



UNAM CAMPUS IZTACALA
 U. D. C. PROCESOS TECNICOS
 PAPELETA DE DEVOLUCION

NOTA:
 EL LECTOR SE OBLIGA A DEVOLVER ESTE LIBRO
 COMO LIMITE EN LA FECHA INDICADA EN
 EL ULTIMO SELLO.

U.N.A.M. CAMPUS
 IZTACALA

U.N.A.M. CAMPUS
 IZTACALA

ESCUELA NACIO

I Z T A C A L A

LIBERACION DE COMPUESTOS DE SEDIMENTOS
 ANAFROBIOS Y SU INFLUENCIA EN LA CALIDAD
 DEL AGUA DE LA PRESA
 RODRIGO GOMEZ, LA BOCA

T E S I S
 QUE PRESENTA
 CARLOS LECHUGA VEGA
 PARA OBTENER EL TITULO DE:
 B I O L O G O

M E X I C O, 1987



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A mis padres:

Eva Luz y Samuel, quienes
me dieron la luz, para
llegar a ser quien soy.

AGRADECIMIENTOS

Esta Tesis es el final de un largo camino en donde hay personas que merecen un reconocimiento especial, ya que debido a ellas este trabajo fué posible. En primer lugar debo agradecer al Oceanólogo Luis Treviño Acuña por su dirección, su amistad y su apoyo incondicional. Al Dr. Simón González y al M. en C. Miguel Rodríguez por su ayuda desinteresada y sus atinados consejos.

En todo trabajo de investigación siempre hay un equipo de trabajo que es imprescindible: al M. en C. Pedro Magaña, a la M. en C. Mireya Flores, al M. en I. José Luis Martínez y a los señores Pedro Trinidad y Rafael Arroyo les agradezco su colaboración y su amistad.

Hay otros que de alguna manera participaron en la realización

de este trabajo: El Dr. José Luis Fernández, el M. en I. Francisco Romero, la M. en I. Victoria Alcántara, el M. en C. Manuel Guzmán, el Biólogo Juan Carlos Olvera, el Ing. Juan Jesús Aceves y la señorita Yolanda Rivera; a todos ellos les agradezco sus contribuciones.

Hubieron otras personas que indirectamente me ayudaron y me estimularon durante este largo trayecto, a todos ellos les hago llegar mi agradecimiento.

A los Ingenieros Jorge Gómez y Jorge Mélih por su amistad, su ayuda y sus enseñanzas.

Y en general al personal del Instituto de Ingeniería-UNAM y de SIIS.

A los Frailes

I N D I C E

1.	INTRODUCCION	1
1.1	<i>Problemática</i>	1
1.2	<i>Objetivos y Alcances</i>	4
2.	COMPORTAMIENTO DE LOS COMPUESTOS EN LA INTERFASE AGUA-SEDIMENTO	5
2.1	<i>Comportamiento general de un embalse</i>	5
2.2	<i>Importancia de los sedimentos</i>	6
2.3	<i>Formación de las condiciones anaerobias</i>	8
2.4	<i>Liberación de los compuestos de los sedimentos durante la anaerobiosis</i>	9
2.4.1	Ciclo del Nitrógeno	9
2.4.2	Ciclos del Fierro y Manganeseo	12
2.4.3	Ciclo del Fosforo	16
2.4.4	Ciclo del Azufre	19
2.4.5	Ciclo del Carbono	22
2.5	<i>Repercusiones por la liberación de estos compuestos en la operación de una presa abastecedora de agua</i>	22
3.	DESCRIPCION DEL LUGAR DE ESTUDIO	27
3.1	<i>Localización</i>	27
3.2	<i>Generalidades de la presa</i>	29
3.3	<i>Morfología</i>	29

3.4	<i>Hidrología</i>	30
3.5	<i>Usos del embalse</i>	30
3.6	<i>Estudios realizados en la presa Rodrigo Gómez</i>	32
4.	METODOLOGIA	35
4.1	<i>Trabajo de campo</i>	35
4.1.1	<i>Obtención de muestras de agua y plancton</i>	37
4.1.2	<i>Obtención de muestras de sedimento</i>	37
4.2	<i>Modelo experimental</i>	38
4.3	<i>Equipo de laboratorio y determinaciones analíticas</i>	42
5.	RESULTADOS	44
5.1	<i>Pruebas en la columna de agua</i>	44
5.1.1	<i>pH y temperatura</i>	44
5.1.2	<i>Compuestos nitrogenados</i>	46
5.1.2.1	<i>Amonio</i>	47
5.1.2.2	<i>Nitritos</i>	49
5.1.2.3	<i>Nitratos</i>	49
5.1.3	<i>Fierro y Manganeso</i>	52
5.1.4	<i>Fosfatos</i>	56
5.1.5	<i>Sulfuros</i>	59
5.2	<i>Pruebas en los sedimentos</i>	61
5.3	<i>Determinaciones analíticas en el agua de la presa Rodrigo Gómez</i>	63
5.4	<i>Determinaciones analíticas en los sedimentos de la presa</i>	65

5.5	<i>Comunidad planctónica</i>	66
6.	COMENTARIOS FINALES Y CONCLUSIONES	76
7.	BIBLIOGRAFIA	81
	APENDICE	93

1. INTRODUCCION

1.1 Problemática

El abastecimiento de agua a una población que crece de manera acelerada es una tarea cada vez más difícil de cumplir debido, por un lado, a que las fuentes subterráneas están alcanzando tales niveles de explotación que su aprovechamiento está llegando a ser prohibitivo y por otro lado, las fuentes superficiales al estar recibiendo los desechos de la actividad humana, están siendo degradadas en la calidad de sus aguas limitando también su utilización.

Ante esta situación y desde el punto de vista de la explotación racional de los recursos naturales, es conveniente mantener en lo posible, como reservas, a las fuentes subterráneas y redoblar esfuerzos para incrementar y optimizar el aprovecha-

miento de las fuentes superficiales entre las cuales, los embalses resultan preponderantes cuando se trata de abastecimiento de agua a las poblaciones.

Para alcanzar tal incremento y optimización en el aprovechamiento del agua de los embalses, es necesario que los criterios técnicos para su operación sean resultado del estudio de la calidad del agua, en los que ésta sea considerada conforme a su naturaleza dinámica con respecto a los diversos procesos físicos, químicos y biológicos que la determinan.

Sin embargo, a pesar de que estudios previos (Banks, 1974; Ramírez, 1975; Ortiz, 1982 y Reynoso, 1982) proporcionan información valiosa del estado actual de la calidad del agua en los embalses, no permiten pronosticar sus cambios bajo la acción de variables de disturbio (por ejemplo cuando se hacen extracciones). Por otro lado, en la mayoría de los estudios realizados para determinar la calidad del agua en los embalses, poco se han tomado en cuenta las reacciones que se llevan a cabo en los sedimentos, las cuales juegan un papel muy importante en su evolución. Uno de los problemas más grandes y quizás el más importante que influye en la calidad del agua de los embalses lo constituye la cantidad de materia orgánica que llega de las poblaciones cercanas y alcanza el fondo de ellos. En cantidades reducidas puede considerarse que no causa alteraciones al agua del embalse. Sin embargo, en grandes cantidades

propicia que se desarrollen condiciones anóxicas en el hipolimnion debido al aumento en la demanda de oxígeno, el cual se agota rápidamente, hecho que se manifiesta con mayor magnitud en el fondo de los embalses. En esta anoxia son liberados de los sedimentos anaerobios amonio, fierro (II), manganeso (II), fosfatos, sulfuros y otros compuestos almacenados en los sedimentos que pueden producir mal olor, toxicidad del agua, crecimientos excesivos de algas y plantas y para los embalses que como la presa "La Boca" son abastecedores de agua potable, causan corrosión en las tuberías, disminución en su capacidad de almacenaje y problemas tanto en el proceso de potabilización como en el de extracción al llegarse a las capas anaerobias o sépticas subyacentes en el embalse.

Estudios recientes (de Victorica y Romero, 1983; de Victorica, 1984) han eliminado estas limitaciones estableciendo las principales relaciones entre los parámetros químicos, biológicos e hidrodinámicos que influyen en la evolución de la calidad del agua de los embalses. Sin embargo, los parámetros cinéticos involucrados han sido tomados de la literatura extranjera debido a que no han sido estudiados en nuestro país. El conocimiento de tal información aplicable a las condiciones ambientales de nuestro medio sería de gran importancia, ya que permitiría operar de manera racional los embalses actuales y futuros de México.

1.2 *Objetivos y alcances*

- Cuantificar la liberación de los compuestos inorgánicos (amonio, manganeso, fierro, fosfatos y sulfuros) de los se dimentos anaerobios.

- Evaluar el efecto que tiene su liberación en la calidad del agua de la presa.

- Estudiar los efectos de su liberación sobre la comunidad planctónica de la presa.

2. COMPORTAMIENTO DE LOS COMPUESTOS EN LA INTERFASE AGUA-SEDIMENTO

2.1 *Comportamiento General de un Embalse*

Pueden considerarse los embalses como una mezcla de las características de un lago y un río, de la cual el flujo del río es regulado y retardado, de manera que se extiende en forma de una capa de agua que alcanza un equilibrio muy avanzado, tanto en relación con el entorno físico, como con referencia al entorno de la vida (Margalef, 1983).

Los embalses presentan una tendencia a la eutrofización debido a su proximidad a las actividades humanas relacionadas con el manejo de agua. Reciben nutrientes con los afluentes superficiales y una cantidad variable de materia orgánica que se acumula principalmente en las capas profundas, en donde su distri

bución se ve afectada por la irregularidad del fondo, por las corrientes producidas en los lugares de extracción y las de los afluentes por donde ingresa (Kim et al., 1984; de Victorica, 1984).

Los cuerpos de agua, tales como los embalses y lagos presentan el fenómeno de la estratificación térmica, que se produce principalmente en verano al haber un aumento de la temperatura en las aguas superiores (epilimnion) con respecto a la de las aguas inferiores (hipolimnion). En el proceso se crea una zona intermedia llamada termoclina que evita el intercambio de compuestos entre las aguas hipolimnéticas de menor temperatura y por lo tanto de mayor densidad que las del epilimnion (de mayor temperatura y menor densidad). La termoclina de los embalses es por lo general muy débil y, a veces, más profunda que en los lagos comparables (Margalef, 1983; Kim et al., 1984).

2.2 Importancia de los sedimentos

Sobre el fondo de cualquier cuerpo de agua se va acumulando material particulado ya sea producido dentro de la misma masa de agua ó bien, que sean materiales arrastrados de fuera de ella. Este material acumulado constituye el sedimento que puede ser considerado como una mezcla compleja de un número de fases sólidas que pueden incluir arenas, arcillas, silicio, material orgánico, óxidos metálicos, carbonatos, sulfuros y otros mine-

rales, además de una población de organismos bentónicos (Hart, 1982).

Los sedimentos tienen un papel muy importante en el ambiente acuático; por un lado incorporan los contaminantes (materia orgánica, metales pesados, detergentes, pesticidas, etc.), actuando así como reservorios y por el otro, estos contaminantes acumulados pueden volver a la masa de agua aún mucho tiempo después de que la fuente de contaminación haya cesado.

La depositación de estos materiales sobre el fondo implica un transporte horizontal y otro vertical. El primero se lleva a cabo por el arrastre de las corrientes de los afluentes y por esto se distribuyeron en el fondo de los embalses, y el segundo por el material recién llegado que se asocia con la materia suspendida en la masa de agua y se sedimenta. Estos transportes se ven muy influenciados por las corrientes formadas en las inmediaciones de la extracción de agua de los embalses.

Con el tiempo los sedimentos van aumentando su espesor de materia orgánica lábil, mezclada con materiales más estables. Este material orgánico es utilizado como fuente de carbono por los organismos heterótrofos que habitan los sedimentos, generando así una demanda de oxígeno béntica.

2.3 Formación de las condiciones anaerobias

Un fenómeno muy observado en los embalses es el aumento en el consumo de oxígeno disuelto en el hipolimnion. Este comienza en la zona donde hay mayor concentración de materia orgánica y consecuentemente produce una gran demanda de oxígeno de los se di men tos (Freedman y Canale, 1977; Kim et al., 1984). En la superficie de los sedimentos existe una microcapa oxidada que regula el intercambio de compuestos en la interfase agua-sedimen to; su profundidad está controlada por la cantidad de oxígeno disuelto existente en los sedimentos superficiales y por la tasa de consumo de oxígeno de los microorganismos que los habitan. En un embalse estratificado el agua hipolimnética forma un sistema cerrado, con reacciones que envuelven un intercambio de elementos entre el agua y los sedimentos (Hallberg et al., 1976; Holm, 1978). En un principio el agua está oxigenada, pero después de cierto tiempo decrece su concentración de oxígeno disuelto al igual que la de los sedimentos por la activid ad met ab ó lica de las bacterias. Al agotarse el oxígeno, la microcapa oxidada desaparece y los procesos anaerobios comienzan a dominar el sistema. En estas condiciones el sedimento comienza a liberar compuestos hacia el hipolimnion teniendo la siguiente secuencia de liberación: amoníaco (NH_3), Manganeso (Mn), Hierro (Fe), Fosfatos (PO_4^{3-}), Sulfuros (H_2S) y por último Metano (CH_4) y Bióxido de Carbono (CO_2) (Graetz et al., 1973; Chairó y Burke, 1980; Stumm y Morgan, 1981; Salomons, 1985).

En el hipolimnion comienza a haber una mayor concentración de estos compuestos, los cuales pueden pasar al epilimnion en muy bajas concentraciones (Rudd y Hamilton, 1978; Stefan y Hanson, 1981; Gorlenko et al., 1983).

2.4 Liberación de los compuestos de los sedimentos durante la anaerobiosis

2.4.1 Ciclo del Nitrógeno

Una vez que el oxígeno disuelto se ha consumido totalmente en los sedimentos, los nitratos (NO_3^-) son los primeros aceptores de electrones en el metabolismo bacteriano, liberándose nitrógeno gaseoso por el proceso de desnitrificación. Esta reducción continúa hasta que los NO_3^- se agoten totalmente. Una fracción de ese nitrógeno es liberado hacia la atmósfera y otra es asimilada por los microorganismos fijadores de nitrógeno (Uhlmann, 1979; Gorlenko et al., 1983). El nitrógeno atmosférico puede ser incorporado al sistema mediante el proceso de fijación del nitrógeno (Engvall, 1977; Dart y Stretton, 1980).

Se sabe que el amoníaco (NH_3) es producido principalmente por la desaminación de la materia orgánica (Train, 1979; Enoksson y Rudden-Berg, 1983), y su tasa de liberación no está relacionada con la demanda de oxígeno de los sedimentos, sino con el contenido de nitrógeno que haya en la materia orgánica disponi

ble para ser utilizada en los sedimentos por los microorganismos heterótrofos que los habitan (Chairo y Burk, 1980). Esta liberación será retardada si no hay movimientos hidrodinámicos que faciliten el intercambio (Hallberg et al., 1976; Holm, 1978a).

El NH_3 es un compuesto muy soluble en el agua y al reaccionar con ella se ioniza, produciéndose el ion amonio (NH_4^+) (Stumm y Morgan, 1981). Cuando el agua contiene oxígeno es convertido en NO_3^- mediante el proceso de nitrificación conforme va saliendo de los sedimentos anaerobios. Este fenómeno sucede principalmente en cuerpos de agua alcalinos en donde el pH favorece este proceso, interrumpiéndose por lo tanto la liberación del NH_3 (Graetz et al., 1973; Gorlenko et al., 1983).

El NH_4^+ solubilizado en la masa de agua puede sufrir una oxidación química y formar NO_3^- (Nedwell, 1983). Una fracción de los NO_3^- producidos puede difundirse hacia los sedimentos anaerobios en donde se lleva a cabo la desnitrificación.

Los nitritos (NO_2^-) son compuestos intermedios en los procesos de nitrificación y desnitrificación. Debido a su inestabilidad son rápidamente convertidos en NH_4^+ ó NO_3^- según el caso (Train, 1979; Dart y Stretton, 1980; Stumm y Morgan, 1981).

Como se mencionó anteriormente los NO_3^- se producen por la completa oxidación de los iones NH_4^+ y también como producto final

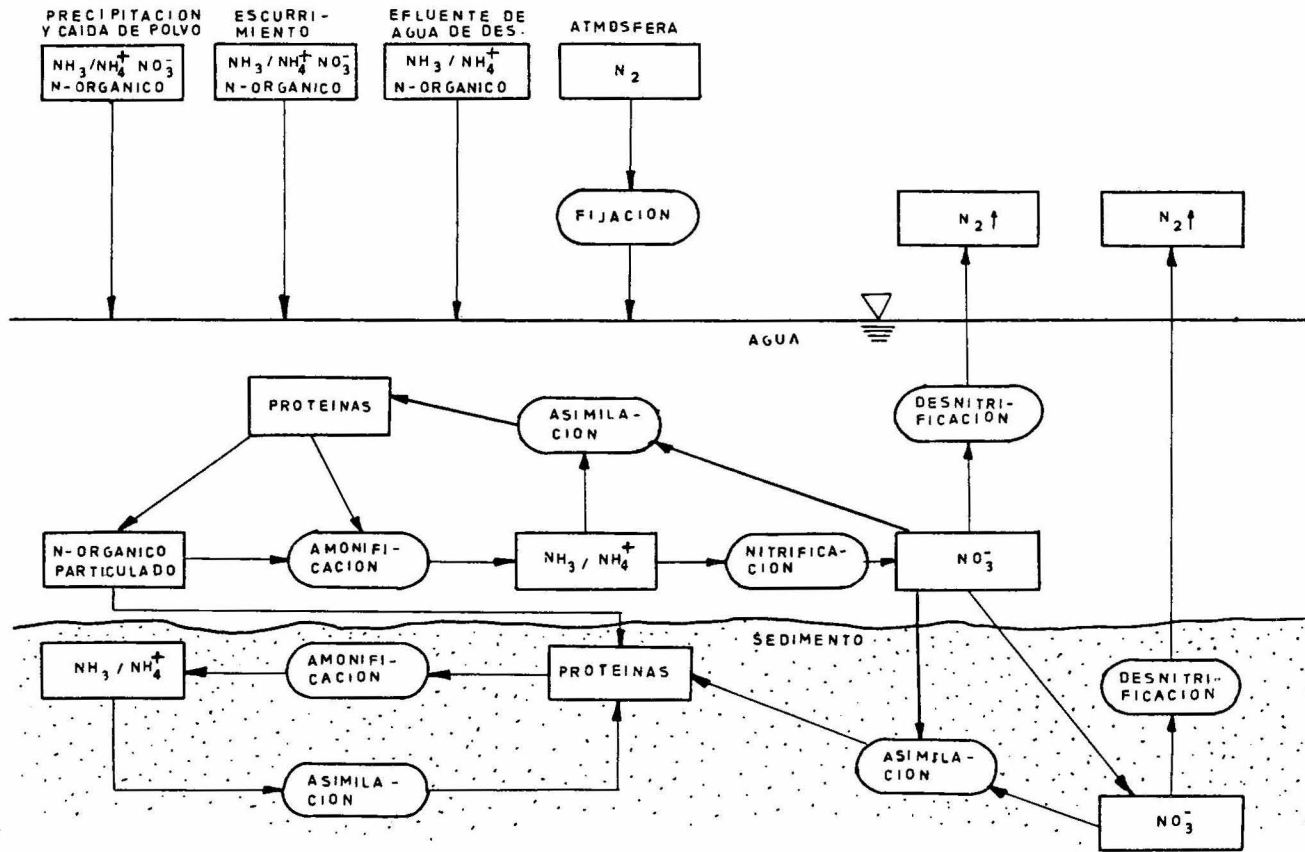


Figura 2.1. Representación esquemática del ciclo del nitrógeno (E.P.A., 1975)

del rompimiento microbiano del nitrógeno orgánico en ambientes aerobios. Al igual que el NH_4^+ , es una fuente de nitrógeno para la asimilación y producción de materia orgánica en el agua, la cual después de cierto tiempo vuelve a los sedimentos en donde se recicla el nitrógeno (figura 2.1).

2.4.2 Ciclos del Hierro y Manganeseo

Los ciclos del Hierro (Fe) y del manganeseo (Mn) están interrelacionados con los ciclos del fósforo, azufre, oxígeno, y carbono en la interfase agua-sedimento (figura 2.2). El Fe y el Mn tienen propiedades químicas similares, lo que origina que su comportamiento en la masa de agua sea también similar (Stumm y Morgan, 1981; Gorlenko et al., 1983). Su distribución vertical es una figura compuesta de muchas formas de ellos influenciadas por factores de solubilidad (Reid y Wood, 1976). Hart (1982) propone tres mecanismos para que los metales sean concentrados en los sedimentos y por la materia suspendida particulada. Estos mecanismos son: la adsorción fisicoquímica en el agua, el aprovechamiento biológico (principalmente por bacterias y algas) y la sedimentación y atrapamiento de la materia orgánica particulada enriquecida con estos metales.

La adsorción fisicoquímica en la columna de agua, en condiciones de oxigenación, se lleva a cabo principalmente en superficies como la arcilla, la materia orgánica sólida (como las bac-

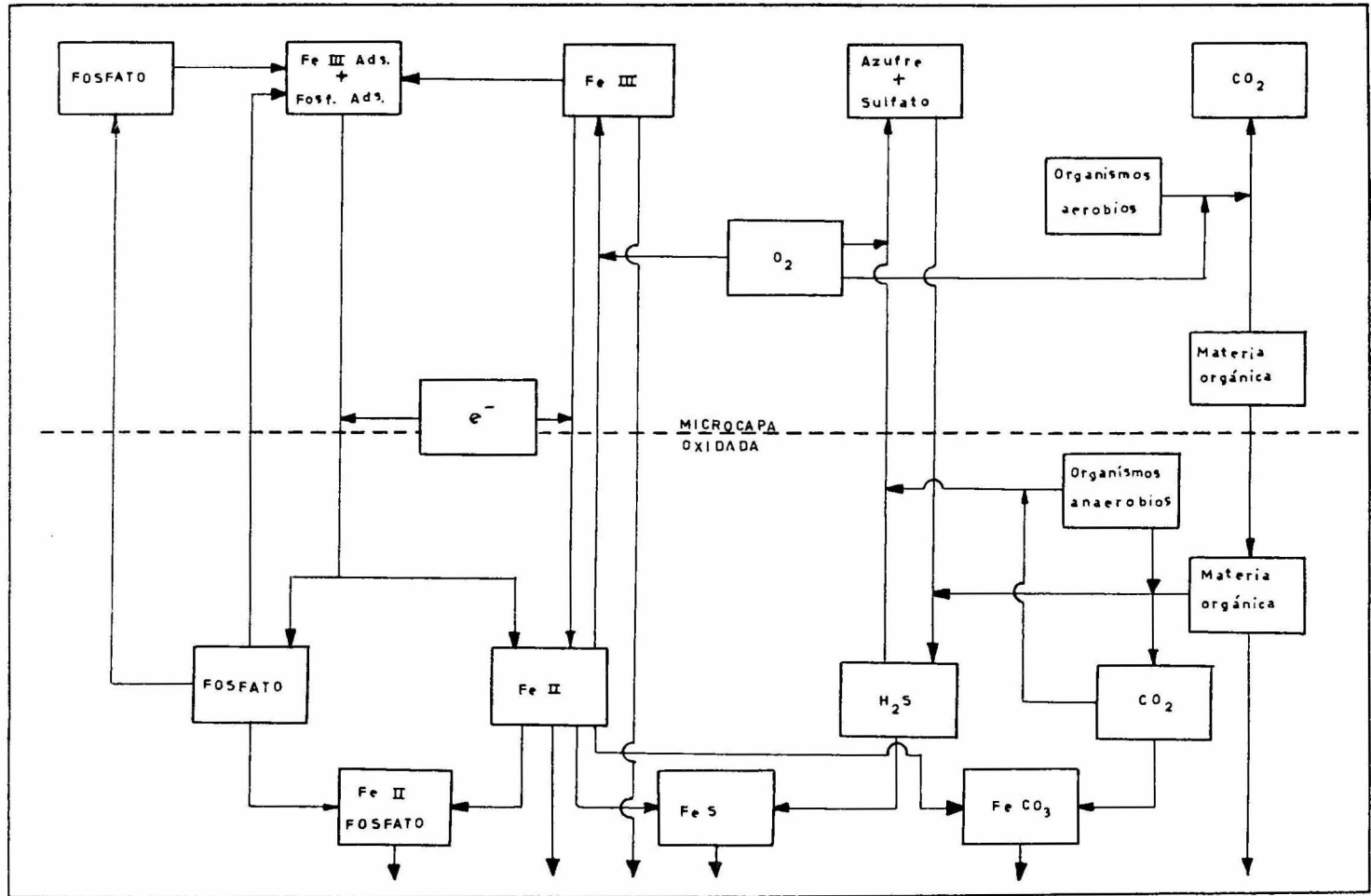


Figura 2.2. Representación esquemática del ciclo del hierro en la interfase agua-sedimento (Lindström, 1980)

terias y algas, el material animal y vegetal en estado de descomposición y el material orgánico de bajo peso molecular) y los óxidos metálicos presentes. En estas condiciones el *Fe* se presenta como hidróxidos en forma de geles y como fosfatos y fierro ocluido (dependiendo del pH y del contenido de fósforo en el agua) (Holm, 1978b; Holm y Lindström, 1978; Hallberg y Lindström, 1982). Estos geles de óxidos férricos hidratados son coprecipitados con el fosfato férrico hidratado y/o fosfato adsorbido a los óxidos formadores de geles (Lindström, 1980). El *Mn* se asocia a estos geles y es entonces coprecipitado (Train, 1979; Weiler, 1973; Hamilton-Taylor y Price, 1983).

El aprovechamiento biológico está sumamente ligado a los ciclos del fósforo y del nitrógeno en donde la mineralización de la materia algal por las bacterias, en el epilimnion, es muy rápida. Al ocurrir esto, cualquier metal adsorbido hacia, ó dentro de las células algales será liberado a la masa de agua en donde puede ser tomado por los organismos fitoplanctónicos en crecimiento ó por la materia orgánica suspendida que puede precipitarse para formar parte del sedimento.

Además de la adsorción fisicoquímica y el aprovechamiento biológico, una considerable cantidad de los metales presentes en los sedimentos puede llegar por la sedimentación del material alóctono y autóctono enriquecido con ellos. La llegada de este material depende de la magnitud y tipo de las entradas fluviales,

el tiempo de retención del agua y la productividad del cuerpo de agua.

Al haber un déficit de oxígeno, los compuestos oxidados no solubles del *Fe*, acumulados en los sedimentos, comienzan a reducirse transformándose en *Fe* en estado divalente (Fe^{2+}) o ferroso (Lindström, 1980; Lindström y Bågander, 1980; Lindström y Holm, 1980; Hallberg y Lindström, 1982). Esta reducción del *Fe* es precedida por la del *Mn*, también a su estado de reducción ó divalente (Mn^{2+}) (Chairo y Burke, 1980; Stumm y Morgan, 1981). En estado reducido o divalente estos metales son altamente solubles y entonces son liberados hacia el hipolimnion. En estas transformaciones del *Fe* y *Mn* están interrelacionados procesos microbiológicos sea directa o indirectamente. El *Fe* es un donador de electrones para muchos metabolismos bacterianos y en otros casos actúa como aceptor de electrones ó reacciona con otros metabolitos bacterianos como el ácido sulfhídrico (H_2S). Al reaccionar con este compuesto se forma un sulfuro ferroso (FeS), insoluble y precipita hacia los sedimentos (Lindström y Bågander, 1980; Davison et al., 1982; Fanning y Manheim, 1982; Hallberg y Lindström, 1982). Una fracción del *Mn* precipita posteriormente como sulfuro (MnS) (Hamilton-Taylor y Price, 1983). También bajo estas condiciones el *Fe* y el *Mn* pueden reaccionar con otros compuestos disueltos en el agua hipolimnética como son los fosfatos y los carbonatos, en donde los compuestos producidos son también precipitados (Holm, 1978b,c; Train, 1979;

Lindström y Holm 1980; Stumm y Morgan, 1981; Hallberg y Lindström, 1982; Hamilton-Taylor y Price, 1983).

Al volver las condiciones aerobias a la masa de agua, el *Fe* y el *Mn* disueltos en ella son oxidados de nuevo y precipitados, dando una coloración rojiza a los sedimentos.

Las transformaciones de estos compuestos son dependientes de las condiciones físicas y químicas del cuerpo de agua, en donde algunos de los compuestos producidos en sus ciclos son muy estables y no vuelven a solubilizarse o son difícilmente solubilizados (Lindström, 1980; Davison et al., 1982; Fanning y Manheim, 1982; Hallberg y Lindström, 1982).

2.4.3 Ciclo del Fósforo

Los sedimentos son una importante fuente de fósforo para promover el crecimiento de microorganismos acuáticos y sustentar o acelerar las condiciones eutróficas. Actúan además como receptores de fósforo.

El fósforo contenido en la columna de agua tiene su origen en las entradas rurales y urbanas, la precipitación y por su regeneración de los depósitos minerales contenidos en los sedimentos (Train, 1979; Dart y Stretton, 1980; Stefan y Hanson, 1981).

Bajo condiciones aerobias los sedimentos actúan como receptores de fósforo, el cual se encuentra contenido en la materia orgánica adsorbida en los óxidos férricos hidratados en forma de geles, de fosfato férrico, adsorbido en minerales de arcilla y formando minerales (vivianita, apatita, fonderita, etc.) (Hallberg et al., 1976; Holm, 1978a,b).

Al desaparecer la microcapa oxidada de los sedimentos, los geles férricos son destruidos con la consiguiente liberación del $Fe II$, seguido del fósforo como ortofosfatos hacia la masa de agua. El fósforo contenido en la materia orgánica se libera por la acción de los microorganismos heterótrofos que la descomponen. Estos no son capaces de asimilar el fósforo orgánico y con la ayuda de movimientos hidrodinámicos, se libera el fósforo también como ortofosfatos (Hallberg, 1973; Hallberg et al. 1976; Freedman y Canale, 1977; Holm, 1978c, Bates y Neafus, 1980). El fosfato que se encuentra en forma de minerales permanece fijo en los sedimentos por lo que no es liberada la cantidad total del fósforo contenido en los sedimentos (Holm, 1978a,b). Se ha encontrado que el fósforo también es liberado en aguas bien aeradas debido a una gran actividad bacteriana y un incremento en temperatura y pH (Holm, 1978a,b,c; Bates y Neafus, 1980; Boström y Pettersson, 1982).

Una fracción del fósforo liberado puede reaccionar con el Fe soluble contenido en el hipolimnion produciéndose fosfato fé-

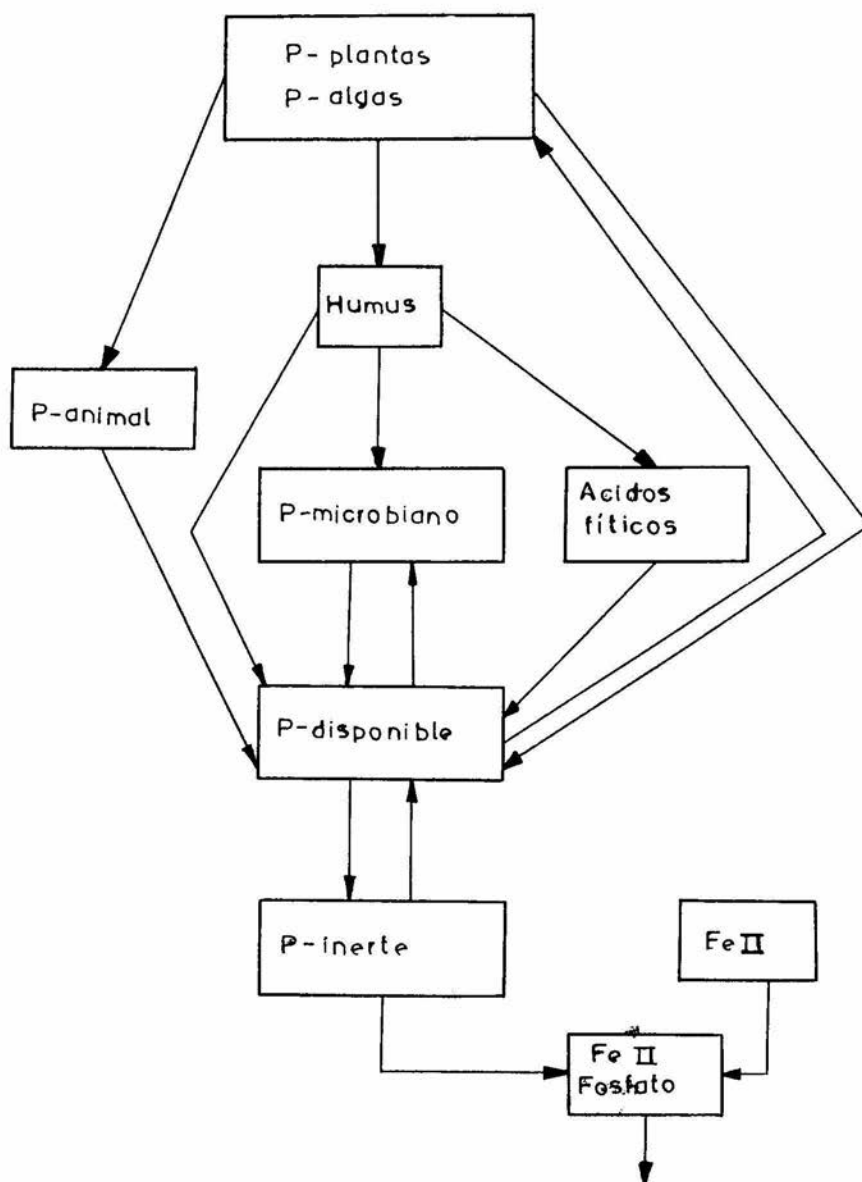


Figura 2.3. Representación esquemática del ciclo del fósforo en el ambiente acuático (Dart y Stretton, 1980).

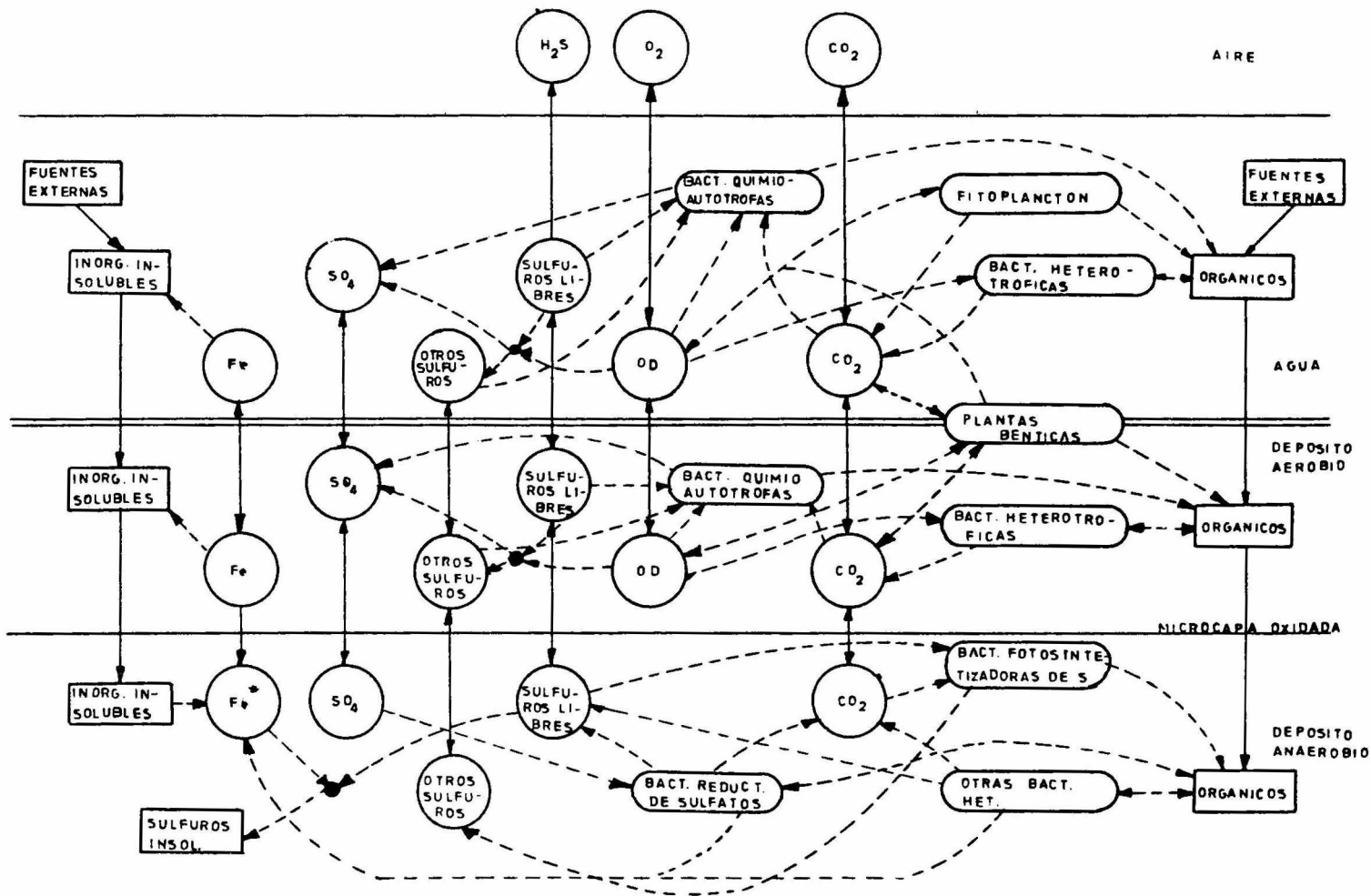
rrico insoluble que precipita hacia los sedimentos anaerobios. Otra fracción es utilizada por los microorganismos del agua como nutriente y la mayor parte vuelve a los sedimentos en los geles férricos, reciclándose de esta manera (figura 2.3) (Holm y Lindström, 1978; Lindström, 1980; Lindström y Holm, 1980). En caso de ser liberada una gran cantidad de fosfatos, se ve incrementada su concentración en masa de agua aumentando así la cantidad de fósforo utilizable por los microorganismos, lo que trae como consecuencia un incremento en la producción algal, aumentando de esta manera la cantidad de materia orgánica precipitable y disponible a ser descompuesta (Hallberg et al., 1976; Holm, 1978a,b,c; Dart y Stretton, 1980; Stefan y Hanson, 1981).

2.4.4 Ciclo del Azufre

El H_2S contenido en el hipolimnion y en los sedimentos de muchos habitats acuáticos tiene dos orígenes: la descomposición bacteriana de la materia orgánica y la reducción de los compuestos oxidados de azufre inorgánicos. En la materia orgánica el azufre se encuentra contenido en las proteínas y en forma inorgánica se encuentra como sulfato (SO_4^{2-}) que llega a los cuerpos de agua en las lluvias y a través de la disolución de los compuestos de sulfato en las formaciones geológicas del área de drenaje. Además es encontrado en forma de minerales en los sedimentos (pirita, greigita, etc).

El SO_4^{2-} es soluble en agua y es el aceptor final en la cadena respiratoria de las bacterias reductoras de SO_4^{2-} que son anaerobias estrictas. Esta reducción es dependiente de la disponibilidad de carbono orgánico y del SO_4^{2-} existente en el medio (Bågander, 1977, 1980; Hartmann-Hansen et al., 1978; Dart y Stretton, 1980; Smith y Klug, 1981; Gorlenko et al., 1983). Estos microorganismos utilizan algunos ácidos orgánicos e hidrógeno molecular como sustrato oxidable. Esta reducción del SO_4^{2-} es la causa principal de que haya H_2S en el medio y también es producido por las bacterias heterótrofas que utilizan el azufre contenido en la materia orgánica como último aceptor de electrones (Dart y Stretton, 1980; Smith y Klug, 1981; Gorlenko et al., 1983).

Una fracción del H_2S liberado al hipolimnion reacciona con metales pesados (Fe, Mn, Hg) y precipita como un sulfuro metálico insoluble (FeS, MnS) (Bågander, 1977; Lindström y Bågander, 1980; Hallberg y Lindström, 1982). También es utilizado como material en las reacciones anabólicas de algunas bacterias anaeróbicas que no asimilan el SO_4^{2-} (bacterias metanogénicas y bacterias fototróficas de azufre). La fracción de H_2S soluble sobrante puede llegar a la termoclina en donde las bacterias fotosintetizadoras de azufre son sus principales consumidoras. Un poco más arriba de esta capa, en presencia de oxígeno, en condiciones microaerólicas, el H_2S es utilizado por otros microorganismos quimioautótrofos. Como resultado de la activi-



LAS LINEAS CONTINUAS REPRESENTAN PROCESOS DE TRANSFERENCIA
 LAS REACCIONES QUIMICAS ESTAN REPRESENTADAS POR •
 * REPRESENTA Fe DISPONIBLE (U OTRO METAL)

Figura 2.4. Representación esquemática del ciclo del azufre en el ambiente acuático (Bella y Williamson, 1980)

dad de todos estos microorganismos, el H_2S es convertido de nuevo en SO_4^{2-} y el ciclo del azufre se completa (figura 2.4) (Gorlenko et al., 1983; Hallberg, 1985).

2.4.5 Ciclo del Carbono

El metano (CH_4) es el último compuesto que se libera de los sedimentos en condiciones anaerobias. Es producido principalmente por la reducción del carbono orgánico por parte del metabolismo de las bacterias metanogénicas, que son anaerobias estrictas. Este compuesto escapa hacia las capas superiores del cuerpo de agua, en donde una fracción de él puede ser oxidado principalmente en la termoclina por microorganismos produciendo CO_2 y material celular. Otra fracción escapa hacia la atmósfera saliendo del sistema (Rudd y Hamilton, 1978; Gorlenko et al., 1983). El CH_4 que fué convertido en un material celular vuelve a los sedimentos después de cierto tiempo, completándose de esta manera el ciclo del carbono en el medio acuático (figura 2.5) (Crill y Martens, 1983).

2.5 Repercusiones por la liberación de estos compuestos en la operación de una presa abastecedora de agua

Los procesos anaerobios que se llevan a cabo en el hipolimnion de una presa abastecedora de agua y los productos de dichos procesos hacen más difícil su manejo al causar interferencias en

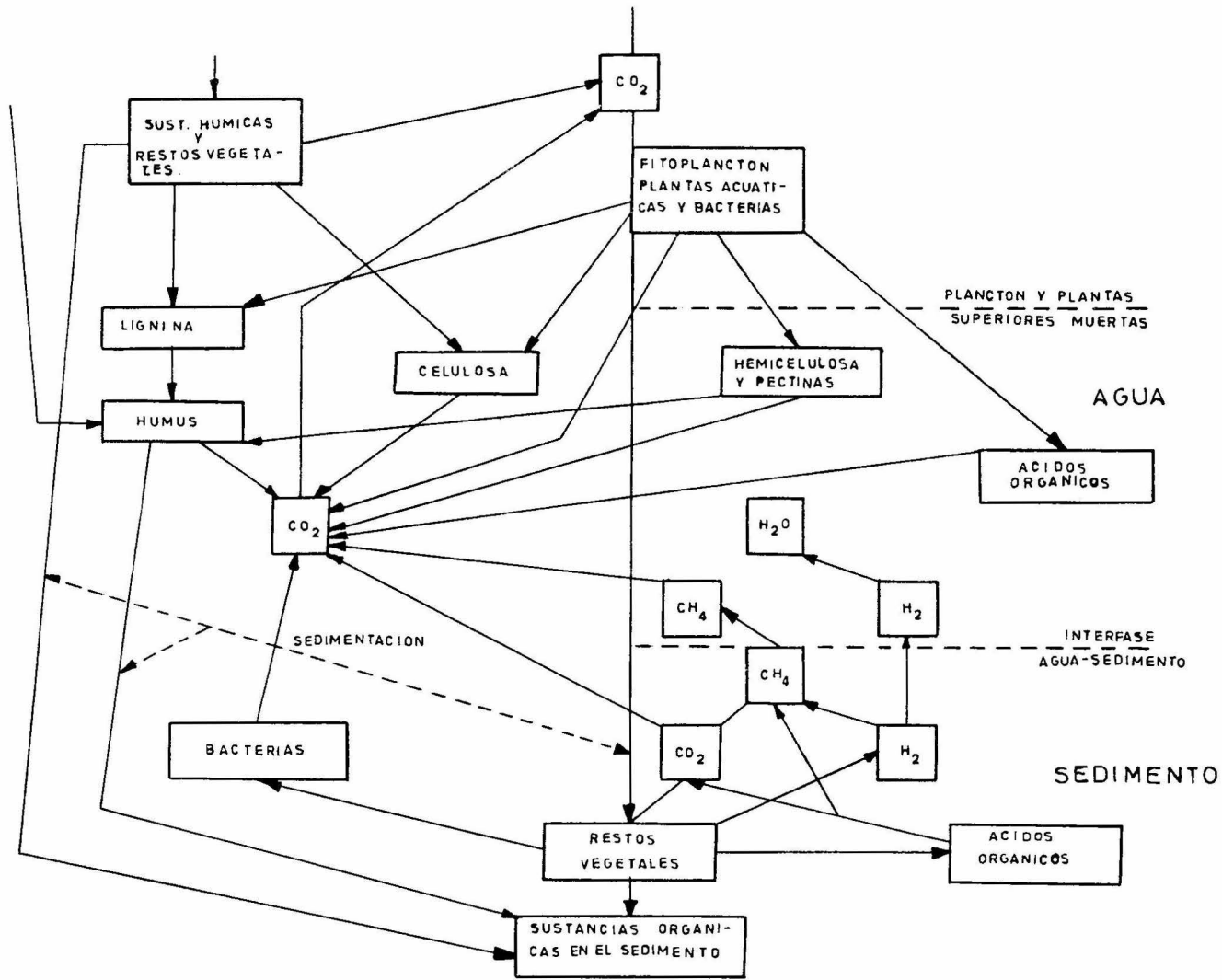


Figura 2.5. Representación esquemática del ciclo del carbono en el ambiente acuático (modificado de Hallberg, 1973).

los procesos de potabilización y abastecimiento.

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes limitantes en la producción de materia orgánica algal, lo que significa que altas concentraciones de estos compuestos en la masa de agua provocan el florecimiento de algunas especies fitoplanctónicas. Este florecimiento trae consigo un aumento en las poblaciones de otros microorganismos como las de algunos protozoarios y rotíferos, además provoca una gran turbidez y hay una disminución en la capacidad de almacenaje de la presa (James y Evison, 1979). Una gran cantidad de estos microorganismos puede penetrar a las plantas potabilizadoras y obstruir los filtros de agua, incrementando así los costos de operación. Las algas forman revestimientos en el interior de las tuberías de intercambio de calor debido a su adherencia a sus paredes. Un alto contenido de nitrógeno y fósforo en el agua también causa mal sabor del agua (Sawyer y Mc Carty, 1978; Uhlmann, 1979). El NH_4^+ es utilizado además para la producción de plantas superiores, siendo usado directamente para la producción de proteínas. Al oxidarse a NO_3^- sirve como fertilizante para las plantas pudiendo provocar un crecimiento excesivo de ellas, lo que limita también la potencialidad en el aprovechamiento de las presas. Altas concentraciones de NO_3^- pueden provocar metemoglobinemia infantil (Sawyer y Mc Carty, 1978; Train, 1979).

El Fe y el Mn en estado de reducción permanecen en el hipolim-

nion durante todo el periodo de estratificación, en el viraje de otoño se distribuyen a través de la columna de agua, ya con una mayor concentración de oxígeno disuelto produciendo una gran turbidez debido a los geles férricos producidos, provocando la inaceptabilidad del agua. Si ésta aeración se produce dentro de tuberías, con estos compuestos disueltos en el agua que llevan, se provoca una oxidación bacteriana, fijándose las bacterias en las paredes de las tuberías y oxidándolas. Además el Fe imparte un sabor detectable en el agua, aún en muy bajas concentraciones (E.P.A., 1977).

El H_2S provoca un mal olor en el agua (a huevo podrido). Su presencia dentro de las tuberías causa corrosión debido a la formación de ácido sulfúrico (H_2SO_4) en sus paredes. Esta oxidación del H_2S es mediada biológicamente en presencia del oxígeno dentro de tuberías de concreto (Sawyer y Mc Carty, 1978; Curds y Hawkes, 1975; Uhlmann, 1979).

El CH_4 no causa problemas en la operación de las presas debido a que no es soluble en agua, sin embargo al escapar a la atmósfera provoca un mal olor.

Por estas causas es necesario evitar la presencia de estos compuestos en la masa de agua o conocer su hidrodinámica, para lo cual es indispensable conocer su contenido en los sedimentos y sus procesos de liberación durante las etapas de estratifica-

ción que ocurran en el embalse.

3. DESCRIPCION DEL LUGAR DE ESTUDIO

3.1 Localización

La presa Rodrigo Gómez, "La Boca" y la cuenca que le da origen, se encuentran enclavadas en la Región Hidrológica No. 24 Oriente (figura 3.1). La cuenca que drena hacia la presa se localiza en el estado de Nuevo León, con una extensión superficial de 266 km^2 comprendiendo geográficamente una zona que va de los $25^{\circ}35'$ a los $25^{\circ}41'$ de latitud norte y de los $100^{\circ}04'$ a los $100^{\circ}16'$ de longitud oeste.

La cortina de la presa se encuentra construída sobre el río San Juan a 3 km al este de Villa Santiago, N.L. al sureste de la ciudad de Monterrey. Se encuentra a $25^{\circ}25'37''$ latitud norte y a $100^{\circ}08'43''$ longitud oeste, por esto queda fuera de la zona de los trópicos a una altura de 448 metros sobre nivel del mar.



Figura 3.1. Región Hidrológica No. 24 (Oriente) (Cuenca del río Bravo y Salado)

3.2 Generalidades de la presa

Debido al rápido crecimiento de la ciudad de Monterrey, tanto en el aspecto demográfico como en el industrial, se aumentó la demanda de agua potable para el consumo de la población y de las fábricas, empeorando en el año de 1950. Por las razones antes mencionadas y por un largo periodo de sequía que afectó las fuentes de abastecimiento se construyó la primera presa, denominada "La Boca", de solo 2 millones de m^3 de capacidad, que comenzó a funcionar en junio de 1957. La segunda presa Rodrigo Gómez comenzó a construirse en marzo de 1958, aprovechando parte de la primera cortina y terminándose de construir a mediados de 1961.

La capacidad total de la presa es de 42.4 millones de m^3 , de los cuales 1.6 millones de m^3 son de capacidad muerta y se han reservado 1.5 millones de m^3 para el depósito de azolves, siendo la capacidad activa de la presa 40.8 millones de m^3 . La capacidad máxima mencionada corresponde a una elevación de 448.54 m.s.n.m. (cota 87 m).

3.3 Morfología

La presa cuenta con un área de 474.53 Ha. Su largo máximo es de 5.5 km y su ancho máximo de 2.2 km aproximadamente. Tiene

una profundidad media de 14 m y una máxima de 30 m en la cortina y en las zonas más profundas. Al igual que todos los embalses artificiales, la presa La Boca tiene una gran irregularidad en su fondo, como puede apreciarse en su batimetría (figura 3.2).

3.4 Hidrología

El agua que forma la presa proviene de su propia cuenca de captación (figura 3.3), la cual está constituida por los siguientes arroyos, que se reúnen en la presa para formar el río San Juan: La Chueca, Huajuco, San Antonio, Cristalinas, Puercos, Escamilla o El Porvenir. Cada uno de estos arroyos poseía una estación hidrométrica, que quedaron suspendidas al quedar dentro del vaso de la presa. Como ya fué mencionado, cada uno de los arroyos se unen justo antes de la cortina que forma a la presa y es a partir de aquí donde nace el río San Juan.

3.5 Usos del Embalse

Como ya fué mencionado, la principal finalidad de la presa es la de abastecer de agua potable a la ciudad de Monterrey, para lo cual existen las plantas potabilizadoras de La Boca y San Roque, trabajando con un gasto de $3 \text{ m}^3/\text{s}$. Otros usos que se le dan a la presa son el de riego de la zona de Cadereyta, el recreativo para lo cual fué edificado el complejo turístico de

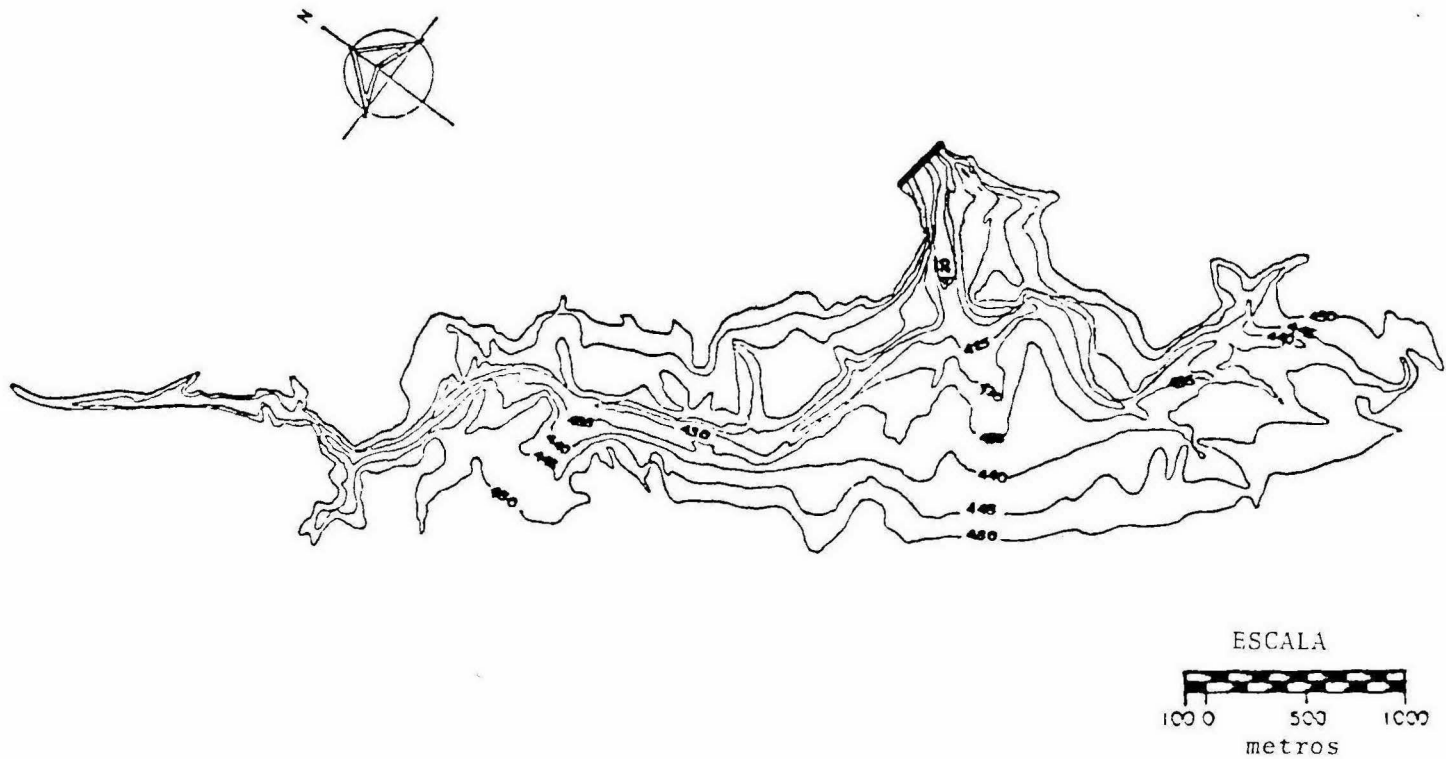


Figura 3.2. Batimetría de la presa Rodrigo Gómez, "La Boca"

"Bahía Escondida" ubicado en el lado este de la presa, la pesca de varias especies de peces que habitan sus aguas y hasta hace algunos años la recepción de los desechos domésticos de la población El Cercado y las descargas de una planta textil ubicada al sur de ella.

3.6 Estudios realizados en la Presa Rodrigo Gómez

En la necesidad de estudiar la calidad del agua de la presa, su comportamiento y características biológicas, la SARH a través de su Centro de Investigación y Entrenamiento para el Control de la Calidad del Agua (C.I.E.C.C.A.) y su representación en el estado de Nuevo León, han llevado a cabo estudios, en los cuales han medido parámetros fisico-químicos de la presa continuamente desde el año de 1978 hasta la actualidad, tomándose registros de temperatura, transparencia, oxígeno disuelto, pH, alcalinidad, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , conductividad, sólidos en todas sus formas, dureza, DBO y DQO. También en el año de 1980 se hizo un estudio biológico en donde las comunidades consideradas fueron el plancton, necton y macrofitas acuáticas (Díaz, 1982; 1984; Díaz y Olvera 1984).

Debido a problemas en los procesos de potabilización en las plantas potabilizadoras de la presa, en el año de 1985 el Instituto de Ingeniería-UNAM realizó un estudio de la operación de presas de almacenamiento de agua (Informe Interno del Instituto de Inge

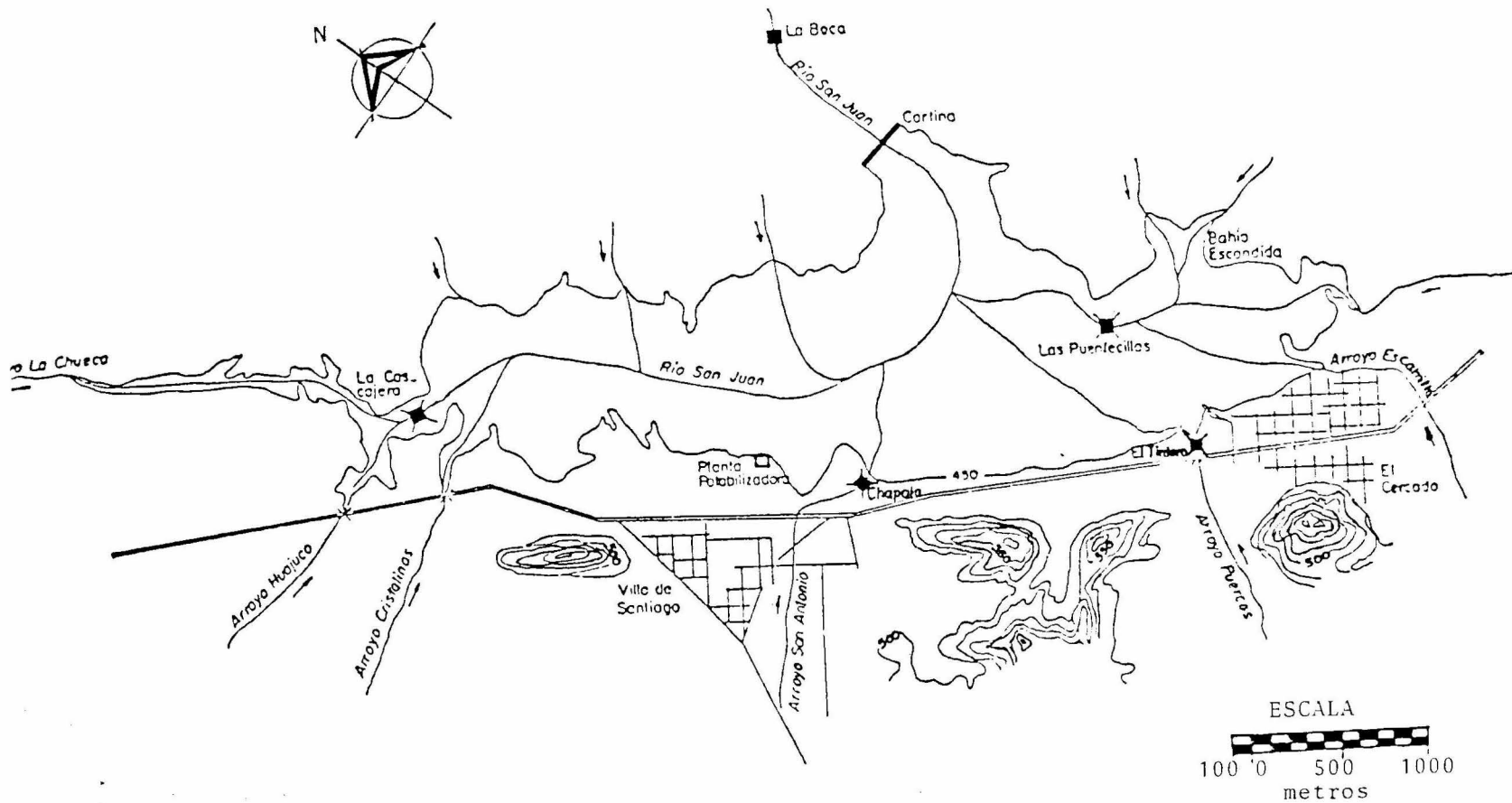


Figura 3.3. Cuenca de Captación de la Presa Rodrigo Gómez, "La Boca"

nierfa) con lo que el estudio de las condiciones de la presa se ha hecho ininterrumpidamente. Por lo tanto, se tienen bases para establecer las características de la calidad del agua actual.

4. METODOLOGIA

4.1 *Trabajo de campo*

El estudio fué desarrollado en dos muestreos realizados durante la época de estratificación de verano, en septiembre y después de la ruptura de la termoclina en otoño, en diciembre, ambas en el año de 1985. En la presa Rodrigo Gómez fueron establecidas cinco estaciones de muestreo (figura 4.1) en las cuales se tomaron muestras de agua, de los organismos planctónicos y de la estación No. 2 fueron obtenidos los sedimentos para el modelo experimental utilizado en el estudio de la liberación de los compuestos ya que a esta estación llegaban los desechos de la población El Cercado y de la planta textil.

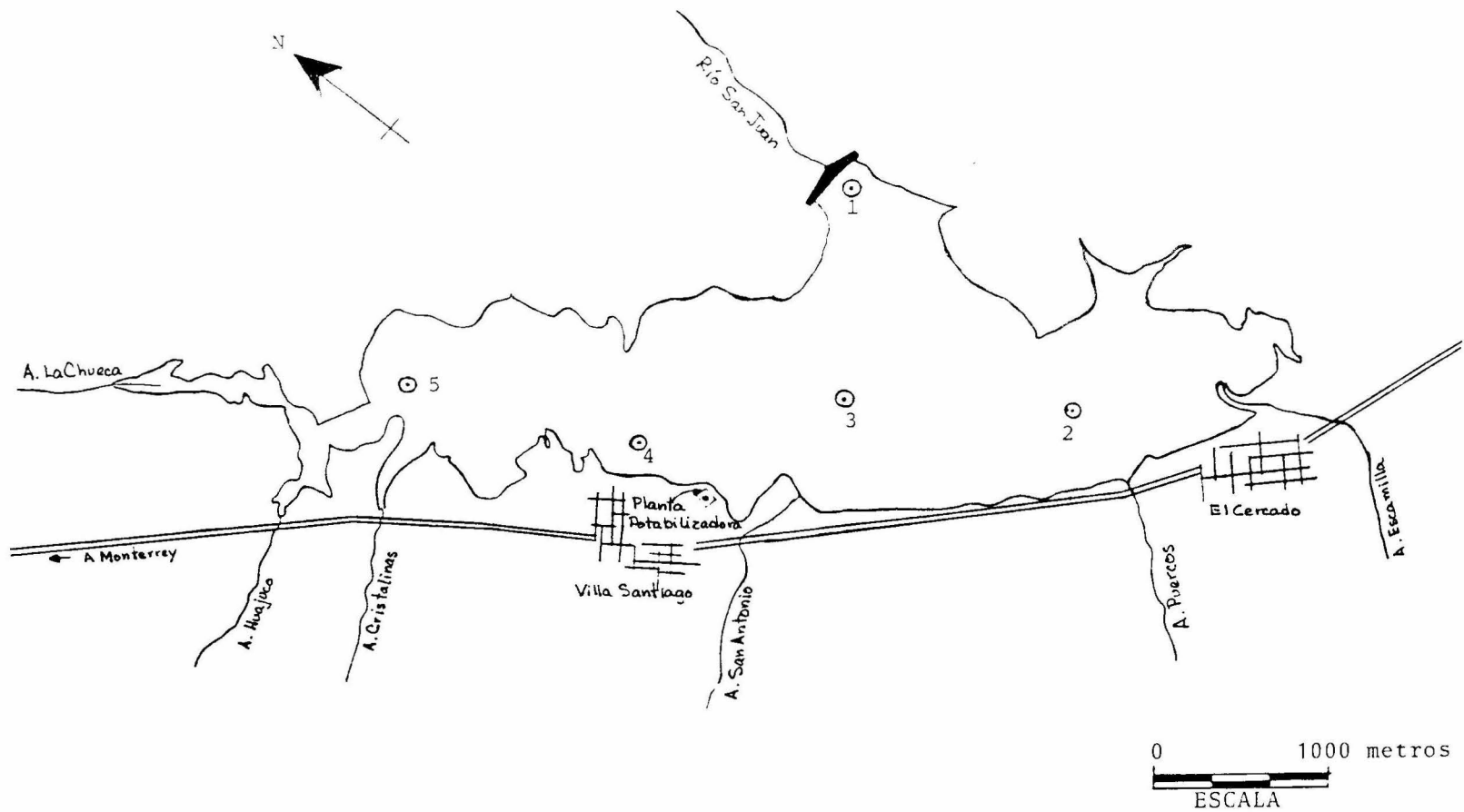


Figura 4.1. Localización de los puntos de muestreo en la Presa Rodrigo Gómez, "La Boca"

4.1.1 Obtención de las muestras de agua y plancton

De las cinco estaciones de muestreo fueron extraídas muestras del agua superficial, media y del fondo con una botella Van Dorn de 3 l de capacidad. Se determinaron amonio (NH_4^+), nitratos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-), Manganeseo (Mn), Fierro (Fe) Ortofosfatos ($orto-PO_4^{3-}$) y sulfuros (H_2S). Estas muestras de agua fueron preservadas de acuerdo con APHA et al, (1980). Las muestras de plancton fueron obtenidas haciendo arrastres horizontales a 0.3 y 5 m de profundidad con una red cónica de 54 micras para el fitoplancton y de 150 micras para el zooplancton, estas muestras fueron fijadas con formol al 5%.

4.1.2 Obtención de muestras de sedimento

Para la realización del modelo experimental se propuso la utilización de núcleos de sedimento de la estación No. 2, sin embargo, debido a problemas técnicos no fué posible su extracción, por lo que optó por extraer los sedimentos con una draga Van Veen y colocarlos dentro de los tubos de acrílico de 1 m de longitud y 5 cm de diámetro.

Los sedimentos fueron colocados dentro de los tubos, logrando que cada uno tuviera el mismo volumen de sedimento. Además se obtuvieron muestras de los sedimentos de las otras estaciones de estudio. Los tubos fueron colocados dentro de un recipiente

de lámina recubierto con bloques de poliestireno, dentro de este se colocó hielo para disminuir la temperatura, evitando así la rápida descomposición de los sedimentos.

4.2 *Modelo experimental*

Los tubos de acrílico que contenían los sedimentos de la estación No. 2 fueron dispuestos en 10 pares (Tabla 4.1) dentro de una incubadora a una temperatura experimental de 25°C, que es la máxima alcanzada en la zona profunda de la presa en condiciones extremas de temperatura y de contenido de agua (Díaz, 1984), además que una elevada temperatura acelera las reacciones metabólicas de los microorganismos descomponedores de la materia orgánica, viéndose de esta forma beneficiada la liberación de los compuestos.

A cada tubo con sedimento se le agregaron 500 ml de agua desionizada y fué sellado en su parte superior con un tapón de hule al cual se le insertó un tubo de vidrio hasta la profundidad media del agua. Por medio de este tubo se aplicó una corriente de nitrógeno transportado desde un tanque a través de un tubo de cobre de 3/4 de pulgada, que tenía 20 pequeñas salientes conectadas a los tubos de vidrio por medio de una manguera de látex. El gas fué utilizado para facilitar el mezclado completo del líquido y asegurar las condiciones anaerobias dentro de los tubos experimentales. Su flujo fué ajustado pa-

TABLA 4.1. DISPOSICION DE LOS PARES DE TUBOS EXPERIMENTALES
Y SUS PARAMETROS DETERMINADOS

Par de Tubos	Parámetro determinado
1 - 1b	NH_4^+
2 - 2b	NO_2^-
3 - 3b	NO_3^-
4 - 4b	H_2S
5 - 5b	PO_4^{3-}
6 - 6b	Fe
7 - 7b	Mn
8 - 8b	$H_2S-PO_4^{3-} - Fe-Mn$
9 - 9b	$NH_4^+ - NO_2^- - NO_3^-$
0 - 0b	Todos

ra minimizar disturbios en la interfase agua-sedimento, el modelo fué puesto en absoluta oscuridad ya que las reacciones biológicas de reducción en los sedimentos de la presa suceden en estas condiciones y el área de contacto entre el agua y los sedimentos fué de 20.27 cm^2 (figura 4.2).

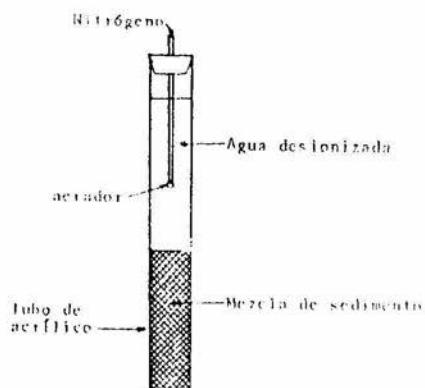


Figura 4.2. Tubo experimental para realizar los estudios de liberación de los compuestos

De esta manera la cuantificación de la liberación de los compuestos se efectuó analizando individualmente la liberación de cada compuesto (pares de tubos 1-1b al 7-7b), de los compuestos afines ($Mn-Fe-PO_4^{3-}-H_2S$ y $NH_4^+-NO_2^- -NO_3^-$) (pares de tubos 8-8b y 9-9b) y los compuestos en conjunto (par 0-0b). La liberación

de los compuestos fué medida durante 40 días, obteniéndose una relación entre concentración-tiempo-área.

La temperatura fué medida constantemente durante la fase experimental y el pH fué medido a partir de la quinta medición, ambos fueron utilizados como parámetros de control.

Como la liberación de los compuestos es dependiente de la cantidad de materia orgánica contenida en los sedimentos, se analizó una mezcla de ellos para conocer su concentración de materia orgánica, midiéndola en términos de carbono orgánico (como *DQO* y sólidos volátiles totales) y nitrógeno orgánico como lo indican Ballinger y Mc Kee (1971).

Al término de la experimentación fueron escogidos seis tubos al azar, a los que se les extrajo el agua y posteriormente el sedimento, el cual fué seccionado en 5 porciones de 2 cm de espesor cada una, partiendo del estrato superior hacia los inferiores. Las secciones de cada nivel de los diferentes tubos experimentales fueron homogeneizadas para crear una mezcla compuesta de cada sección. Estas fueron analizadas de igual forma que a la muestra inicial de sedimentos. Estos análisis se realizaron con el fin de conocer la zona máxima de descomposición en los sedimentos a partir de una mezcla homogénea de sedimento después de 40 días de experimentación.

A la mezcla de sedimento de las otras estaciones se les analizó su concentración de carbono y nitrógeno orgánico.

4.3 Equipo de laboratorio y determinaciones analíticas

Las muestras de agua de los tubos experimentales fueron tomadas con pipetas volumétricas de 5 y 10 ml. Cada muestra de agua extraída fué compensada con igual cantidad de agua desionizada, manteniéndose de esta manera siempre un volumen de agua constante. La cantidad de agua agregada al sistema de este modo fué tomada en cuenta en los cálculos de los resultados de los análisis, de acuerdo a la siguiente fórmula (Schippel et al., 1983):

$$R_n = R_a + (R_a \cdot F \cdot N/1000)$$

donde

R_a = resultado del análisis (mg/l)

F = partes por mil de la muestra de agua tomada de cada tubo experimental (o/oo)

N = número total de muestras

R_n = resultado del análisis si el muestreo no hubiese causado dilución (mg/l)

Entonces para los sistemas en donde fué medida la liberación en forma individual (pares de tubos 1-1b a 7-7b) se utilizó un valor de F de 20 o/oo con excepción del par 3-3b el cual tuvo un

valor de F de 10 o/oo. Para los sistemas de compuestos afines se utilizaron valores de F de 80 o/oo (en el par de tubos 8-8b) y de 50 o/oo (en el par de tubos 9-9b). Para el sistema de compuestos en conjunto se utilizó un valor de F de 130 o/oo.

Los análisis para la determinación de cada parámetro fueron hechos con reactivos Merck para análisis colorimétricos: NH_4^+ Spectroquant (Reacción de Berthelot), NO_2^- Spectroquant (Reacción de Griess), NO_3^- Spectroquant (Reacción con Nitrospectral en H_2SO_4 conc.), Mn Spectroquant (Reacción con Formaldoxina), Fe Spectroquant (Reacción con Ferrospectral), PO_4^{3-} Spectroquant (Método del Cloruro Estannoso) y HS^- Spectroquant (Reacción de Caro-Fischer). Para las mediciones se utilizó un espectrofotómetro "Spectronic 20" Bausch and Lomb. El pH fué medido con un potenciómetro portátil Corning modelo 610 A y la temperatura con un termómetro de vidrio con un intervalo de 0 a 100°C.

Los sólidos volátiles totales se determinaron gravimétricamente, la DQO mediante el método del Dicromato y el nitrógeno orgánico por el método Kjeldahl (APHA et al., 1980).

Para el análisis de muestras de plancton, fué utilizado un microscopio compuesto, una celdilla Sedgwick-Rafter con volumen de 1 ml y claves de identificación específicas para fito y zoo-plancton (March, 1929; Pennak, 1953; Davis, 1955; Bourelly, 1966).

5. RESULTADOS

5.1 *Pruebas en la columna de agua*

Al inicio del experimento pueden observarse diferencias en las concentraciones de cada compuesto en los diferentes tubos en los que se estudió cada uno de ellos. Esto sucedió debido a que el mezclado de los sedimentos (lo cual fué hecho durante su extracción) no fué realizado optimamente, lo que tuvo como consecuencia que hubiese una heterogeneidad en su contenido de compuestos, lo cual contribuyó de manera determinante a esas diferencias de concentración.

5.1.1 pH y temperatura

Los valores de pH medidos en la columna de agua de los tubos experimentales se encuentran en la Tabla 5.1. Este parámetro

TABLA 5.1. VALORES DE PH EN LOS SISTEMAS EXPERIMENTALES

T.E./D	20	24	28	32	36	40
1	9	9.1	8.2	8.7	8.9	8.7
1b	9.2	9.2	8.4	8.7	8.9	8.8
2	8.5	8.7	8.5	8.6	8.5	8.6
2b	9.3	9.1	8.7	8.8	8.8	8.7
3	9.1	9.0	8.6	8.8	8.9	8.8
3b	8.4	8.8	8.0	8.6	8.6	8.5
4	8.5	8.9	8.6	8.6	8.6	8.5
4b	9.0	8.8	8.5	8.6	8.4	8.4
5	8.8	8.8	8.4	8.5	8.5	8.6
5b	9.3	9.2	8.9	8.9	8.7	8.7
6	9.0	8.9	8.5	8.6	8.6	8.5
6b	9.3	9.2	9.0	8.9	8.7	8.8
7	9.2	9.0	8.9	8.8	8.9	8.8
7b	9.2	9.0	7.5	8.8	8.8	8.6
8	9.1	8.8	7.5	8.3	8.4	8.2
8b	9.1	8.9	7.5	8.5	8.6	8.5
9	9.0	8.8	8.1	8.3	8.5	8.4
9b	8.8	8.7	8.1	8.5	8.9	8.6
0	9.3	9.1	8.4	8.6	8.7	8.6
0b	9.1	9.0	8.5	8.6	8.7	8.7

(T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

D = DIA DE EXPERIMENTACION

fue medido a partir de la quinta medición (el día 20); y su mayor valor registrado fué 9.3, en esa misma, en los tubos No. 2b, 5b, 6b y 0. El menor valor fué de 7.5 encontrado en la octava (el día 32) en los tubos No. 7b, 8 y 8b. Estos valores muestran que el agua de los tubos fué alcalina durante toda la experimentación.

En los procesos anaerobios el pH está controlado por la interacción de un sistema ácido-base fuerte, con otro débil. Estos ácidos y bases se encuentran en la materia orgánica contenida en los sedimentos y son liberados al agua durante el proceso de digestión, en forma de ácidos grasos volátiles, ortofosforicos, sulfúricos y amonio. Su valor indica el estado de disociación en que se encuentren estos compuestos en el agua (Capri y Marais, 1975; Stumm y Morgan, 1981). Debido a esto, su determinación resultó ser de mucha utilidad durante la experimentación.

La temperatura se mantuvo constante a 25°C durante toda la fase experimental.

5.1.2 Compuestos nitrogenados

En el experimento fueron medidos el amonio (NH_4^+), los nitritos (NO_2^-) y los nitratos (NO_3^-). El comportamiento que siguieron a través del tiempo de experimentación, en un área de 20.27

cm^2 , puede apreciarse en las figuras 5.1, 5.2 y 5.3 y en las Tablas A1, A2 y A3 respectivamente.

5.1.2.1 Amonio

El NH_4^+ muestra una marcada tendencia a aumentar su concentración, esto es muy notorio a pesar de la existencia de decrementos que se presentaron en todos los tubos experimentales en los días 16 y 32. Todas las figuras muestran un comportamiento homogéneo del NH_4^+ en todos los tubos. En el tubo No. 9 es donde hubo una mayor cantidad de NH_4^+ que fué de $7.96 \text{ mg NH}_4^+/\ell$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($9.32 \times 10^{-3} \text{ mg NH}_4^+/\ell \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$). El tubo No. 9b tuvo la menor liberación neta que fué de $0.56 \text{ mg NH}_4^+/\ell$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($6.9 \times 10^{-4} \text{ mg NH}_4^+/\ell \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$). El promedio de la liberación neta para los seis tubos en donde se estudió la liberación de este compuesto fué de $2.73 \text{ mg NH}_4^+/\ell$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($3.37 \times 10^{-3} \text{ mg NH}_4^+/\ell \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$). Su comportamiento puede apreciarse en la figura 5.1 y en la Tabla A1.

Los valores de pH medidos en todos los tubos experimentales se encuentran en el intervalo de la alcalinidad, por lo que el nitrógeno en estado de reducción estuvo en forma de NH_4^+ .

Conc. NH_4^+
(mg/L)

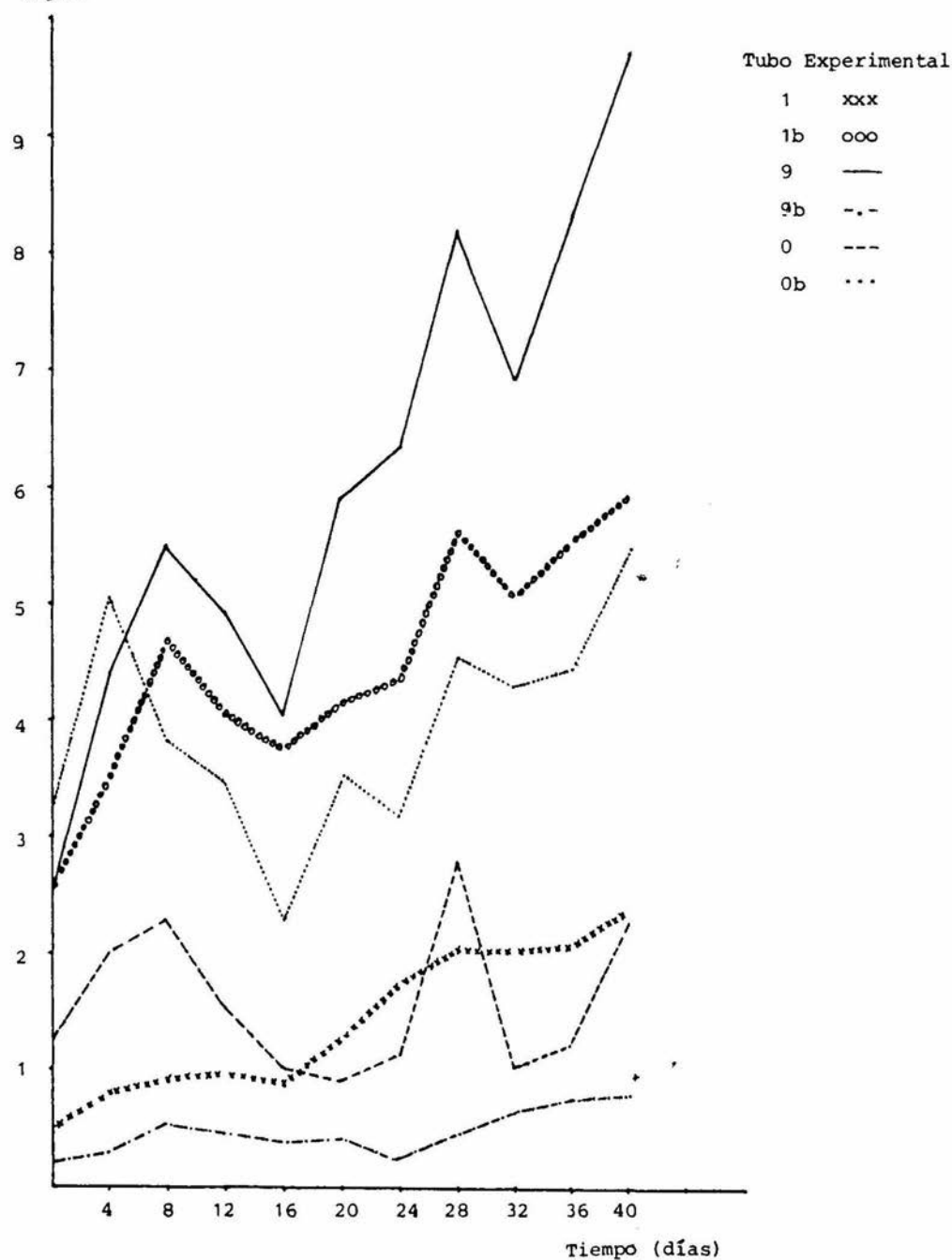


Figura 5.1. Comportamiento del NH_4^+

5.1.2.2 Nitritos

Los NO_2^- mostraron muy bajas concentraciones (entre 0 y 6×10^{-2} mg/l) a lo largo del experimento, sin embargo el tubo No. 0, en la primer medición, tuvo 0.13 mg/l que se debió a un error experimental.

En los tubos No. 9 y 9b no se encontraron NO_2^- a lo largo del experimento; en los tubos No. 2b, 0 y 0b ocasionalmente y en el tubo No. 2 siempre estuvieron presentes. Su comportamiento a través del experimento puede apreciarse en la figura 5.2 y en la Tabla A.2.

5.1.2.3 Nitratos

El comportamiento de los NO_3^- puede apreciarse en la figura 5.3 y en la Tabla A.3. Todos los tubos experimentales en donde se estudió el comportamiento de este compuesto mostraron un comportamiento muy similar en el que tendieron a disminuir su concentración de NO_3^- a través del tiempo, a pesar de que se observaron incrementos en su concentración en algunas ocasiones.

Puede observarse en las figuras y en las tablas de valores que las etapas de decremento del NH_4^+ y de aumento del NO_3^- fueron simultáneas lo que se debió a la entrada de oxígeno al sistema experimental. Por este motivo las condiciones anaerobias vira

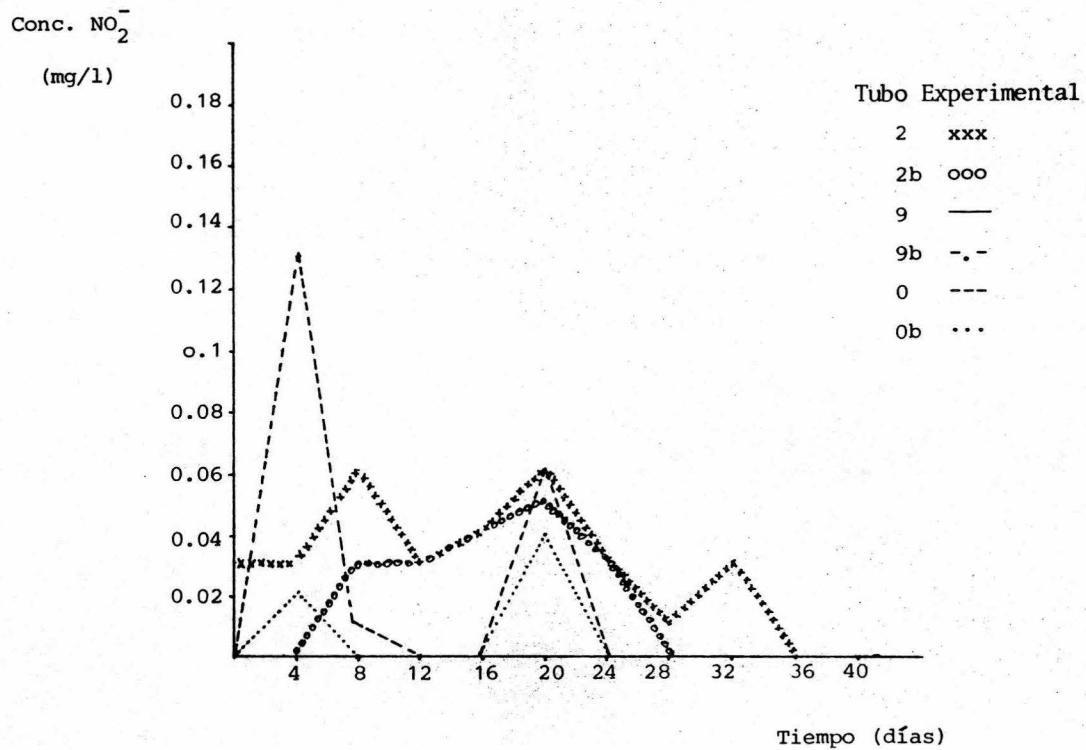


Figura 5.2. Comportamiento del NO_2^-

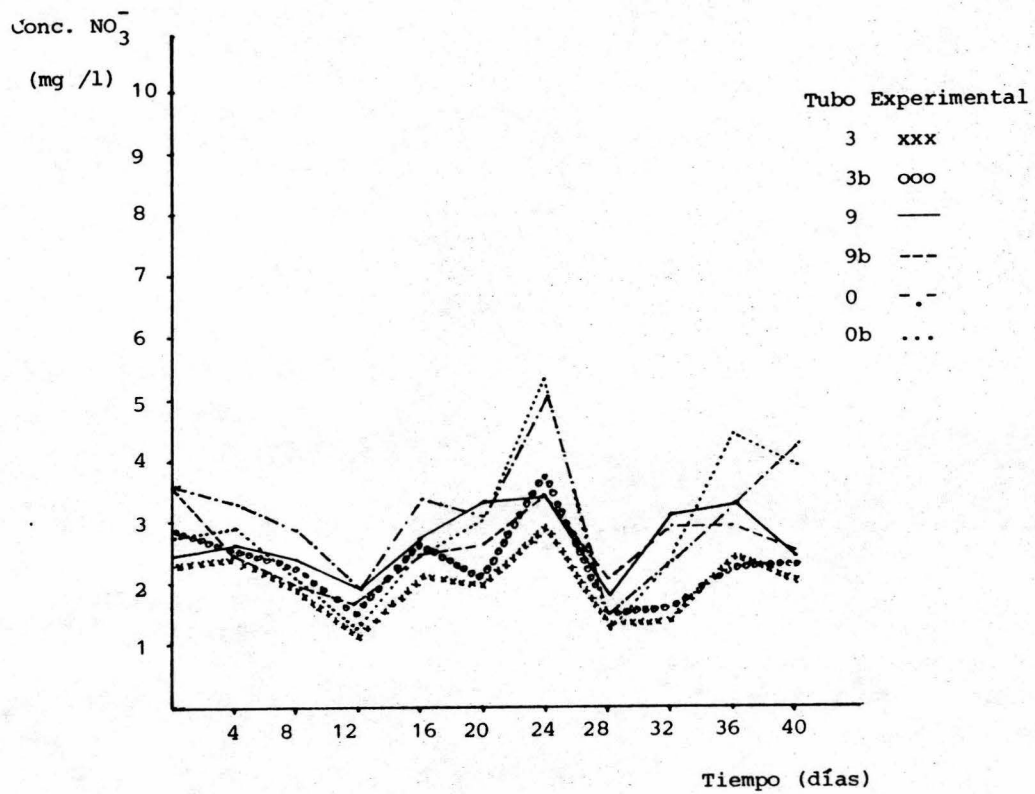


Figura 5.3. Comportamiento del NO_3^-

ron a aerobias, con lo que parte del NH_4^+ existente en la columna de agua fué convertido rápidamente a NO_3^- , siendo favorecida esta oxidación por el pH alcalino existente. La liberación del NH_3 fué suspendida al restaurarse la microcapa oxidada en la interfase agua-sedimento.

Los NO_2^- debido a su carácter de intermediarios en los procesos de oxidación y reducción del NH_4^+ y NO_3^- respectivamente, son sumamente inestables por lo que fueron transformados en NO_3^- ó NH_4^+ (según el caso). A esto se debió que siempre tuvieron concentraciones muy bajas.

5.1.3 Fierro y Manganeseo

Debido a la similitud de sus ciclos, el comportamiento de estos metales en los tubos experimentales fué sumamente parecido. Presentan altas y bajas en sus concentraciones debido a su reactividad con otros compuestos como el fósforo, el oxígeno y los sulfuros. Su comportamiento a través de la experimentación se puede apreciar en las figuras 5.4 y 5.5 y en las Tablas A.4 y A.5.

El Fe (figura 5.4), muestra incrementos y decrementos, en su concentración, en todos los tubos experimentales. En las primeras mediciones los tubos No. 6, 6b, 8 y 8b, muestran un decremento, debido a su precipitación con HS^- (que también co-

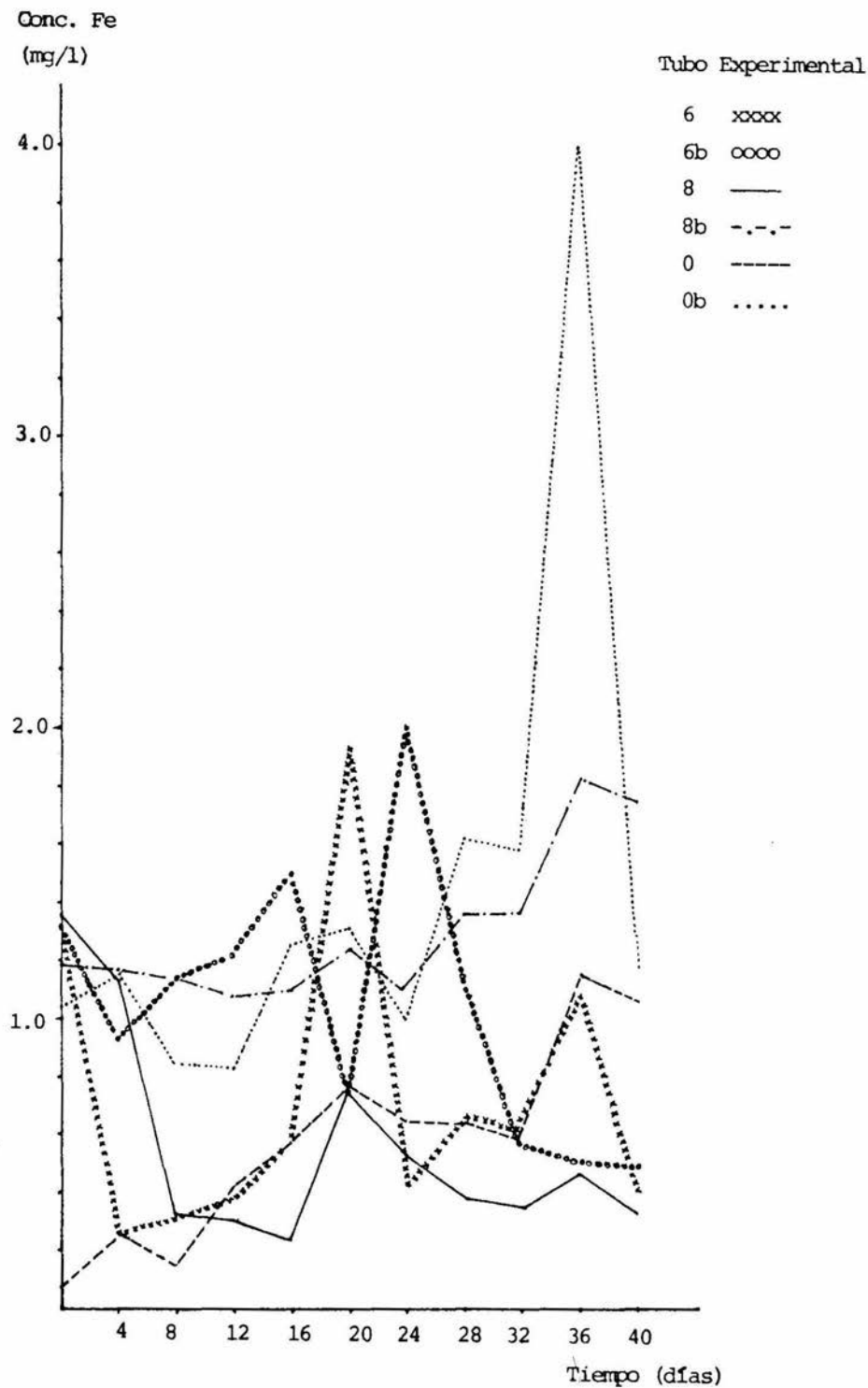


Figura 5.4. Comportamiento del Fe

mienzan con un descenso en su concentración) y producir sulfuro ferroso (FeS). Los tubos No. 0 y 0b comenzaron aumentando su concentración de Fe lo que significa que estaba siendo liberado. En la segunda medición hubo una disminución de su concentración por la misma causa de los tubos anteriores. A esta precipitación siguió un aumento de la concentración del Fe en todos los tubos hasta llegar a otra etapa de decremento (el día 24) que en el caso de los tubos 8 y 8b coincidió con la disminución de los otros compuestos estudiados en estos tubos (Mn , PO_4^{3+} y HS^-). En los tubos No. 0 y 0b, además de este decremento hubo un aumento en la concentración de los NO_3^- lo que como ya se explicó antes se debió a una entrada de oxígeno a los tubos. Esto tuvo como consecuencia que el Fe disuelto en el agua se oxidara, precipitándose de nuevo muy probablemente, en forma de óxidos, hidróxidos y fosfatos (Lindström y Holm, 1980; Hamilton-Taylor y Price, 1933). Después de esta segunda etapa de precipitación, el Fe volvió a aumentar su concentración y hasta la última medición volvió a disminuir por la entrada de oxígeno.

El Mn muestra un comportamiento muy parecido al del Fe (figura 5.5). Se comportó en todos los tubos experimentales de manera similar; habiendo aumentos y decrementos en su concentración debido a su reactividad con otros compuestos (principalmente con HS^- y O_2), para producir óxidos y sulfuros de manganeso (Mn_3O_4 y MnS). Esto demuestra las aseveraciones de Da-

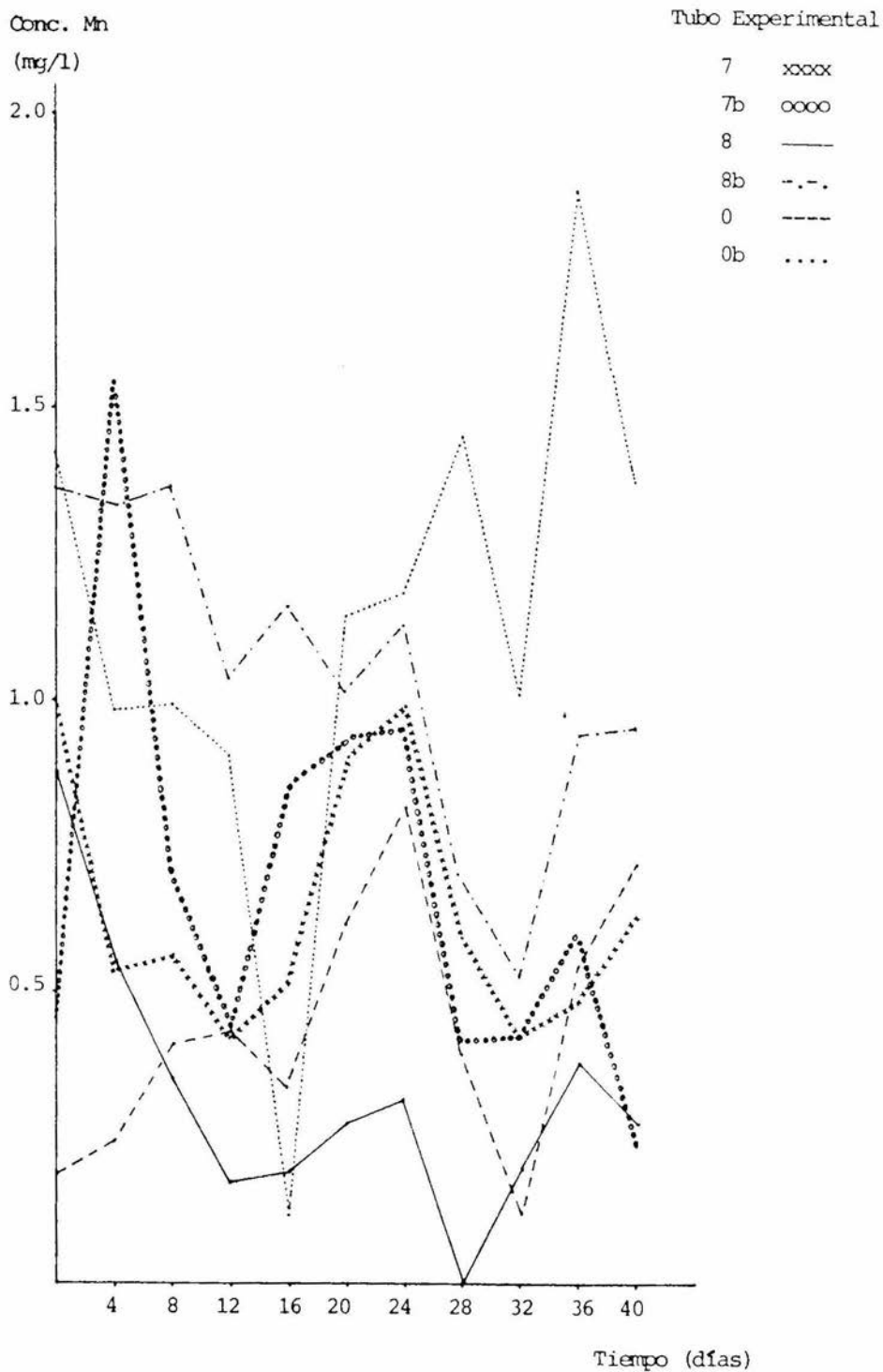


Figura 5.5. Comportamiento del Mn

vison et al. (1982) de que estos compuestos son altamente dependientes de las condiciones físicas y químicas del lugar donde se hallen, además de que su estado está muy influenciado por factores de solubilidad.

5.1.4 Fosfatos

Como fué mencionado anteriormente, los PO_4^{3-} fueron analizados como ortofosfatos. Su comportamiento a través del tiempo puede observarse en la figura 5.6 y en la Tabla A.6.

En todos los tubos experimentales se observó una tendencia a aumentar su concentración durante la experimentación, a pesar de la existencia de decrementos, con excepción del tubo No. 0 el cual siempre mostró un aumento en su concentración. Es probable que los decrementos observados en los tubos No. 5 y 5b, en el día 20, se hayan debido, entre otras cosas a su precipitación bajo condiciones aeróbias, junto con otros iones presentes en esos tubos (Fe y Mn principalmente) (Holm, 1978a,b,c). El día 32 se observó una segunda etapa de decremento pero ahora también en los tubos No. 5 y 5b. Dicha etapa coincide con un decremento en la concentración de Fe en estos tubos. En el tubo No. 0 coincide con un aumento en la concentración de NO_3^- y la disminución en las concentraciones de Fe, Mn y HS^- , lo que indica que el medio era aerobio y el PO_4^{3-} precipitó con Fe y con Mn. Al consumirse el O_2 y resta-

Conc. PO_4^{3-}
(mg/l)

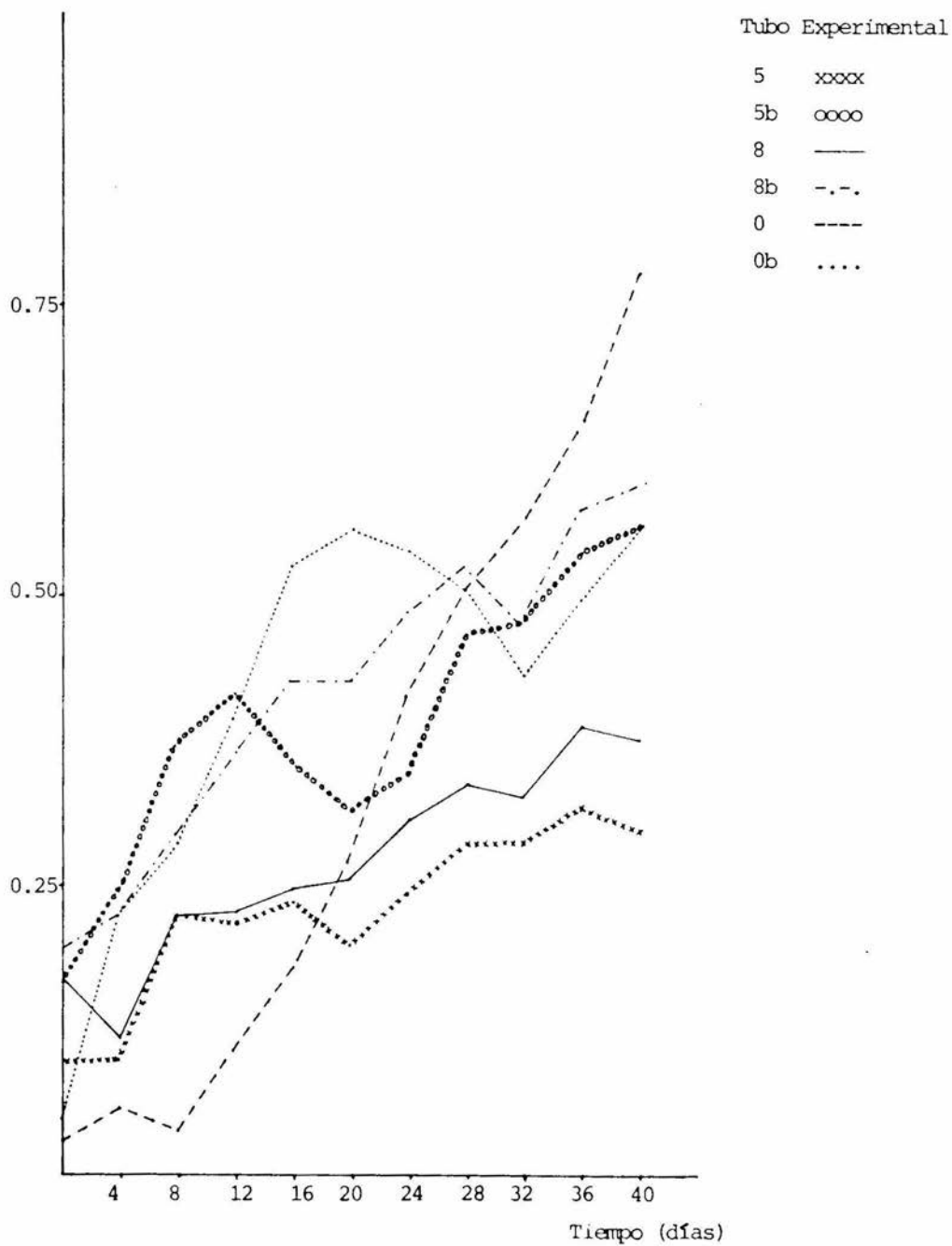


Figura 5.6. Comportamiento del PO_4^{3-}

blecerse las condiciones anaerobias el PO_4^{3-} volvió a liberarse.

Se observa que en el tubo No. 0 hubo una constante liberación de PO_4^{3-} a pesar de los cambios en las condiciones en ellos. Esto se debió a que este compuesto es liberado también en condiciones aerobias, aunque en menores cantidades que en condiciones anaerobias. La liberación aerobia se vió favorecida por el alto pH y la alta temperatura del sistema además de los movimientos hidrodinámicos provocados por el mezclado artificial (Holm, 1978 a,b,c,; Bates y Neafus, 1980).

El tubo No. 0 tuvo la mayor liberación neta de PO_4^{3-} , que fué de $0.75 \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l}$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($9.25 \times 10^{-4} \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$); en el tubo No. 5 se observó la menor que fué de $0.20 \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l}$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($2.47 \times 10^{-4} \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$). El promedio de la liberación neta de PO_4^{3-} en todos los tubos fue de $0.40 \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l}$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($4.93 \times 10^{-4} \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$). Del tubo No. 0 puede obtenerse su tasa de liberación de PO_4^{3-} , que fué de $3.9 \times 10^{-3} \text{ mg } PO_4^{3-} / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$, que es diferente a la presentada anteriormente para este tubo para su liberación neta. Este valor es válido debido a que en este tubo no se interrumpió la liberación. En un análisis de regresión lineal se obtuvo un coeficiente de correlación de 0.99, que significa que tuvo un comportamiento lineal a lo largo del experimento, y se infiere que las condiciones en el tubo fueron las adecuadas para la liberación del PO_4^{3-} .

5.1.5 Sulfuros

El estado de disociación en el que se encuentren los sulfuros depende del pH que haya en el medio. Al tener un pH mayor de 8.3 los sulfuros medidos están en forma de HS^- (Bågander, 1977; Sawyer y McCarty, 1978; Stumm y Morgan, 1981). Su comportamiento puede apreciarse en la figura 5.7 y en la Tabla A.7.

Debido a su inestabilidad y a las variaciones de las condiciones en los tubos experimentales, su comportamiento fue muy irregular; todos los tubos se comportaron en forma muy similar, mostrando una tendencia a aumentar su concentración de HS^- a través del tiempo. Su comportamiento se vio muy influenciado por la presencia de otros compuestos (como el Fe, Mn y el O_2). Puede observarse que los tubos No. 8, 3b y 0 comienzan teniendo un decremento en las concentraciones de HS^- Fe y Mn, lo cual permite deducir que hubo una precipitación de estos compuestos. Los días 20 y 32 mostraron otra etapa de decremento, pero esta coincidió con la entrada de oxígeno al medio por lo que hubo entonces una oxidación química del HS^- a SO_4^{2-} y este último se disolvió en el agua (Bågander, 1980).

El tubo experimental en donde se registró la mayor liberación neta de HS^- fue el tubo No. 0b que liberó 0.16 mg HS^- /l en 40

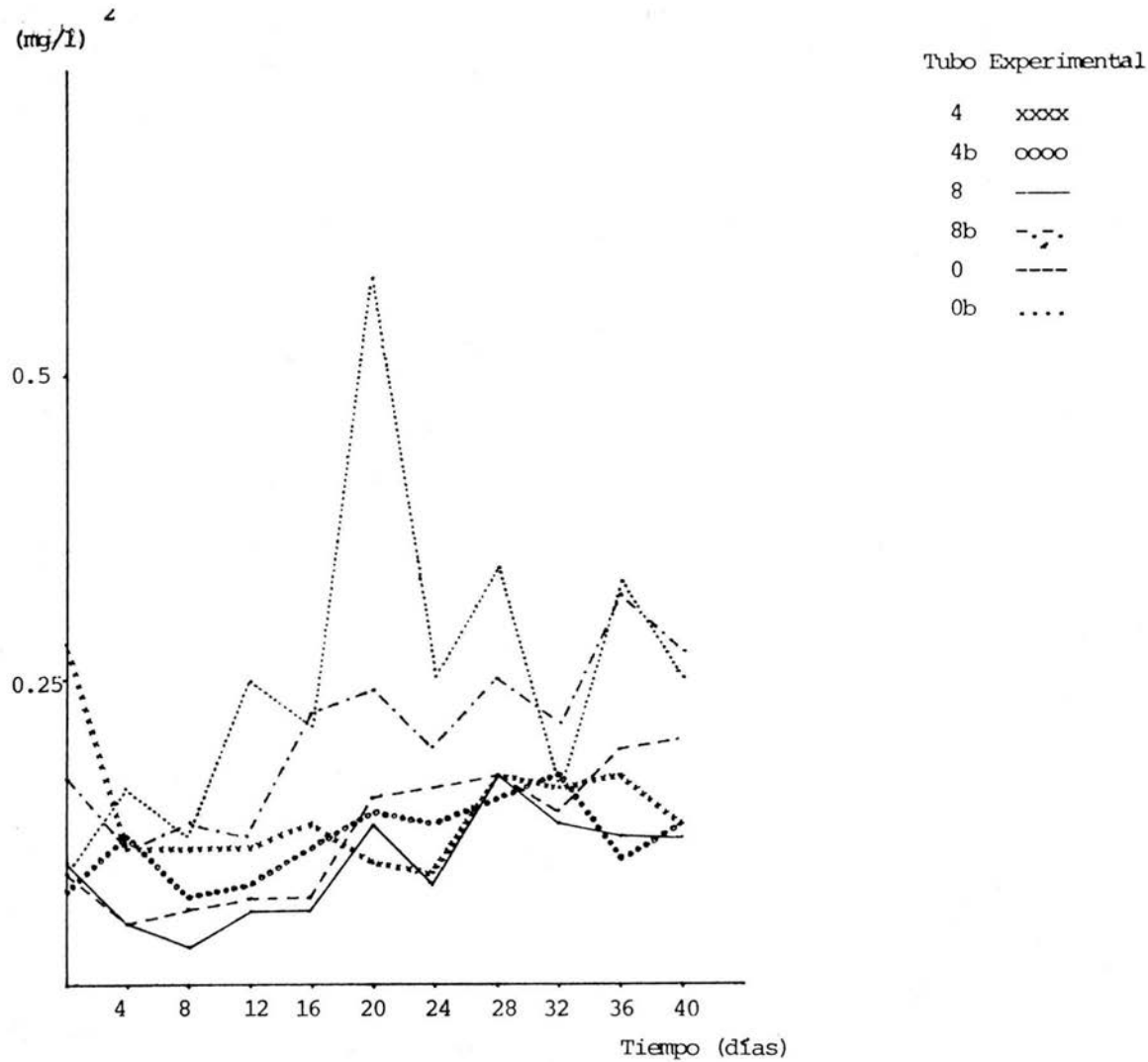


Figura 5.7. Comportamiento del HS^-

días en 20.27 cm^2 ($1.97 \times 10^{-4} \text{ mg HS}^- / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$), la menor liberación neta observada fué de $0.02 \text{ mg HS}^- / \text{l}$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($2.47 \times 10^{-5} \text{ mg HS}^- / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$) en el tubo No. 8. El promedio de la liberación fué de $0.09 \text{ mg HS}^- / \text{l}$ en 40 días en 20.27 cm^2 ($1.11 \times 10^{-4} \text{ mg HS}^- / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$) sin tomar en cuenta el tubo No. 4 en el que se encontró un decremento de $0.15 \text{ mg HS}^- / \text{l}$ en 40 días.

5.2 Pruebas en los sedimentos

Se realizaron pruebas de Nitrógeno Orgánico o Nitrógeno Kjeldahl (*N-org*), Demanda Química de Oxígeno (*DQO*) y de Sólidos Volátiles Totales (*SVT*) para conocer la cantidad de materia orgánica contenida en los sedimentos antes y después del experimento. En la Tabla 5.2 pueden apreciarse los resultados de las determinaciones analíticas de estas pruebas. Debe recordarse que el sedimento contenido dentro de los tubos experimentales fué obtenido extrayéndolo del fondo de la presa durante el muestreo, al realizarse su análisis se encontraron los siguientes valores *N-org* 3.57 g/kg, *DQO* 4.06 g/kg y *SVT* 42 g/kg.

Al final del experimento se encontró que en las dos secciones o estratos superiores de sedimento (0-4 cm de profundidad) hubo un aumento de *N-org*. y en los tres inferiores (4-10 cm de profundidad) disminuyó su concentración con respecto a la me-

TABLA 5.2. RESULTADOS DE LOS ANALISIS EN LOS SEDIMENTOS

Parámetro	Medición inicial (Vm)	Medición final (Ve)				
		0 - 2	2 - 4	4 - 6	6 - 8	8 - 10
SVT (g/kg)	42	30	33	38	47	44
DQO (g/kg)	4.06	3.38	3.89	3.23	3.82	4.06
N.Org. (g/kg)	3.57	4.06	3.68	3.51	3.33	3.25

Vm = Valores en el sedimento mezclado

Ve = Valores en el sedimento por estratos de 2 cm de espesor

SVT = Sólidos Volátiles Totales

DQO = Demanda Química de Oxígeno

N.Org. = Nitrógeno Orgánico

dición inicial. Con estos resultados puede inferirse que hubo una mayor actividad biológica en los dos primeros estratos de sedimento y que esta fué decreciendo hacia los estratos inferiores. Con los resultados obtenidos en las pruebas de SVT y DQO puede comprobarse lo dicho anteriormente, ya que disminuyeron sus concentraciones en los estratos superiores con lo cual se puede decir que el material orgánico en esos estratos fué descompuesto por los microorganismos heterótrofos, disminuyendo así la cantidad de alimento disponible a ser consumido por ellos. Puede notarse que en los estratos inferiores (8-10 cm) no hubo ningún cambio en sus concentraciones de SVT

y DQO , esto significa que en ellos no hubo actividad biológica, lo que refuerza lo anterior. De esta manera puede decirse que los microorganismos toman la materia orgánica utilizable en los estratos más cercanos a la masa de agua, que es en donde puede realizarse el intercambio de nutrientes más eficientemente, y al haber carencia de alimento puede haber una migración de los microorganismos hacia los estratos inferiores, o substituirse la población de microorganismos.

5.3 *Determinaciones analíticas en el agua de la presa Rodrigo Gómez*

En las Tablas 5.3 y 5.4 pueden apreciarse los promedios de los valores encontrados en los análisis del agua de las cinco estaciones de muestreo en septiembre, época de la estratificación de verano y en diciembre en la época de viraje de otoño.

En verano se observó una mayor concentración de NH_4^+ , Mn , Fe , PO_4^{3-} y HS^- en la zona más profunda de la presa (hipolimnion). Esto fué debido a que en verano, por las condiciones de anaerobiosis de esta zona se produjo la liberación de estos compuestos de los sedimentos anaerobios hacia el agua hipolimnética, en donde fueron concentrados. Una pequeña fracción de estos logran pasar al epilimnion, lo que explica las bajas concentraciones de ellos encontradas en esa época en esa zona. Además, en ésta zona algunos compuestos como el Fe y el Mn son oxida-

dos y precipitan. Otros, al oxidarse, producen compuestos diferentes, tal es el caso del NH_4^+ que al oxidarse forma NO_3^- y NO_2^- , los cuales fueron encontrados en bajas concentraciones en el epilimnion y fueron muy escasos en el hipolimnion.

TABLA 5.3. PROMEDIOS DE LOS VALORES OBTENIDOS EN LOS ANALISIS DE LAS MUESTRAS DE AGUA EN VERANO (*mg/l)

Parámetro*	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	Fe	Mn	PO_4^{3-}	H_2S
Profundidad							
Superficial	0.16	0.001	0.06	0.30	0.43	0.10	0.05
5 m	-	0.001	0.09	0.30	0.69	0.5	0.10
10 m	1.16	0.002	-	0.50	1.37	1.5	0.25

En otoño después del viraje, se encontraron los compuestos distribuidos en toda la masa de agua, debido a la ruptura de la termoclina y el mezclado total del agua. La alta concentración de Fe hallada en la superficie en esta época pudo deberse a que se liberó una gran cantidad de Fe de los sedimentos durante la estratificación y al haber un mezclado pasó a la zona superior de la columna de agua. Debe mencionarse que la ruptura de la termoclina se produjo a finales de noviembre y principios de diciembre de 1985 (según datos de la S.A.R.H. en comunicación con el Instituto de Ingeniería-UNAM) y este segundo muestreo se llevó a cabo en los primeros días de diciembre del mismo año.

TABLA 5.4. PROMEDIOS DE LOS VALORES OBTENIDOS EN LOS ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS DE AGUA EN OTOÑO (*mg/l)

Parámetro*	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	Fe	Mn	PO_4^{3-}	H_2S
Profundidad							
Superficial	0.25	0.006	0.14	0.95	0.21	0.17	0.014
5 m	0.28	0.003	0.07	0.14	0.24	0.18	0.013
10 m	0.27	0.004	0.27	0.24	0.30	0.19	0.042

5.4 Determinaciones analíticas en los sedimentos de la presa

Se tomaron muestras de sedimentos de las cinco estaciones de muestreo y se les determinó el nitrógeno orgánico (*N-org*), sólidos volátiles totales (*SVT*) y la demanda química de oxígeno (*DQO*) (Tabla 5.5).

TABLA 5.5. ANÁLISIS DE LOS SEDIMENTOS DE LA PRESA

Estación	<i>SVT</i> (g/kg)	<i>DQO</i> (g/kg)	<i>N-org.</i> (g/kg)
1	26	5.04	4.14
2	42	4.06	3.57
3	30	5.04	3.60
4	51	2.97	3.32
5	43	2.18	3.47

SVT = Sólidos Volátiles Totales

DQO = Demanda Química de Oxígeno

N-org. = Nitrógeno Orgánico

La estación No. 1 es la que muestra el mayor contenido de nitrógeno orgánico (4.14 k/kg) y de carbono orgánico (5.04 g/kg), esto se debe a que las corrientes producidas por las extracciones de agua atraen hacia ahí el material que llega a la presa, además de que es la zona más profunda de ella. La estación No. 3 es también muy profunda y se encontró una gran concentración de nitrógeno (3.60 g/kg) y de carbono orgánico (5.04 g/kg), y las corrientes en esta zona están muy influenciadas por las extracciones que se llevan a cabo en la cortina de la presa (estación No. 1) y en la obra de toma (estación No. 4). Puede observarse que la estación No. 4 tiene la mayor concentración de SVT (51 g/kg) que es probable que se deban a que por esa zona se descargan los desechos de la planta de tratamiento de "La Boca".

La estación No. 5 fué la que tuvo la menor concentración de carbono orgánico (2.18 g/kg) y una baja concentración de nitrógeno orgánico (3.47 g/kg) debido a que por esa zona no hay una gran actividad humana.

5.5 Comunidad planctónica

La identificación taxonómica del fito y zooplancton fué realizada por personal del Instituto de Ingeniería - UNAM (Treviño et al, en proceso). En las Tablas 5.6 y 5.7 se pueden apreciar los géneros de fito y zooplancton hallados en el

muestreo de verano y en las Tablas 5.8 y 5.9 se aprecian los géneros y algunas especies del fitoplancton y los géneros del zooplancton del muestreo de otoño.

En el muestreo de septiembre la comunidad planctónica estuvo representada por las siguientes divisiones: *Chrysophyta* (Diatomea) con el 42.62%, *Cyanophytas* (algas verde-azules) 31.43%, *Chlorophyta* (algas verdes) 22.13%, *Pyrrophyta* (Dinoflagelados) 5.48% y *Euglenophyta* 0.322%. Los géneros con mayor abundancia fueron *Oscillatoria sp.* 28.96%, *Pediastrum sp.* 17.57%, *Nitzschia sp.* 12.68%, *Melosira sp.* 9.45%, *Synedra sp.* 5.37%, los demás géneros estuvieron representados con menos del 5%.

El zooplancton estuvo representado por los siguientes grupos: *Rotífera* 41.35%, *Copepoda* 30.06%, *Cladocera* 28.22%, *Insecta*, 0.28%. Los géneros más abundantes fueron: *Brachionus sp.* 27.06%, *Bosmina sp.* 28.84%, *Asplachna sp.* 13.88%, *Cyclops sp.* 11.37%, *Mesocyclops sp.* 7.59% y *Limnocalanus sp.* 6.24%.

En el muestreo de diciembre la comunidad fitoplanctónica estuvo representada por las cinco divisiones encontradas en septiembre: *Chlorophyta* 54.34%, *Chrysophyta* 36.45%, *Pyrrophyta* y *Euglenophyta* 2.05% y *Cyanophyta* 1.4%. Los géneros con mayor abundancia fueron: *Dinobryon sp.* 46.56%, *Melosira sp.* 24.31%, *Fragilaria sp.* 5.79% y los otros géneros fueron representados con menos del 5%. En el zooplancton se observaron tres grupos:

TABLA 5.6. COMPOSICION TAXONOMICA DEL FITOPLANCTON DE LA PRESA "LA BOCA" SEPTIEMBRE DE 1985

CYANOPHYTA (Algas verde azules)

Chroococcus sp
Microcoleus sp
Oscillatoria sp
Spirulina sp

CHRYSTOPHYTA (Diatomeas)

Cymbella sp
Cyclotella sp
Fragilaria sp
Melosira sp
Navicula sp
Nitzschia sp
Rhizosolenia sp
Synedra sp

CHLOROPHYTA (Algas verdes)

Closterium sp
Dinobryon sp
Pediastrum sp
Pteromonas sp
Scenedesmus sp
Staurastrum sp

PYRRHOPHYTA (Dinoflagelados)

Amphidinium sp
Ceratium sp
Peridinium sp

EUGLENOPHYTA

Euglena acus

TABLA 5.7. COMPOSICION TAXONOMICA DEL ZOOPLANCTON DE LA PRESA "LA BOCA" SEPTIEMBRE 1985

ROTIFERA	COPEPODA
<i>Asplanchna sp</i>	<i>Bryocamptus sp</i>
<i>Brachionus sp</i>	<i>Cyclops sp</i>
<i>Keratella sp</i>	<i>Ergasilus sp</i>
	<i>Limnocalanus sp</i>
ARTHROPODA	<i>Mesocyclops sp</i>
CLADOCERA	Larva Nauplio
<i>Bosmina sp</i>	INSECTA
<i>Polyphemus sp</i>	DIPTERA
	<i>Corethra sp</i>

Rotífera 74.21%, Cladocera 20.50% y Copepoda 5.24%. Los géneros más abundantes fueron: *Polyarthra sp.* 48.35%, *Bosmina sp* 20.32% y *Brachionus sp.* 17.06%.

Las *Chrysophytas* (diatomeas) encontradas en el muestreo de verano (*Nitzschia sp.*, *Melosira sp.* y *Synedra sp.*) son consideradas como organismos indicadores de eutrofización (EPA, 1977). Son comunes en aguas enriquecidas orgánicamente y al ocurrir un "florecimiento" se debe a una alta concentración de vitamina B₁₂ (James y Evison, 1979). Las *Cyanophytas* (algas verde-azules), aún en pequeñas cantidades son capaces de generar olores desagradables. *Oscillatoria sp.* es un organismo indicador de eutrofización, capaz de tolerar altas concentraciones de materia orgánica y que requiere de vitamina B₁₂ para su

TABLA 5.8. COMPOSICION TAXONOMICA DEL FITOPLANCTON DE LA PRESA "LA BOCA" DICIEMBRE DE 1985

CYANOPHYTA (Algas verde azul)

Chroococcus sp
Oscillatoria sp

CHRYSOPHYTA (Diatomeas)

Ankistrodesmus sp
Cymbella sp
Fragilaria sp
Melosira sp
Navicula sp
Nitzschia sp
Pleurosigma sp
Rhizosolenia sp
Synedra sp

CHLOROPHYTA (Algas verdes)

Closterium sp
Dinobryon sp
Pediastrum simplex
Pediastrum clathratum
Pediastrum duplex
Pediastrum sp
Polyedropsis sp
Scenedesmus acutiformis
Scenedesmus crasus
Scenedesmus sp
Staurastrum sp
Tetraedron sp

PYRRHOPHYTA (Dinoflagelados)

Ceratium sp
Peridinium sp

EUGLENOPHYTA

Euglena acus
Phacus sp

crecimiento (EPA, 1977; James y Evison, 1979). Las *Chlorophytas* (algas verdes) halladas en este muestreo son especies representativas de aguas eutrofizadas que requieren de altas concentraciones de nutrientes para sobrevivir. Las *Pyrrophytas* (dinoflagelados) de agua dulce son cosmopolitas, por esta razón poco pueden aportar como indicadores de calidad de agua; los géneros que están identificados en los dos muestreos son: *Ceratium sp.*, *Amphidinium sp.* y *Peridinium sp.*. De la División *Euglenophyta*, *Euglena sp.* estuvo presente en los dos muestreos, y *Phacus sp.* que es común en los habitats de *Euglena* toleran grandes variaciones de pH (4.7 - 9.6). Ambos géneros son indicadores de contaminación orgánica (EPA, 1977).

En el muestreo de otoño, *Dinobryon sp.* fué el género más abundante. Pertenece a las *Chlorophytas* y es un organismo indicador de contaminación por materia orgánica en aguas. Requiere de vitamina B₁₂ para vivir y le da al agua sabor y olor desagradables (Curds y Hawkes, 1975; EPA, 1977). *Melosira sp.* y *Fragilaria sp.* son los géneros más abundantes de la División *Chrysophyta*. Son indicadores de condiciones eutróficas y la primera es un organismo típico de aguas alcalinas (Curds y Hawkes, 1975).

El zooplancton estuvo representado principalmente por rotíferos, cladóceros y copépodos. De los primeros, los géneros más comunes fueron *Brachionus sp.* que es característico de

aguas eutrofizadas y *Asplanchna sp.* que habita por lo general en aguas con bajas concentraciones de materia orgánica. La población de rotíferos puede incrementarse si está sustentada por una gran población de fitoplancton disponible. *Bosmina sp.* es el mayor representante de los cladóceros y habita por lo general en aguas duras. Los copépodos, aunque son carnívoros, se ven favorecidos por la contaminación orgánica.

TABLA 5.9. COMPOSICION TAXONOMICA DEL ZOOPLANCTON DE LA PRESA "LA BOCA" DICIEMBRE DE 1985

ROTIFERA	COPEPODA
<i>Asplanchna sp</i>	<i>Bryocamptus sp</i>
<i>Brachionus sp</i>	<i>Cyclops sp</i>
<i>Polyarthra sp</i>	<i>Ergasilus sp</i>
<i>Pompholyx sp</i>	<i>Limnocalanus sp</i>
	<i>Mesocyclops sp</i>
ARTHROPODA	No identificados
	Larva Nauplio
CLADOCERA	
<i>Bosmina sp</i>	
<i>Polyphemus sp</i>	

Con estos datos, es posible deducir que la presa Rodrigo Gómez es un cuerpo de agua eutrofizado con un alto grado de contaminación orgánica y de aguas duras. El hecho de que en el muestreo de diciembre haya habido un mayor número de géneros obedece a la ruptura de la termoclina, con el consiguiente recicla-

je de nutrientes, los cuales fueron liberados de los sedimentos durante la época de estratificación, aumentando así su concentración. El aumento de nutrientes en la masa de agua provocó la presencia de especies características de la condición eutrófica de la presa. Por otro lado, los cambios en la composición de la comunidad planctónica, que puede apreciarse en las Tablas 5.10 y 5.11, se deben principalmente a factores ambientales estacionales. Por esta causa las poblaciones pueden cambiar en el espacio y en el tiempo, lo que implica cambios en la calidad del agua. Además de las condiciones de eutrofización de la presa, los factores que influyen en la dinámica poblacional del plancton son: el viento, la incidencia de la radiación solar, la temperatura, la turbidez, el pH, el oxígeno disuelto y la precipitación pluvial. Estos factores al combinarse con el reciclaje de nutrientes provocan cambios en la comunidad planctónica que ocurren anualmente, produciéndose de esta manera una sucesión del plancton.

TABLA 5.10. ESTRUCTURA GENERAL DE ZOOPLANCTON EN LA PRESA "LA BOCA"

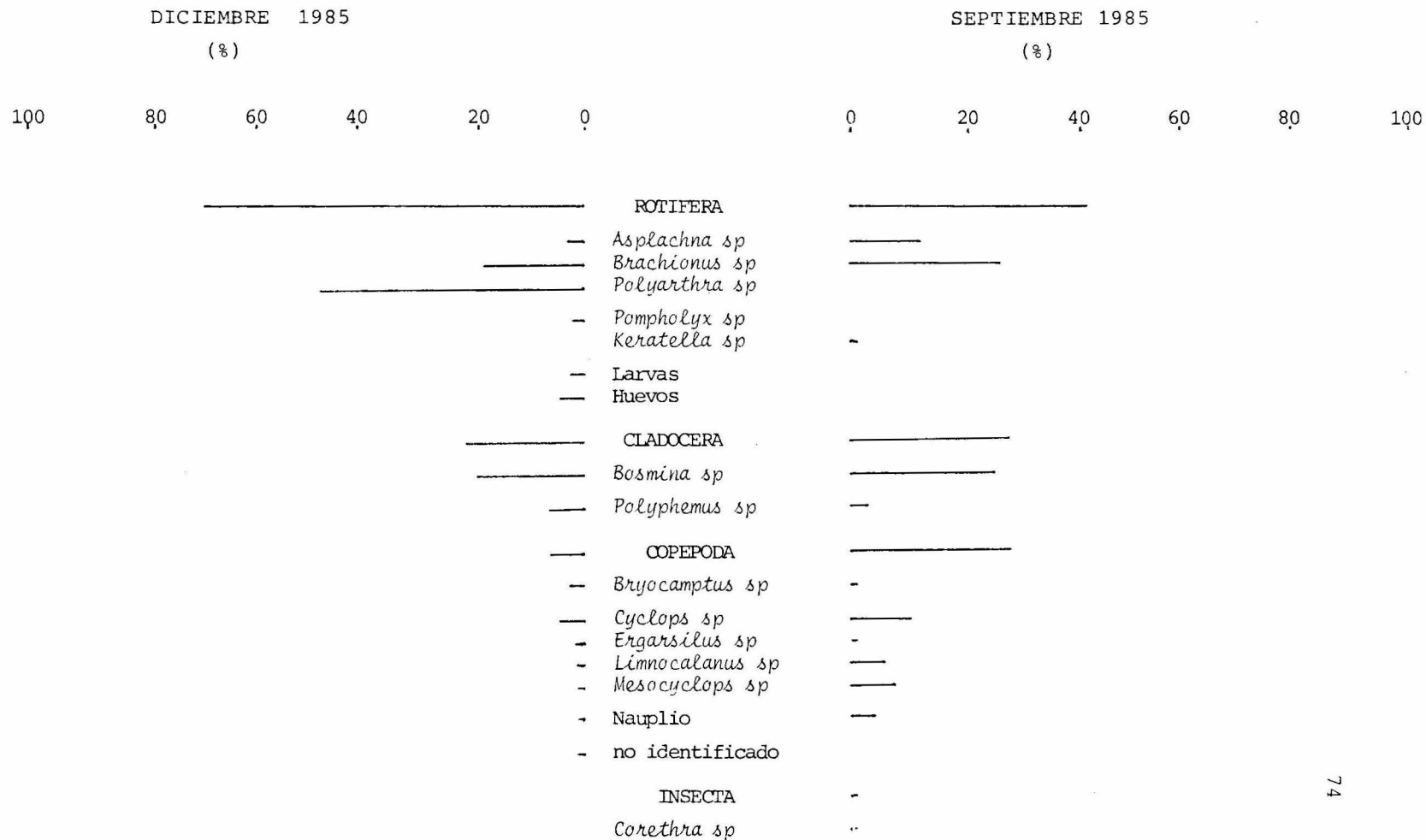
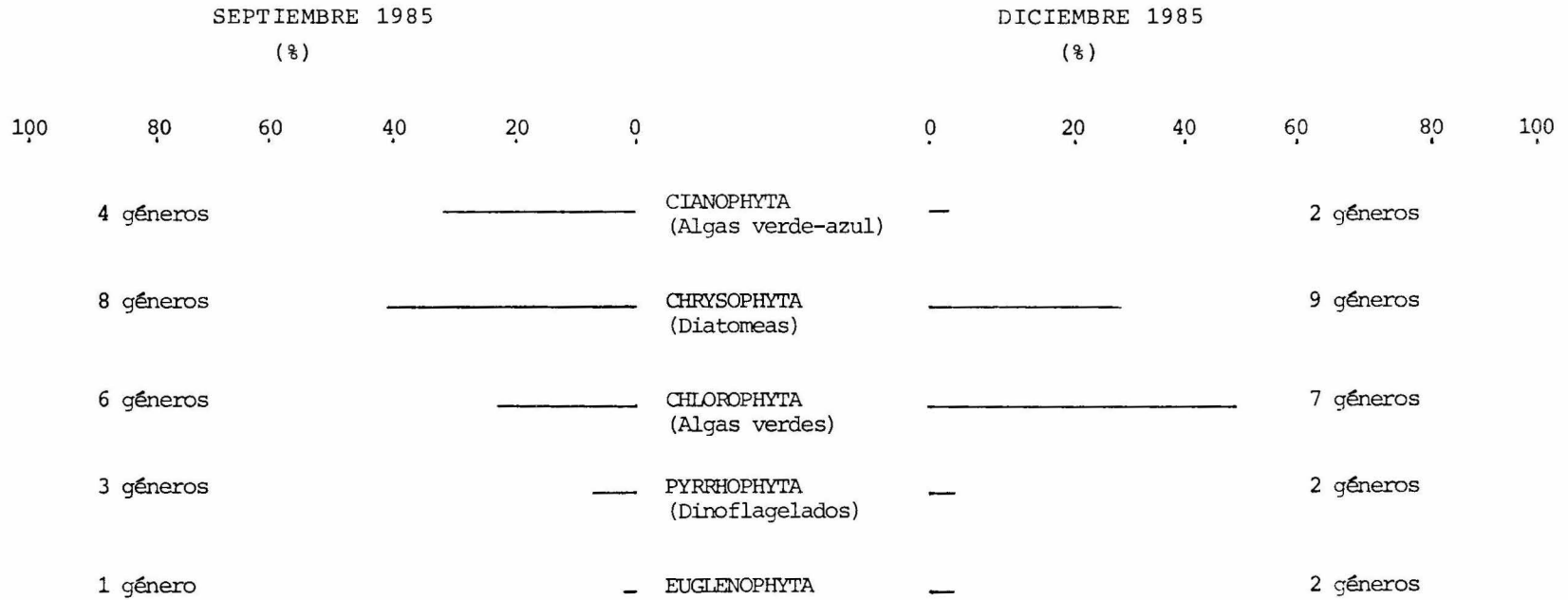


TABLA 5.11. ESTRUCTURA GENERAL DEL FITOPLANCTON EN LA PRESA "LA BOCA"



6. COMENTARIOS FINALES Y CONCLUSIONES

A través de los años los sedimentos de la presa Rodrigo Gómez "La Boca" se han enriquecido con material orgánico de origen antropogénico. Su descomposición ha provocado un deterioro en la calidad del agua de la presa, tanto química como biológica y estéticamente.

La descomposición de la materia orgánica contenida en los sedimentos de la presa se lleva a cabo principalmente en la época de estratificación (aproximadamente de mayo a octubre de cada año), cuando el hipolimnion se encuentra en anaerobiosis. Es entonces cuando los sedimentos funcionan como una fuente de nutrientes y otros compuestos inorgánicos que van aumentando su concentración en la masa de agua, y al haber una cantidad de materia orgánica capaz de sostenerla, la liberación continuará hasta que las condiciones ambientales rompan el

equilibrio del sistema (por ejemplo al ocurrir un mezclado del agua).

Los sedimentos de la presa liberaron los compuestos estudiados (NH_4^+ , Mn, Fe, PO_4^{3-} y HS^-) bajo condiciones de laboratorio (25°C) a partir de un área de 20.27 cm^2 de una mezcla del sedimento de una de las estaciones de ella. Fueron liberados en promedio $3.37 \times 10^{-3} \text{ mg NH}_4^+ / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$, $4.93 \times 10^{-4} \text{ mg PO}_4^{3-} / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$ y $1.11 \times 10^{-4} \text{ mg HS}^- / \text{l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{cm}^{-2}$. Con estos datos es posible predecir que en condiciones extremas la presa Rodrigo Gómez, que tiene un área de 474.53 Ha, podría liberar alrededor de 159.91 kg NH_4^+ / d , 23.41 kg $\text{PO}_4^{3-} / \text{d}$ y 5.27 kg HS^- / d , que serían almacenados en sus aguas, y quedarían disueltos en los 40.8 millones de m^3 de agua, que es su capacidad activa. Esto representaría que diariamente se disolverían aproximadamente $3.92 \times 10^{-3} \text{ mg NH}_4^+ / \text{l}$, $5.74 \times 10^{-4} \text{ mg PO}_4^{3-} / \text{l}$ y $1.32 \times 10^{-4} \text{ mg HS}^- / \text{l}$. Después de 5 días en la que liberación continuara bajo estas condiciones extremas, la concentración de NH_4^+ en el agua de la presa rebasaría los límites establecidos para su consumo humano; (0.02 mg NH_4^+ / l según Train, 1979). El PO_4^{3-} tardaría 17 días y los HS^- 15 días (los límites establecen $10 \text{ } \mu\text{g PO}_4^{3-} / \text{l}$ y $2 \text{ } \mu\text{g HS}^- / \text{l}$).

Los análisis de los sedimentos de la presa muestran que la estación No. 1 tiene la mayor cantidad de materia orgánica (en forma de carbono y nitrógeno orgánicos). Esta al ser descompuesta, liberará una mayor cantidad de compuestos que las

otras estaciones provocando de esta forma que el agua de esa zona de la presa tenga una calidad del agua inferior para uso doméstico. Lo anterior se fortalece con el fuerte olor a ácido sulfhídrico detectado durante la extracción de las muestras de agua en el muestreo de diciembre, el cual no fué detectado en las otras estaciones. En condiciones extremas de temperatura en los sedimentos, de esta estación se liberaría la mayor proporción de los compuestos inorgánicos estudiados.

En ambos muestreos, en las tres profundidades de muestreo, se rebasaron los límites establecidos para el abastecimiento del agua potable en los compuestos analizados (Secretaría de Salubridad y Asistencia, 1966; Train, 1979), siendo el hipolimnion el de menor calidad de agua en verano, debido a que en esta zona son almacenados los compuestos liberados de los sedimentos. En otoño se encontraron distribuidos verticalmente debido al mezclado.

El aumento de la concentración de nutrientes en la masa de agua de la presa Rodrigo Gómez, provocó el florecimiento de especies fitoplanctónicas que son indicadoras de las condiciones eutróficas en las que se encuentra la presa. *Nitzchia sp.*, *Melosira sp.*, *Synedra sp.* y *Oscillatoria sp.* son géneros fitoplanctónicas que florecieron con el aumento de nutrientes en verano. Al haber este florecimiento hubo un aumento de las poblaciones del zooplancton (*Brachionus sp.*, *Polyarthra sp.* y

Bosmina sp) que también son indicadoras de eutrofización (Curds y Hawkes, 1975).

En otoño, debido al mezclado y a las condiciones ambientales, hubo un cambio en la composición del plancton. *Dinobryon* sp, *Melosira* sp. y *Fragilaria* sp. son los géneros más abundantes del fitoplancton e indican contaminación principalmente por materia orgánica. Los géneros del zooplancton encontrados en este muestreo (principalmente *Brachionus* sp. y los copépodos) también son organismos indicadores de contaminación orgánica.

A pesar de que los microorganismos hallados en ambos muestreos son indicadores de contaminación orgánica, no es posible asegurar que estuvieron presentes únicamente por esa causa, sino que hubieron factores ambientales (como la temperatura y la incidencia de la luz solar) que influyeron en la dinámica pobla-cional del plancton en la presa.

Los sedimentos de la presa Rodrigo Gómez "La Boca" demostraron tener una gran potencialidad para liberar los compuestos estu-diados en la época de estratificación de la presa. Estos com-puestos al ser liberados, provocan la inaceptabilidad de su agua (mayo a octubre) al rebasar los límites establecidos para abastecimiento de agua potable. La alta concentración de nu-trientes provoca el florecimiento de organismos planctónicos que también son indicadores de contaminación orgánica y provo-

can olor, sabor y turbiedad aumentando así la inaceptabilidad y dificultando los procesos de tratamiento del agua de la presa.

En el trabajo no fué posible evaluar directamente el efecto de la liberación sobre calidad del agua y la comunidad planctónica de la presa, sin embargo se deduce que tiene una gran influencia en estas debido a que el reciclaje de nutrientes es un proceso que provoca cambios en la concentración de estos en cualquier cuerpo de agua.

Sería recomendable realizar este tipo de estudios in situ, de esta manera se podrían analizar más a fondo las relaciones entre la liberación de los compuestos y su influencia en el agua y en el plancton. Asimismo, utilizar el Sistema de Saprobiedad para conocer el grado de contaminación que tiene la presa.

7. BIBLIOGRAFIA

APHA, AWWA, WPCF. (1980). "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater". 15th Edition. Washington, USA.

Adams, D.D., Matisoff, G. and Snodgrass, W.J. (1982). "Flux of Reduced Chemical Constituents (Fe, Mn, NH_4 , and CH_4) and Sediment Oxygen Demand in Lake Erie". *Hydrobiologia* 92:405-414.

Alvarez, O.J. y Yanez, C.A. (1966) Reglamento Federal sobre Obras de Provisión de Agua Potable. Secretaría de Salubridad y Asistencia, México. pp. 2-12.

Alleman, J.E. and Irvine, R.L. (1980). "Storage-Induced Denitrification Using Sequencing Batch Reactor Operation". *Water*

Research 14:1483-1488.

Bågander, L.E. (1977). "in situ Studies of Bacterial Sulfate Reduction at the Sediment-Water Interface". Ambio Special Report No. 5:147-155.

Bågander, L.E. (1980). "Bacterial Cycling of Sulfur at the Sediment-Water Interface on in situ Study of Closed Sediment-Water Systems Under Reduced Conditions". Geomicrobiology Journal 2:141-159.

Ballinger, D.G. and Mc Kee, G.D. (1971). "Chemical Characterization of Bottom Sediments". Journal of Water Pollution Control Federation 43(2): 216-227.

Banks, R.B. (1974). "Modelo de Celdillas de Mezclado para Calcular OD y DBO en Ríos y Lagos". Series del Instituto de Ingeniería, No. 337-UNAM. México.

Bates, M.H. and Neafus, N.J.E. (1980). "Phosphorus Release from Sediments from Lake Carl Blackwell, Oklahoma". Water Research 14(10): 1477-1481.

Bella, D.A. and Williamson, A.J. (1980). "Simulation of Sulfur Cycle in Estuarine Sediments". Journal of the Environmental Engineering Division 106(1): 125-143.

Boström, M.H. and Pettersson, K. (1982). "Different Patterns of Phosphorus Release from Lake Sediments in Laboratory Experiments". *Hydrobiologia* 92:415-429.

Bourelly, P. (1966-1968). "Les Algues de'Eau Douce". Tome I-II Boubee et Cie. Paris.

Capri, M.G. and Marais, G.V.P., (1975). "pH Adjustment in Anaerobic Digestion". *Water Research* 9(3):307-313.

Crill, P.M. and Martens, C.S. (1983). "Spatial and Temporal Fluctuations of Methane Production in Anoxic Coastal Marine Sediments". *Limnology and Oceanography* 28(6):1117-1130.

Curds, C.R. and Hawkes, H.A. (1975). "Ecological Aspectos of Used-Water Treatment", Vol. 1 "The Organisms and their Ecology". Academic Press Inc. London.

Chairo, P.S. and Burke, D.A. (1980). "Sediment Oxigen Demand and Nutrient Release". *Journal of the Environmental Division* 106(1): 177-195.

Dart, R.K. and Stretton, R.J. (1980). "Microbial Aspects of Pollution Control". 2th. Edition. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdan, 265 p.

Davis, C. (1955). "The Marine and Freshwater Plankton. Michigan State University. Press East Lansing. Michigan.

Davison, W., Woof, C. and Rigg, E. (1982). "The Dynamics of Iron and Manganese in a Seasonally Anoxic Lake; Direct Measurement of Fluxes Using Sediment Traps". *Limnology and Oceanography* 27(6):987-1003.

De Victorica, J.L. y Romero, L.F. (1983). "Modelación Matemática de la Evolución de la Demanda de Oxígeno en Grandes Embalses". *Memorias del Noveno Congreso de la Academia Nacional de Ingeniería*, pp. 282-285. León Gto. México.

De Victorica, J.L. (1984). "Influencia de la Hidrodinámica de Embalses en la Evolución de la Calidad del Agua". *Series del Instituto de Ingeniería No. 480-UNAM, México*. 23 p.

De Victorica, J.L. y Romero, L.F. (1984). "Análisis de la Hidrodinámica de Embalses en Problemas de Ingeniería Ambiental". *Memorias del Décimo Congreso de la Academia Nacional de Ingeniería*, pp. 135-139. Cd. Obregón, Son. México.

Díaz, Z.G. (1982). "Introducción del Pez Amur (*Ctenopharyngodon idella*, Vallenciennes) en la Presa Rodrigo Gómez, N.L. para controlar la maleza acuática (*Hydrilla verticillata*, Rou.)" D.G.U.A.P.C. - S.A.R.H. México.

Díaz, Z.G. (1984). "Control Biológico de la Maleza Acuática (*Hydrilla verticillata*. Roy) por el Pez Amur (*Ctenopharingodon idella Vallenciennes*) en la Presa Rodrigo Gómez, Nuevo León". D.G.U.A.P.C. - S.A.R.H. México.

Díaz, Z.C. y Olvera, V.V. (1984). "Estudio Limnológico de la Presa Rodrigo Gómez, "La Boca" en el Estado de Nuevo León". D.G.U.A.P.C. - S.A.R.H. México.

Engvall, A.G. (1977). "Nitrogen Exchange at the Sediment-Water Interface". *Ambio* Special Report No. 5:141-146.

Enoksson, V. and Rùden-Berg, L. (1983). "A System for Determining Exchanges Between Sediment and Water Exemplified by Nitrogen Flux Under Controlled Oxygen Conditions". *Environmental Biogeochemistry Ecol. Bull.* 35:243-250.

Environmental Protection Agency. (1975). "Nitrogen Removal". *Technological Transfer Papers*. Ohio.

Environmental Protection Agency. (1977). "Algae and Water Pollution. An Illustrated Manual on the Identification, Significance and Control in Water Supplies and in Polluted Water". Ohio.

Fanning, K.A. and Manheim, F.T. (1982). "The Dynamic Environment of the Ocean Floor". Cap. 17. Lexington Books. D.C. Heath and Company. Lexington, Mass., pp. 305-316.

Freedman, P.L. and Canale, R.P. (1977). "Nutrient Release From Anaerobic Sediments". Journal of the Environmental Engineering Division 103:233-244.

Gorlenko, V.M., Dubinina, G.A. and Kuznetsov, S.I. (1983). "The Ecology of Aquatic Microorganisms". Edited by Prof. Dr. h.c. W. Ohle. E. Schweizerbart'she Verlagsbuchhandlung. Stuttgart, 251 p.

Graetz, D.A., Keeney, D.R. and Aspiras, R.B. (1973). "Eh Status of Lake-Sediment-Water Systems in Relation to Nitrogen Transformations". Limnology and Oceanography 18(6): 908-917.

Hallberg, R.O. (1972). "Sedimentar y Sulfide Mineral Formation An Energy Circuit System Approach". Mineral Deposita (Berl.) 7:189-201.

Hallberg, R.O. (1973). "The Microbiological C-N-S Cycles in Sediments and their Effect on the Ecology of the Sediment-Water Interface". OIKOS Supplementum 15:51-62.

- Hallberg, R.O., Bågander, L.E. and Engvall, A.G. (1976). "Dynamics of Phosphorus, Sulfur and Nitrogen at the Sediment-Water Interface". *Environmental Biogeochemistry*, Vol. 1. Ann. Arbor. Science, pp. 295-308.
- Hallberg, R.O. and Lindström, M. (1982) "Transformation of Iron in Aquatic Environments". *Stockholm Contributions in Geology* XXXVII:6.
- Hallberg, R.O., (1985). "Computer Simulation of Sulfur Isotope Fractionation in a Closed Sulfuretum". *Geomicrobiology Journal* 4(2):131-152.
- Hamilton-Taylor, J. and Price, B. (1983). "The Geochemistry of Iron and Manganese in the Waters and Sediments of Bløstadvjorden, S.W. Norway". *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 17:1-19.
- Hart, B.T. (1982). "Uptake of Trace Metals by Sediments and Suspended Particulates: A Review". *Hydrobiologia* 91:292-313.
- Hartmann-Hansen, M., Ingvorsen, K. and Jørgensen, B.B. (1978). "Mechanisms of Hydrogen Sulfide Release from Coastal Marine Sediments to the Atmosphere". *Limnology and Oceanography* 23(1):79-90.

Holm, N.G. (1978a). "Dynamics of Phosphate Exchange Between Sediments and Bottom Water in the Baltic Sea". Contributions in Microbial Geochemistry No. 3:1-28.

Holm, N.G. (1978b). "The Pool of Mobile Phosphorus in Baltic Sea Sediments". Contributions in Microbial Geochemistry No. 3:29-77.

Holm, N.G. (1978c). "Rates of Phosphate Release in Exchange Processes Between Sediments and Bottom Water". Contributions in Microbial Geochemistry No. 3:79-110.

Holm, N.G. and Lindström, M. (1978). "The Iron-Phosphate Relation in Sediment-Water Exchange Mechanisms". Contributions in Microbial Geochemistry No. 3:111-142.

James, A. and Evison, L. (1979). "Biological Indicators of Water Quality". John Wiley and Sons LTD. London.

Kelderman, P. (1984). "Sediment-Water Exchange in Lake Grevelingen Under Different Environmental Conditions". Netherlands Journal of Sea Research 18(3/4)286-311.

Kim, B.R., Higgins, J.H. and Bruggink, D.J. (1984). "Reservoir Circulation Patterns and Water Quality". Journal of Environmental Engineering 109(6):1284-1294.

Lindström M. (1980). "Transformation of Iron Constituents Durings Early Diagenesis: *in situ* Studies of a Baltic Sea Sediment-Water Interface". Contributions in Microbial Geochemistry No. 4:21-88.

Lindström, M. and Bågander, L.E. (1980). "*in situ* Determination of the Solubility Product for Freshly Precipitated FeS (amorph)". Contributions in Microbial Geochemistry No. 4: 89-119.

Lindström, M. and Holm, N.G. (1980). "The Iron-Phosphate Relationship in Sediment-Water Exchange Mechanisms". Contributions in Microbial Geochemistry No. 4:121-162.

Margalef, R. (1983). "Limnología". Ediciones Omega, S.A. Barcelona, 1010 p.

March, C. (1929). "Distribution and Key of the Northamerican Copepods of the Genus *Diaptomus* with Description of a New Species". Proc. U.S. Nat. Mus. 75(4):1-27.

Mawson, S.J., Gibson Jr., H.L., Funk, W.H. and Hartz, K.E. (1983). "Phosphorus Flux Rates in Lake Sediments". Journal of Water Pollution Control Federation 55(8): 1105-1111.

Nedwell, D.B. (1983). "Seasonal Changes in the Distribution and Exchange of Inorganic Nitrogen Between Sediment and Water in Northern Baltic (Gulf of Bothnia). Estuarine, Coastal and Shelf Science 17:169-179.

Ortíz, R.A. (1982). "Principales Características de la Fauna Bentica del Lago de Chapala". D.G.U.A.P.C. - S.A.R.H. Centro de Estudios Limnológicos, México.

Pennak, R.W. (1953). "Freshwater Invertebrates of the United States". The Roland Press Co. New York, 369 p.

Pesson, P. (1979). "La Contaminación de las Aguas Continentales". 1a. Edición. Editorial Mundi-Prensa. Madrid.

Ramírez, G.P. (1975). "Estudios Biológicos Dirigidos a la Evaluación de la Contaminación en el Lago de Chapala". Tesis Profesional para obtener el Título de Biólogo, Facultad de Ciencias, UNAM. México.

Reid, G.K. and Wood, R.D. (1976). "Ecology of Inland Waters and Estuaries". 2th. Edition. D. Van Nostrand, New York. 484 p.

Rudd, J.W.M. and Hamilton, R.D. (1978). "Methane Cycling in a Eutrophic Shield Lake and its Effects on the Whole Lake Metabolism". *Limnology and Oceanography* 23(2): 337-348.

Reynoso, A.A.L. (1982). "Uso Preliminar de los Organismos Fitoplanctónicos del Lago de Xochimilco, D.F. en la Interpretación de la Calidad del Agua". D.G.U.A.P.C. - S.A.R.H. México.

Salomons, W. (1985). "Sediments and Water Quality". *Environmental Technological Letters* 6:315-326.

Sawyer, C.N. and Mc Carty, P.L. (1978). "Chemistry for Environmental Engineering". 3th Edition. Mc Graw-Hill Kogakusha, Tokyo, 532 p.

Schippel, F.A., Bågander, L.E. and Hallberg, R.O. (1973). "An Apparatus for Subaquatic in situ Measurements of Sediment Dynamics". *Stockholm Contributions in Geology* 24(6):103-108.

Secretaría de Salubridad y Asistencia (1966). "Reglamento sobre Obras de Provisión de Agua Potable". México.

Smith, R.L. and Klug, M.J. (1981). "Reduction of Sulfur Compounds in the Sediments of an Eutrophic Lake Basin". *Applied and Environmental Microbiology* 41(4):713-730.

Stefan, H.G. and Hanson, M.J. (1981). "Phosphorus Recycling in Five Shallow Lakes". *Journal of the Environmental Engineering Division* 17(4):713-730.

Stumm, W. and Morgan, J.J. (1981). "Aquatic Chemistry. An Introduction Emphasizing Chemical Equilibria in Natural Waters". 2th. Edition. Wiley, 583 p.

Train, R.E. (1979). "Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency". Washington, D.C. Castle House Publications, 252 p.

Treviño, A.L., Lechuga, V.C., Flores, M.M. y Magaña, M.P., "Evaluación de las Características Fisicoquímicas y Biológicas que influyen en la Calidad y Potabilización del Agua de la Presa Rodrigo Gómez, "La Boca"", En proceso.

Uhlmann, D. (1979). "Hydrobiology". 1st. Edition in English. Wiley. Stuttgart. 315 p.

Weiler, R.R. (1973). "Interstitial Water Composition in Sediments of the Great Lakes, I. Western Lake Ontario". *Limnology and Oceanography* 18(6): 918-931.

A P E N D I C E

TABLA A.1. RESULTADOS ANALITICOS DEL NH_4^+ (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	34	40
1	0.50	0.82	0.94	0.97	0.9	1.28	1.75	2.09	2.08	2.12	2.38
1b	2.48	3.52	4.68	4.05	3.75	4.17	4.35	5.63	5.07	5.55	5.93
9	2.48	4.42	5.5	4.94	4.12	5.92	6.35	8.23	7.91	8.27	9.74
9b	0.22	0.30	0.54	0.46	0.38	0.41	0.25	0.47	0.65	0.75	0.78
0	1.25	2.07	2.31	1.55	1.02	0.92	1.14	2.85	1.02	1.25	2.29
0b	3.24	5.07	3.79	3.49	2.30	3.54	3.22	4.55	4.30	4.47	5.47

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.2. RESULTADOS ANALITICOS DE LOS NO_2^- (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
2	0.03	0.03	0.06	0.03	0.04	0.06	0.03	0.01	0.03	0	0.01
2b	0	0	0.03	0.03	0.04	0.05	0.03	0	0	0	0.01
9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
9b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0.13	0.01	0	0	0.06	0	0	0	0	0
0b	0	0.02	0	0	0	0.04	0	0	0	0	0

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.3. RESULTADOS ANALITICOS DE LOS NO_3^- (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
3	2.36	2.45	1.95	1.14	2.15	1.99	2.95	1.28	1.40	2.42	2.03
3b	2.97	2.55	2.27	1.51	2.65	2.01	3.74	1.49	1.57	2.28	2.31
9	2.51	2.64	2.45	2.00	2.76	3.32	3.43	1.80	3.17	3.30	2.47
9b	3.62	2.59	1.99	1.72	2.47	2.65	3.43	2.01	2.95	2.96	2.51
0	3.55	3.34	2.96	1.95	3.41	3.16	5.70	1.52	2.39	3.34	4.25
0b	2.83	2.97	2.10	1.25	2.50	3.05	5.38	1.21	2.39	4.40	3.94

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.4. RESULTADOS ANALITICOS DEL Fe (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
6	1.33	0.26	0.31	0.37	0.57	1.93	0.42	0.66	0.60	1.08	0.39
6b	1.33	0.92	1.14	1.21	1.50	0.73	2.01	1.11	0.56	0.50	0.49
8	1.37	1.13	0.32	0.3	0.23	0.74	0.52	0.38	0.35	0.46	0.32
8b	1.18	1.17	1.14	1.07	1.10	1.23	1.10	1.36	1.36	1.82	1.75
0	0.08	0.26	0.15	0.42	0.58	0.77	0.64	0.64	0.58	1.15	1.06
0b	1.04	1.15	0.84	0.82	1.25	0.31	0.99	1.62	1.58	4.00	1.13

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.5. RESULTADOS ANALITICOS DEL Mn (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
7	0.99	0.53	0.56	0.42	0.51	0.90	0.99	0.59	0.42	0.48	0.63
7b	0.46	1.56	0.70	0.44	0.85	0.93	0.95	0.41	0.42	0.60	0.23
8	0.88	0.54	0.35	0.17	0.19	0.27	0.31	0	0.19	0.38	0.27
8b	1.36	1.33	1.36	1.03	1.16	1.01	1.13	0.68	0.52	0.94	0.95
0	0.19	0.24	0.41	0.43	0.33	0.62	0.82	0.39	0.12	0.54	0.72
0b	1.42	0.98	0.99	0.90	0.11	1.14	1.18	1.45	1.00	1.87	1.37

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.6. RESULTADOS ANALITICOS DEL PO_4^{3-} (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
5	0.10	0.10	0.23	0.22	0.24	0.20	0.25	0.29	0.29	0.32	0.30
5b	0.17	0.25	0.38	0.42	0.36	0.32	0.35	0.47	0.48	0.54	0.56
8	0.17	0.12	0.23	0.23	0.25	0.26	0.31	0.34	0.33	0.39	0.38
8b	0.20	0.23	0.30	0.37	0.43	0.43	0.49	0.53	0.48	0.58	0.6
0	0.03	0.06	0.04	0.11	0.18	0.28	0.42	0.51	0.57	0.65	0.78
0b	0.10	0.23	0.29	0.40	0.53	0.56	0.54	0.51	0.43	0.50	0.56

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)

TABLA A.7. RESULTADOS ANALITICOS DEL HS^- (mg/l)

T.E.*/día	0	4	8	12	16	20	24	28	32	36	40
4	0.28	0.11	0.11	0.11	0.13	0.1	0.09	0.17	0.16	0.17	0.13
4b	0.08	0.12	0.07	0.08	0.11	0.14	0.13	0.15	0.17	0.1	0.13
8	0.10	0.05	0.03	0.06	0.06	0.13	0.08	0.17	0.13	0.12	0.12
8b	0.17	0.11	0.13	0.12	0.22	0.24	0.19	0.25	0.21	0.32	0.27
0	0.09	0.05	0.06	0.07	0.07	0.15	0.16	0.16	0.14	0.19	0.20
0b	0.09	0.16	0.12	0.25	0.21	0.63	0.25	0.34	0.16	0.33	0.25

(*T.E. = TUBO EXPERIMENTAL)