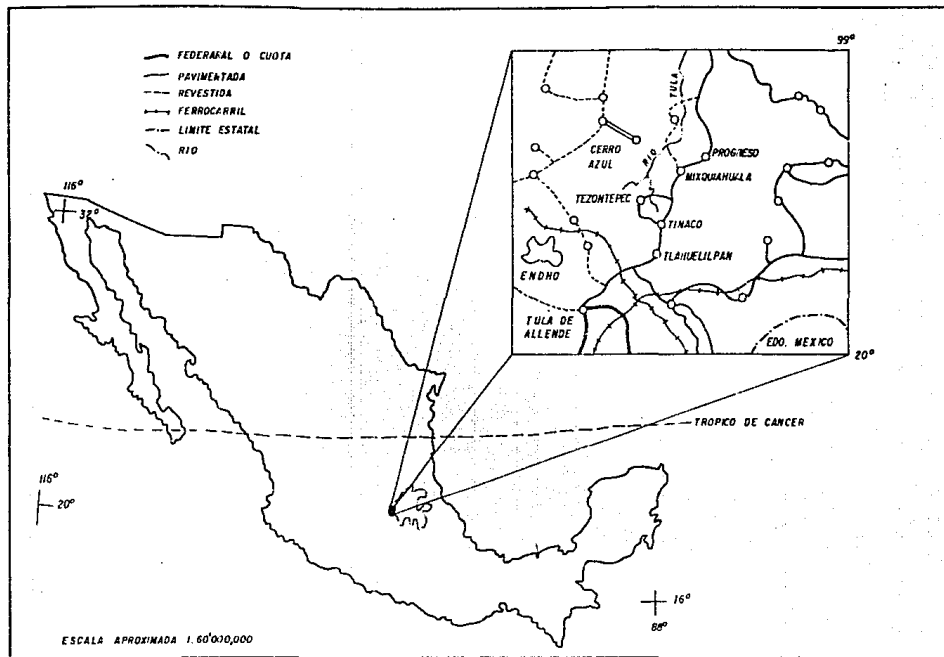


Fig. 1 Localización Geográfica de la Granja Integral de Policultivo de Tezontepec de Aldama, Edo. de Hidalgo.

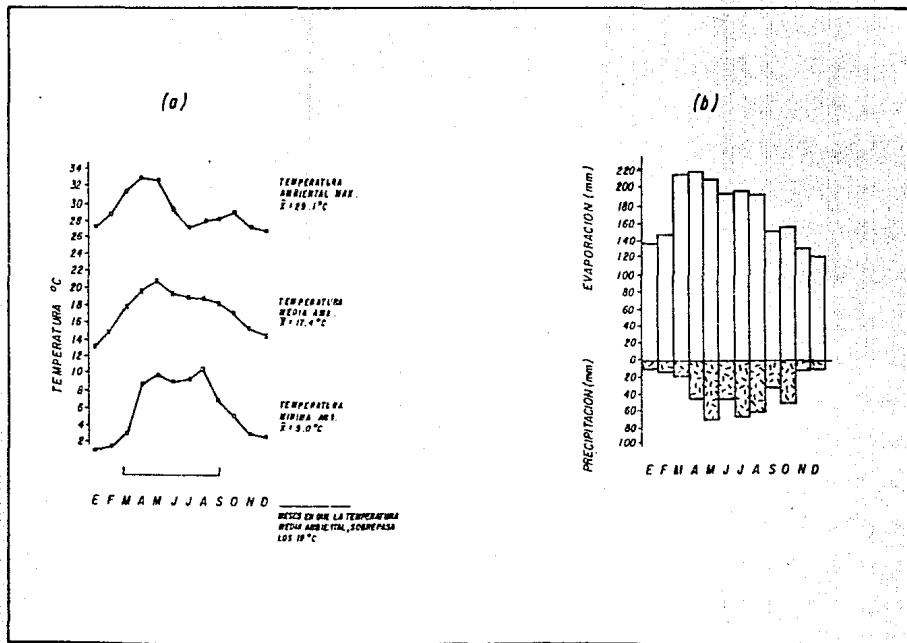


Fig. 2 a) Variación estacional de la Temperatura
b) Variaciones promedio Anuales de la precipitación y evaporación.

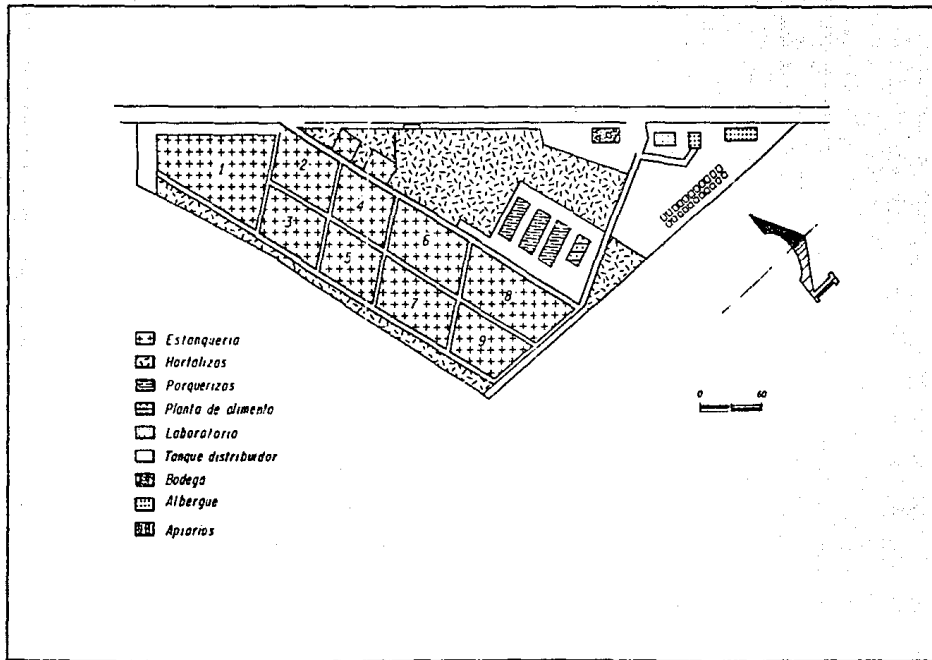


Fig. 3 Distribución de la Granja Integral de Policultivo de Tezortepec de Aldama, Edo. de Hidalgo.

METODOLOGIA.

El estudio comprende la determinación del efecto de tres fertilizantes; dos de excretas animales (borrego y cerdo) y urea y fórmula compleja (un compuesto complejo de $17N: 17PO_4: 17KO_2$) sobre la calidad del agua y la producción piscícola; en consecuencia el diseño experimental planteado consistió en tres tratamientos con tres estanques cada uno; en total fueron nueve. Los tratamientos se asignaron aleatoriamente a cada uno de los estanques quedando de la siguiente manera.

Tabla 2. Diseño experimental del policultivo.

Número de estanque	Area superficial (m)	Tipo de fertilizante
1	4,520	Borrego
3	1,538	Borrego
7	1,827	Borrego

2	3,000	Cerdo
8	1,821	Cerdo
9	1,386	Cerdo

4	2,136	Urea y F. compleja
5	1,902	Urea y F. compleja
6	1,781	Urea y F. compleja

En cuanto a las especies a cultivar, se sembraron a una densidad de 1.5 organismos por metro cuadrado. Se utilizó como especie principal a la carpa herbívora y a la carpa común variedad espejo por su alta disponibilidad; como especies secundarias a la carpa cabezona y brema; y a la carpa plateada se le consideró como especie sanitaria (Tabla 3).

La preparación de los estanques consistió en las siguientes etapas:

a) Limpieza de los estanques. Se lavó cada estanque, eliminando residuos del ciclo anterior de cultivo (fertilizantes, materia orgánica y excretas, con el objeto de reducir al mínimo sus efectos posibles).

b) Encalado. Debido a que las aguas que se vierten a los estanques son de una elevada mineralización, se aplicó cal viva en el fondo, distribuyéndola uniformemente a razón de tres kilogramos por metro cuadrado, según lo recomendado por Amlacher (1964).

Tabla 3. Abundancia relativa de las especies en el policultivo.

Nombre común	Nombre científico	Porcentaje de Abundancia. (%)
Carpa Herbívora	<u>Ctenopharyngodon idellus</u>	50
Carpa Espejo	<u>Cyprinus carpio specularis</u>	20
Carpa Cabezona	<u>Aristichthys nobilis</u>	15
Carpa Brema	<u>Megalobrama amblycephala</u>	13
Carpa Plateada	<u>Hypophthalmichthys molitrix</u>	2

c) Lavado. De cinco a diez días después del encalado, los estanques se lavaron nuevamente con el objeto de eliminar hasta donde fuera posible los residuos de cal.

d) Control de competidores. Una vez listos los estanques se colocaron en los vertederos filtros de malla de mosquitero, con el objeto de evitar la entrada de organismos competidores u otros elementos ajenos al sistema.

e) Fertilización inicial. En el caso de los estanques fertilizados con excretas de cerdo y borrego, en forma inicial se distribuyó seco y picado en el fondo a razón de 1.5 kilogramos por metro cuadrado. El fertilizante químico se aplicó de acuerdo a la Tabla 4.

Tabla 4. Cantidad de abono químico aplicado inicialmente

ESTANQUE	UREA ^(A) (46:0:0) (Kg)	FORMULA COMPLEJA ^(B) (17:17:17) (Kg)
4	13.50	111.45
5	12.00	99.00
6	11.40	93.00

(A) 0.6 kg ; (B) 90% de Fórmula compleja y 10% de urea.

f) Llenado de los estanques. Una vez fertilizados, se aforaron a una profundidad aproximada de 0.5 metros y se dejaron así durante un tiempo de 15 días, al final del cual se llevaron a la profundidad media de 1.4 m.

La introducción de crías se realizó durante diferentes fechas según la disponibilidad de los organismos (Tabla 5); En el lapso de un mes entre la primera y la última siembra se inició la fertilización periódica, toma de muestras y la determinación de las variables físico-químicas.

TABLA 5. Siembra de las crías de carpas.

FECHAS	ESTANQUES	1	2	3	4	5	6	7	8	9
		B	C	B	Q	Q	Q	B	C	C
25-26	OCTUBRE	X		X						
16	NOVIEMBRE					X				
26	NOVIEMBRE		X		X		X	X	X	X

B = bioabono de borrego; C = bioabono de cerdo y Q = fertilizante químico.

Las excretas animales de borrego y cerdo se suministraron diariamente en forma líquida, utilizando únicamente el sobrenadante de las zahurdas y biodigestores. La cantidad diaria suministrada en cada estanque se muestra en la Tabla 6.

Las dosis de fertilización con excretas orgánicas fueron de acuerdo al criterio de Arredondo (1987) y a los registros del disco de Secchi cuando se llegaba a 80 cm su determinación. Las adiciones del fertilizante fórmula compleja fueron de acuerdo al criterio de Dencze y Feher (1977) Tabla 7.

Además de la fertilización, se suministró en todos los estanques alfalfa y desechos de hortalizas para la alimentación de las especies herbívoras.

Tabla 6. Cantidad de bioabono líquido aplicado diariamente a los estanques.

Estanque	Area superficial (m ²)	Cantidad de bioabono líquido (m ³ /ha/día).		
		Máxima	Mínima	
1	4,520	1.130	0.525	B
2	3,000	0.750	0.360	C
3	1,538	0.385	0.185	B
7	1,827	0.457	0.219	B
8	1,821	0.456	0.218	C
9	1,386	0.347	0.166	C
TOTAL	14,092	3.525	1.673	

B = bioabono de borrego; y C = bioabono de cerdo

Tabla 7. Cantidad de fertilizante químico aplicado diariamente.

Estanque	Area superficial (m ²)	Urea (Kg)	Fórmula Compl. (Kg)
4	2,136	0.90	7.43
5	1,902	0.80	6.60
6	1,781	0.76	6.20
TOTAL	5,819	2.46	20.23

Las variables seleccionadas para el estudio que se determinaron diariamente durante el cultivo fueron la temperatura, oxígeno disuelto, conductividad, transparencia, pH y bióxido de carbono. Las cuantificaciones se hicieron de acuerdo con las técnicas convencionales descritas en el manual de Métodos Estandarizados para el Análisis de Aguas y Aguas de Desecho (APHA, 1971). Las muestras de fitoplancton fueron colectadas mensualmente de diciembre a julio de acuerdo a los procedimientos descritos por Schwoerbel (1975) y Uthermohl (1958); la determinación de la abundancia relativa e identificación de los grupos se obtuvo de Ponce y Robledo (1982). Por último al término del cultivo se calculó la producción pesquera y el rendimiento según Weatherley (1972).

Para el análisis de la información se estimaron los parámetros estadísticos descriptivos tradicionales (media, mediana, desviación standard). Para analizar adecuadamente los intervalos de las variables fisico-químicas que se midieron durante el cultivo se empleó la técnica de diagramas de caja (Velleman y Hoaglin, 1981). Posteriormente se determinaron las diferencias significativas entre los datos de superficie y fondo de acuerdo a la prueba de Mann-Whitney (Conover, 1971).

A continuación se elaboraron las gráficas de los registros diarios de las variables fisico-químicas tanto de los datos originales como de los datos alisados mediante la técnica 4253H doble del análisis exploratorio de datos (Velleman y Hoaglin, 1981). Además, se aplicó el análisis de función discriminante y el análisis de varianza (diseño completamente aleatorio) (Sokal y Rohlf, 1969) mediante las técnicas utilizadas en el paquete estadístico SPSS (Statistical Package for Social Sciences), elaborado por Nie et al. (1975) para la computadora Burroughs 7800 propiedad de la UNAM.

Finalmente se relacionó el comportamiento fisico-químico con el fitoplancton y el rendimiento pesquero y se establecieron las ventajas de cada uno de los fertilizantes en el manejo de la calidad del agua para obtener una adecuada producción piscícola.

RESULTADOS.

Con el objeto de analizar la respuesta de las variables físicas, químicas y biológicas del agua de los estanques de cultivo, a la fertilización química y orgánica, los resultados se han agrupado siguiendo un orden y secuencia de acuerdo a la calidad del agua.

1. Características fisico-químicas del medio acuático.

Intervalo y porciento de variación.

a) Transparencia.

La profundidad de visión del disco de Secchi depende de la reflexión y absorción de la luz en la columna de agua así como, de la dispersión que a su vez están influenciados por la materia disuelta y particulada según como lo señala Wetzel (1975). Al tomar ésto en cuenta, se observó que en el caso de estanques donde se suministraron excretas de animales de granja se registró por lo general poca visibilidad, tanto por la presencia de plancton como por residuos orgánicos.

En los estanques donde se adicionó bioabono líquido de borrego se encontró un incremento en la visibilidad (35 a 100 cm), así como la mayor homogeneidad entre ellos. Los niveles inferiores extremos por debajo de 20 cm, se presentaron en el tratamiento con bioabono de cerdo (alrededor de 10 cm). En cambio en el tratamiento con fórmula compleja se obtuvo la mayor transparencia de 1.3 a 1.4 cm.

En cuanto a las diferencias entre estanques, en donde se aplicó el fertilizante fórmula compleja y el de cerdo, uno de los estanques fue diferente y en la mayoría de los casos el estanque más grande 2 y 5 (con un área superior a 2,000 m²).

La mayor variación se obtuvo en el tratamiento de borrego (62.8%) y la mayor dispersión en la caja, alrededor del 68% de la población, en el de cerdo.

En términos generales la transparencia señaló un coeficiente de variación por arriba de 20% que se considera muy variable según el criterio de Reyes (1985).

En lo particular se observó que el estanque siete (e. borrego) presentó la mediana menor (56 cm) y el extremo superior máximo (210 cm), el estanque nueve (e. cerdo) la mayor mediana (135 cm) y el intervalo (90 a 195 cm) de la población (Fig. 4).

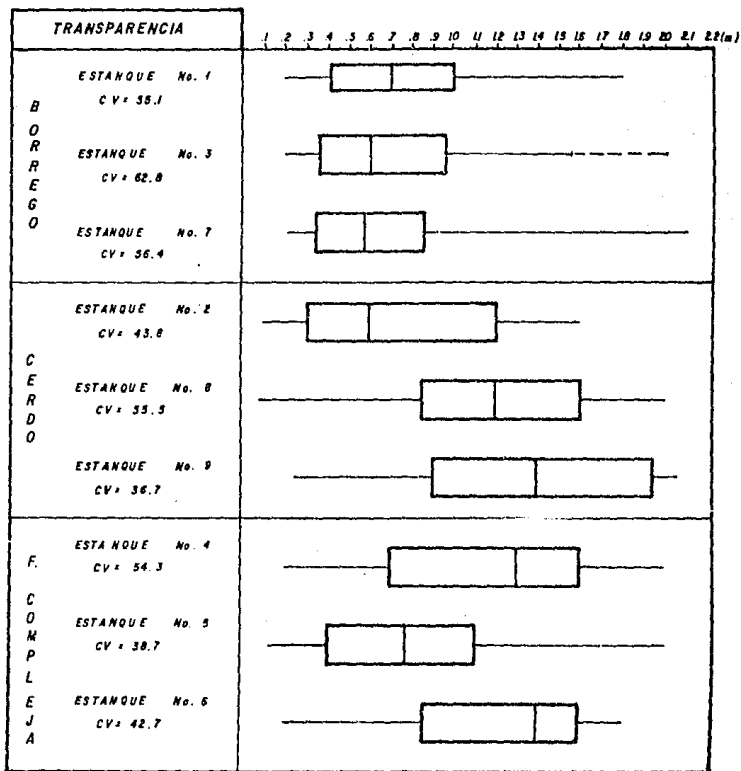


Fig. 4 Intervalos de variación de la transparencia.

b) Conductividad del agua.

Los intervalos más estrechos se detectaron en donde se utilizó fórmula compleja. Esta variable fue homogénea en todos los estanques (Figs. 5 y 6) con un intervalo de 1,000 a 1,250 μ mhos/cm, únicamente en el estanque uno se determinaron niveles menores, debido a la entrada constante de agua al estanque, ya que el manto freático se encontraba superficial. También en este caso en cada tratamiento un estanque fue escasamente diferente. La variación mayor se registró en los estanques abonados con excretas biodigeridas de cerdo. En todos los tratamientos en el fondo se obtuvieron registros de 50 a 100 μ mhos/cm más que en la superficie.

c) Oxígeno disuelto del agua (O.D.).

En el agua de los estanques donde se suministró estiércol biodigerido de borrego se registró el intervalo más amplio del 68% de los datos (4.5 a 11.5 mg/l). En la fórmula compleja el oxígeno disuelto fué ligeramente mayor y los niveles críticos tanto superiores como inferiores fueron los más regulares. Todos los estanques presentaron en algún momento del cultivo niveles menores de 2 mg/l en el fondo. En donde se aplicó bioabono de cerdo y fórmula compleja el intervalo general fue de 6 a 11 mg/l O₂.

Los estanques tres y siete de fertilización de borrego mostraron los intervalos más grandes entre el extremo inferior y el superior. Los niveles más altos fueron en la superficie y llegaron por arriba de 18 mg/l.

En general hubo mayores contenidos en superficie con la consecuente sobresaturación y mayor varianza. En cuanto a las medianas se presentó un gradiente (de 1 a 2 mg/l) dentro de los tratamientos pero siempre un estanque de cada tratamiento fue diferente (Figs. 7 y 8)

Los niveles menores se registraron donde se suministró fórmula compleja y los mayores en el de estiércol de borrego (Fig. 9 y 10).

d) Bióxido de carbono.

Los intervalos mayores se registraron en el tratamiento de borrego (0 a 15 mg/l) y los inferiores en fórmula compleja (0 a 3 mg/l); en el fondo se encontraron niveles similares a la superficie. El bióxido de carbono presentó la mayor varianza con un coeficiente entre 120 a 255 %, (Figs. 9 y 10), debido a que los extremos superiores llegaron en los tratamientos de excretas animales hasta 30 y 38 mg/l, en cambio en el fertilizante químico sólo fue hasta 5 mg/l. En general la mayoría de los casos al inicio del cultivo la mediana fue cero.

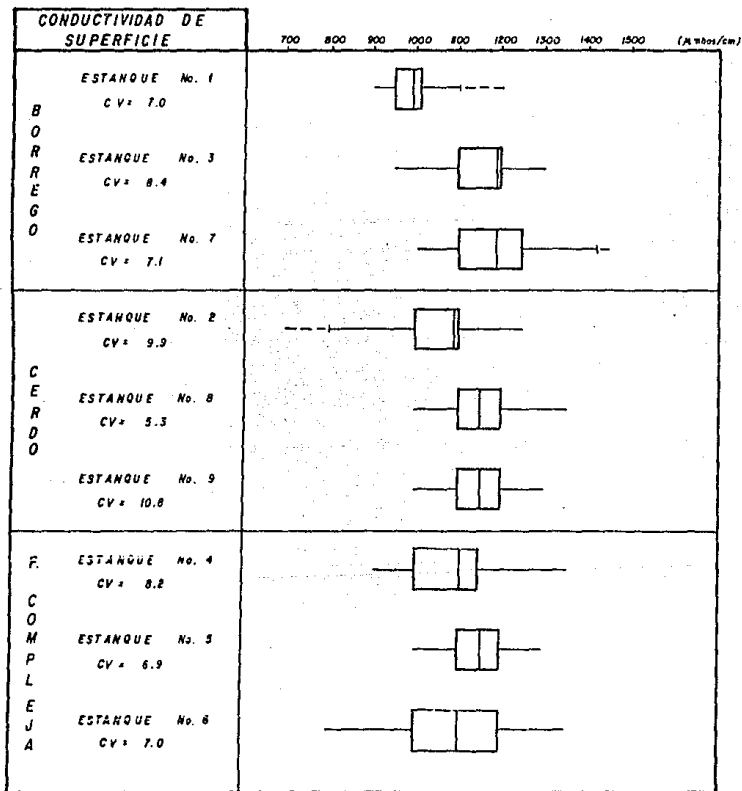


Fig. 5 Intervalo de variación de la conductividad de superficie.

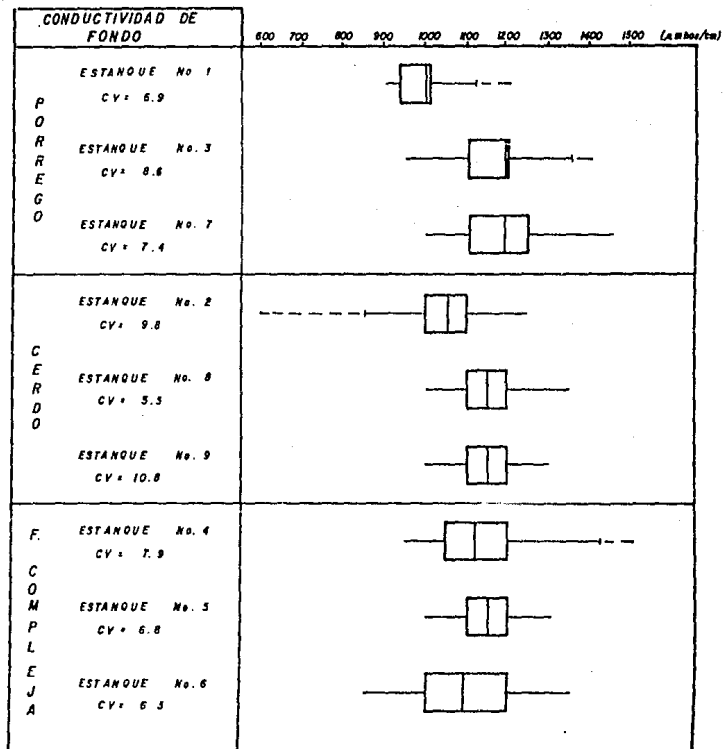


Fig. 6 Intervalo de variación de la conductividad de fondo

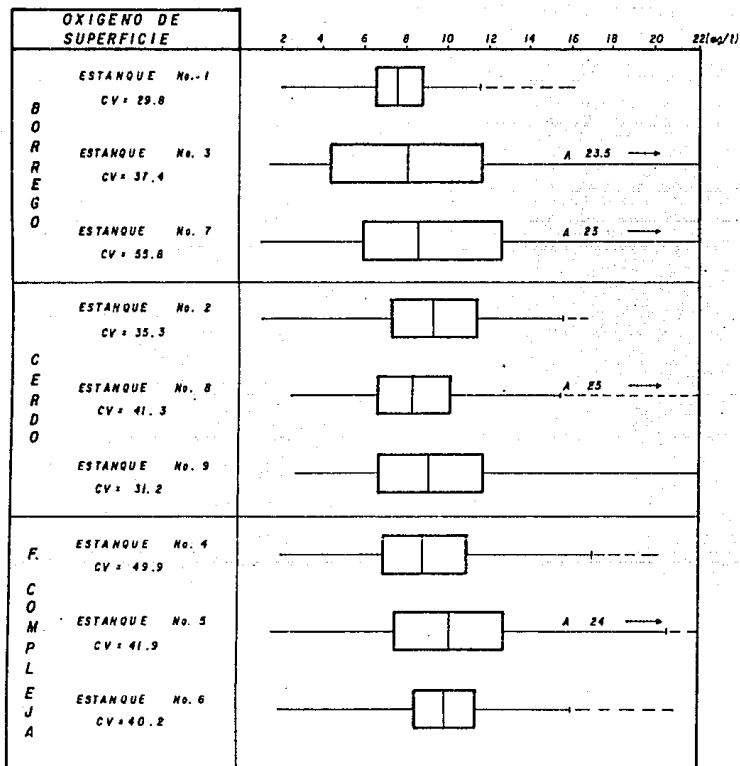


Fig. 7 Intervalo de variación de la concentración de oxígeno disuelto en superficie.

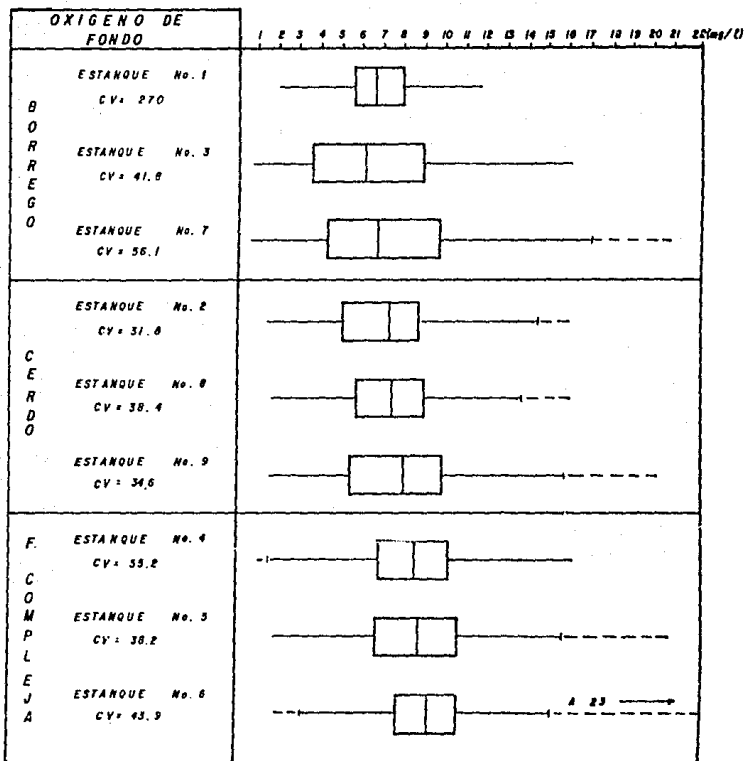


Fig. 8 Intervalo de variación de la concentración de oxígeno disuelto en el fondo del agua.

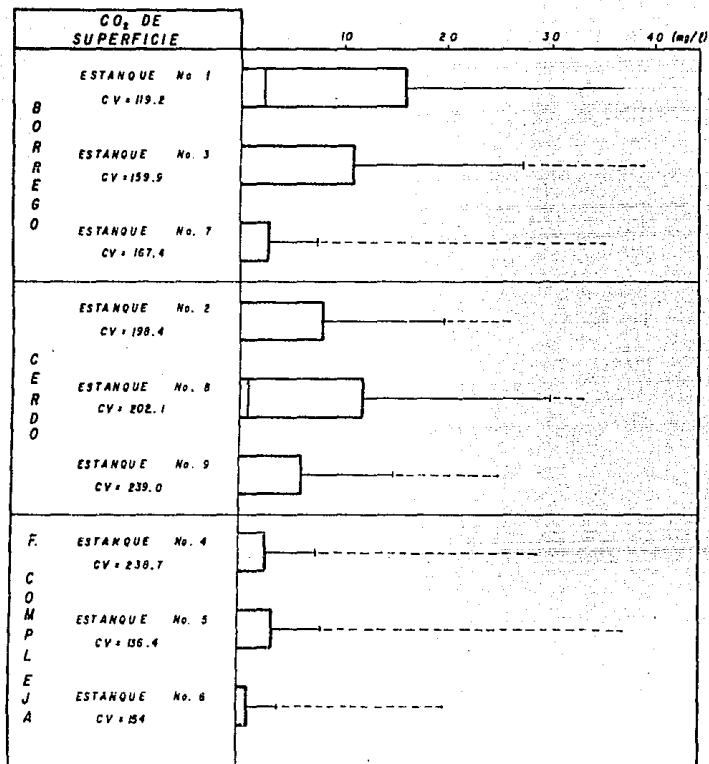


Fig. 9 Intervalo de variación del bióxido de carbono de superficie.

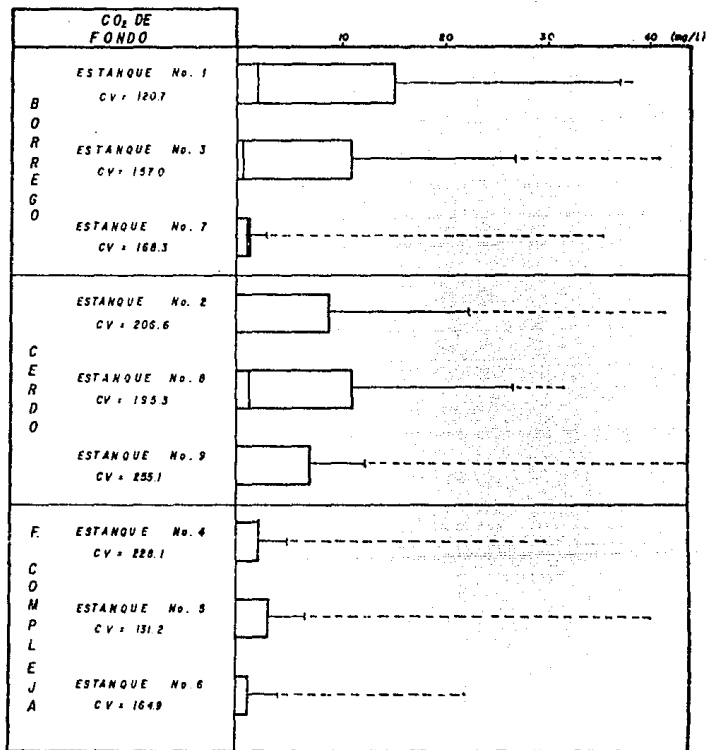


Fig.40 Intervalo de variación del bioxido de carbono de fondo.

e) Potencial de hidrógeno.

En el agua de los estanques el intervalo presentado fue muy homogéneo y el coeficiente de variación resultó según el criterio de Reyes (1985) uniforme. En donde se suministró estiércol de borrego hubo una tendencia hacia pH de 10 y 11, por el contrario en el de cerdo fué 7. En general, se puede decir que los registros en el tratamiento de cerdo fueron tendientes a la neutralidad (7.2), y los de borrego (9.5 a 11) a la alcalinidad.

Los extremos inferiores (7.1) se presentaron en el tratamiento de cerdo y los superiores (11) en el de borrego (Figs. 11 y 12).

f) Temperatura del agua.

La temperatura del agua es una variable independiente que en términos generales fue homogénea entre los estanques y los tratamientos con un intervalo medio de 14.5 a 20 °C durante el cultivo; siguiendo un comportamiento semejante a la atmósfera. El coeficiente de variación fue menor de 20%; en la superficie se registró un grado más (con una tendencia hacia los extremos superiores), que en el fondo y este último fue más estable.

El tratamiento con fórmula compleja fue el menos variable y el de cerdo presentó las temperaturas extremas mayores (25 °C). Se observó que los dos estanques más grandes (el uno y dos) fueron de intervalos mayores (10.5 a 24.5 °C) con respecto a los de sus tratamientos (Figs. 13 y 14).

2. Condiciones en la columna de agua.

En el agua de todos los estanques experimentales de la granja de Policultivo de Tezontepec se registró una discontinuidad térmica durante el día, al encontrar que en un metro de profundidad se presentó una diferencia de temperatura mayor de un grado centígrado. Así como, una estratificación en las concentraciones de oxígeno, con los niveles más altos en la superficie y los más bajos en el fondo para las dos variables (17.3 a 16.6 °C y 9.23 a 7.7 mg/l), lo que permitió que se establecieran en los estanques con una profundidad media de 1.4 m durante el día la formación de dos capas. En lo que respecta a la diferencia de temperatura entre superficie y fondo ésta no fue estable ya que durante la noche las capas superiores de agua se enfriaron y se mezclaron o también cuando se presentaron fuertes vientos por la tarde.

El pH y la concentración de CO₂ libre se comportaron similares en todos los estanques, lo que refuerza la capacidad amortiguadora de estas aguas y la estrecha relación que tiene con la reserva alcalina (Figs. 15, 16 y 17).

El tratamiento que presentó mayor discontinuidad de una manera general fue el de cerdo y el más homogéneo fórmula compleja, el estanque donde la mayoría de las variables señalaron una

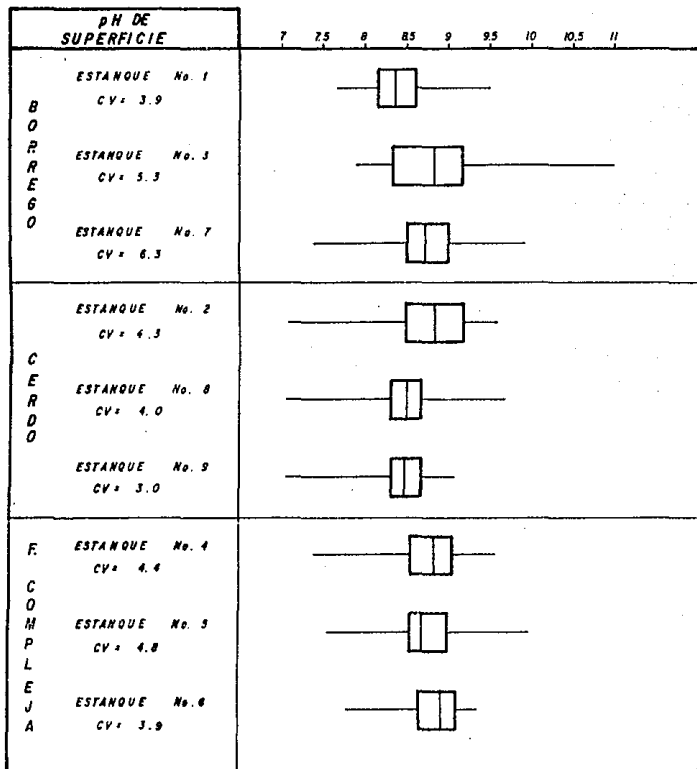


Fig. 11 Intervalo de variación del pH de superficie.

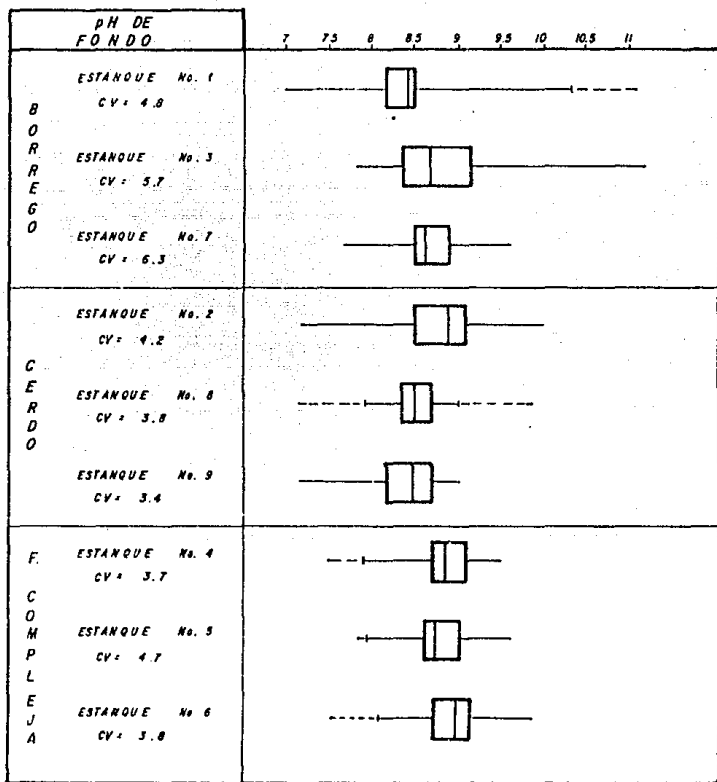


Fig. 12 Intervalo de variación del pH de fondo.

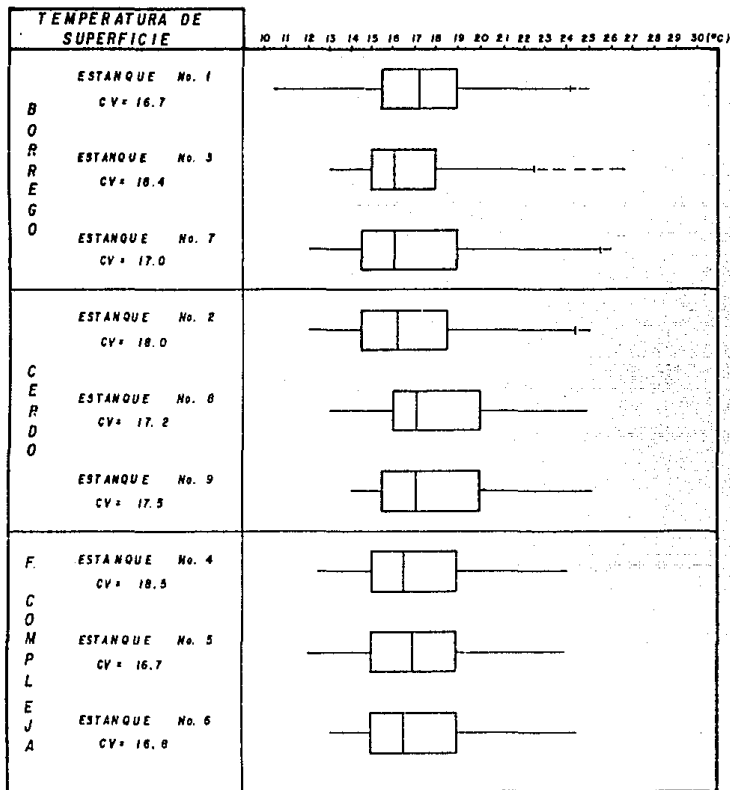


Fig.13 Intervalo de variación de la temperatura de superficie.

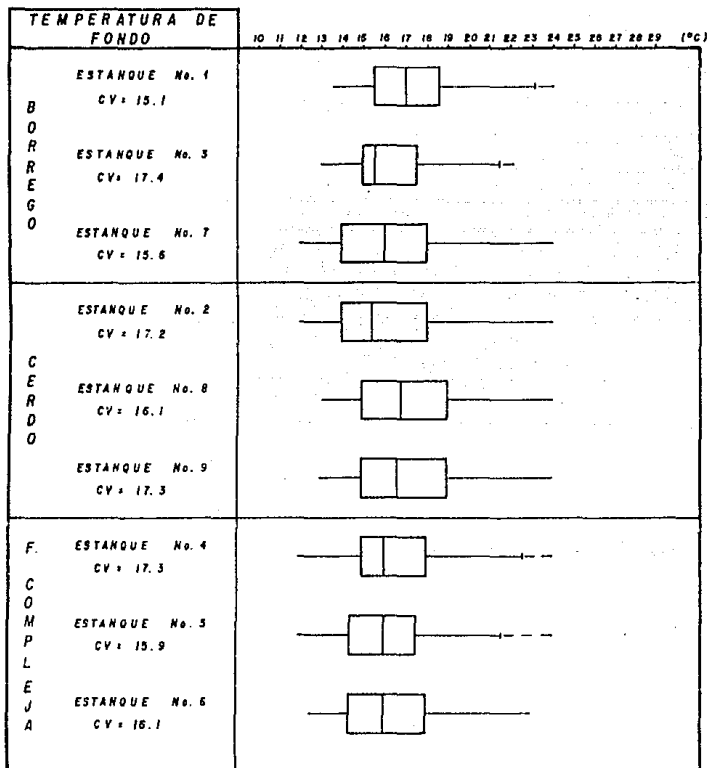
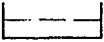
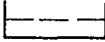
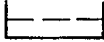

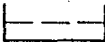
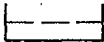
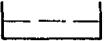
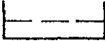
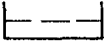
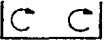

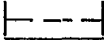
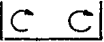

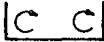
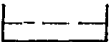


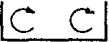
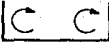
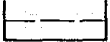

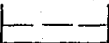
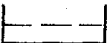
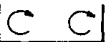
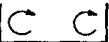


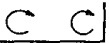



Fig.14 Intervalo de variación de la temperatura de fondo.

VARIABLE	ESTANQUE No.2	ESTANQUE No. 8	ESTANQUE No.9
TEMPERATURA DEL AGUA			
CONDUCTIVIDAD			
O X I G E N O			
pH			
B I O X I D O D E C A R B O N O			

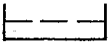
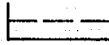
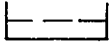
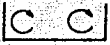



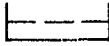
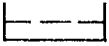
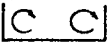
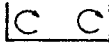
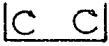
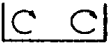
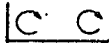
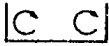
TRATAMIENTO: ESTIERCOL DE CERDO

Fig.15 Diferencias entre superficie y fondo en la columna de agua de los estanques.

VARIABLE	ESTANQUE No.1	ESTANQUE No. 3	ESTANQUE No.7
TEMPERATURA DEL AGUA			
CONDUCTIVIDAD			
OXIGENO			
PH			
BIOXIDO DE CARBONO			

TRATAMIENTO: BIOABONO DE BORREGO

Fig.16 Diferencias entre superficie y fondo en la columna de agua de los estanques.

VARIABLE	ESTANQUE No. 4	ESTANQUE No. 5	ESTANQUE No. 6
TEMPERATURA DEL AGUA			
CONDUCTIVIDAD			
OXIGENO			
pH			
BIOXIDO DE CARBONO			

TRATAMIENTO: FERTILIZANTE FORMULA COMPLEJA

Fig. 17. Diferencias entre la superficie y el fondo en la columna de agua de los estanques.

discontinuidad fisico-química entre la superficie y el fondo fue el nueve perteneciente a tratamiento con excretas animales, lo anterior se debió al menor volumen de agua, en relación con los otros ocho, lo cual originó una menor estabilidad de la masa de agua.

3. Comportamiento temporal.

Para describir la tendencia seguida por las variables de estudio se alizaron los datos mediante técnicas del análisis exploratorio de datos:

a) Transparencia.

La tendencia de las curvas en esta variable presentó tres etapas la primera ascendente con la mayor duración en todos los tratamientos, luego una estable la más corta y una descendente que se presentó al final.

En la etapa ascendente se registró un aumento en la transparencia hasta 95 días después de sembrar los peces (Fig. 18); sólo en el estanque uno y cinco se observó una disminución en la segunda semana de cultivo hasta la cosecha. La etapa estable duró alrededor de un mes. Posteriormente, a partir del quinto mes (130 días) la transparencia disminuyó en todos los estanques hasta el final, donde se registró por abajo de 50 cm. Los niveles más bajos (20 cm) se detectaron al inicio y al final de la aplicación de todos los fertilizantes. En el primer caso fue consecuencia de la fertilización proporcionada inicialmente y en el otro por una acumulación de fertilizante con su consecuente efecto sobre la asimilación del plancton.

Las variaciones alrededor de la tendencia de los datos en el tiempo, no siguieron un comportamiento definido ya que fluctuaron de seis a 20 días y fueron más notorias en el agua de los estanques donde se fertilizó con fórmula compleja.

En general se determinaron mayores diferencias en una semana en los estanques donde se aplicó el estiércol de cerdo y las menores en la de excretas de borrego. Además, se registraron durante más tiempo transparencias por arriba de 80 cm en fórmula compleja y un mayor efecto sobre esta variable por la fertilización con estiércol de borrego.

b) Conductividad del agua.

En el comportamiento de esta variable se presentaron diferencias entre los tratamientos, un incremento a partir del segundo mes de cultivo en el tratamiento de fórmula compleja (Fig. 18); lo que indicó una tendencia a la mineralización del agua a partir de 90 días del cultivo hasta el final. Esto se explicó por una inmediata disponibilidad de minerales de este fertilizante.

El efecto de los tratamientos sobre la mineralización continuó de una a dos semanas después en cerdo y dos meses después al de borrego. En este último tratamiento también se presentaron las mayores fluctuaciones alrededor de la tendencia de esta variable.

Los tratamientos de excretas animales tuvieron mayores fluctuaciones semanalmente sobre todo al final del cultivo. A pesar de que esta variable represente a componentes de proporcionalidad constante se caracterizó en este sistema como la variable que registró más fluctuaciones en una semana.

c) Oxígeno disuelto.

En los estanques fertilizados con bioabono de borrego se determinaron concentraciones por abajo de 5 ppm y en el de fórmula compleja por arriba de 8 ppm durante gran parte del cultivo.

El oxígeno disuelto disminuyó de la siembra de los peces hasta un mes después. A partir de los 35 días iniciales en el tratamiento de borrego y cerdo, la concentración de oxígeno disuelto aumentó progresivamente hasta la cosecha (Fig. 18), y en fórmula compleja el incremento fue de una a dos semanas después, con mayor homogeneidad en el estanque seis, además en este tratamiento hubo mayor estabilidad en las concentraciones de oxígeno. Las mayores fluctuaciones durante una semana se presentaron en donde se aplicó el estiércol de borrego.

d) Bióxido de carbono.

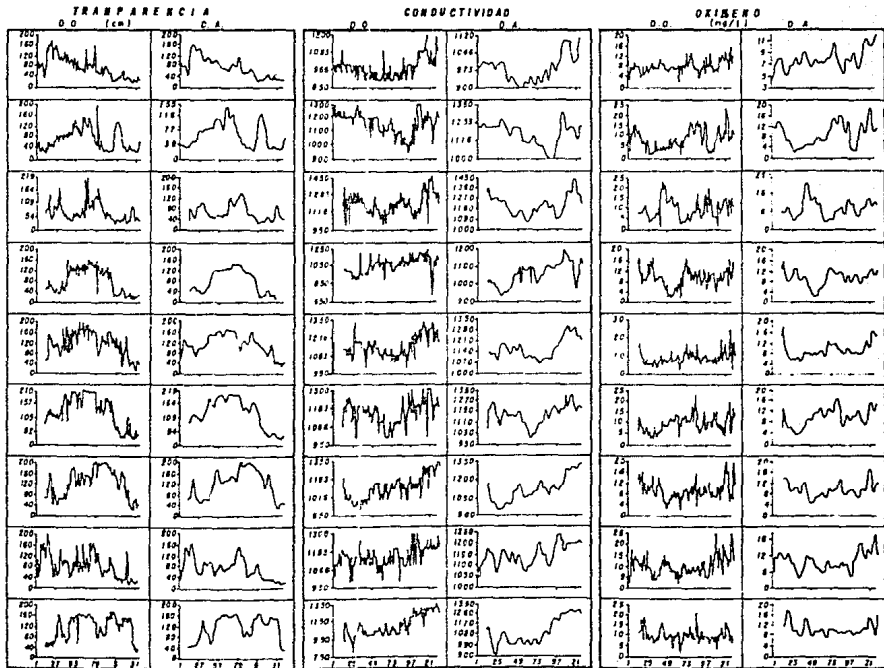
Debido a la presencia de una buen número de registros con niveles de cero no se llevó a cabo el alisamiento de datos, por lo que se describe el comportamiento con las gráficas originales (Fig. 19). Durante los primeros tres meses no se detectó la presencia de bióxido de carbono en los estanques con fórmula compleja, en cambio en el de borrego se determinó durante la mayor parte del cultivo. Las fluctuaciones semanales más grandes se encontraron en el tratamiento de borrego, con las concentraciones más altas (25 a 40 mg/l) de CO_2 y las menores en fórmula compleja (10 a 20 mg/l).

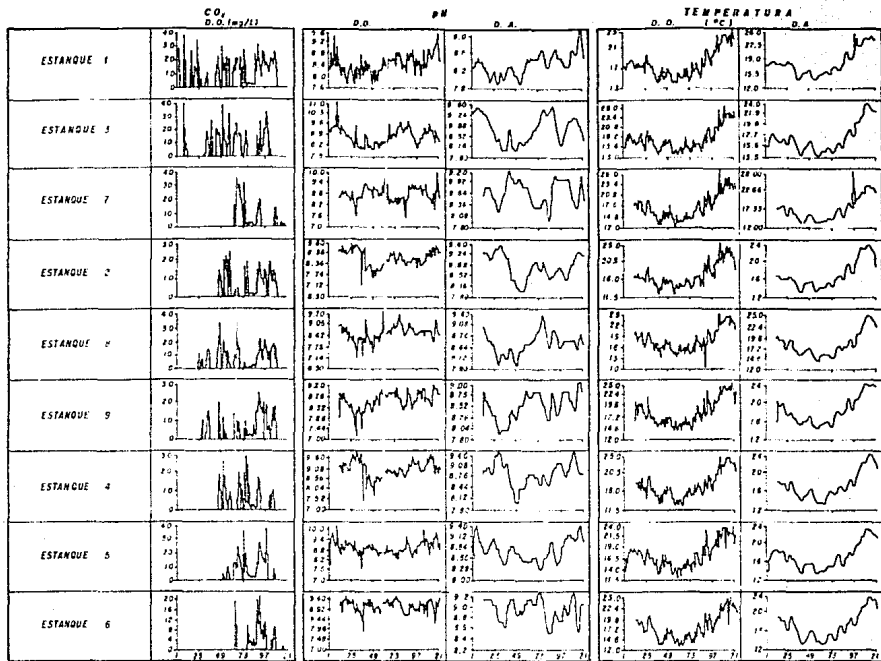
e) Potencial de hidrógeno.

La variabilidad mayor fue en el tratamiento de borrego, con una menor tendencia hacia la alcalinidad, en cambio el más estable se registró en fórmula compleja. Se observó una tendencia a la alcalinidad en la mayor parte del cultivo (Fig. 19), más notoria en el de cerdo, donde fue más rápido a partir de la primera quincena, en la de borrego a los 20 días, y con fórmula compleja mes y medio después.

f) Temperatura del agua.

El análisis del comportamiento de esta variable se llevará a cabo en una forma general para todos los estanques, ya que por ser exógena al sistema de cultivo sigue el mismo patrón (Fig. 19).





NOTA: D.D. DATOS ORIGINALES, D.A. DATOS ALISADOS, ABSINIA: DATOS DE TOMA DE MUESTRAS

Fig. 19. Gráficas de datos Fisico-Químicos del agua de los estanques experimentales.

Disminuyó desde la siembra de las crías hasta los últimos días de enero (tres meses después de la introducción) y un aumento progresivo que duró cuatro meses de febrero hasta mayo, al comenzar las lluvias disminuyó ligeramente, excepto en el estanque uno. Las temperaturas menores sólo se registraron en diciembre y enero, no obstante se mantuvieron alrededor de una a dos semanas por abajo de 14 °C.

Las fluctuaciones alrededor de las tendencias se presentaron más notorias en la etapa ascendente de febrero a mayo en el tratamiento de fórmula compleja. Se detectaron tres ciclos de 15 días, cada uno antes de llegar al mínimo de temperatura (12 °C) en enero y posteriormente de cinco a seis ciclos de 15 días con una tendencia ascendente. Cuando se llegó a 20 °C se prolongaron de 20 a 25 días hasta el final del cultivo. Después de cinco meses del experimento la temperatura llegó arriba de 20 °C en todos los estanques en el mes de abril. En los más grandes (uno, dos y cuatro) existieron menos fluctuaciones de temperatura.

4. Relación entre variables.

Red de correlaciones estadísticas.

Con la finalidad de estudiar las interacciones físico-químicas de los tratamientos se analizó su correlación a través de la representación del diagrama de nudos, en el cual se consideró la importancia de las relaciones binarias (dos variables) y ternarias (tres variables). Interpretándolas como relaciones de tipo cibernético (aumento-disminución y su retroalimentación), esto es, que se puedan establecer efectos probabilísticos de una variable x_1 con una x_2 y viceversa.

Las relaciones binarias más importantes que se determinaron en los tres tratamientos fueron las integradas por la temperatura y la conductividad a través de una proporción directa (Figs. 20, 21 y 22) y temperatura con transparencia en una relación inversamente proporcional. Además, la relación entre la concentración de OD y pH fue positiva en los tres tratamientos.

En las correlaciones ternarias la relación de temperatura-OD-transparencia se presentó en los tres tratamientos. En el tratamiento con fórmula compleja la conductividad fue altamente significativa en los circuitos formados por las tres variables. En términos de los signos de las correlaciones en fórmula compleja y en las excretas digeridas de cerdo no se registraron interacciones con tendencia positiva.

La transparencia tuvo relaciones significativas en el tratamiento de fórmula compleja y en el de borrego, tanto en las relaciones binarias como en las ternarias, lo que refuerza su importancia como indicadora de las condiciones físico-químicas de los estanques. La segunda relación estadísticamente significativa en los tres tratamientos fue la de pH con el oxígeno.

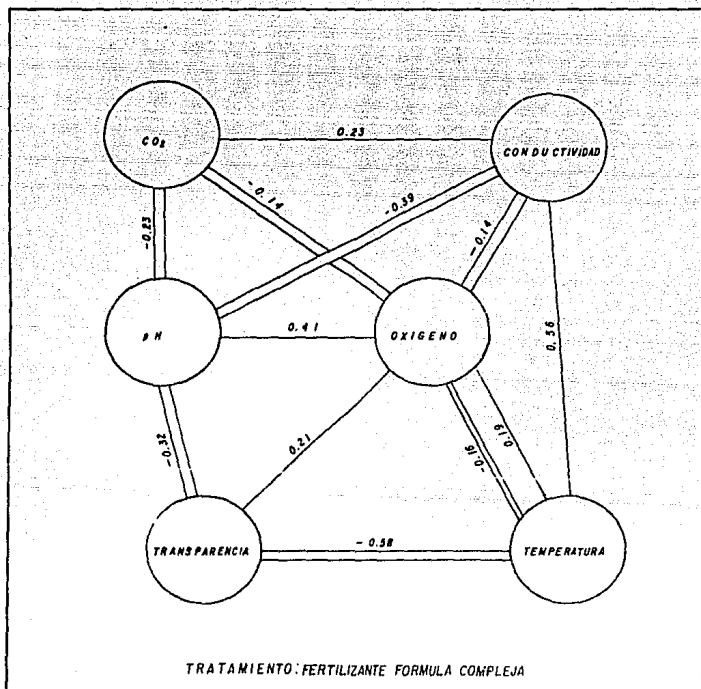


Fig. 20 Diagrama de nudos para el tratamiento de fertilizante, formula compleja.

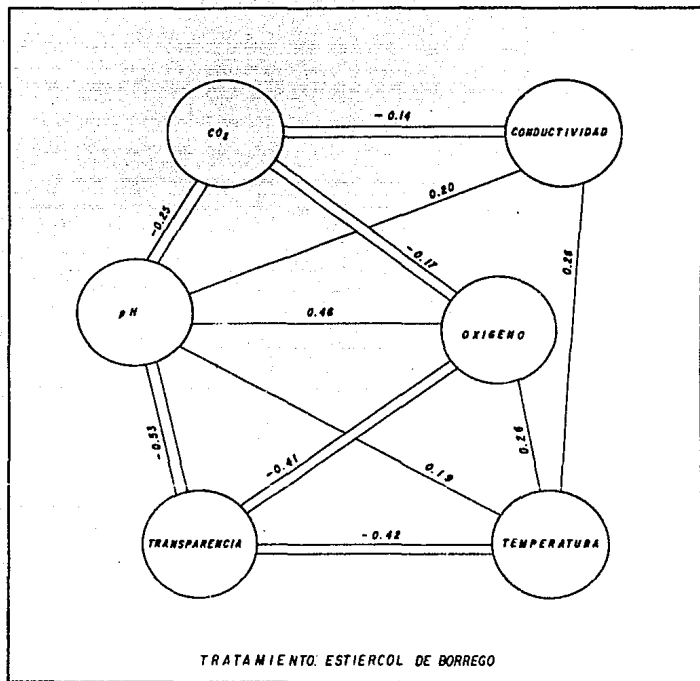


Fig. 21 Diagrama de nudos de la calidad del agua de los estanques.

La aplicación práctica del análisis de las interacciones de las variables en los tratamientos mediante la técnica de nudos se reduce a que en fórmula compleja y cerdo el comportamiento de los factores de estudio fue más estable por presentar circuitos negativos y la aplicación de bioabono de borrego provocó inestabilidad en las interacciones positivas de las variables.

Como resultado del estudio de las correlaciones simples lineales se encontraron dos procesos, el primero en relación con el tiempo entre la temperatura y la conductividad; y el otro entre la aplicación del fertilizante y su efecto entre la transparencia debido a la menor cantidad de materia orgánica particulada de la fórmula compleja, comparativamente con los desechos animales.

5. Diferencias en la respuesta de las características físico-químicas por el efecto de la fertilización.

a) Diferencias entre tratamientos por variable.

En general la menor transparencia (0.71 m) registrada en el tratamiento de bioabono de borrego determinó marcadas diferencias comparativamente con los otros tratamientos (Tabla 5).

No se encontraron diferencias significativas en las temperaturas de superficie y fondo de todos los tratamientos al compararlos durante el mismo tiempo, lo que demuestra la influencia independiente de esta variable sobre los estanques. La conductividad de superficie fue significativamente menor en el bioabono de borrego (1100 $\mu\text{mhos/cm}$), lo que indicó que este tuvo una menor concentración de sales o iones, resultado similar encontrado por Osorio (1986); fórmula compleja presentó mayor concentración de minerales en el fondo (1115 $\mu\text{mhos/cm}$), esto debido a su preprecipitación en los estanques.

En cuanto al oxígeno disuelto se observó una diferencia entre todos los tratamientos, con una tendencia a separar los orgánicos de la fórmula compleja con una mayor concentración en este último, debido posiblemente a la inmediata disponibilidad de nutrimentos para los productores primarios y por que los orgánicos requieren de OD para su descomposición.

Los niveles de pH también registraron una discrepancia entre orgánicos y fórmula compleja, determinándose los niveles más altos (8.8) en este último. Al respecto, Pfeffer (1974) menciona que la cantidad de urea que existe en el material en descomposición, puede afectar la capacidad amortiguadora del sistema, ya que al desaminarse la proteína produce amonio, que al reaccionar con el agua el pH se vuelve alcalino.

Al comparar los datos generales (Tabla 8) de todas las variables se encontraron diferencias significativas entre los desechos orgánicos y fórmula compleja, debido principalmente a la

Tabla 8. Resultados del análisis de clasificación múltiple del análisis de varianza.

Variable	Media N General	Media	Trat.	Dev' n no	ETA ajustada	
Transparencia (cm)	0.95	346	0.71	E.B.*	-0.24	0.33
		324	1.08	E.C.	0.13	
		338	1.07	F.C.	0.12	
Temperatura Sup. (°C)	17.33	346	17.2	E.B.	-0.09	0.06
		324	17.6	E.C.	0.26	
		338	17.2	F.C.	-0.16	
Temperatura Fond. (°C)	16.66	347	16.5	E.B.	0.11	0.05
		324	16.8	E.C.	0.18	
		338	16.6	F.C.	-0.06	
Conductividad Sup. (µmhos/cm)	1114.4	347	1100.6	E.B.*	-13.7	0.10
		324	1119.8	E.C.	5.4	
		338	1123.2	F.C.	8.9	
Conductividad Fond. (µmhos/cm)	1111.8	347	1098.3	E.B.	-13.5	0.10
		324	1113.5	E.C.	1.7	
		338	1119.8	F.C.*	12.3	
Oxígeno disuelto Sup. (mg/l)	9.23	346	8.5	E.B.	-0.68	0.15
		324	9.2	E.C.	-0.01	
		338	9.9	F.C.*	0.71	
Oxígeno disuelto Fond. (mg/l)	7.77	347	6.9	E.B.*	-0.88	0.24
		324	7.6	E.C.*	-0.16	
		338	8.6	F.C.*	1.06	
pH Sup.	8.70	346	8.6	E.B.	-0.07	0.24
		324	8.6	E.C.	-0.08	
		338	8.8	F.C.*	0.15	
pH Fond.	86.7	347	8.6	E.B.	-0.07	0.24
		324	8.6	E.C.	-0.08	
		338	8.8	F.C.*	0.15	
Bióxido de Carbono (mg/l) Sup.	4.40	346	5.7	E.B.		
		324	4.6	E.C.		
		338	2.9	F.C.*		
Bióxido de Carbono (mg/l) Fond.	8.70	347	2.9	E.B.		
		324	4.9	E.C.		
		338	5.8	F.C.*		

Sup.=superficie; Fond.=fondo; E.B.=biobono de borrego; E.C.= excretas digeridas de cerdo; F.C.=urea y fórmula compleja; **estadísticamente significativo al 0.05.

composición química de estos y a su efecto sobre el agua de los estanques. En fórmula compleja se determinó un aumento en la conductividad y pH, así como una disponibilidad alta de oxígeno y una rápida utilización del bióxido de carbono

6. La importancia de las variables en la clasificación de los tratamientos.

a). Espacio Discriminante Bidimensional.

Con la finalidad de determinar el grado de diferenciación entre los estanques y las variables se llevó a cabo el análisis de función discriminante (Green, 1971). En este análisis los estanques son considerados como grupos y sus medias representan los centroides en el espacio discriminante. Para encontrar el más alto porcentaje de clasificación de los estanques se llevaron a cabo dos pruebas una en donde se incluyeron las variables durante todo el cultivo y en la otra se dividieron los datos cada dos meses durante el cultivo, obteniendo un total de cuatro etapas Tabla 9.

Con esta técnica estadística se confirmó el comportamiento fisico-químico diferente del estanque uno al encontrar su centroide separado de todos los demás (fig. 23), durante los dos análisis.

En el tratamiento de estiércol de borrego los centroides del estanque tres y siete marcan diferencias fuertes en relación con la segunda función discriminante (ordenada) de la etapa uno a la dos, lo que significa que su respuesta al bioabono fue influenciada por el tiempo de cultivo durante los primeros 120 días. Posteriormente, las diferencias entre etapas fueron debidas a los cambios en la transparencia.

En el tratamiento de excretas de cerdo, las características fisico-químicas del estanque dos fueron diferentes en la tercera etapa a los 120 días de cultivo, definido por la separación de sus centroides en relación a la segunda función discriminante. Comportamiento que mostró una influencia ambiental o de manejo diferente a los otros.

En los estanques ocho y nueve (tratamiento de cerdo) las trayectorias son parecidas en las tres primeras etapas lo que manifiesta un comportamiento de las variables similar. Sin embargo, se presentaron cambios fisico-químicos determinados por la segunda función discriminante los que dependieron por igual del tiempo de cultivo durante los primeros seis meses.

En los estanques donde se suministró fórmula compleja los cambios fisico-químicos de los tres estanques fueron diferentes, alternándose cada dos meses las diferencias entre el tiempo y el espacio.

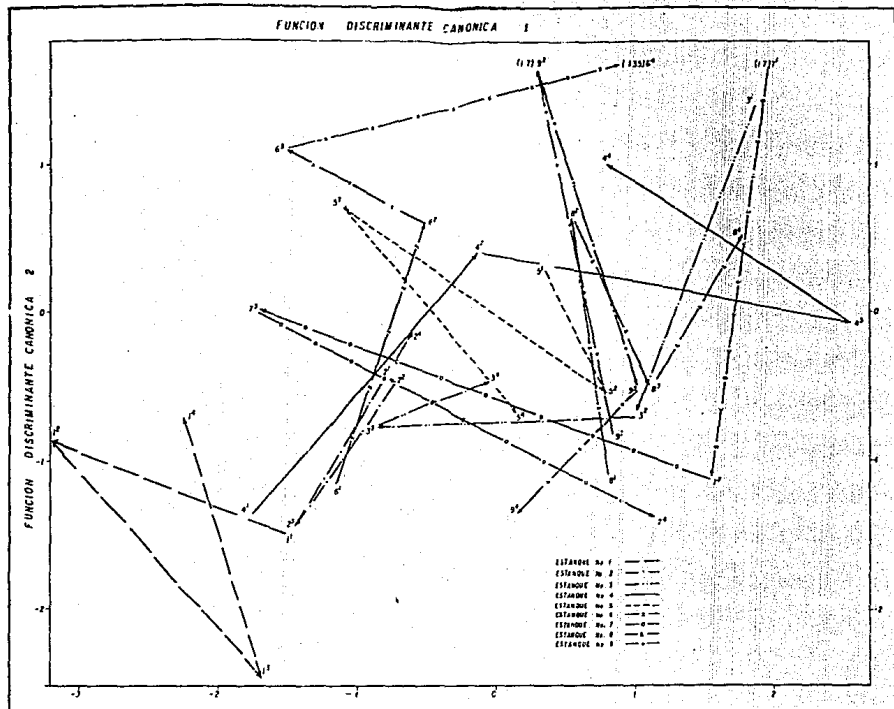


Fig. 23 Trayectoria de centroides de los estanques durante la fertilización en la fase de cultivo.

Tabla 9. Variables más importantes y porcentaje de clasificación de estanques de todos los datos y por etapas, de acuerdo al análisis de función discriminante.

PERIODO DEL ANALISIS	FECHA	VARIABLES MAS IMPORTANTES	HOMOGENEIDAD DE VARIANZA	PORCENTAJE DE CLASIFICACION
Todo el cultivo	noviembre a julio 1982-1983	Conductividad, transparencia y temperatura	BUENA	50.3%
Etapas 1	noviembre a diciembre	Conductividad y pH	POCA	86.96%
Etapas 2	Diciembre a Marzo	Conductividad, transparencia y pH	BUENA	62.24%
Etapas 3	Marzo a abril	Transparencia, conductividad y pH	BUENA	82.89%
Etapas 4	Abril a julio	Conductividad, transparencia y pH	POCA	70.97%

Las variables que sirvieron para diferenciar los estanques en la primera y segunda función discriminantes fueron la conductividad, transparencia y pH. En cada tratamiento el porcentaje de clasificación fue mayor para dos estanques, los más grandes (uno, dos y cinco) fueron más homogéneos por lo general. Los centroides de los estanques que se desplazaron más en la gráfica estuvieron sujetos a una mayor influencia por el manejo del estanque. Se identificó que la primera función discriminante diferencia los centroides de los estanques y la segunda función el tiempo, o las diferentes etapas del muestreo.

Durante la mayor parte del estudio la mejor combinación de variables de las funciones discriminantes canónicas que maximizaron las diferencias dentro de los estanques, fueron la integrada por la conductividad, transparencia y pH para todos los tratamientos.

Cuando se dividió el estudio en etapas para observar si existían respuestas diferentes durante el tiempo de los tratamientos y obtener un mayor porcentaje de clasificación, al utilizar los datos binomiales, se encontró que el porcentaje de clasificación de los estanques aumentó al dividir en 4 etapas de análisis a los datos, donde se obtuvo un intervalo de 62.2 a 86.9%. En comparación con el 83.5% registrado por Arredondo (1987) para el mismo lugar de estudio y al incluir los nutrientes y la productividad primaria el porcentaje de clasificación de 50.3% obtenido en este estudio se encontró por abajo.

7. Relación fisico-química del agua, fitoplancton y rendimiento piscícola.

a). Fitoplancton.

Las clorofitas fueron la división taxonómica con mayor abundancia relativa en los tratamientos de excretas animales con un intervalo medio de 155 a 500 org/ml en comparación con el fertilizante químico de 80 a 160 org/ml (Fig. 24). El siguiente grupo en importancia por su abundancia fue el de las cianofitas presentando el mismo comportamiento que las anteriores con una mayor abundancia en los tratamientos de excretas animales (20 a 200 org/ml) que en fórmula compleja (20 a 80 org/ml). La abundancia relativa total durante el cultivo fue más alta en el tratamiento de cerdo (310 a 698 org/totales) y el menor en fórmula compleja (275.5 a 319.74 org/totales). Las crisofitas y pirrofitas se presentaron esporadicamente y en una muy baja concentración principalmente después de 200 días de cultivo en los tres tratamientos.

b) Tasa de crecimiento y Rendimiento Piscícola.

El mejor rendimiento piscícola se presentó en los estanques de fórmula compleja (10.8 a 9.50 kg/ha/día) y el menor en los de borrego (Fig. 24). Debido a que el tiempo de siembra de los estanques no fue igual para todos y la respuesta de las especies vario dentro y entre los tratamientos, el estudio de su crecimiento se puede llevar a cabo al comparar sus tasa de crecimiento. La que tuvo la mejor tasa de crecimiento en todos los tratamientos fue la carpa cabezona (Tabla 10) y fue la de mayor crecimiento en los estanques de fórmula compleja. Por no existir la disponibilidad de las crias de la carpa espejo no se sembró en todos los estanques, por lo que no se puede comparar en todos los tratamientos, no obstante su crecimiento fue similar o mayor en algunos caso a la carpa cabezona. A pesar de la inconsistencia en el suministro de alfalfa la carpa herbívora creció similarmente en estanques de excretas animales y en fórmula compleja alcanzó su mejor tasa de crecimiento de 0.91 a 1.63 (1.12 a 4.18 kg/ha/día). La carpa plateada tuvo un mejor crecimiento en los estanques de cerdo 0.84 a 1.25 (0.23 a 0.49 kg/ha/día). Pero de todas las carpas fue de las de menor sobrevivencia (60 a 100%) en todo el trabajo.

c). Relación entre la calidad fisico-química del agua y el fitoplancton.

En términos generales, en el tratamiento de fórmula compleja se registraron condiciones dentro del intervalo para el desarrollo de las carpas (Tabla 11), los niveles encontrados fueron de conductividad 1124 μ mos/cm, concentración de oxígeno disuelto 10 mg/l y rendimiento pesquero de 10.1 kg/ha/día; las excretas digeridas de cerdo produjeron la mayor concentración de organismos del fitoplancton de 41,730 org/ml. La menor

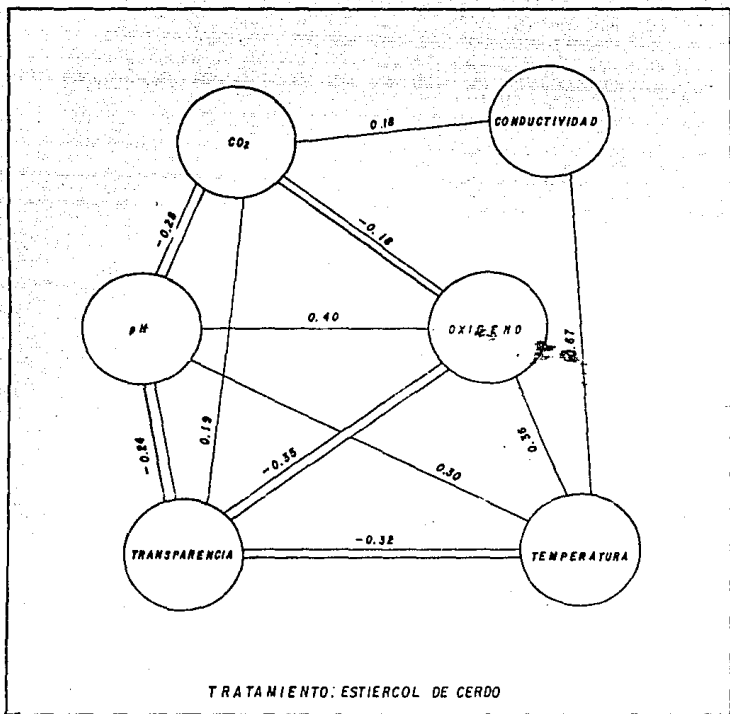


Fig.22 Diagrama de nudos de la calidad del agua de los estanques.

Tabla 10. Rendimiento piscícola, tasa de crecimiento y sobrevivencia.

ESTANQUE	Es.	Fer.	RENDIMIENTO		TASA DE Crec.	Sobre. (%)
			kg/ha	kg/ha/día		
1	C	borrego	616.15	2.04	1.78	93.32
	B		72.56	0.24	0.93	62.21
	E		861.06	2.85	1.89	68.07
	H		417.19	1.38	1.30	72.45
TOTAL			1966.96	6.51		71.93
3	C	borrego	415.99	1.44	1.44	100.0
	B		63.06	0.22	0.78	100.0
	E		610.14	2.11	1.57	83.48
	H		260.46	0.90	1.07	100.0
TOTAL			1349.65	4.67		96.47
7	C	borrego	798.81	2.64	1.21	56.83
	B		431.52	1.44	1.46	98.60
	P		116.31	0.38	1.02	100.0
	H		999.61	3.34	1.47	35.06
TOTAL			2337.25	7.80		52.19
2	C	cerdo	261.53	1.05	1.48	18.38
	B		45.76	0.18	1.03	53.34
	E		983.33	3.96	2.27	86.33
	P		74.70	0.30	1.25	60.00
TOTAL			368.40	1.48	1.37	81.66
			1733.72	6.97		69.09
8	C	cerdo	1267.16	4.22	1.36	91.18
	B		512.63	1.70	1.51	55.50
	P		68.58	0.23	0.84	68.52
	H		1170.18	3.90	1.52	100.0
TOTAL			3018.55	10.05		90.51
9	C	cerdo	1361.03	4.53	1.38	89.97
	B		112.99	0.37	0.91	100.0
	P		147.40	0.49	1.00	100.0
	H		582.17	1.94	1.29	76.06
TOTAL			2203.59	7.33		84.51
4	C	f.c.	1316.10	4.68	1.46	99.11
	B		196.53	0.69	1.33	78.61
	P		100.70	0.35	1.09	92.19
	H		1174.95	4.18	1.63	77.03
TOTAL			2788.28	9.90		85.54
5	C	f.c.	1246.37	4.03	1.77	88.09
	B		130.86	0.42	1.03	100.0
	E		1127.28	3.65	1.74	85.62
	P		82.70	0.27	0.89	64.91
TOTAL			347.69	1.12	0.91	52.15
			2934.9	9.49		73.21
6	C		1806.81	6.00	1.47	88.22
	B		251.68	0.84	1.26	100.0
	P		111.57	0.37	0.99	100.0
	H		1081.10	3.59	1.49	81.22
TOTAL			3251.16	10.80		86.41

C= carpa cabezona; B= carpa brema; E= carpa espejo; P= carpa plateada; H= carpa herbívora; f.c.= fórmula compleja.

transparencia 70 cm en promedio, se determinó en el tratamiento de biabono de borrego, esto debido principalmente a la formación de flóculos en la superficie del estanque.

En los primeros seis meses de cultivo (180 días) clorofitas y bacilariofitas (Figs. 25 y 26) en los tratamientos de desechos animales, asimismo clorofitas, euglenofitas y bacilariofitas (Fig. 27) en el de fórmula compleja (esto correspondió de 35 a 180 días de cultivo).

La presencia de las euglenofitas en fórmula compleja refuerza el hecho de que las condiciones físico-químicas fueron más estables, tomando en cuenta que son más sensibles a fluctuaciones adversas según lo encontrado por Opuszynsky (1979), en estanques de cultivo de carpas en Polonia. Hasta los 180 días de cultivo las cianofitas dominaron en los tres tratamientos con una mayor magnitud en donde se suministraron los desechos animales. La sucesión de este grupo del fitoplancton indicó un aumento en la eutrofización del agua, debido a que influyen sobre la relación nitrógeno y fósforo (N/P) combinado en las aguas, y cuando dicha relación se desvia a favor del fosfato, se desarrollan introduciendo nitrógeno combinado en el sistema según se ha reportado para ambientes acuáticos (Margalef, 1983).

Se presentó un periodo de escasa biomasa de carpas que abarcó los primeros 160 días coincidiendo con la temporada fría del año (noviembre a febrero) y otro de rápido crecimiento que se ubicó de los 200 días al final del experimento, donde se observó una marcada ganancia del peso y que correspondió a los meses calidos del año (mayo a julio).

En los estanques donde se suministró bioabono de borrego y excretas de cerdo digerido se presentó el mayor crecimiento de las carpas plateada y espejo; en éstos, las condiciones de pH fueron 8.6, que Opuszynsky (1979) observó para sistemas de policultivo de carpa espejo la cual creció mejor a pH arriba de 8.6 y con cambios en la estructura del plancton. Además encontró una relación entre la carpa plateada, las bacilariofitas y una declinación en las clorofitas. En el presente estudio en fórmula compleja las de mejor crecimiento fueron las carpas cabezona, brema y herbívora.

En la mayor parte del cultivo, la abundancia relativa predominante correspondió a las clorofitas y bacilariofitas, pero a partir del séptimo mes (junio) florecieron las cianofitas (Figs. 24, 25 y 26). El factor con que se relacionó fue el tiempo de fertilización, conductividad y temperatura, debido a que en los últimos cinco meses del estudio, ésta se incrementó y la abundancia relativa del fitoplancton siguió el mismo comportamiento. Boyd (1979) lo encontró como característico de estanques de cultivo de peces en la etapa final del crecimiento de los organismos.

Tabla 11. Registros mínimos, máximos y medios de las variables físico-químicas y biológicas de cada uno de los tratamientos.

Variable	E. Borrego			E. Cerdo			F. químico		
	x	Min.	Max.	x	Min.	Max.	x	Min.	Max.
Temperatura sup. (°C)	17.3	10.5	26.5	17.6	12.0	25.0	17.2	12.0	24.5
Temperatura fond. (°C)	16.6	13.5	24.0	16.9	12.0	25.0	16.7	12.0	24.0
Conductividad sup. (umhos/cm)	1106	900	1450	1128	700	1350	1124	800	1350
Conductividad fond. (umhos/cm)	1102	900	1450	1115	600	1350	1126	850	1500
pH sup.	8.6	7.4	9.5	8.6	7.1	9.7	8.3	7.4	10.0
pH fond.	8.6	7.0	11.2	8.6	7.2	10.0	8.2	7.5	9.8
Oxígeno disuelto sup. (mg/l)	8.6	1.0	23.4	9.2	1.0	25.0	10.0	1.9	24.5
Oxígeno disuelto fond. (mg/l)	6.9	0.0	20.0	7.6	1.5	20.0	8.6	1.0	20.3
CO ₂ sup. (mg/l)	5.7	0.0	39.0	4.6	0.0	33.0	2.9	0.0	37.0
CO ₂ fond. (mg/l)	5.8	0.0	41.0	5.0	0.0	44.0	2.9	0.0	40.0
Transparencia (cm)	70	20	210	108	8.0	205	106	13.0	200
Fitoplancton (org/ml)	38429	21649	56037	41730	28758	58199	25385	22245	27097
Rendimiento Pesquero (kg/ha/día)	6.3	4.7	7.0	8.1	7.0	10.0	10.1	9.5	10.8

Las crisofitas se registraron seis meses después de la siembra de las carpas (Figs. 25, 26 y 27) y su presencia se relacionó con aumentos en la transparencia, que de acuerdo a lo encontrado por Denoyelles y O'Brien (1978) para este grupo de microalgas en estanques significó una disminución en las concentraciones de nitrógeno y fósforo. No obstante, su presencia fue momentánea lo que se explica de acuerdo a Denoyelles y O'Brien (1978) por el aumento en la disponibilidad de carbono y las condiciones químicas establecidas por la combinación de clorofitas y cianofitas.

En los estanques donde se suministraron desechos orgánicos se presentó una mayor biomasa o crecimiento del fitoplancton, como ha sido registrado por varios autores (Boyd, 1979; Alabaster y Lloyd, 1980), comparado con estanques donde se fertilizó con fórmula compleja.

d). Relación entre el rendimiento piscícola y la calidad del agua.

El mayor rendimiento fue obtenido en el bloque de estanques tratados con fórmula compleja, con 3.0 toneladas por hectárea, y en orden de importancia las excretas de cerdo con 2.2 toneladas y las de borrego con 2.0 toneladas.

Las variables físico-químicas utilizadas en el estudio principalmente los niveles inferiores de transparencia (8.0 cm), registrados en los estanques con excretas digeridas de cerdo se relacionaron con la mayor abundancia de fitoplancton (28,758 a 41,730 org/l) y con el mejor crecimiento de la carpa plateada con un coeficiente de crecimiento de 1.25 (Fig. 24), lo que está de acuerdo con los hábitos alimentarios de esta carpa. También se relacionó la mayor abundancia de bacilariocfitas con el mejor crecimiento de esta carpa lo mismo que Opuzsynsky (1979) estimó en estanques de carpa común en Polonia.

La carpa cabezona tuvo su mejor crecimiento con un coeficiente de 1.77 (fig. 24) en el tratamiento de fórmula compleja, donde se registraron niveles bajos de dióxido de carbono libre (2.9 mg/l), las concentraciones más altas de oxígeno disuelto (8.8 a 10.0 mg/l) y densidades relativas del fitoplancton de 22,245 a 27,097 org/ml. El mejor rendimiento piscícola de los tratamientos fue sostenido por el plancton con la carpa cabezona y la alfalfa en el caso de la herbívora. Debido a que esta última especie tiene necesidades energéticas mayores, el suministro de alfalfa fue suficiente para complementar sus requerimientos nutricionales.

La mayor producción y rendimiento piscícola que se obtuvo en fórmula compleja se relacionó con una abundancia relativa media del fitoplancton, en cambio en el tratamiento de cerdo se registró la mayor abundancia de fitoplancton lo que puede ser explicado por la combinación de dos factores, que en fórmula compleja hubo un mayor efecto de pastoreo y por una menor disponibilidad en comparación con las excretas animales de cofactores esenciales para el crecimiento del fitoplancton.

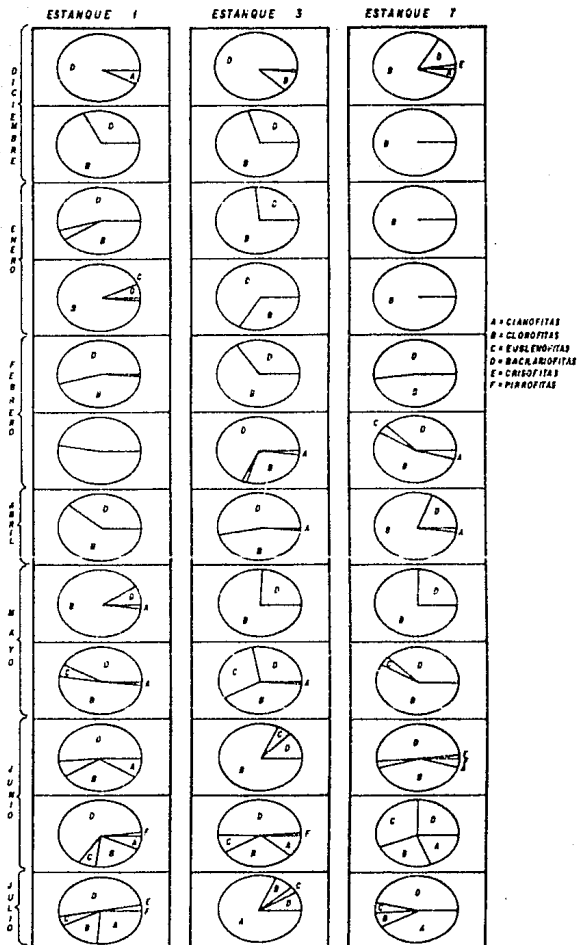
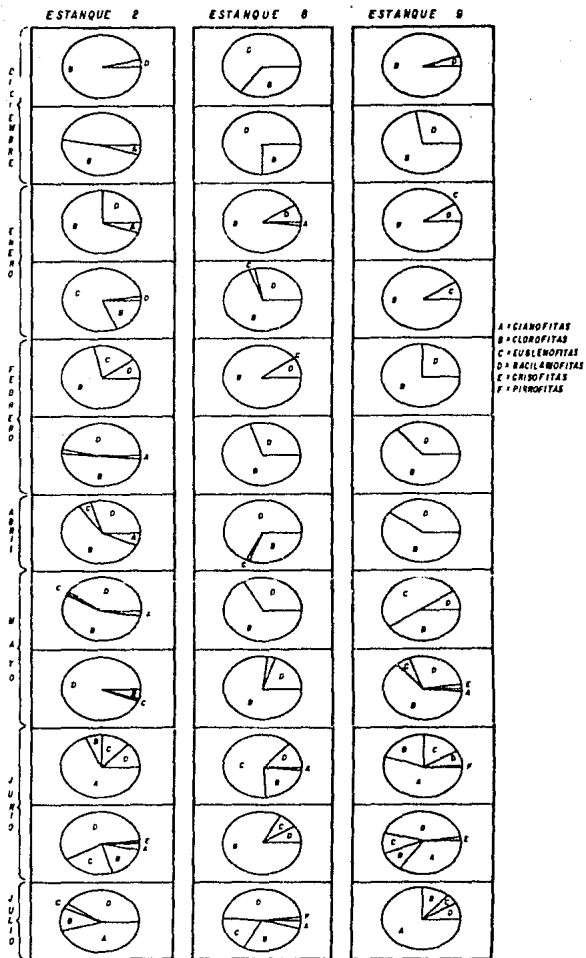


Fig. 25 Abundancia relativa del fitoplancton (Bioabono de borrego)



A = CIANOFITAS
 B = CLOROFITAS
 C = EUGLENOFITAS
 D = BACILAROFITAS
 E = CRISOFITAS
 F = PIRROFITAS

Fig. 26 Abundancia relativa del fitoplancton (Bioabono de cerdo)

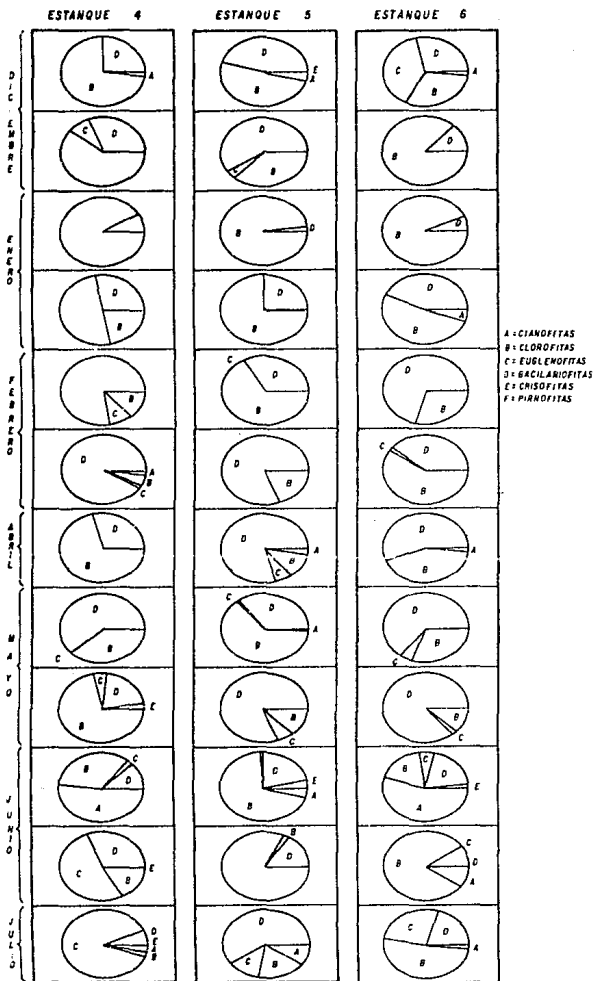


Fig. 27 Abundancia relativa del fitoplancton (Fertilizante químico)

DISCUSION.

La zona eufótica de los estanques sin recambio de agua constante usualmente es menor de un metro de profundidad (Beasley, 1963 y Boyd, 1976) en cambio, en los estanques del estudio que tuvieron recambio constante esta zona fue aproximadamente toda la columna de agua en fórmula compleja y en los abonados con excretas animales fue mayor de un metro en promedio en el 60% de los casos, por lo que las condiciones de las variables se encontraron en intervalos más favorables para la producción piscícola en fórmula compleja.

La relación entre la concentración del bioabono, la temperatura y la dilución del fertilizante ocasionó que la transparencia del agua fuera la variable con mayores fluctuaciones en una semana, con un coeficiente de variación mayor de 20%.

Al relacionar la transparencia con la conductividad, pH, oxígeno disuelto, temperatura y dióxido de carbono mediante la correlación lineal simple ($r = 0.05$) y el análisis de función discriminante se encontró que puede ser utilizada para diferenciar los tratamientos, conclusión que está de acuerdo con la importancia que tiene esta variable (Sprules, 1976) para separar cuerpos de agua con diferentes grados de eutrofización.

Las fluctuaciones en la transparencia en los primeros siete días fueron mayores en los estanques fertilizados con bioabono de cerdo con una gran variabilidad en la concentración, comportamiento reportado por Boyd (1982) en estanques de peces fertilizados con excretas animales.

El cambio constante de agua provocó que la transparencia estuviera por arriba de 55 cm en todos los tratamientos, registro superior al reportado como normal para estanques con agua estancada bien manejados (Boyd, 1982), lo que señaló que la mayor parte del tiempo los estanques se encontraron en dilución y sólo en contadas ocasiones se presentó alta turbiedad debido al manejo o/y a factores exógenos, por lo que se sugiere que en estanques fertilizados intensivamente (166 a 1130 l/ha/día) se aplique un recambio constante o por lo menos una vez al día.

En todos los estanques se registro una discontinuidad térmica y química determinados por la temperatura, oxígeno y conductividad; variables que Losordo (1988) consideró para estudiar la columna de agua en estanques de peces y detectó que esta discontinuidad no se presenta durante mucho tiempo como en cuerpos de agua de grandes dimensiones, debido a mezcla completa por el viento o en la noche cuando las capas superficiales se enfrían por conducción. Además en ambientes tropicales y en estanques superficiales la discontinuidad exhibe un patrón diario (Romaine y Boyd, 1978) por lo que a pesar de la discontinuidad determinada en el día existe en la práctica una mezcla continua en la columna de agua de los estanques.

La evolución en la concentración de oxígeno disuelto en los tratamientos se relacionó en una forma directamente proporcional

con la fertilización y coincidió durante cinco meses (primavera-verano) con la época de crecimiento del fitoplancton, relación que se presenta en estanques de cultivo de carpas según los estudios de Abeliiovitch (1967).

La fertilización con bioabono de cerdo provocó la mayor densidad de algas asociada con una concentración elevada de oxígeno (9.2 mg/l). Esto es común en estanques que reciben desechos orgánicos intensamente fertilizados en donde se presenta una alta producción primaria (Schroeder, 1975).

Sreenivasan (1972) encontró en estanques con recambio de agua continuo concentraciones altas de oxígeno disuelto alrededor de 17.6 mg/l, debido a la renovación constante, lo que junto con florecimientos del fitoplancton y su consecuente saturación explica en gran parte los niveles determinados en la superficie. En los estanques del presente estudio los registros medios fueron de 8.6 mg/l y en ocasiones llegaron a niveles mayores de 20 mg/l registro cercano al obtenido por Sreenivasan (1972), por el contrario en los tratamientos de excretas animales se determinaron contenidos por abajo de 2 mg/l que no permanecieron por mucho tiempo.

Según Osorio (1986) la mayor concentración de materia orgánica en los fertilizantes orgánicos se presenta en el de borrego (hasta el 50%), lo que explicó en parte que en este tratamiento se obtuviera una concentración media de 8.6 mg/l y se registrarán tanto en superficie como en fondo los niveles mínimos del cultivo.

El alisamiento de datos permitió observar un comportamiento marcado en los tratamientos con excretas animales, iniciando con un aumento en la tasa de producción de oxígeno que se hizo evidente después de 24 a 48 horas de la fertilización con bioabono líquido, posteriormente una disminución en algunas ocasiones brusca, provocando un regreso a las concentraciones cercanas a las obtenidas antes de la fertilización, comportamiento similar a lo publicado por Schroeder y Hephher (1976) y un indicador de la variabilidad en el estado de descomposición de los desechos animales, lo que manifestó la variabilidad en el comportamiento de esa variable y en términos prácticos la complejidad que se presentó para el manejo de la fertilización en estanques.

Las fluctuaciones en el comportamiento del oxígeno en los estanques de la granja de policultivo, fueron similares a los reportados por Boyd (1990) en estanques donde se pasa por varios estados sucesionales del fitoplancton (clorofitas-cianofitas), y que junto con la frecuencia de fertilización sirvió para identificarlos.

Las conductividades registradas en los estanques estuvieron dentro de los límites normales (20 a 1,500 $\mu\text{mhos/cm}$) para estanques de cultivo de peces en aguas dulces de acuerdo a los registros de Boyd (1979) en estos sistemas de producción piscícola por lo que esta variable sólo nos sirvió para identificar las características físico-químicas de los estanques.

La conductividad del tratamiento de fórmula compleja de 1124 y 1126 $\mu\text{mos/cm}$ en superficie y fondo fue característica de aguas fuertemente mineralizadas, según el criterio de Margalef (1983) para aguas dulces. No obstante, este tratamiento no es el que presentó la mayor abundancia relativa del fitoplancton, ya que las aguas fuertemente mineralizadas no son las más productivas por que de acuerdo a Margalef (1983) los fosfatos tienden a formar minerales insolubles en las aguas alcalinas .

Las fluctuaciones presentadas durante el cultivo, indicaron una variación en la concentración iónica del agua en forma proporcional entre los estanques fertilizados con excretas animales y fórmula compleja. El aumento en el contenido mineral del agua de los estanques por aporte de los fertilizantes se relacionó con el incremento en la conductividad a los cinco meses de iniciado el cultivo.

La correlación directa entre la conductividad y el pH se presenta en aguas bicarbonatadas de acuerdo a Wetzel (1975) y en este estudio su incremento se debió al aumento en el contenido mineral del agua de los estanques por aporte de los fertilizantes con un aumento estadísticamente significativo en los fertilizados con fórmula compleja, lo que determinó la utilización de la conductividad para identificar el estado en que se pueda encontrar en el agua este fertilizante.

El efecto de la fertilización con fórmula compleja sobre el pH del agua del afluente fue mínima lo cual es característico cuando se aplica a estanques un fertilizante químico según el estudio de Misiska (1983) en aguas mineralizadas. Las diferencias entre el mínimo y máximo de pH (7.1 a 9.7) en el tratamiento de excretas de cerdo es característico de estanques que reciben altos niveles de fertilización según el criterio de Burns y Stickney (1980).

Los tratamientos con excretas animales en promedio tuvieron niveles de CO_2 entre 4.6 a 5.8 mg/l, que comparados con el criterio de Fazluf (1977) se ubican como aguas con una mayor productividad que en el tratamiento de fórmula compleja (2.9 mg/l), lo que se corroboró al cuantificar la densidad relativa de fitoplancton (38429 a 41730 org/ml en orgánicos y 25385 org/ml en el químico).

El pH en el cual la concentración de bióxido de carbono disminuyó a una concentración indetectable analíticamente se encontró alrededor de 8.3 tomando como base a los estudios de Boyd (1990) en estanques de peces, sin embargo no se descarta un problema metodológico en la indetectabilidad durante la mayor parte del tiempo en la mayoría de los estanques.

Los cambios de abundancia total y proporción de fitoplancton por divisiones taxonómicas se deben a fluctuaciones en el pH, temperatura, intensidad de luz, concentración de nutrimentos, pastoreo y liberación de tóxicos entre otras (Fogg, 1965). Pero en los estanques de peces ninguna de las explicaciones es suficiente para ser utilizada. La variación que se presentó entre los

estanques de un mismo tratamiento (Figs. 24, 25 y 26) es un fenómeno normal de acuerdo a lo reportado por Boyd (1990) en estanques de peces y hasta el momento una explicación de esta variación no está disponible, no obstante para la heterogeneidad de la respuesta en este estudio contribuyó principalmente el tamaño del estanque, la fecha de siembra, las especies y el manejo del estanque.

La sucesión del fitoplancton de algas verdes a azul-verdes se asoció más al efecto de la continua fertilización en todos los estanques y ésta a su vez con el aumento en el pH y conductividad. El efecto de la estación de crecimiento y la temperatura en los estanques del policultivo se vió reducida a cambios en las especies del fitoplancton (de Scenedesmus a Cyclotella) en una pequeña proporción.

Barasch y Schroeder (1984) no registraron ningún efecto negativo importante sobre el crecimiento de las carpas en temperaturas de 12 a 23°C, intervalo dentro del cual se encontraron la mayoría de los registros de este policultivo. En consecuencia las diferencias en el crecimiento y rendimiento piscícola de los tratamientos fueron afectados de igual manera, sin determinar las diferencias entre los estanques.

Aunque en la distribución estadística de las variables se encontró que dos estanques dentro de cada tratamiento fueron similares, el comportamiento físico-químico, las proporciones de las divisiones taxonómicas y el rendimiento de los peces fueron diferentes en todos los estanques dentro de cada tratamiento lo que indicó que se requiere de más replicas para los estudios en el cultivo de peces a nivel experimental, o tratar de uniformizar estrictamente el manejo y sistema de cultivo.

El análisis de función discriminante permitió separar claramente en grupos naturales al comportamiento físico-químico de los estanques por que las trayectorias de las funciones fueron diferentes en los tratamientos de cerdo y fórmula compleja durante el mayor tiempo de cultivo y en general mostró un comportamiento diferente en la transparencia y oxígeno disuelto de los estanques fertilizados con excretas animales y los de fertilización química. Por lo que las variables más importantes en las funciones discriminantes se pueden utilizar para monitoriar el comportamiento físico-químico de los estanques fertilizados intensivamente.

Al utilizar a las variables definidas como más importantes en este estudio (transparencia, conductividad, pH y oxígeno) se encontró que existe una alternancia en la respuesta de los tratamientos con cerdo y fórmula compleja por lo que se recomienda en la práctica alternar la fertilización intensiva con estos dos abonos.

Por las características prácticas del manejo de los estanques de peces los estudios físico-químicos del agua se han analizado con poca o escasa aplicación de estadística (Boyd, 1990), sin embargo, los resultados del estudio señalaron una mejor claridad en las

diferencias entre los tratamientos de excretas animales y el químico, así como el efecto de los tratamientos en el tiempo sobre las variables y por lo tanto la identificación de procesos como la sucesión fitoplanctónica, el estado de mezcla de la columna de agua, la relación entre las variables, así como la definición de las más importantes para propósitos de manejo y la variabilidad en la respuesta, lo que trajo como consecuencia la definición de una estrategia de manejo diferente a la implementada, para mejorar el rendimiento piscícola del policultivo.

CONCLUSIONES.

1. La fertilización intensiva modificó la calidad del agua de los estanques principalmente en los de excretas digeridas de cerdo; las variables más importantes que sirvieron para cuantificar el cambio fueron la transparencia del agua y la conductividad, las cuales mostraron una amplia y fluctuante respuesta (8 a 210 cm y 600 a 1500 $\mu\text{mos/cm}$ respectivamente) a partir de la primera semana de cultivo.
2. La transparencia, conductividad y el oxígeno disuelto fueron las variables que fluctuaron más por la aplicación de los fertilizantes orgánicos y fórmula compleja. Además marcaron las diferencias entre los tratamientos a partir del primer mes de cultivo.
3. En las excretas digeridas de cerdo se presentó la relación más estrecha entre el oxígeno disuelto, transparencia, conductividad y pH con la abundancia relativa del fitoplancton (41,730 org/ml) y el mejor rendimiento de la carpa plateada (0.45 kg/ha/día).
4. Se determinó una relación entre los mayores niveles de oxígeno disuelto (8.8 mg/l), conductividad (1125 $\mu\text{mos/cm}$), pH (8.2) y transparencia (70 cm) con el mejor crecimiento de la carpa cabezona y herbívora en los estanques fertilizados con fórmula compleja.
5. Los contenidos de oxígeno disuelto fueron mayores y con menores fluctuaciones en este gas y conductividad en los estanques con fórmula compleja (10 mg/l en superficie). En el tratamiento con bioabono digerido de borrego se registraron niveles menores de 2 mg/l de oxígeno disuelto, con una mayor fluctuación durante el cultivo, calificándose de críticos.
6. Las características morfométricas como el área de los estanques de 1,386 a 4,520 m^2 y la profundidad de 1.95 a 2.2 m, condicionaron la presencia de una discontinuidad térmica inestable ya que durante la noche las capas superiores de agua se enfriaron y se mezclaron o también cuando se presentaron fuertes vientos por la tarde.
7. La mayor discontinuidad química entre superficie y fondo de oxígeno (7.6 a 9.2 mg/l) y conductividad (1115 a 1128 $\mu\text{mos/cm}$) correspondió al tratamiento de excretas digeridas de cerdo. El fertilizante que produjo la menor discontinuidad química fue el de fórmula compleja con 8.8 a 10 mg/l y una conductividad de 1124 a 1126 $\mu\text{mos/cm}$.

8. Bajo fertilización intensiva, la dilución del sistema por recambio constante, evitó que se llegara a niveles extremos en la calidad del agua (oxígeno disuelto $x= 6.9$ a 10 mg/l, transparencia $x= 70$ a 106 cm y pH $x= 8.2$ a 8.6), durante el 80% del cultivo.
9. El análisis de función discriminante fue una herramienta que apoyó en la diferenciación entre las excretas biodigeridas de animales y la fórmula comepeja, especialmente a través de las variables transparencia y conductividad durante el tiempo de cultivo.
10. En un policultivo intensivo el monitoreo de oxígeno disuelto, transparencia, pH y conductividad permiten evaluar con un 50 a 80% de seguridad la evolución de la calidad del agua.
11. Los rendimientos piscícolas de la carpa cabezona y plateada sirvieron para identificar las mejores estrategias de fertilización, en los tratamientos de fórmula comepeja y excretas digeridas de cerdo. Debido a lo cual se sugiere para la mejor producción la combinación de los dos fertilizantes con frecuencias alternadas de aplicación de dos meses cada uno.

BIBLIOGRAFIA

- ABELIOVITCH, A. 1967. Oxigen regime in beit-shean fish ponds related to summer mass fish mortalities preliminary observations. *BAMIDGEH*, 19(1):3-15.
- ALABASTER, J.S. and LLOYD, R. 1980. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths London. 297 p.
- ALMAZAN, G. and BOYD, C.E. 1978. An evaluation of secchi disk visibility for estimating plankton density in fish ponds. *Hydrobiologia*, 61(3):205-208
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. 1971. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Watter Work Association and Water Pollution Control Federation. Washington, D.C. 874 pp.
- ANLACHER, E. 1964. Manual de enfermedades de los peces. Editorial Acribia. España. 320 pp.
- ARCE, R.G. and BOYD, C.E. 1975. Effects of agricultural limestone on water chemistry, phytoplankton productivity, and fish production in soft water ponds. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 104(2):308-312
- ARREDONDO, F. 1987. Policultivo experimental de ciprinidos asiáticos en México. Tesis de Doctorado, ICMYL-UNAM. 129 pp.
- BARDACH, J. 1987. Aquaculture: eco-techniques that intrinsically maintain good water quality will be key to future aquaculture. *Scientific American*: 318-319.
- BARSH, H. and SCHROEDER, G.L. 1984. Use of fermented cow manure as a feed substrate for fish polyculture in stagment water ponds. *Aquaculture*, 36:127-140.
- BEASLEY, P.G. 1963. The penetration of light and the concentration of dissolved oxygen in fertilized pond water infested with Microcystis. *Proc. Ann. Conf. Southeastern Assoc. Game and Fish. Comm.*, 17:222-226.
- BENCZE, F. AND FEHER, I. 1977. Hungarian experiences of freshwater fish breeding. Budapest, Hungary. 53 pp.
- BOMBEO-TUBURAN, I., AGBEYANI, R.F. and SUBOSA, P.F. 1989. Evaluation of organic and inorganic fertilizers in brackishwater milkfish ponds. *Aquaculture*, 76:227-235.
- BOYD, C.E. 1972. Sources of CO2 for nuisance blooms of algae. *Weed science*, 20(5):492-497
- BOYD, C.E. 1979. Water quality in warmwater fish ponds. Auburn, Alabama. 359 pp.

- BOYD, C.E. 1982. Managing water quality in channel catfish ponds. *Soil and Water Conservation*, 37(4):207-209
- BOYD, C.E. 1990. Water quality in ponds for aquaculture. Auburn, Alabama. 482 pp.
- BOYD, C.E. and SCARSBROOK, E. 1974. Effects of agricultural limestone on phytoplankton communities of fish ponds. *Arch. Hydrobiol.*, 74(3):336-349.
- BOYD, C.E. ROMAIRE, R.P. and JHONSTON, E. 1978. Predicting early morning dissolved oxygen concentrations in channel catfish ponds. *Trans. Am. Fish. Soc.*, 107(·): 484:492
- BOYD, C.E. and LICHTKOPPLER, F. 1979. Water quality management in pond fish culture. Research and Development series No.22. Project: AID/DSAN-G 0039 30 pp.
- BOYD, C.E. and WILLIAMS, J.C. 1981. Sample size for water quality measurements in fish ponds. Agricultural Experiment Station Auburn University 4p.
- BOYD, C.E., MUSIG, Y. and TUCKER, L. 1981. Effects of the three phosphorus fertilizers on phosphorus concentrations and phytoplankton production. *Aquaculture*, 22:175-180.
- BOYD, C.E. and HOLLERMAND, W.D. 1982. Solar radiation and dissolved oxygen concentrations in fish ponds. *Agriculture Experiment Station, circular 261*, 12p.
- BUCKA, H. 1960. Phytoplankton of the experimental ponds in Golysz. *Acta Hydrobiol.*, 2(3-4):235-254.
- BURNS, R.P. and STICKNEY, R.R. 1980. Growth of tilapia aurea in ponds receiving poultry wastes. *Aquaculture*, 20:117-121.
- CONOVER, J.W. 1971. Practical nonparametric statistics. Wiley International Edition, New York. 462 pp.
- DABORN, G.R. 1974. Biological features of an aestival pond in western Canada. *Hydrobiologia*, 44(2-8):287-299.
- DAVIS, W. 1973. The effects of total dissolved solids, temperature and pH on the survival of immature striped bass. A response surface experiment. *The progressive fish-culturist*, 35(3):157-160.
- DENOVELLES, F., Jr. and W.J. O'BRIEN, 1978. Phytoplankton succession in nutrient enriched experimental ponds as related to changing carbon, nitrogen and phosphorous conditions. *Arch. Hydrobiol.*, 84(2):137-165.
- FOOG, G.E. 1965. Algal cultures and phytoplankton ecology. Univ. Wis. Press, Madison. 126 pp.

GREEN, R.H. 1971. A multivariate statistical approach to the Hutchinsonian Niche: Bivalve Molluscs of Central Canada. *Ecology*, 52(4):543-556.

GREEN, B.W., PHELPS, R.P. and ALVARENGA, H.R. 1989. The effect of manures and chemical fertilizers on the production of Oreochromis niloticus in earthen ponds. *Aquaculture*, 76:37-42.

HEPHER, B. y PRUGINI, Y. 1981. Commercial fish farming with special reference to fish culture in Israel. Wiley-Interscience U.S.A. 261 p.

HOLLERMAN, W.D. and BOYD, C.E. 1980. Nightly aeration to increase production of channel catfish. *Transaction of the American Fisheries Society*, 109:446-452.

HUCK, W. 1973. Epiphytic microphytes in a pond polluted with beet sugar factory wastes. *Acta Hydrobiol.*, 15(1):89-95

IP, S.Y., BRIDGE, J.S., CHIN, C.T., MARTIN, W.R.B. and RUPER, W.G.C. 1982. Algal growth in primary settled sewage the effects of five key variables. *Water Res.*, 16:621-632.

JANA, B.B., SARKAR, G. and KUNDU, G. 1985. Pattern of physicochemical changes in water during hatching of Indian carp eggs in a Chinese hatchery system. *Aquaculture*, 47:89-96

KLEINHOLTZ, C. 1983. Water quality management for fish farmers. USDA/Cooperative States Research Service. Langston University Research Program, Oklahoma, 8 p.

KYSELOWA, K. 1973. The plankton of ponds enriched with wastes from beet sugar factories. *Acta Hydrobiol.*, 15(1):51-68.

LEWKOWICZ, S. 1973. Chemical changes in the water and accumulation stratum of soils in ponds fertilized with beet-sugar factory wastes. *Acta Hydrobiol.* 15(1):1-49.

LOSORDO, M.T. 1988. Modelling vertical water quality profiles in aquaculture ponds: review and analysis. 313-328. In: Murray, K.R. *Aquaculture engineering technologies for the future*. Hemisphere Publishing Corporation. New York. 418 pp.

MANDAL, B.K. 1976. Studies on the primary productivity and physico-chemical factors of two fish ponds at Burdwan, West Bengal (India). *Acta Hydrobiol.*, 18(2):175-182.

MANDAL, B.K. and BOYD, C.E. 1980. Reduction of pH in waters with high total alkalinity and low total hardness. *The Progressive Fish-culturist*, 42(3):183-184.

MARGALEF, R. 1978. Life-forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta*, 1: 493-510.

MARGALEF, R. 1983. Limnología. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 1010 pp.

MISISKA, O.V. 1983. Yields of Sarotherodon mossambicus using inorganic fertilizer and rice bran in southern Malawi. Aquaculture, 32:201-205.

NIE, N.H., HADLAI, C., JEAN, G.J., KARIN, S., AND DALE, H.B. 1975. SPSS Statistical package for the social science. Ed. McGraw-Hill, New York. 675 pp.

O'BRIEN, W.J. and DENOYELLES Jr., F. 1976. Response of three phytoplankton bioassay techniques in experimental ponds of known limiting nutrient. Hydrobiologia, 49(I): 65-76.

OPUSZYNSKY, K. 1979. Silver carp, Hypophthalmichthys molitrix (Val.), in carp ponds. III. Influence on ecosystem. Ekologia Polska Ekol. Pol., 17(1):117-133.

OSORIO, M.I. 1986. Estudio comparativo de la eficiencia en el proceso de biodegradación anaeróbica de tres excrementos diferentes y dos combinaciones, para la obtención de bioabono. Tesis Profesional. UNAM. 1984. 84 PP.

PFEFFER, I. T. 1974. Temperature effects on anaerobic fermentation of domestic refuse. Biotechnology and Bioengineering. John Wiley and Sons, Inc. U.S.A. vol XVI (1974):771-787 pp.

PONCE, J.J. Y ROBLEDO, P. 1982. Variación estacional y abundancia fitoplanctónica de los bordos: Santa Cruz, Los lavaderos, Chacaltzingo y El Movil, en el estado de Morelos. Tesis Profesional, UNAM. 1982. 100 PP.

PORTER, C.B., KROM, M.D. and GORDIN, H. 1986. The effect of water quality on the growth of Sparys aurata in marine fish ponds. Aquaculture, 59:299-365.

RAY, L. 1978. Water quality: The single most important factor in fish production. The Commercial Fish Farmer & Aquaculture News. 4(4).6-9

REYES, C.P. 1985. Bioestadística aplicada. Ed. Trillas, México. 216 pp.

ROMAIRE, R.P. and BOYD, C.E. 1978 Predicting night time oxygen depletion in catfish ponds. Agriculture Experiment Station, Bulletin 505, 32p.

SAMUELS, W.B., UZZU, A. and NUZZI, R. 1979. Correlations of phytoplankton standing crop, species diversity and dominance with physical-chemical data in coastal salt pond. Hydrobiologia, 64(3):233-237.

SCHROEDER, G.L. 1975. Nighttime material balance for oxygen in fish ponds receiving organic wastes. *BAMIDGEH*, 27(3):65-74.

SCHROEDER, G.L. 1980a. Fish farming in manure-loaded ponds. 73-86 pp. In: *Integrated Agriculture-Aquaculture Farming Systems*. Edit. Pullin, R.S.V. and Shehadah, Z.H. I CLARM.

SCHWOERBEL, J. 1975. *Metodos de Hidrobiologia*. H. Blume Eds. Madrid 262 pp.

SHANG, Y.C. 1981. *Aquaculture economics : basic concepts and methods of analysis*. Westview Press Boulder, Colorado 153 p.

SMITHERMAN, R.O. and BOYD, C.E. 1974. Intensive management of water for fish production. In "water resources utilization and conservation in environmental". Blount, M.C. (editor)

SOKAL R.R. and ROHLF, F.J. 1969. *Biometria: Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones, Madrid, España. 832 pp.

SREENIVASAN, A. 1972. Energy transformations through primary productivity and fish production in some tropical freshwater impoundments and pond. Proceedings of the IBP-UNESCO Symposium on Productivity Problems of Freshwaters. Kazimierz Dolny, Poland, May 6-12, 1970. Editors: Z.Kajak, A. Hillbricht-Ilkowska.

STICKNEY, R.R. 1979. *Principles of warmwater aquaculture*. John Wiley & Sons, Inc. U.S.A. 375 p.

SWINGLE, H.S. 1966. Fish kills caused by phytoplankton blooms and their prevention *FAO Fisheries Report* 44, Vol. 5: 1X/E-12, p. 407-411 1968.

SZUMIEC, M. 1973. Determination of water temperature in shallow water bodies. *Acta Hydrobiol*, 15(3):247-257.

SZUMIEC, M. 1975. The effect of controlled eutrophication on solar radiation penetrating into the ponds. *Acta Hydrobiol*, 17(2):149-182

THURSTON, R.V., RUSSO, R.C., FETERALF Jr., C.M., EDSALL, T.A y BARBER Jr., Y.M. 1979. A review of the EPA red book: quality criteria for water Section, *American Fisheries Society*, M.D. 313 p.

UTHERMOHL, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* (9): 39 pp.

VELLEMAN, P.F. AND HOAGLIN, D.C. 1981. *Applications, basics, and computing exploratory data analysis*. Duxbury Press. Boston, Massachusetts. 354 pp.

WEATHERLEY, A.H. 1972. Growth and ecology of fish populations. Academic Press, London, 293 pp.

WEI, S.L. and LAWS, E.A. 1989. Spatial and temporal variation of water column measurements in aquaculture ponds. *Aquaculture*, 78:253-266.