

41
2 ej.



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

**FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**

**ANALISIS MICROBIOLOGICO EN LA PRESA
EMILIANO ZAPATA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TITULO DE:

QUIMICO FARMACO BIOLOGO

P R E S E N T A :

ORTEGA MUNGUIA SANDRA

UNAM
FES
ZARAGOZA



LO BORRAMOS EJE
DE NUESTRA REFLEXION

DIRECTOR: M. EN C. JOSE LUIS GOMEZ MARQUEZ

MEXICO.

NOVIEMBRE DE 1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

FE DE ERRATAS

Por error de impresión se omitió en la carátula el nombre de **Yolanda Flores Cabrea**, asesor de la tesis.

SANDRA ORTEGA MUNGUÍA
NOVIEMBRE 1997

A Oscar.

A mis padres y hermanos por su confianza y apoyo

AGRADECIMIENTOS

A los laboratorios de Limnología e Inmunología por el apoyo en las instalaciones, material y equipo de laboratorio y computo que me facilitó la elaboración de este trabajo.

A la SEMARNAP del Estado de Morelos por su valioso apoyo en esta investigación.

A la S.S.S. Emiliano Rivapalacio Morales de Tizapota Morelos por las facilidades con el transporte para la toma de muestra, así como para los datos biométricos obtenidos durante los muestreos

Al M. en C. José L. Gómez Márquez y a Biól. Bertha Peña Mendoza por su colaboración a lo largo de este trabajo, conocimientos transmitidos y disposición en todo momento. Porque siempre han sido ejemplo de empeño y espíritu de superación.

A Q.F.B. Yolanda Flores C., por la asesoría en la parte microbiológica y apoyo prestado durante la realización de este estudio, así como por sus observaciones y amistad ofrecida desinteresadamente.

A Q.B.P. Dora A. Pérez G., debido a que su ayuda fue muy valiosa para el desarrollo del proyecto.

A Q.F.B. Margarita Chávez Martínez, por las correcciones y valorar mi trabajo.

Al Biol. José Luis Guzmán Santiago por su ayuda en la elaboración de los mapas y todas sus sugerencias (O).

A mis amigos Oscar Bernal E., Eduardo Suárez, Edgar Hernández y todos aquellos que de alguna manera contribuyeron con sus opiniones para la culminación de esta tesis.

Y a alguien muy especial, por estar a mi lado, compartir y convivir conmigo. Te amo gracias.

**ORTEGA MUNGUÍA SANDRA
NOVIEMBRE DE 1997**

CONTENIDO

	PAGINAS
RESUMEN	1
INTRODUCCION	2
GENERALIDADES	
1. Importancia de las bacterias en los cuerpos acuáticos	4
1.1 Mecanismos de autopurificación de las bacterias	7
Físicos	7
Químicos	8
Biológicos	9
1.2 Indicadores biológicos de la contaminación	
Coliformes	10
Mesófilos aerobios	12
Estreptococos fecales	12
1.3 Legislación de la contaminación	13
OBJETIVO	15
AREA DE ESTUDIO	16
METODO	18
RESULTADOS	21
ANALISIS Y DISCUSION	39
CONCLUSIONES	55
SUGERENCIAS	56
REFERENCIAS	57

RESUMEN

Se realizó un estudio microbiológico, físico y químico en el agua de la presa "Emiliano Zapata", para determinar los niveles de contaminación fecal en función su distribución espacial, temporal, composición y diversidad.

De manera bimestral se tomaron muestras de agua a tres niveles en dos estaciones de muestreo, de noviembre de 1994 a noviembre de 1995. A cada muestra se le realizaron las siguientes determinaciones: temperatura, pH, transparencia, oxígeno disuelto, demanda química y biológica de oxígeno, conteos de coliformes totales, fecales y estreptococos fecales mediante la técnica de NMP, conteos en placa para mesófilos aerobios y la identificación de microorganismos con el uso de medios selectivos o diferenciales y pruebas bioquímicas.

Se observaron concentraciones similares de los cuatro indicadores de contaminación fecal en las dos estaciones de muestreo, aunque existen diferencias morfológicas entre ellas (profundidad y efecto antropogénico). Existió un aumento importante de los grupos indicadores cuando el volumen de agua es mayor, lo que sugiere un aporte de agua municipal proveniente del sistema de drenaje. Las altas poblaciones bacterianas también pueden relacionarse con la resuspensión de bacterias de los sedimentos y el arrastre de lixiviados por el agua de lluvia. En el sistema se presentó un periodo de mezcla térmica, fenómeno que guarda relación inversa con las comunidades bacterianas en estudio, al parecer los otros factores no limitaron el desarrollo de los indicadores fecales. Se identificó un total de 18 especies bacterianas, donde se destacó la presencia de *E. coli*, *Klebsiella sp.*, *Salmonella sp.* y *Pseudomonas aeruginosa*. Estos resultados obtenidos señalan el riesgo potencial que representa para el hombre, la incorporación de desechos municipales a los sistemas acuáticos por falta de medidas sanitarias y sistemas de tratamiento.

INTRODUCCION

Hoy en día el problema más común en México, es el vertimiento crudo de los desechos domésticos e industriales a los cauces sin un tratamiento previo, con el consecuente deterioro del sistema acuático, que se conoce con el término de contaminación. (Rodríguez, 1985).

Mergalef (1983), establece que contaminación es un término más jurídico que limnológico, pues significa solamente: el cambio de un recurso, de tal modo que ya no es utilizable o bien que su valor ha disminuido. Por otro lado la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología (Congreso de la Unión, 1991), promulga la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, en la cual dentro de su artículo 3o, fracción IV define a la contaminación como "la presencia en el ambiente de uno o más contaminantes o de cualquier combinación de ellos que cause desequilibrio ecológico" y en la fracción V precisa que un contaminante es "toda la materia o energía en cualquiera de sus estados físicos y formas, que al incorporarse o actuar en la atmósfera, agua, suelo, flora, fauna o cualquier elemento natural, altere o modifique su composición y condición".

La importancia del estudio de contaminación en los cuerpos de agua radica en que son un recurso de primer uso, involucrados en infinidad de actividades humanas. Además de utilizarlos como un medio de eliminación de desechos cómodo y barato, su calidad se puede definir en función del uso al que se destina. La calidad del agua consiste en la cuantificación de la carga contaminante como en su capacidad de autodepuración. La cantidad de contaminantes puede evaluarse a través de los datos físicos y químicos obtenidos y el análisis biológico proporciona una visión de los efectos de la carga contaminante en el agua (James, 1983).

El vertimiento de desechos en cualquier cuerpo de agua provoca efectos nocivos tales como: el incremento de la turbidez, reducción de la fotosíntesis, adición de nutrimentos o sustancias tóxicas, pérdida de oxígeno disuelto, cubrimiento del bentos, destrucción de comunidades planctónicas, creación de nuevos hábitat así como el cierre del cuerpo acuático debido a la presencia de organismos patógenos (Rodríguez, 1985).

La presencia de los microorganismos patógenos constituye un riesgo potencial para la salud humana y el sistema acuático, ya que la mayoría de los microorganismos patógenos viven en el intestino del hombre o en el de los animales de sangre caliente por ejemplo: los agentes etiológicos de infecciones tales como fiebre tifoidea, cólera, etc., que

habitualmente pueden ser transmitidos por heces e introducidos en aguas naturales por la descarga de agua residual (Borrego *et al.*, 1990); este tipo de contaminación es demostrada mediante los llamados indicadores de contaminación fecal, pero la supervivencia de bacterias en un ambiente acuático es influenciada por una variedad de factores; paradójicamente, bajas concentraciones de bacterias indicadoras de contaminación fecal no garantizan en forma completa que la muestra de agua se encuentre libre de todo tipo de patógeno, porque éstos pueden poseer diferentes características de viabilidad con respecto a los indicadores de contaminación fecal (Gannon *et al.*, 1983; Morfígo *et al.*, 1990); por ejemplo, la correlación que existe entre dichos indicadores y *Salmonella sp* depende del tipo de agua residual y del tipo de cuerpo de agua al que es descargado (Morfígo *et al.*, 1990).

Fernández (1981), indica que la periodicidad de los análisis microbiológicos en agua que abastecen a una comunidad, permite el establecimiento de normas sanitarias para la prevención de enfermedades gastrointestinales y por lo tanto bienestar social desde el punto de vista salud.

Debido a que la presa "Emiliano Zapata" recibe desechos municipales y sus alrededores (Puente de Ixtla), se encuentran afectados por contaminación doméstica y agrícola (García, 1991), surgió la necesidad de evaluar la calidad microbiológica del agua del embalse mediante los análisis cuantitativos de los indicadores de contaminación fecal (Coliformes totales y fecales, estreptococos fecales y mesófilos aerobios), además de algunos factores físicos y químicos básicos en dos estaciones establecidas.

GENERALIDADES

1.- IMPORTANCIA DE LAS BACTERIAS EN LOS CUERPOS DE AGUA

Una corriente natural de agua posee la capacidad de autodepuración, la cual se realiza en equilibrio con las comunidades de organismos que lo habitan y se efectúa por una serie de procesos que se desarrollan en su seno con la participación de un grupo de microorganismos mixtos (Melcat, 1981; Winkler, 1986).

La presencia de las bacterias en el agua es normal, Campbell (1987) y Rheinheimer (1991) señalan un rango de 10^8 y 10^9 bacterias/ml distribuidas a lo largo de la columna de agua, incluso bacterias coliformes son comunes en agua donde existen vertebrados de sangre caliente como las aves acuáticas (Flores, 1994). Asimismo, Monñigo *et al* (1990), reporta para aguas de ríos limpios niveles de 10^2 - 10^3 organismos coliformes en 100 ml de agua.

Como quiera que las bacterias estén distribuidas en el agua, tienen fundamental importancia al ser estas, las principales colaboradoras de los ciclos biogeoquímicos (Figura 1 y Tabla 1), las cuales utilizan la materia orgánica disuelta o en suspensión que llega de algún modo al agua, transformando una parte en sus componentes más elementales (mineralización) y la otra en nueva masa celular microbiana (asimilación). Parte de la materia microbiana se descompone de la misma manera, en un proceso llamado respiración endógena (Winkler, 1986). Todas estas reacciones químicas se realizan en estrecha relación con la disponibilidad del oxígeno en el agua, ya que los organismos fotosintéticos efectúan un proceso endoenergético al tomar los productos finales producidos por los heterótrofos mediante la mineralización y suministran el oxígeno equilibrando de esta manera la depuración.

Desgraciadamente no siempre sucede así, debido a las descargas de aguas negras sobre los cuerpos acuáticos, con un aumento de los nutrientes y el gasto rápido del oxígeno disuelto (OD), lo que origina, que los procesos heterotróficos producidos por las bacterias aerobias se detengan o anulen. Al ir cesando los procesos de purificación los contaminantes orgánicos se acumulan en el agua y son los procesos anaerobios los que continúan, provocando manchas o malos olores en el sistema. El efecto de la eutroficación en los sistemas acuático depende tanto de la naturaleza del contaminante que se introduce como de la velocidad con la que es biodegradado (Campbell, 1987).

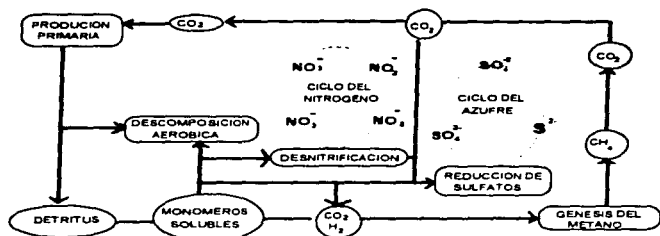


Figura 1. Rutas metabólicas del carbono durante su descomposición y su relación con los ciclos del azufre y nitrógeno (Fuente: Campbell, 1987)

	GÉNERO	CICLO	FUENTE
AERÓBIOS	<i>Azotobacter sp.</i>	1 y 2	Postgate J., 1981 y Atlas y Bartha, 1983
	<i>Azotococcus sp.</i>	1 y 2	
	<i>Alphamonas sp.</i>	1 y 2	
FACULTATIVOS	<i>Klebsiella sp.</i>	1	Postgate J., 1981, Atlas y Bartha, 1987, Campbell, 1987 Atlas y Bartha, 1983
	<i>Bacillus sp.</i>	1, 2 y 3	
	<i>Enterobacter sp.</i>	1 y 2	
	<i>Citrobacter sp.</i>	1	
	<i>Escherichia sp.</i>	1	
	<i>Pseudomonas sp.</i>	1, 2 y 3	
MICROAERÓFILICOS	<i>Flavobacterium sp.</i>	1 y 2	Postgate J., 1981 Atlas M R., 1987
	<i>Mycobacterium sp.</i>	1 y 2	
	<i>Thiobacillus sp.</i>	1 y 3	
	<i>Methanotilus sp.</i>	1 y 2	
ANAERÓBIOS ESTRUCTOS	<i>Clostridium sp.</i>	1 y 2	Postgate J., 1981, Atlas y Bartha, 1987 Campbell, 1987
	<i>Desulfivibrio sp.</i>	1 y 3	
	Bacterias del metano	1 y 2	

CICLO: NITRÓGENO = 1, CARBONO = 2 y AZUFRE = 3

Tabla 1. Contribución de algunos microorganismos en los ciclos biogeoquímicos.

Un aspecto más acerca del vertimiento de desechos en el agua es la aportación de organismos patógenos para el hombre o para el ambiente, estos microorganismos pueden sobrevivir al caer en el agua y ser transportadas, usando el agua como vehículo (Figura 2). Entre las enfermedades bacterianas transmitidas por el agua o los productos pesqueros fundamentalmente se encuentran: cólera, fiebre, tifoidea, disentería bacilar, brucelosis, gastroenteritis y listeriosis (Eugene y Junkin, 1988; Cabo, 1977). Según Onofre y Torres (1992), en 1990 aproximadamente el 30% de enfermedades enteropatógenas en México fueron causadas por *Shigella sp.*, *Salmonella sp.*, *Yersinia sp.* y *E. coli.* e identificando a las dos primeras, como los principales agentes etiológicos.

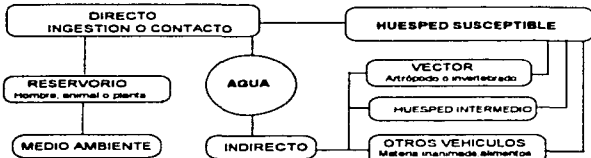


FIGURA 2. (Fuente: Cabo de la Punte, 1977).

Por otro lado, altas concentraciones de bacterias patógenas en el agua, hacen que esta agua sea impropia para el cultivo acuícola, pues se sabe que cuando el agua no posee la calidad microbiológica necesaria, produce efectos nocivos en los peces y aumenta la posibilidad que entren en contacto con hongos, parásitos, virus y bacterias (Contreras, 1988; Debeshi *et al.*, 1992).

Las alteraciones que sufren los productos pesqueros son principalmente de origen bacteriano, puesto que los hongos no tienen participación salvo algunas levaduras (Rheinheimer, 1991). Los gémenes patógenos más frecuentes para los peces en agua dulce pertenecen a los géneros *Pseudomonas sp.*, *Acromobacter sp.*, *Flavobacterium sp.*, *Micrococcus sp.*, *Bacillus sp.*, *Aeromonas sp.*, *Proteus sp.* y *Klebsella sp.*, causantes de lesiones en piel y septicemias (Roberts, 1981; Jiménez *et al.*, 1988).

Dada la elevada proporción de materia proteica que contienen los peces, representan un

excelente medio nutritivo, especialmente para las bacterias quimioorganotróficas y proteolíticas (Rheinheimer, 1991).

No sólo el consumo de agua de mala calidad (microbiológica), tiene efectos nocivos sobre el hombre o el medio acuático, sino también, sobre el cultivo agrícola, cuando se emplea dicha agua para el riego, lo que provoca productos alterados por la acción proteolítica o fermentativa de las bacterias. Fernández (1981), concluye que los vegetales y algunas frutas pueden servir de reservorio de cepas bacterianas patógenas sin merma en su virulencia señalando así un riesgo en la salud pública.

Es evidente, entonces, que las bacterias en el agua juegan un papel muy importante para el hombre, porque tienen efectos anabólicos o catabólicos para él. Sin embargo, estas se ven reguladas por procesos de autodepuración.

1.1.- MECANISMOS DE AUTODEPURACION DE LAS BACTERIAS

La autodepuración microbiana se opone a la multiplicación y supervivencia de los microorganismos, estos con sus características específicas tales como longevidad, velocidad de reproducción y crecimiento están condicionados factores físicos, químicos y biológicos (Geldreich, 1981; Borrego *et al.*, 1990)

FACTORES FISICOS

- La temperatura a la que se encuentra el agua tiene una importancia decisiva tanto en la multiplicación como en la supervivencia de los microorganismos, por ejemplo, Markosova y Jazek (1994), observaron un incremento progresivo en la densidad de bacterias mesófilas aerobias y coliformes hacia los meses de verano (mayo a agosto), con un descenso en la población bacteriana en invierno (con temperaturas en el agua de 1 a 10° C), por ser bacterias mesófilas cuya temperatura óptima de multiplicación es alrededor de los 37° C, siendo la mínima de 20° C (Markosova y Jazek, 1994) y la máxima de 40° C (Geldreich, 1980).

- Fundamentalmente el pH como la temperatura ejercen una influencia de inhibición sobre la población bacteriana. Con valores extremos de acidez (pH de 0-2), los iones metálicos

como molibdeno y cobre son más solubles, cuyas concentraciones no son tolerados por los microorganismos y en pH extremadamente altos ($\text{pH} > 10$), resultan nocivos por no desarrollarse en medios carentes de iones divalentes incluidos el Ca^{+2} y Mg^{+2} (que son precipitados en forma de carbonato). Además el NH_4^+ pasa a NH_3 libre que resulta deletéreo para las bacterias (Grant *et al.*, 1989)

- La radiación solar ejerce una acción bactericida reduciendo en 0.01% la densidad de bacterias después de 24 hr sobre aguas superficiales (Geldreich, 1981) y su eficacia dependerá de la turbidez en el agua; para las aguas claras (1.5 a 3 m), la eficacia es mayor, y para las turbias su poder de penetración es menor y su eficacia dudosa (Cabo, 1977). Gannon *et al.*, (1983), determinó en el Lago Ford, Michigan que la radiación solar durante la época de verano tiene mayor influencia en la desaparición de los coliformes fecales.

- Las arcillas, ejercen una acción bacteriostática, pues las bacterias al adherirse a la materia disuelta forman un floculo biológico (arcilla-materia-bacteria), llamado bacterioplacton que es consumido por el nivel trófico próximo (Dávalos *et al.*, 1992) o bien sedimentado (Borrego *et al.*, 1990). La sedimentación bacteriana es un proceso importante para remover coliformes fecales y bacterias patógenas (Gannon *et al.*, 1983.)

FACTORES QUIMICOS

- El efecto de las sales minerales u orgánicas, en el cuerpo de agua tiene doble efecto: 1) Son necesarias para crear un ambiente eutrófico y 2) Tiene acción bactericida o bacteriostáticas sobre los microorganismos (Grant *et al.*, 1989).

- Uno de los factores más importantes en la depuración de cualquier sistema acuático es la cantidad de materia orgánica presente medida indirectamente por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y relacionada con la cantidad oxígeno disuelto (OD). La DBO es interpretada como la cantidad de nutrientes fácilmente biodegradables. El efecto que tiene estos dos factores sobre las bacterias de procedencia intestinal aerobias o anaerobias facultativas es no permitir su viabilidad en aguas que no contienen oxígeno, pero si su sobrevivencia en aguas con alto contenido de materia orgánica. Romero y Rodríguez (1982); reportaron en su estudio bacteriológico en el Sistema Lagunar El Carmen Machona,

México; que la cantidad de OD esta relacionada con la cantidad de bacterias coliformes fecales (CF) y totales (CT), es decir, encontró mayor concentración de bacterias coliformes donde existe una mayor concentración de oxígeno disuelto. Flores (1994), observó en la Presa "El Niágara" concentraciones de sobresaturación de oxígeno disuelto (5.6-26.9 mg/l) y la presencia de CF en un rango de 1.5×10^7 a 2.4×10^5 en 100 ml de agua. En contraste en sus mismos estudios donde las condiciones anóxicas predominaban, existían hasta de 2.4×10^9 CF en 100 ml de agua, con concentraciones de DBO muy altas. No obstante las bacterias indicadoras de contaminación han sido estudiadas en su adaptación a bajas concentraciones de nutrientes en diferentes medios acuáticos por Sinclair y Alexander (1984) y Gurjaja y Alexander (1990).

BIOLOGICOS

- Acción parasitaria. Esta acción en el agua principalmente se encuentra sujeta a disponibilidad de las bacterias por bacteriófagos (Borrego *et al.*, 1990).
- Acción competitiva. Existe en el agua una acción competitiva entre las especies por el hábitat, por ejemplo: cuando las condiciones ambientales no son extremas existe competencia por los nutrientes, cuando éstos son favorables, entonces la competencia es por el espacio utilizable (Campbell, 1987).
- Antagonismo. Varias formas de antagonismo son limitantes sobre la población de bacteria, por ejemplo: En agua dulce existe actividad antagonica de las algas con *E. coli* (Geldreich, 1981).
- La acción depredadora. La acción de depredación de protozoarios (en especial flagelos y ciliados), contribuye como parte del equilibrio de la cadena trófica, al ser las bacterias el alimento especial de los protozoarios (Davalos *et al.*, 1992). La depredación es dependiente de la densidad y de la naturaleza del sistema es por esto que las bacterias Gram negativas al ser más comunes en ambientes acuáticos son presas preferentes de los protozoos y no las bacterias Gram positivas que son menos comunes. La competición, antagonismo y predación representa el 86-75% de los factores bióticos para la supervivencia de coliformes y solo el 25% para los estreptococos fecales (Marino y Gannon, 1991).

No siempre se debe confiar ciegamente en la efectividad de los procesos de autopurificación bacteriana, por lo que siempre es preferible, determinar si en realidad existen bacterias patógenas en el agua.

Contra lo que cree la mayoría de la gente, se requiere un procedimiento lento y laborioso y por lo tanto, tales exámenes nunca se hacen. El procedimiento que se usa consiste en determinar la presencia de un grupo de organismo que indique evidencia de desechos provenientes de exoneraciones intestinales.

1.2 INDICADORES BIOLÓGICOS DE LA CONTAMINACION

Las condiciones de un cuerpo de agua refleja mejor las características de todo un ecosistema sometido a tensión, por la presencia de determinados organismos característicos o indicadores de la contaminación (Margalef, 1983).

Dentro del gran número de indicadores biológicos encontramos a comunidades de fitoplancton, zooplancton parásitos, peces, bacterias y virus (Margalef, 1983; James, 1983). Las bacterias por su parte, se subdividen en grupos como coliformes, estreptococos fecales, clostridios y mesófilos aerobios.

COLIFORMES:

EL grupo de coliformes incluye a todas las bacterias aerobias y anaerobias facultativas, no formadoras de esporas Gram negativa, fermentadoras de lactosa (S.S.A., 1989).

El empleo de estos organismos como indicadores se fundamenta por presentarse de manera constante en la materia fecal, por no reproducirse en aguas limpias o relativamente limpias, tienden a morir en el agua a un ritmo igual que las bacterias patógenas intestinales, existen en el agua en mayor número que los patógenos que pudieran estar presentes (Eugene y Junkin, 1986; APHA, 1992). Dentro de este grupo la identificación de *E. coli* puede considerarse en general como indicador de contaminación reciente y más peligrosa que la de otros coliformes (Fernández, 1981).

Existen una gran variedad de técnicas y medios de cultivo basados en la capacidad que tienen los coliformes para fermentar lactosa a las 24 o 48 horas. El recuento puede efectuarse en medios líquidos o sólidos (James, 1992.). El primero sigue la técnica del número más probable (NMP), y se desarrolla en etapas: presuntiva, confirmatoria y completa. Según el tipo de material examinado y la especificidad requerida, el estudio se extenderá a una, dos o las tres pruebas. El segundo hace el uso de medios sólidos (S.S.A., 1989) y el ensayo corre hasta la prueba confirmatoria. Cuando se sigue el método NMP se requiere de caldo lactosado para la prueba presuntiva y para la confirmatoria, caldo lactosado con sustancias inhibitorias, en este últimos encontramos el caldo verde billis. (Fernández, 1981).

Guinea (1984), apunta una mayor positividad a la prueba confirmatoria cuando la inoculación se hace de los tubos positivos de 24 hr (prueba presuntiva), que cuando se hace de los positivos de 48 hr, señala que la enumeración por el método NMP, proporciona una estima de los organismos viables existentes en el sustrato. Es un concepto estadístico derivado de la probabilidad de encontrar organismos en una serie de diluciones en un determinado volumen (dilución 1:10).

Si de cada dilución se obtiene un juego de tubos de ensayos repetidos, se llegará finalmente a una dilución donde habrá recibido solo una o ninguna célula, en estas diluciones la probabilidad de que no se halle ninguna bacteria en la alícuota considerada esta dada por:

$$P(o) = \frac{\text{No. de tubos sin crecimiento}}{\text{No. de tubos totales}}$$

Esta probabilidad viene establecida por la distribución de Poisson para la cual $P(O) = e^{-m}$, donde: e es la base de los logaritmos neperianos y m es el NMP de las células contenidas en las diluciones consideradas en los tubos positivos y negativos (APHA, 1992). Se sabe que cuanto más grande es el número de microorganismos en el agua, mayor es la probabilidad de tener una contaminación masiva o reciente por

materia fecal: por el contrario, cuando el número es menor se habla entonces de una contaminación escasa y remota que con el tiempo ha alcanzado esos niveles y carece por ello de importancia sanitaria (Fernández, 1981).

La necesidad de confirmar las pruebas resulta del sinergismo que existe entre especies de bacterias no coliformes como lo son: estreptococos, bacilos (*Bacillus asteroporvus*), clostridios (*Clostridium perfringens*) e incluso levaduras (Fernández, 1981).

MESOFILOS AEROBIOS

El grupo de mesófilos aerobios comprenden a todas las bacterias Gram positivas y negativas, cromógenas, proteolíticas, fermentadoras, proteolíticas patógenas, saprofiticas y aerobias capaces de proliferar entre 20°C y 37°C (S.S.A., 1989).

La presencia de un número elevado de mesófilos aerobios indica la existencia de materia orgánica que origina condiciones favorables para la multiplicación de los organismos.

Su identificación es realizada por medio de conteos de microorganismos viables (conteos en placa, cuenta total aeróbica, etc.), determinando el número máximo de organismos a través de unidades formadoras de colonias (UFC), bajo condiciones de incubación, entre los 20°C y 37°C de 24 a 48 hr. Como el grupo de mesófilos es muy heterogéneo, la prueba se basa en la capacidad que tienen estos organismos para desarrollarse en las condiciones indicadas (S.S.A., 1989; APHA., 1992).

ESTREPTOCOCOS FECALES

Para Lennette (1981), los estreptococos fecales es un grupo que posee la substancia antigénica característica del grupo D de Lancefield (*S. liquefaciens*, *S. limogenis*, *S. faecium*, *S. durans*, *S. bovis* y *S. equinus*).

Uno de los caracteres comunes en todas las especies de este grupo es una persistencia principalmente a los inhibidores bacterianos.

El azida de sodio, es relativamente bien tolerado por los estreptococos fecales y fuertemente inhibitoria para las enterobacterias. Cuando la concentración de la azida es bien elegida es posible tener una buena selectividad, suficiente para que sean inútiles los exámenes de identificación.

Al igual que los coliformes, los conteos pueden realizarse mediante la técnica de NMP o filtración, ambos métodos comprenden las pruebas presuntiva y confirmatoria, las cuales emplean inicialmente el azida de sodio como inhibidor para el ensayo presuntivo y violeta de metilo para el confirmatorio (Rodler, 1992).

En los análisis, la elección de los microorganismos que indican contaminación fecal es esencial, por lo que ha sido y será motivo de discusión, debido a la información que proporcionan tales grupos ante la presencia de patógenos (Moránigo *et al.*, 1990), por las nuevas técnicas analíticas o bien por los conocimientos epidemiológicos.

Hasta estos últimos años, las normas establecidas para el agua usada en la protección de la flora y fauna, considera de buena calidad recuentos de 10000 bacterias coliformes totales en 100 ml y no más de 20000, ausencia de bacterias patógenas (Congreso de la Unión, 1981), en las que podemos incluir a *Salmonella sp* y *Vibrio cholerae*. Sin embargo no se han establecido normas que consideren otros grupos de indicadores de contaminación fecal.

1.3. LEGISLACION DE LA CONTAMINACION

El uso y explotación de los recursos acuáticos ha sido reglamentado y legislado por la Ley Federal de Agua (Congreso de la Unión, 1972); en marzo de 1973, se decretó el reglamento para la Prevención y Control de la Contaminación de Aguas, donde se establecieron los niveles máximos tolerados de los contaminantes para la descarga de aguas residuales permisibles, por la Ley Federal de Protección al Ambiente (S.P.P., 1982).

La SEDUE, promulga la Ley del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, (Congreso de la Unión, 1991), la cual pretende relacionar la explotación de los recursos sin tener efectos en el equilibrio ecológico.

Por último con el Plan Nacional de Desarrollo 1995-2000 (S.P.P., 1995), se plantea ir más allá de una actitud regulatoria, por lo que se busca un equilibrio entre los objetivos económicos, tecnológicos y sociales para lograr contener los procesos de deterioro teniendo como prioridad el saneamiento de las cuencas más contaminadas (S.P.P., 1995).

De esta manera, se ha establecido un marco legal para la conservación racional del recurso natural no sólo por ser económicamente importante para el país, sino para el hombre mismo.

Sin embargo, a pesar de que las aguas mexicanas han sido consideradas para su protección y conservación a través de los decretos y leyes antes mencionados, en la actualidad 29 de las 37 regiones hidrológicas se encuentran calificadas como contaminadas (S.P.P., 1995). Por citar algunos lugares contaminados y estudios realizados encontramos la cercanía de los puertos de Veracruz, Coatzacoalco, lagunas costeras de Veracruz, Tabasco, e Isla del Carmen, con presencia en agua y sedimento niveles extremadamente altos de coliformes fecales y de bacterias patógenas como *Vibrio parahaemolyticus*, *Enterobacter cloacae*, *Klebsiella pneumoniae*, *Citrobacter sp.*, *Shigella sp* y *Salmonella sp* (Rodríguez y Botello, 1987), las lagunas costeras de México, describen NMP hasta de 24×10^3 de CF/100 ml de agua (Rodríguez y Romero, 1981; Romero y Rodríguez, 1982; Rodríguez y Botello, 1987). De igual manera otros autores (Buñuelos, 1982; Reyes, 1986), han estudiado contaminación fecal, coincidiendo todos en que la contaminación bacteriológica es producto del vertimiento de agua municipal o industrial.

OBJETIVO GENERAL

Realizar los análisis microbiológicos, físicos y químicos en el agua de la presa "Emiliano Zapata" de manera bimestral durante un año, para determinar los niveles de contaminación fecal en función de la distribución espacial, temporal, composición y diversidad de coliformes totales y fecales, estreptococos fecales y mesófilos aerobios, así como su relación con los factores físicos y químicos e identificación de los microorganismos presentes, hasta el nivel taxonómico más específico posible.

OBJETIVOS PARTICULARES

1. Determinar los niveles de contaminación fecal que se presenta en el agua de la presa "Emiliano Zapata".
2. Aislar e identificar las bacterias activas en función de la disponibilidad de material y equipo.
3. Analizar la variación espacial y temporal de los indicadores de contaminación fecal
4. Determinar los siguientes factores físicos y químicos: Temperatura (ambiental y del agua), pH, transparencia, oxígeno disuelto, DBO y DQO.
5. Relacionar la presencia de bacterias con los factores anteriores, mediante el análisis estadístico.

AREA DE ESTUDIO

La presa "Emiliano Zapata", se encuentra ubicada en el extremo suroeste del estado de Morelos, pertenece al ejido de Tilzapotla, municipio de Puente de Ixtla. Su posición geográfica esta determinada por las coordenadas 18°37' latitud norte y 99°19' de longitud oeste (Figura 4), con una altitud de 899 msnm. Presenta un tipo de clima de acuerdo a Koppen modificado por García (1972), Aw'o (W) (lg que indica cálido subhúmedo con canícula, lluvias en verano. Se registra la máxima temperatura anual de 28.3°C en mayo; y la mínima anual de 20°C en enero, con una precipitación pluvial máxima anual de 219.6 mm en septiembre y la mínima de 1.7 mm en enero (S S P, 1981). La presa fue construida por el gobierno del estado en los años de 1969 a 1970, con fines de riego y almacenamiento y ocupa una superficie de 15 hectáreas con una capacidad total de almacenamiento de 3 300 000 de m³. Los suelos que circundan a la presa presentan una textura de migajón arenoso, que corresponde a la clase de textura media en los 30 cm superficiales y alta permeabilidad (Granados, 1992).

El tipo de vegetación alrededor de la presa corresponde a selva baja caducifolia (Granados, 1992). La agricultura (García, 1991) es de tipo temporal (arroz, jitomate, maíz, tomate, maíz punta y caña de azúcar) y de riego (algodón y maíz).

Los datos de la capacidad útil de almacenamiento del embalse (CUA), durante el periodo comprendido de mayo-94 a noviembre-95 son representados en la figura 3.

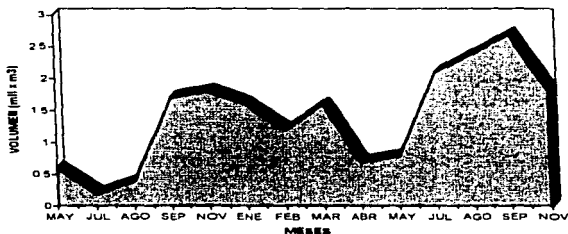


FIGURA 3. CAPACIDAD ÚTIL DE ALMACENAMIENTO DE MAYO -94 A NOVIEMBRE-95. DATOS PROPORCIONADOS POR LA COMISION NACIONAL DEL AGUA DEL EDO DE MORELOS

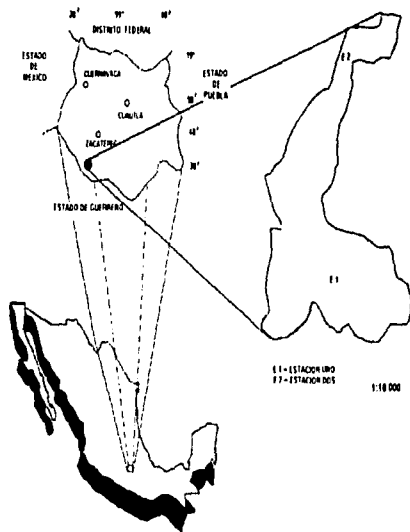


FIGURA 4. UBICACION DE LA ZONA DE ESTUDIO

METODO

Trabajo de campo

Se realizaron muestreos bimestrales en la presa "Elimino Zapata" de noviembre-94 a noviembre-95, en dos estaciones establecidas (Figura 4). En cada una de las estaciones de muestreo se tomaron muestras de agua a nivel de superficie (0.30 m), medio y fondo (dependiendo de la profundidad del embalse) con una botella muestreadora tipo Van Dorn de dos litros de capacidad, transfiriendo su contenido a botellas de vidrio de 500 ml con tapón de rosca previamente esterilizadas, las cuales, contenían 1 ml de tiosulfato al 10% para los análisis microbiológico y botellas de plástico de 1 000 ml para los análisis físicos y químicos.

Se realizó in situ los siguientes parámetros:

- Temperatura del agua y temperatura ambiente; estimada con un termómetro de -20 a 120 °C con precisión de $\pm 1^\circ\text{C}$.
- Transparencia, con el disco de Secchi.
- Oxígeno disuelto; fueron tratadas inmediatamente añadiéndoles a cada una, 1 ml de sulfato manganoso y 1 ml de la solución alcalina de yoduro de potasio-azida de sodio y posteriormente titulada con una solución de tiosulfato de sodio 0.25N (SARH, 1980; Contreras, 1988; APHA, 1992).
- Potencial de hidrógeno (pH); registrado con un potenciómetro de campo marca Corning modelo 80 con una escala de 0 a 14 unidades de ± 0.1 de precisión.

Trabajo de laboratorio

ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO. Para determinar la densidad de organismos indicadores, primeramente se preparon las muestras de agua por una serie de diluciones hasta 10^{-6} con base en la Norma Oficial Mexicana NOM 110-SSA1-94 (S.S.A., 1994c). Posteriormente se determinó el número más probable (NMP/100 ml) de bacterias coliformes totales (Guinea, 1984 y S.S.A., 1994), coliformes fecales y estreptococos fecales (Guinea, 1984; APHA., 1992; Rodier, 1992), por la técnica de tubo múltiple en serie de tres tubos, desarrollada hasta la etapa confirmatoria.

Para los coliformes totales y fecales inicialmente fue empleada la misma prueba presuntiva, donde se adicionó a tres tubos de caldo lactosado de doble concentración (Difco), 10 ml de la dilución correspondiente y a cada uno de los tubos de la serie de tres de caldo lactosado

concentración sencilla (Difco), 1 ml. y 0.1 ml de la dilución, se incubaron a 35 °C de 24 a 48 hr. Los tubos de la prueba presuntiva que presentaron cualquier cantidad de gas fueron inoculados en caldo verde brillante bilis al 2 % (Bioxon), para la prueba confirmatoria de coliformes fecales y en caldo CE (Bioxon), para la confirmación de coliformes fecales, e incubados a 35 °C de 24 a 48 hr, además de ser sembrados por aislamiento sobre placas de agar Mac-Conkey (Bioxon).

Los conteos de estreptococos fecales fueron realizados bajo las mismas condiciones de incubación y procedimiento con la utilización en las pruebas presuntiva del medios Rother y en la confirmatorias del Linsky (Difco).

Los conteos de mesófilos se efectuaron por medio de cuenta en placa (S.S.A., 1994b; APHA, 1992), expresadas como unidades formadoras de colonias (UFC/ml), la prueba se realizó por duplicado, añadiendo un ml de la dilución problema y de 15 a 20 ml de agar soya tripticasa fundido a 45 °C (Bioxon) a cada una de las cajas petri estériles, la incubación fue a 35 °C de 24 a 48 hr.

La presencia de bacterias patógenas *Salmonella sp* se comprobó siguiendo los procedimientos de enriquecimiento y Aislamiento de la Norma Oficial Mexicana NOM-114-SSA-94 (S.S.A., 1994a), hasta la identificación bioquímica.

De las placas de agar Mac-Conkey, agar soya tripticasa y caldo Linsky, se aislaron e identificaron los microorganismos aerobios diferentes a *Salmonella sp.*, el aislamiento para los Gram positivos fue en placas de agar soya, sal y manitol, S-110 y sangre, los Gram negativos en agar soya y Mac-Conkeyu.

La identificación bioquímica fue con base a los criterios sistemáticos de Lennette (1981) y Buchanan y Gibbons (1974), con el uso de los siguiente medios:

MEDIO	ESPECIFICACION
Medio TSI.	BIOXON
Medio LIA.	BIOXON
Medio SIM.	BIOXON
Medio Citrato SIMONS.	BIOXON
Medio de gelatina.	BIOXON
Caldo Lactosa rojo de fenol.	BIOXON
Caldo Maltosa rojo de fenol.	BIOXON
Caldo Manitol rojo de fenol.	BIOXON
Caldo Sacarosa rojo de fenol.	BIOXON
Caldo Xilosa rojo de fenol.	BIOXON
Caldo manitol.	BIOXON
Caldo Urea.	BIOXON
Caldo Rojo de Metilo - Voges Proskauer.	BIOXON

ANÁLISIS QUÍMICO.

Los parámetros químicos efectuados en esta fase fueron: demanda biológica de oxígeno a los cinco días (DBO_5) y la demanda química de oxígeno (DQO). En la primera se utilizó agua de dilución, la cual, contenía por litro de agua destilada un ml de solución amortiguadora de fosfatos (KH_2PO_4 , $NaHPO_4 \cdot 7H_2O$, K_2HPO_4 y NH_4Cl), solución de $CaCl_2$ y $MgSO_4 \cdot 7H_2O$, aerada hasta saturación, la dilución empleada fue de 1 a 50%. Para determinar la DBO_5 , se obtuvo la demanda de oxígeno disuelto después de estar en contacto la muestra (15 seg), con el agua de dilución y a los cinco días de ser incubada a 20 °C. La determinación de la DQO fue por el método volumétrico de reflujo, en un medio fuertemente ácido (H_2SO_4) y una solución 0,25N de dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$). El exceso del agente oxidante se determinó con una solución 0,25N de sulfato ferroso amónico hexahidratado ($Fe(NH_4)_2 \cdot 6H_2O$) y 1, 10 ortofenantrolina como indicador (SARH, 1982; APHA, 1992).

Trabajo de gabinete

PROCESAMIENTO DE RESULTADOS. La información obtenida en el trabajo de campo y laboratorio fue capturada en hoja de cálculo (Lotus 1. 2. 3.), los datos fueron editados en el paquete estadístico Statgraphics 5.0 para realizar el análisis estadístico. Inicialmente se analizaron los datos mediante técnicas exploratorias, para observar el ajuste de normalidad de las variables estudiadas (Salgado; 1992). Los datos de los cuatro grupos de indicadores fecales (CT, CF, SF y MA), fueron reexpresados por medio de una transformación simple de logaritmos ($x = \ln x$), con el objeto de promover la simetría de la distribución que mostraron sesgos y casos extraordinarios; las otras variables físicas y químicas fueron analizadas con los valores originales de x . Posteriormente se hizo un análisis de varianza de un factor (ANDEVA), considerando los diferentes sitios de colecta, los niveles de la muestra de agua y las diferentes campañas de muestreo. El nivel de significancia considerado fue de 0.05 para todas las pruebas estadísticas que se efectuaron. Con el propósito de representar las diferencias de las variables en relación a los sitios de muestreo se construyeron diagramas de cajas múltiples con muesca; para mostrar el comportamiento de las variables en relación a los meses de muestreo se utilizaron los valores promedio. Finalmente el grado de relación entre los factores físicos y químicos (temperatura del agua, oxígeno disuelto, DBO y DQO) y los indicadores de contaminación fecal fue evaluado con el coeficiente de correlación y diagramas de escalera (Salgado; 1992).

RESULTADOS

I. ANALISIS MICROBIOLÓGICO

Para una mejor distribución y comparación con los valores físico y químicos, los datos originales de la densidad de indicadores fecales fueron expresados por medio de una transformación logarítmica

1. COLIFORMES TOTALES

El valor medio encontrado en la determinación del número más probable (NMP), de coliformes totales (CT), fue aproximadamente de 10/100 ml (Figura 1a), para ambas estaciones de muestreo, por lo que no se encontró diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.9$), entre la estación uno (E1) y la dos (E2), así como tampoco entre los estratos de la columna de agua (superficie, medio y fondo), de la estación E1 y E2 ($p < 0.8638$ y $p < 0.9875$ respectivamente). En la distribución temporal (Figura 1b), se observó un incremento en la concentración de CT en noviembre-94 y enero-95 con una disminución hacia el periodo de estiaje (marzo-95 a mayo-95) y una tendencia al aumento en época de lluvia (julio-95 a septiembre-95), con un nuevo descenso al término del ciclo (noviembre-95).

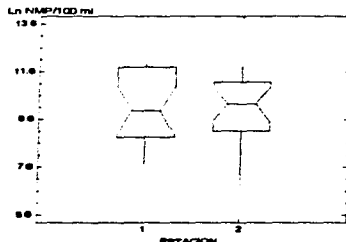


FIGURA 1a. VARIACION ESPACIAL DE COLIFORMES TOTALES DURANTE EL ESTUDIO.

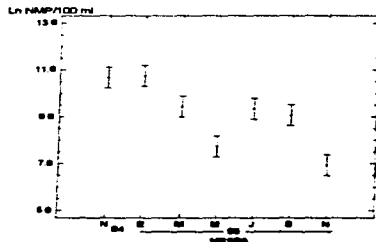


FIGURA 1b. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE COLIFORMES TOTALES DURANTE EL ESTUDIO.

2. COLIFORMES FECALES

La Figura 2a muestra la densidad de coliformes fecales (CF) en la E1 y E2 durante el ciclo de muestreo y con base en el análisis estadístico no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.8782$), entre los sitios de muestreo.

En el análisis de varianza realizado para la distribución vertical, de la E1 y E2, no se encontró diferencias estadísticamente significativa ($p < 0.8370$ y $p < 0.9940$, respectivamente).

En relación a la variación temporal de CF (Figura 2b), se observó un comportamiento similar a los CT, con concentraciones máximas del NMP en noviembre-94 (11.6/100 ml) y el mínimo en noviembre-95 (7.5/100 ml).

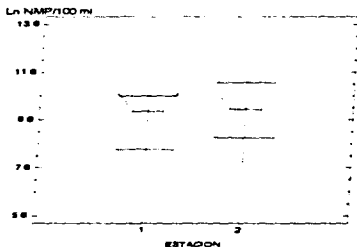


FIGURA 2a. VARIACION ESPACIAL DE COLIFORMES FECALES DURANTE EL ESTUDIO

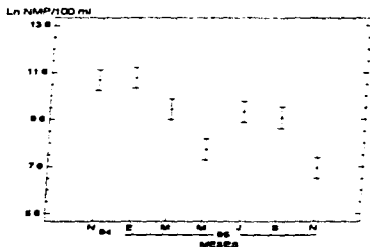


FIGURA 2b. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE COLIFORMES FECALES DURANTE EL ESTUDIO

3. ESTREPTOCOCOS FECALES

La abundancia de estreptococos fecales (SF), es similar para ambas estaciones de muestreo (Figura 3a), lo cual concuerda con el análisis de varianza en el que no se obtuvo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.5279$). En cuanto al análisis por niveles tampoco existieron diferencias significativas para la E1 ($p < 0.7934$) y E2 ($p < 0.4656$). La mayor concentración promedio de SF (Figura 3b), se presentó en el mes de noviembre-94 (NMP de 5.5/100 ml) y la mínima en mayo-95 (NMP de 2.9/100 ml).

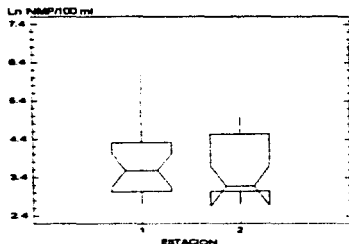


FIGURA 3a VARIACION ESPACIAL DE ESTREPTOCOCCOS FECALES DURANTE EL ESTUDIO

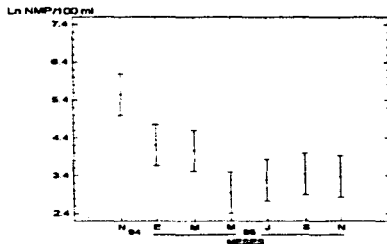


FIGURA 3b VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE ESTREPTOCOCCOS FECALES DURANTE EL ESTUDIO

4. MESOFILOS AEROBIOS

Al realizar el análisis estadístico de mesófilos aerobios (MA), no se encontraron diferencias significativas entre las estaciones de muestreo ($p < 0.9759$), los valores extremos que se presentan en la Figura 4a corresponde al último mes de muestreo.

No se encontró diferencias estadísticamente significativas, en la concentración de MA sobre la columna de agua en la E1 ($p < 0.651$) y E2 ($p < 0.9169$). La variación temporal promedio de este grupo de microorganismos (Figura 4b), mostró la misma tendencia que los otros tres indicadores, excepto por el último muestreo (noviembre-95), donde hubo una marcada declinación en la densidad.

II ANALISIS FISICO Y QUIMICO

5. TEMPERATURA DEL AGUA

La diferencia de temperatura del agua entre los dos sitios de muestreo (Figura 5a), fue de dos grados (28 °C estación uno y 26 °C para la dos) y debido a este estrecho rango de temperaturas, no fue posible que el análisis estadísticos marcara diferencias significativas ($p < 0.0991$), pero se consideró importante analizar cada una de las zonas de muestreo por separado por las características del sistema.

Las temperaturas registradas en los meses de enero-95 y mayo-95 coinciden con los mínimos y máximos de temperaturas del agua durante el ciclo de muestreo (Figuras 5b y 5c), pero solo en enero-95 (E1), existió una mezcla térmica en la columna de agua (Figuras 5d y 5e). Desde mayo-95 hasta septiembre-95 a nivel superficial, la temperatura del agua se mantuvo constante con 30°C en la estación uno y 29°C en la estación dos, pero no así en los otros dos niveles (medio y fondo), donde existió diferencias de un grado por estrato (Figura 5d y 5e).

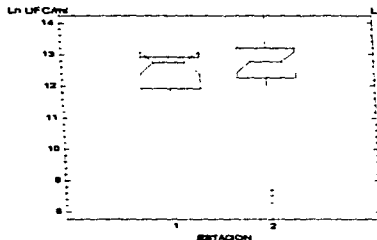


FIGURA 4a VARIACION ESPACIAL DE MESOFILOS AEROBIOS DURANTE EL ESTUDIO

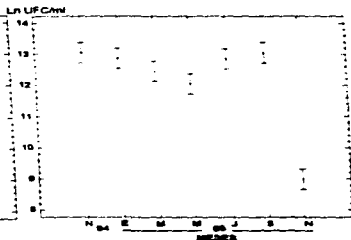


FIGURA 4b VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE MESOFILOS AEROBIOS DURANTE EL ESTUDIO

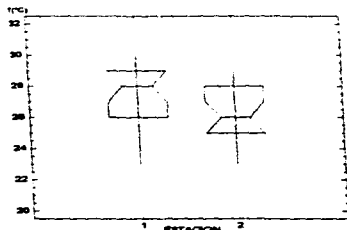


FIGURA 5a VARIACION ESPACIAL DE LA TEMPERATURA DEL AGUA DURANTE EL ESTUDIO

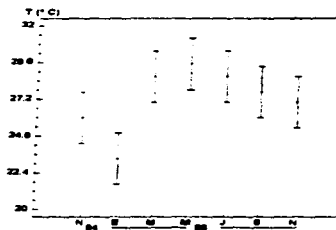


FIGURA 5b: VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE LA TEMPERATURA DEL AGUA EN LA ESTACION UNO

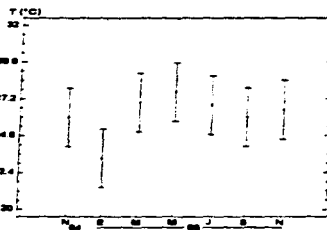


FIGURA 5c: VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE LA TEMPERATURA DEL AGUA EN LA ESTACION DOS

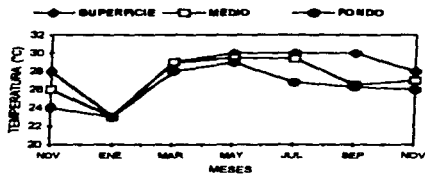


FIGURA 5d: VARIACION DE LA TEMPERATURA DEL AGUA EN LOS TRES NIVELES ESTACION UNO

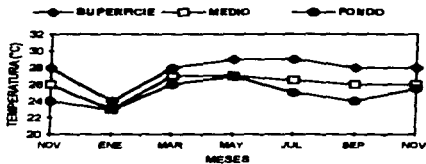


FIGURA 5e: VARIACION DE LA TEMPERATURA DEL AGUA EN LOS TRES NIVELES ESTACION DOS

6. POTENCIAL DE HIDROGENO (pH).

Los valores de pH encontrados en las estaciones de muestreo son muy homogéneos y oscilaron alrededor de un valor neutro (Figura 6a), aunque se registraron valores ligeramente alcalinos, principalmente en la E2; la variación promedio estacional se mantuvo entre 6.9 y 7.7 (Figura 6b).

De noviembre-94 a marzo-95 se presentó un incremento de pH con valores de 7.4 a 7.7, respectivamente, para descender en julio-95 (pH de 6.9) y posteriormente un nuevo incremento hasta el final del ciclo (noviembre-95 con pH de 7.5).

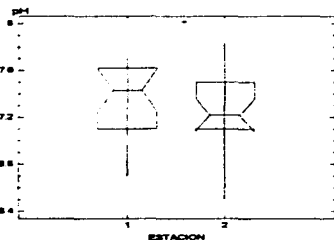


FIGURA 6a. VARIACION ESPACIAL DEL pH DURANTE EL ESTUDIO

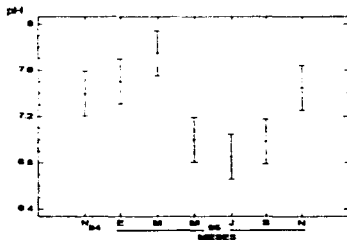


FIGURA 6b. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DEL pH DURANTE EL ESTUDIO

7. TRANSPARENCIA

El valor de la transparencia en la E1 fue de 85 cm, mientras que en la E2 fue de 90 cm (Figura 7a); el análisis de varianza reveló que no hubo diferencias estadísticamente significativas entre las zonas de muestreo ($p < 0.8898$).

Durante el período de estudio se observó un promedio mínimo de transparencia de 24 cm. (noviembre-94) y un máximo de 100 cm (noviembre-95). A partir del mes de enero (Figura 7b), se comienza a registrar una reducción en la visibilidad hasta alcanzar una transparencia de 61 cm (mayo-95), e incrementos graduales en los siguientes meses hasta alcanzar una visibilidad de 100 cm en el mes de noviembre-95.

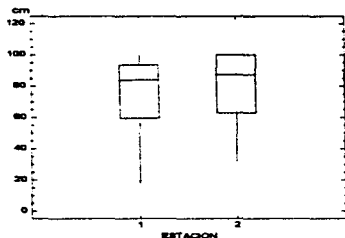


FIGURA 7a. VARIACION ESPACIAL DE LA TRANSPARENCIA DURANTE EL ESTUDIO

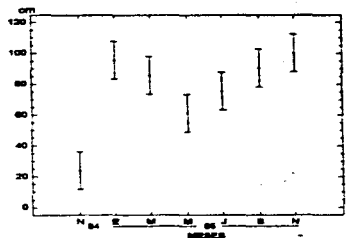


FIGURA 7b. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE LA TRANSPARENCIA DURANTE EL ESTUDIO

8. OXIGENO DISUELTO

La concentración promedio de oxígeno disuelto (OD) en la estación E1 fue de 4.5 mg/l y de 1 mg/l para la E2 (Figura 8a) y con base en el análisis de varianza se detectaron diferencias significativa entre las zonas de estudio ($p < 0.0569$). Las Figuras 8b y 8c muestran las concentraciones de OD de las columnas de agua para la E1 y E2, en donde se observan concentraciones máximas 9.8 y 7.1 mg/l en la superficie (E1 y E2, respectivamente) y condiciones anoxicas en el fondo. El comportamiento temporal del OD de las dos estaciones de muestreo (Figuras 8d y 8e), presentó un incremento desde el inicio del ciclo con un máximo en mayo-95, declinando hasta alcanzar concentraciones equivalentes a los encontrados en el primer muestreo (noviembre-94), sin embargo siempre se registró valores mayores en la E1 en comparación a la E2.

9. DEMANDA QUIMICA DE OXIGENO (DQO).

Estadísticamente no existieron diferencias significativas entre los sitios de muestreo ($p < 0.1911$), pero al inicio del estudio (noviembre-94), se registro el mínimo valor de DQO (68 mg/l) y hacia el quinto muestreo (julio-95) un máximo de 106 mg/l, con un descenso que alcanzó concentraciones de 71 mg/l al final del ciclo.

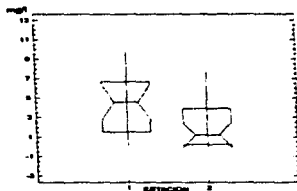


FIGURA 85. VARIACION ESPACIAL DEL OXIGENO DISUELTO DURANTE EL ESTUDIO

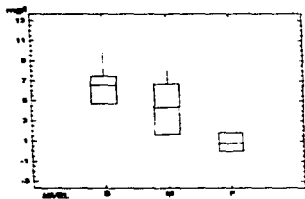


FIGURA 86. VARIACION DEL OXIGENO DISUELTO EN LOS TRES NIVELES PARA LA ESTACION UNO

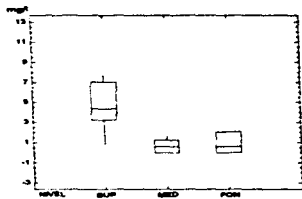


FIGURA 87. VARIACION DEL OXIGENO DISUELTO EN LOS TRES NIVELES PARA LA ESTACION DOS

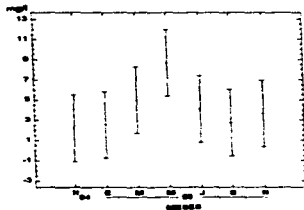


FIGURA 88. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DEL OXIGENO DISUELTO PARA LA ESTACION UNO

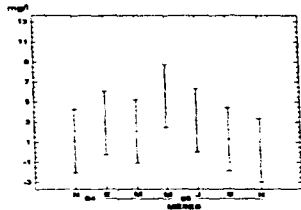


FIGURA 89. VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DEL OXIGENO DISUELTO PARA LA ESTACION DOS

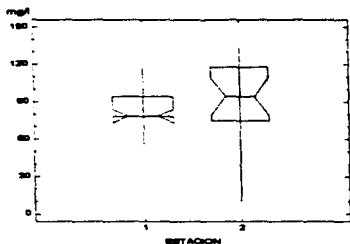


FIGURA 9a VARIACION DE LA DOO DURANTE EL ESTUDIO.

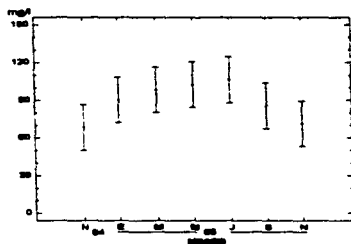


FIGURA 9b VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE LA DOO DURANTE EL ESTUDIO.

10. DEMANDA BIOLÓGICA DE OXÍGENO.

No se observaron diferencias estadísticamente significativas entre las estaciones de colecta ($p < 0.8898$). Durante el período de estudio se obtuvo la máxima concentración promedio en julio-95 (77 mg/l) y las mínimas correspondieron al resto de los muestreos con concentraciones que oscilaron entre 7.8 y 44 mg/l (Figura 10b).

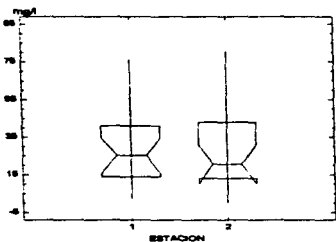


FIGURA 10a VARIACION DE LA BBO DURANTE EL ESTUDIO.

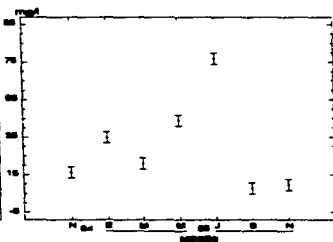


FIGURA 10b VARIACION TEMPORAL PROMEDIO DE LA BBO DURANTE EL ESTUDIO.

III. RELACION DE LOS INDICADORES DE LA CONTAMINACION CON LOS FACTORES FISICOS Y QUIMICOS

Se registró una relación inversa entre la temperatura del agua (Figuras 11a, 11b y 11d), con los coliformes totales ($r = -0.50$ y $p > 0.0008$), coliformes fecales ($r = -0.5071$ y $p > 0.0006$) y mesófilos aerobios ($r = -0.7104$ y $p > 0.0280$), mientras que el resto de los factores no tuvo ninguna relación con los tres indicadores, conjuntamente ninguno de los parámetros estudiados pareció tener relación con los estreptococos fecales (Figura 11c)

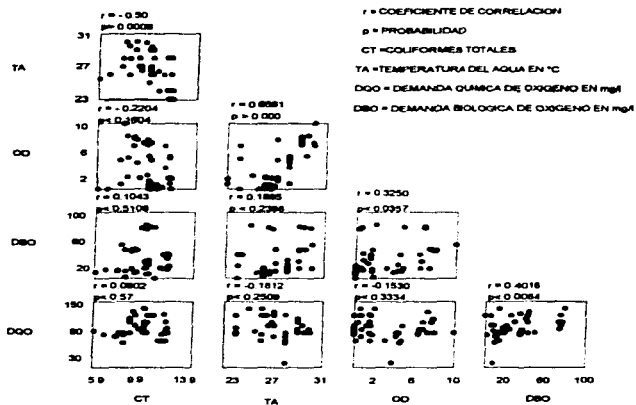


FIGURA 11a. RELACION DE LOS COLIFORMES TOTALES CON ALGUNOS FACTORES FISICOS Y QUIMICOS.

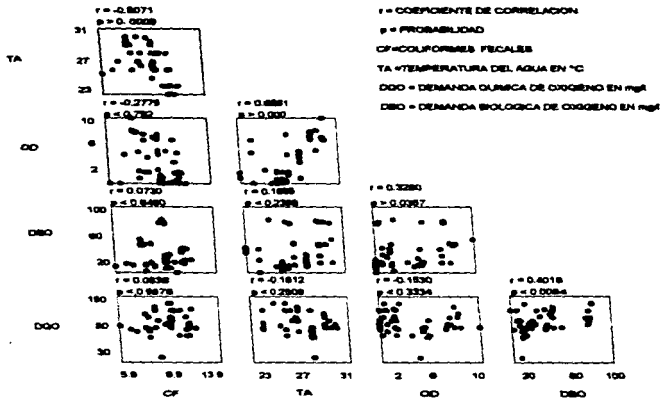


FIGURA 11b. RELACION DE LOS COLIFORMES FECALES CON ALGUNOS FACTORES FISICOS Y QUIMICOS.

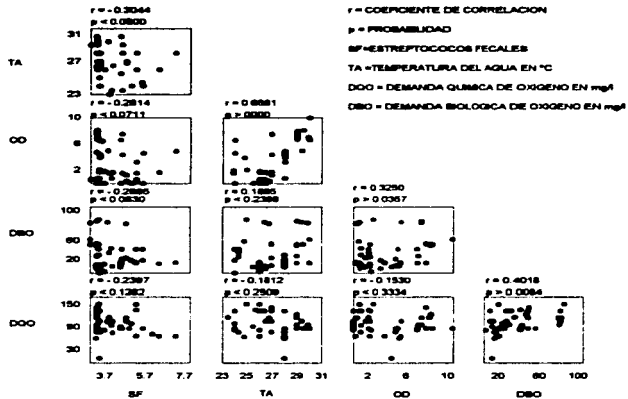


FIGURA 11c. RELACION DE LOS ESTREPTOCOCOS FECALES CON ALGUNOS FACTORES FISICOS Y QUIMICOS.

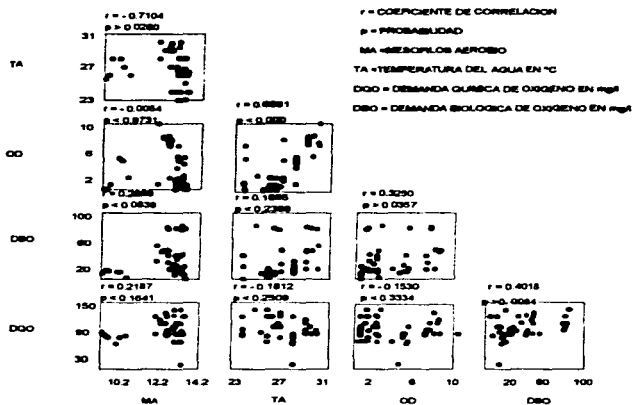


FIGURA 11d. RELACION DE LOS MESOFILOS AEROBIOS CON ALGUNOS FACTORES FISICOS Y QUIMICOS

IV. RELACION VOLUMEN CON INDICADORES DE LA CONTAMINACION

El comportamiento que siguieron los indicadores de contaminación fecal con el volumen de agua del embalse (Figura 12), muestra una relación directa entre el volumen de agua y la concentración de los indicadores, excepto para los estreptococos cuyo comportamiento es homogéneo hacia el final del estudio.

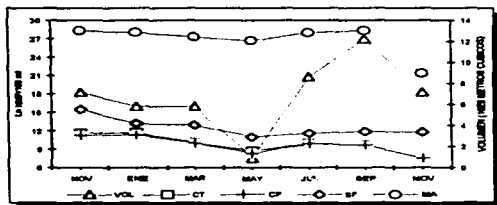


FIGURA 12. VARIACION ESTACIONAL VOLUMEN-INDICADOR
 CT = COLIFORMES TOTALES CF = COLIFORMES FECALES
 SF = ESTREPTOCOCOS FECALES MA = MESOFILOS AEROBIOS

V. CONTAMINACION FECAL EN EL SISTEMA.

Los promedios de cada uno de los indicadores, en las diferentes etapas de muestreo se presentan en la tabla 1a. En lo referente a la calidad de agua en base a los criterios bacteriológicos establecidos por la Ley de Protección al Medio Ambiente (Congreso de la Unión, 1991), se encontró que en mayo-94 y noviembre-95, el agua no rebasó los límites permisibles para la protección de la flora y fauna mientras que el resto del tiempo permanece microbiológicamente contaminada.

La Tabla 1b, presenta la relación que existió entre los CF y SF, de donde se observa que la contaminación que existió fue de tipo fecal humano.

MES	PROMEDIO DE LA CONCENTRACION DE BACTERIAS INDICADORAS DURANTE EL CICLO DE MUESTREO			MA (UFC/ml)
	CT (NMP/100 ml)	CF (NMP/100 ml)	SF (NMP/100 ml)	
Noviembre	55 000	55 000	985	511 666
Enero	53 000	52 666	970	446 666
Marzo	21 000	20 833	520	275 833
Mayo	6 833	3 200	420	178 000
Julio	21 500	19 500	410	415 000
Septiembre	20 666	18 500	430	520 000
Noviembre	2 430	2 218	429	7 983

Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (Congreso de la Unión, 1991)
 10 000/100 ml coliformes totales, ningún valor mayor a 20 000/100 ml.

TABLA 1b. RELACION PROMEDIO DE CF/SF DURANTE EL CICLO DE MUESTREO	
MES	CF/SF
Noviembre	55.9
Enero	50
Marzo	38.4
Mayo	7.6
Julio	47.5
Septiembre	43
Noviembre	5.1
CF/SF = 4 = Contaminación fecal por humano	
CF/SF < 0.7 = Contaminación fecal por animales	
Eugene y Junkin, (1958)	

VI. IDENTIFICACION BACTERIOLOGICA.

La tabla 2a presenta los microorganismos identificados en el sistema y su frecuencia de aparición durante el estudio. Se identificó un total de 18 especies de bacterias, diez Gram negativas y seis Gram positivas; de las Gram negativas siete géneros pertenecen a las enterobacterias y las otras dos a las pseudomonas. Las seis especies Gram positivas, incluyeron a los micrococcos y los bacilos.

Las bacterias identificadas del grupo coliforme y estreptococos fecales en la E1 y E2 (Tablas 2b y 2c), fueron: *Escherichia coli*, *Klebsiella sp.* y *Streptococcus faecalis* las cuales, estuvieron presentes todo el ciclo de estudio, además distribuirse a lo largo de la columna de agua. De las bacterias aisladas en la E1 (Tabla 2b), que no incluyeron a los CT, CF y SF se observó que *Serratia marcescens* y *Proteus morganii*, se encontraron en dos muestreos a nivel superficial. *Salmonella sp.*, *Arizona sp.* y *Citrobacter freundli*, tuvieron un comportamiento similar en la variación estacional. Las *Pseudomonas*, se presentaron desde marzo hasta noviembre-95, aunque su distribución espacial no fue muy clara, de modo que se aisló en la capa superficial (julio-95) o en los tres niveles (mayo-95). *Micrococcus sp.*, *Bacillus subtilis* y *Bacillus megaterium*, mostraron un comportamiento homogéneo en la columna de agua.

En la estación de muestreo número dos (E2), las bacterias identificadas (Tabla 2c), fueron a excepción de *Bacillus sp.* y *Pectobacterium sp.* las mismas que en la E1, asimismo se observó que *E. coli*, *Klebsiella sp.*, *S. faecalis*, *Micrococcus sp.*, *B. subtilis* y *B. megaterium*, siempre se

encontraron en la columna de agua durante el ciclo de muestreo. *Salmonella sp.*, *Arizona sp.* y *C. freundii*, fueron aisladas en mayor ocasiones que en la E1. La flora bacteriana característica de la superficie fue *Pseudomonas aeruginosa*, *Pseudomonas sp.*, *S. aureus* y *Micrococcus sp.*, esta última se encontró durante todo el año, mientras que *S. aureus* solo se detectó en un muestreo.

Tabla 2a. BACTERIAS AISLADAS Y SU FRECUENCIA DE APARICION DURANTE EL ESTUDIO

GRAM	FAMILIA	ESPECIE	FRECUENCIA DE OCURRENCIA (%)	
			E1	E2
NEGATIVOS	Enterobacteriaceae	<i>Escherichia coli</i>	100	100
		<i>Salmonella sp.</i>	29	71
		<i>Citrobacter freundii</i>	72	100
		<i>Arizona sp.</i>	72	85
		<i>Serratia marcescens</i>	14	29
		<i>Illubaiella sp.</i>	100	100
		<i>Proteus morganii</i>	14	0
		<i>Pectobacterium sp.</i>	0	14
		<i>Pseudomonas sp.</i>	72	29
		<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	72	29
POSITIVOS	Micrococcaceae	<i>Micrococcus sp.</i>	100	100
		<i>Staphylococcus aureus</i>	28	14
	Bacillaceae	<i>Streptococcus faecalis</i>	100	100
		<i>Bacillus subtilis</i>	100	100
		<i>Bacillus megaterium</i>	100	100
		<i>Bacillus sp.</i>	0	100

TABLA 2b IDENTIFICACION BACTERIANA EN LA ESTACION UNO (E1).

MICROORGANISMO	MESES DE MUESTREO																				
	NOV			ENE			MAR			MAY			JUL			SEP			NOV		
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
<i>Escherichia coli</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Salmonella sp</i>	*	*	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-
<i>Citrobacter freundii</i>	-	*	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	*	*	-	*	*
<i>Arizona sp</i>	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	*	-	-	-	-
<i>Serratia marcescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-
<i>Klebsiella sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proteus mirabilis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	-	-	-	-
<i>Pseudomonas sp</i>	-	-	-	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bacillus subtilis</i>	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*
<i>Bacillus pasteurii</i>	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*
<i>Staphylococcus aureus</i>	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*
<i>Micrococcus sp</i>	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-
<i>Streptococcus faecalis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

NIVEL: SUPERFICIE (S), MEDIO (M) Y FONDO (F) PRESENCIA = * AUSENCIA = -

TABLA 2c IDENTIFICACION BACTERIANA EN LA ESTACION DOS (E2)

MICROORGANISMO	MESES DE MUESTREO																							
	NOV			ENE			MAR			MAY			JUL			SEP			NOV					
	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F	S	M	F
<i>Escherichia coli</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Salmonella sp</i>	*	*	*	*	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Citrobacter freundii</i>	*	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*
<i>Arizona sp</i>	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Serratia marcescens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	*	*	-	-	-	*	*	*	*	*	*
<i>Klebsiella sp</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Proteus morganii</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonas sp</i>	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	-	-	-	-	-	-	*	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pectobacterium sp.</i>	-	-	-	*	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bacillus sp.</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bacillus subtilis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bacillus megaterium</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bacillus sp.</i>	-	*	*	-	*	*	-	*	*	-	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	-	*	*
<i>Staphylococcus aureus</i>	-	-	-	*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Micrococcus sp</i>	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-	*	-	-
<i>Streptococcus faecalis</i>	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

NIVEL: SUPERFICIE (S), MEDIO (M) Y FONDO (F) PRESENCIA = * AUSENCIA = -

ANALISIS Y DISCUSION

VARIACION TEMPORAL DE LOS INDICADORES DE LA CONTAMNACION

El comportamiento temporal de los indicadores de contaminación fecal (CT, CF y MA), presentó un patrón similar, con máximos en los dos primeros muestreos (noviembre-84 y enero-85), seguido de un mínimo en el cuarto (mayo-85). Este hecho es bastante singular, ya que sugiere que las altas concentraciones de los tres indicadores durante los dos primeros muestreos y posteriormente después del cuarto, posiblemente fue producto de la temporada de lluvia, las cuales contribuyeron con el incremento del volumen de agua almacenada. Al aumentar el volumen de agua, el sistema de drenaje "cárcamo", que descarga aguas residuales municipales entra en contacto directo con el agua del embalse y origina el aporte de las poblaciones bacterianas (Figura 12). Usualmente en las aguas negras municipales se existen de 4 a 5 X 10⁶ bacterias coliformes por ml (Departamento de Sanidad, 1981). Conjuntamente las lluvias pudieron arrastrar más bacterias contenidas en el excremento de animales silvestres o en los desechos orgánicos e inorgánicos acumulados en la época de sequía (Romero y Rodríguez, 1981; Flores, 1984), además de causar movimientos y difusión turbulenta que se prolongan hasta el fondo de la columna de agua (Velzel, 1981) y remover las bacterias que se encuentran sedimentadas (Gannon *et al.*, 1983; Borrego *et al.*, 1990; Gafny y Gaskit, 1993); como ocurrió en el estudio temporal de coliformes fecales en el río Tchefunter (Luisiana), realizado por Donal y John (1995), quien observó que la precipitación pluvial incrementaba la concentración de las bacterias en cuestión.

Durante mayo-84 (mes de secas), el aumento de la temperatura ambiental, el incremento de la tasa de evaporación, el poco aporte de los afluentes, la pérdida de agua por permeabilidad de los sedimentos y la salida de agua por la compuerta, llevó a la reducción hasta del 50% del volumen de agua almacenada en la presa (Figura 3), este fenómeno contribuyó al descenso de las poblaciones bacterianas, por no existir mezcla de agua residual con el agua del sistema, ya que las descargas son incorporadas al suelo de la zona litoral del embalse, por el poco volumen de agua. Por otro lado, la reducción de agua provocó la concentración de la materia junto con el de las bacterias presentes en el agua, las cuales pudieron adherirse al material (Campbell, 1987; Dávalos *et al.*, 1992), facilitando su sedimentación (Gannon *et al.*, 1983; Borrego *et al.*, 1990; Markosova y Jazek, 1994) o su predación por protozoarios (Dávalos *et al.*, 1992; Gurija y Alexander, 1990; Iribert *et al.*, 1994).

Otro factor que pudo influir en el descenso de los indicadores fue, la presencia de *Pseudomonas aeruginosa* y otras especies de *Pseudomonas*, en la E1, desde marzo-95 y hasta el final del estudio (noviembre-95), las que como se sabe tienen efecto antagónico sobre bacterias coliformes y algunos patógenos (Geldreich, 1980; Geldreich, 1981).

La sedimentación, antagonismo, competición y en especial la predación, son los principales factores que actúan en la remoción de las bacterias de medios acuáticos y representan del 66-75% para los coliformes y el 25% para los estreptococos fecales (Marino y Gannon, 1991).

DISTRIBUCION ESPACIAL DE LOS INDICADORES DE CONTAMINACION.

El rasgo más sobresaliente de los CT, CF, SF y MA en el sistema en estudio fue su uniformidad horizontal, porque tanto la estación uno (cerca del cárcamo y de menor profundidad), como la dos (cercana a la compuerta y con mayor profundidad), mantuvieron densidades muy similares de cada uno de los indicadores.

Esto se puede considerar como un fenómeno aislado ya que otros estudios han reportado una disminución de bacterias al irse alejando de la fuente de contaminación (Gannon *et al.*, 1983; Rodríguez y Botello, 1987; Borrego *et al.*; 1990; Markosova y Jazek, 1994), además existe mayor variabilidad de los microorganismos en la concentración y número de especies en lugares someros, que en las regiones de mayor profundidad. (Dávalos *et al.*, 1992; Gafny y Gasith, 1993).

La similitud de densidades en los dos sitios de muestreo ocurrió posiblemente por influencia del viento, movimiento del agua, temporada de lluvia y sequía las cuales provocaron el desplazamiento de los indicadores, de la E1 a la E2 y su mezcla en el embalse.

A nivel de fondo se observó biológicamente un ligero aumento en la concentración de los CT, CF, SF y MA en comparación con los otros dos niveles (superficie y fondo), pero esto no fue estadísticamente significativo. En particular, la temporada de lluvia explicó la homogeneidad de la columna de agua ya que, como se dijo, posiblemente hubo resuspensión de bacterias sedimentadas. Borrego *et al.*, (1990), presentó un estudio sobre contaminación fecal y concluye que "*Escherichia coli* no siempre es un indicador de contaminación superficial reciente, si no que puede ser resuspensión de bacterias del sedimentos acuáticos", resultado que apoya la propuesta para la homogeneidad vertical (columna de agua).

Por otro lado, la combinación de movimientos de agua, incidencia de vientos, menor profundidad y la actividad pesquera alrededor de la estación uno durante todo el día (con ataraya), crea una mezcla de las aguas profundas hacia la superficie.

En la E2, la profundidad es considerablemente mayor, pero las corrientes de agua que se crean en este subsistema, pudo contribuir con la distribución uniforme de los microorganismos. Sin olvidar que la mayoría de las bacterias coliformes son móviles o bien crean vacuolas para desplazarse sobre la columna de agua y de esta manera distribuirse en el sistema.

TEMPERATURA DEL AGUA.

En el cuerpo de agua en estudio se registró de marzo a septiembre, el calentamiento del agua en capas superficiales, por lo que se presentó una estratificación marcada con temperaturas de 30 y 29.5°C a nivel superficial (E1 y E2, respectivamente), y temperaturas mínimas de 26 y 24°C en el fondo (E1 y E2).

En el mes de noviembre la estratificación empezó a romperse por acción de los vientos para dar paso al proceso de circulación, que se marcó en enero, este mes corresponde al de máxima homogeneidad y mezcla, donde la temperatura fue de 23°C en los tres niveles de muestreo en la E1 y una diferencia entre superficie y fondo de 1.5°C, en la E2. Delinco, (1992), menciona que el incremento de temperatura ambiente conduce a un incremento en la tasa de la evaporación, que aunado a la infiltración de agua en los sedimentos y la apertura de la compuerta, puede ocasionar pérdida en el volumen de agua como ocurrió en el muestreo de mayo, donde se presentó la máxima temperatura registrada. En términos generales puede decirse que la temperatura del agua es más fría en la estación E2 que en la E1; esto adquiere particular importancia en el caso de los indicadores de contaminación fecal ya que su supervivencia, frecuencia y abundancia está limitada a un rango de temperatura entre los 20 y 30°C (Rheinheimer, 1991).

En cuanto al comportamiento de la temperatura del agua con los indicadores, se pudo observar que las temperaturas registradas durante el ciclo de muestreo son consideradas como óptimas para su viabilidad, sin embargo, la mínima temperatura del agua (enero-95), coincidió con la mayor densidad de los CT, CF, SF y MA y la máxima temperatura (mayo-95), con la reducción de ellos. La disminución de los indicadores fecales durante el muestreo de mayo pudo tener relación con el bajo aporte de agua municipal, debido al escaso volumen de agua que contenía el embalse, lo que permitió que no se adicionaran más bacterias por agua residual sino que se filtraran al subsuelo; además, las bacterias presentes en el sistema posiblemente fueron adheridas al material particulado como ocurrió en los estudios reportados por Gannon *et al*, (1983); Rodríguez y Botello, (1987); Borrego *et al*, (1990); Donal y Jhon (1995).

El análisis estadístico de correlación lineal entre los CT, CF, SF y MA con la temperatura mostró tendencias interesantes. En primer lugar, existió una correlación inversa entre la temperatura del agua con los CT ($p < 0.006$, $r = - 0.50$), CF ($p < 0.006$, $r = - 0.5071$) y MA ($p < 0.006$, $r = - 0.5071$). El supuesto que puede explicar la disminución de los indicadores en el muestreo de mayo-95 es: Al alcanzar el agua temperaturas cercanas a 30°C, se produce un rápido desarrollo de los protozoarios, los cuales consumen las bacterias que se encuentran flotantes o adheridas a la materia orgánica, con el consecuente decremento de la población bacteriana como lo reporta Gurijala y Alexander, (1990). Por lo tanto, los protozoos que se alimentan de bacterias originan en primer lugar un fuerte descenso en la concentración bacteriana, pero la disminución masiva de bacterias suele llevar consigo otra disminución correspondiente a los animales que las consumen, lo que hace posible un nuevo incremento en la densidad bacteriana.

Según Gurijala y Alexander, (1990), la reducción de los protozoarios se da a temperaturas de 20°C, pero Rheinheimer (1991), menciona que se produce entre los 18-24°C, con el consecuente incremento de las bacterias. Estos antecedentes justifican el incremento de los indicadores a 23°C durante el muestreo de enero-95, sin olvidar que algunas bacterias de los grupos estudiados y en especial *E. coli* puede sobrevivir a temperaturas por debajo de los 20°C (Munro *et al.*, 1994).

Marino y Gannon (1991), consideran que la predación por protozoarios es el factor que más limita la supervivencia de las bacterias en el medio acuático, pero la mayoría de ellos consumen en primera instancia a las bacterias Gram negativas y en menor medida las Gram positivas; ya que la tasa de consumo, depende tanto de la concentración de bacterias como de la temperatura del agua (Rheinheimer, 1991; Gurijala y Alexander, 1990).

El amplio rango de temperatura de supervivencia de los SF (12 a 37°C) y las bajas concentraciones registradas, debió ser el factor para no existir una correlación entre la temperatura del agua y los SF, como se encontró con los otros indicadores de contaminación fecal.

POTENCIAL DE HIDROGENO.

Entre los sitios de muestreo, no se presentó diferencias drásticas de pH, esto implicó que no hubiera variaciones considerables en los valores por estación para los coliformes, estreptococos y mesófilos aerobios. Por lo que respecta al pH estacional, este se mantuvo en un rango de 6.9 a 7.7, lo cual en realidad puede considerarse como apropiado para los procesos enzimáticos y respiratorios de las bacterias, cuyo valor óptimo se encuentra entre seis y siete (Campbell, 1987) y

esta considerado como uno de los principales factores físicos que influye sobre la viabilidad de las bacterias (Campbell, 1987), pero estudios recientes demostraron que bacterias como *E. coli* (Munro *et al.*, 1994) y *Streptococcus faecalis* (Buchann y Gibbons, 1974), por ejemplo, son capaces de desarrollar resistencia a condiciones extremas (pH 5.5), por lo que este factor ocupa el tercer lugar en la inhibición de los microorganismos (Munro *et al.*, 1994).

TRANSPARENCIA

La iluminación definitivamente juega un papel importante en los cuerpos de agua, porque ejerce una acción bactericida sobre los microorganismos (Gannon *et al.*, 1983), pero también es fundamental para los organismos fotosintéticos y con ellos la producción de oxígeno.

Se observó que los valores medios de la transparencia en la E1 y E2 fue similar (85 cm para E1 y 90 cm para la E2), con estos resultados se puede decir en términos generales, que el embalse mostró buena penetración de luz y no difieren del rango de transparencia (80-120 cm), obtenido por Granados (1992), en este mismo lugar. De acuerdo con esto, la influencia que pudo haber tenido la luz sobre las bacterias fue igual para ambos sitios de muestreo.

Las mediciones de transparencia dependen de varias condiciones que pueden hacer variar ampliamente el estudio, es por esto, que se pudo observar un mínimo de transparencia (80 cm en el mes de mayo), que probablemente estuvo relacionado con la producción fitoplanctónica y la concentración de materia y valores mayores originados por efecto de dilución del material particulado, en los meses de mayor volumen de agua de almacenamiento (enero-94, septiembre y noviembre-95). Sin embargo en estos meses existió, un incremento de la concentración de los indicadores y aunque hubo una buena penetración de luz en el sistema, estos resultados hacen suponer que se presentó un mayor contacto entre el agua de drenaje y el área de la columna de agua y la influencia bactericida que pudo ejercer la radiación solar fue mínima o nula, ya que los resultados mostraron una relación inversa, contradictoria a los antecedentes reportados por Gannon *et al.*, (1983); Gourmelon y Pommepuy, (1994), donde existió una reducción de CT y CF por la influencia de la luz solar.

OXIGENO DISUELTO

En el cuerpo de agua, la E1 tuvo valores medios de oxígeno disuelto más altos (4.5 mg/l), que la E2 (1 mg/l), debido a su mayor grado de exposición a los vientos, la poca profundidad, los

procesos fotosintéticos y la actividad pesquera, que en conjunto contribuyeron con la oxigenación de este sitio de estudio.

Es muy posible que en la E2, se deposite mayor concentración de material orgánico, lo cual aunado a la degradación por descomponedores ocasionan el consumo de grandes cantidades de oxígeno.

La concentración de oxígeno mostró claros cambios estacionales que parecieron estar relacionados con la temperatura del agua, por lo menos parcialmente. En la E1 durante enero-95, se observó la menor concentración del gas, el cual aumentó en los meses siguientes cuando la temperatura se incrementó.

En la E2 la concentración de oxígeno disuelto, pareció estar determinada por otras variables, como en noviembre-95 donde los valores de oxígeno fueron los menores del ciclo. A pesar de registrarse una temperatura promedio similar que al inicio de los muestreos (noviembre-94), estas diferencias notables al inicio (noviembre-94) y al final del estudio (noviembre-95), se debieron a que en noviembre-94 hubo una mayor acción de los vientos, corrientes inducidas por la salida agua, mayor biomasa fitoplanctónica o a una combinación de estos factores, ya que los valores de DBO y DCO en estos dos muestreos no difieren uno del otro, por lo que el agotamiento del oxígeno no fue por biodegradación del material orgánico u inorgánico.

Se presentó una diferencia notable entre los niveles de las estaciones muestreadas (E1 y E2), ya que en la columna de agua de la E1 se observaron, concentraciones decrecientes del gas de superficie a fondo (6.5 mg/l en superficie, 4.2 mg/l a nivel medio y 1 mg/l en fondo), mientras que para la E2 las mayores concentraciones fueron en las muestras de superficie (4.5 mg/l) y los nivel medio y fondo en promedio mantuvieron las mismas concentraciones del gas. Esto pudo deberse, al consumo de oxígeno por parte de la ictiofauna y microorganismos aunado a la falta de intercambio con la atmósfera por la gran profundidad y no al efecto de la temperatura.

Las correlaciones de los datos de los cuatro indicadores con los de oxígeno fueron bajas (CT: $r = -0.2204$ y $p < 0.1604$, CF: $r = -0.2775$ y $p < 0.752$, SF: $r = -0.2814$ y $p < 0.0711$ y MA: $r = -0.054$ y $p < 0.9731$).

En el embalse los mayores valores de densidades de indicadores ocurrieron en los dos primeros muestreos (noviembre-94 y diciembre-95), pero en ambos muestreos las concentraciones de oxígeno fueron bajas.

Podría haberse esperado que en el muestreo de mayo-95 las densidades bacterianas fueran altas, debido a la mayor concentración de oxígeno, pero ocurrió exactamente lo contrario. Lo mismo pasó con los conteos por niveles, donde se esperaba a nivel superficial la máxima concentración de indicadores.

Estos hechos ilustran la escasa influencia que tuvo el oxígeno sobre los cuatro grupos de bacterias en estudio. El resultado obtenido sobre la relación entre la concentración del OD y cada uno de los indicadores (CT, CF, SF y MA), pudo darse por ser microorganismos facultativos, que utilizan el oxígeno si está disponible, pero también sobrevivir en ausencia del mismo.

Estudios realizados sobre los niveles de contaminación coliforme en agua, determinaron que no existe relación entre la concentraciones del oxígeno disuelto con la concentración de las bacterianas (CT y CF), por lo que, los altos niveles de bacterias, se debe a la entrada de agua residual en el cuerpo acuático, a la contaminación generada por los desperdicios de la pesca artesanal y al material orgánico arrastrado por la lluvia (Romero y Rodríguez, 1982; Reyes, 1986; Flores, 1994; Ferreira *et al.*, 1995).

DEMANDA BIOLÓGICA Y QUÍMICA DE OXÍGENO.

La demanda biológica (DBO) como la química (DQO), cuantifican la cantidad de oxígeno que se requiere para degradar la materia orgánica o inorgánica, ya sea por biodegradación o por medio químico. Dentro de todos los desechos que llegan al agua, existe una gran variedad de compuestos que pueden ser utilizados como fuente de alimento por bacterias, pero grandes cantidades de materia pueden originar efecto de eutroficación, dependiendo del cuerpo de agua donde se lleve a cabo y de la naturaleza de lo que se añade (Campbell, 1987).

En el sistema estudiado la DBO y DQO siguieron el mismo patrón de comportamiento, las concentraciones de DBO fueron similares en las dos estaciones de muestreo, pero tal efecto debió ser de diferente magnitud en cada sitio de colecta, debido a la morfometría propia del sistema; una explicación plausible a los resultados obtenidos es: En la E1, por ser somera, existió mayor resuspensión del material depositado, debido a la influencia de los vientos, corrientes de agua y el arte de pesca, en consecuencia un aumento de la DBO y DQO. La E2 (de mayor profundidad), posiblemente no existió una degradación completa de la carga orgánica, debido a las condiciones anaeróbicas prevaletentes por debajo de la capa fótica, lo cual hizo lenta la tasa de descomposición por microorganismos, interpretándose esto por las concentraciones altas de DBO y DQO. Sin embargo, la cantidad de nutrientes (materia orgánica o inorgánica), no se incrementó a niveles mayores en primer lugar por la salida de agua por la compuerta y segundo, por la velocidad de sedimentación que tienen los embalses (Margalef, 1983).

Las mayores concentraciones de DBO y DQO fueron determinadas durante el muestreo de mayo-95, posiblemente por la concentración de material (autóctono y alóctono) y en julio-95 por el ingreso masivo de nutrientes, provenientes de agua residual municipal y arrastre de material por las lluvias. En los meses siguientes hubo una notable disminución tanto de DBO como de DQO y esto pudo deberse al depósito del material hacia el sedimento; otro factor que posiblemente influyó en la disminución, fue el efecto de dilución (durante septiembre-95), aunado a los procesos de circulación, con lo que el material encontrado en la capa superficial e intermedia debió salir por apertura de la compuerta, al extraer agua para riego.

Ya se ha señalado que durante el muestreo de mayo-95 se registraron los conteos mínimos de indicadores y en julio-95 un aumento de estos, sin embargo, aunque existieron diferencias en densidad de los indicadores en ambos meses, las concentraciones de DBO y de DQO fueron las mayores que se registraron, lo cual demuestra que la materia orgánica e inorgánica no se comportó como limitante para el crecimiento de las comunidades bacterianas, como lo infiere el análisis estadístico de correlación realizado (Figuras 11a a 11d). Si bien es cierto, que la proporción de sustancias orgánicas es un factor limitante para el desarrollo de las bacterias, suele existir una relación positiva entre la cantidad de microorganismos y la concentración de nutrientes, pero a este respecto no es tan decisiva la cantidad total de sustancias como la proporción de las que son fácilmente asimilables (Grant y Long, 1989). Es por esta razón, que algunos estudios sugieren la supervivencia de coliformes y estreptococos en ambientes marinos, en donde cantidades pequeñas de nutrientes son suficientes para su desarrollo (Sinclair y Alexander, 1984; Gurijala y Alexander, 1990).

Contrariamente, se ha demostrado que tanto las bacterias coliformes como las mesófilas aerobias, son metabólicamente adaptables a altas concentraciones de nutrientes (Markosova y Jazek, 1994). En aguas mesotróficas las concentraciones de bacterias mesófilas son de 300 a 1000 X 10³/ml (Rheinheimer, 1991). El sistema estudiado fue clasificado como mesotrófico por Granados (1992), en función de la biomasa fitoplanctónica y de la cantidad de clorofila a, clasificación que apoya los valores promedios encontrados en el presente trabajo (310 X 10³/ml).

EVALUACION DE LA CALIDAD MICROBIOLOGICA DEL AGUA

COLIFORMES TOTALES Y FECALES.

Los promedios del grupo coliforme totales fueron casi iguales a los coliformes fecales, estos resultados tomando en cuenta al grupo CF indicaron necesariamente contaminación de origen

fecal y los resultados de la relación CF/SF confirman lo expuesto anteriormente, además al dar valores > 4, se determinó que el origen de la contaminación fue de origen fecal humano.

Se observó que los niveles de coliformes totales y fecales fueron altos en el mes de enero, con valores promedio de 123×10^3 NMP/100 ml para los CT y 86.66×10^3 NMP/100 ml para los CF, sobrepasando seis veces el límite permisible para los CT (20×10^3 NMP/100 ml), establecidos por la Ley General del Equilibrio Ecológico, (Congreso de la Unión, 1991).

El incremento de los coliformes totales durante el mes de enero-95 fue producto de la mezcla de agua residual con el agua del sistema, como se ha explicado con anterioridad. Aunque el nivel de agua almacenada fue mayor en el quinto y sexto muestreo (julio-95 y septiembre-95), en comparación con los dos primeros (noviembre-94 y enero-95), el límite para los CT solo fue excedido en 1.15%, la reducción de coliformes en esos muestreos posiblemente se deba a la acción antagonista de *Pseudomonas* (Tablas 4 y 5), donde su aparición coincide con la disminución de los grupos coliformes.

En el embalse en estudio la Comisión Nacional de Agua (CNA), realizó en febrero de 1995 los análisis bacteriológicos en muestras de peces cultivados, observándose un promedio de CT de 25 200 UFC/gr, valor bajo si se considera que 100 000 UFC/gr es el límite para la venta y consumo de los organismos acuáticos, pero las concentraciones de CT y CF, encontradas en el agua, durante los meses de inundación aumenta la posibilidad de una infección, dadas las circunstancias de aporte de agua residual; porque los organismos patógenos viven en todas las aguas residuales, estos agentes productores de enfermedades, se han identificado a menudo en los órganos digestivos de los peces, a *Pseudomonas sp.*, *E. coli* y *Enterobacter sp.* (Debashil, 1992; Contreras, 1988). Aunque determinadas cepas de *E. coli*, fueron aisladas con frecuencia en los intestinos de los peces de agua dulce, estas no pertenecen a la flora intestinal de ellos y su presencia indica que han estado antes de la captura en un medio contaminado por agua residual (Rheinheimer, 1991).

Las concentraciones de CT y CF cuantificadas, representan un peligro para los pobladores, no solo por rebasar los límites tolerables de CT para el agua potable el cual es de 2 NMP/100 ml (S.S.A, 1989), el hecho es que la patogenicidad de los coliformes ha venido perfilando nuevos enfoques atendiendo la posibilidad de conversión de cepas comensales a cepas patógenas, específicamente *E. coli*. Onofre y Torres (1992), aislaron bacterias coliformes (*Enterobacter sp.*, *Klebsiella sp* y *E. coli*), de casos de diarrea que exhibieron una facultad enterotoxigénica, además de ser inseguro para la práctica de la natación, al exceder el NMP de 350 CT/100 ml, establecido para esta actividad. Por último, el agua excepto en el muestreo de mayo-95, no reúne los requisitos para riego (cuyo almacenaje esta dirigido), con base a la Ley de General del Equilibrio Ecológico (Congreso de la Unión, 1991), debido a que provocaría un deterioro en la calidad de cultivo.

Las concentraciones de CT y CF cuantificadas, representan un peligro para los pobladores, no solo por rebasar los límites tolerables de CT para el agua potable el cual es de 2 NMP/100 ml (S.S.A., 1989), el hecho es que la patogenicidad de los coliformes ha venido perfilando nuevos enfoques atendiendo la posibilidad de conversión de cepas comensales a cepas patógenas, específicamente *E. coli*.

Onofre y Torres (1992), aislaron bacterias coliformes (*Enterobacter sp.*, *Klebsiella sp.* y *E. coli*), de casos de diarrea que exhibieron una facultad enterotoxigénica, además de ser inseguro para la práctica de la natación, al exceder el NMP de 350 CT/100 ml, establecido para esta actividad.

Por último, el agua excepto en el muestreo de mayo-95, no reúne los requisitos para riego (cuyo almacenaje esta dirigido), con base a la Ley de General del Equilibrio Ecológico (Congreso de la Unión, 1991), debido a que provocaría un deterioro en la calidad de cultivo.

ESTREPTOCOCOS FECALES

Los intentos por evaluar la seguridad del agua respecto a la salud pública ha llevado a la utilización de los organismos indicadores, sin embargo, autores como Morínigo *et al.*, (1990) han discutido las características deseables de las bacterias indicadoras de contaminación fecal.

A pesar de que en el país actualmente no existen criterios o normas establecidas para el grupo de estreptococos fecales, fue importante corroborar su existencia en el agua, por estar relacionadas con la presencia de bacterias patógenas como *Salmonella sp.* (Morínigo *et al.*, 1990).

Los promedios del NMP para los SF, variaron de 19.3 a 365/100 ml, los cuales fueron numéricamente inferiores a los conteos de coliformes, ya que los SF no se reproducen con tanta frecuencia, debido a su mayor requerimiento nutricional (Buchanan y Gibbons, 1974).

El muestreo con una mayor densidad de SF fue el de enero con 365 NMP/100 ml, el que posteriormente descendió hasta un NMP de 19/100 ml en el mes de mayo. Investigaciones realizadas por Morínigo *et al.*, (1990), señalan que en agua no contaminada se encuentran estreptococos fecales en un rango de 10^2 a 10^3 /100 ml; también se ha demostrado que en lugares más alejados de la costa marina, este grupo de bacterias es el único que se detecta (Geldreich, 1980; Marino y Gannon, 1991; Jensen y Fenicol, 1995), lo que demuestra su capacidad de sobrevivencia en medios acuáticos.

ESTREPTOCOCOS FECALES

Los intentos por evaluar la seguridad del agua respecto a la salud pública ha llevado a la utilización de los organismos indicadores, sin embargo, autores como Moriflingo *et al.*, (1990) han discutido las características deseables de las bacterias indicadoras de contaminación fecal. La importancia de corroborar la existencia de los SF en el agua del sistema en estudio fue, por estar relacionados con la presencia de bacterias patógenas como *Salmonella sp.* (Moriflingo *et al.*, 1990), a pesar de que en el país actualmente no existen criterios o normas establecidas para este indicador fecal (Congreso de la Unión, 1991).

Los promedios del NMP para los SF, variaron de 19.3 a 365/100 ml, los cuales fueron numéricamente inferiores a los conteos de coliformes, ya que los SF no se reproducen con tanta frecuencia, debido a su mayor requerimiento nutricional (Buchanan y Gibbons, 1974).

El muestreo con una mayor densidad de SF fue el de enero con 365 NMP/100 ml, el que posteriormente descendió hasta un NMP de 19/100 ml en el mes de mayo.

Investigaciones realizadas por Moriflingo *et al.* (1990), señalan que en agua no contaminada se encuentran estreptococos fecales en un rango de 10^2 a 10^3 /100 ml; también se ha demostrado que en lugares más alejados de la costa marina, este grupo de bacterias es el único que se detecta (Geldreich, 1980; Marino y Gannon, 1991; Jenssen y Fenicol, 1995), lo que demuestra su capacidad de sobrevivencia en medios acuáticos.

Para este estudio, la baja densidad cuantificada describiría un sistema sin problemas de contaminación fecal, tomando como antecedente los valores reportados por Moriflingo *et al.*, (1990), sin embargo la incidencia de *Salmonella sp* en algunos muestreos pone en duda la confiabilidad como indicador bacteriológico de contaminación fecal, como ocurrió en los estudios de Moriflingo *et al.*, (1990), donde los SF no resultaron ser los microorganismos más relacionados con *Salmonella sp.*, pues sólo el 70% de muestras con concentraciones $<10^4$ detectaron la bacteria patógena.

A partir del quinto muestreo se mantuvo constante la densidad de SF, con un promedio de 32.6 NMP/100 ml, esto hace suponer, que la población fue mantenida por un pasivo equilibrio entre la introducción del grupo bacteriano al sistema, una baja tasa de multiplicación de los estreptococos y la depuración de los microorganismos de manera natural, como ocurrió en el estudio de Marino y Gannon (1991).

MESOFILOS AEROBIOS.

Al igual que los estreptococos fecales, no existe una norma que permita evaluar la calidad microbiológica del agua usada para la protección de la flora y fauna de agua epicontinental, respecto a la cantidad de mesófilos aerobios. Sin embargo, la presencia de un número elevado de mesófilos aerobios indica la existencia de materia orgánica que origina condiciones favorables para la multiplicación de los organismos.

El promedio mensual de bacterias mesófilas aerobias mostró una relación directa con el volumen de agua del embalse y se encontraron los máximos conteos en aquellos meses donde la presa tuvo la máxima capacidad de almacenamiento. Estos resultados indican que el agua del embalse se mezcló con agua residual proveniente del cárcamo.

La variación promedio estacional de bacterias MA, osciló en un rango de 7.983 a 520 X 10³ UFC/ml, valores que no difieren a los reportados por Ferreira *et al* (1995), en su estudio bacteriológico de la presa Mintzita y Río Grande en Morelia, Michoacán, México, donde el agua de la presa recibe descargas domésticas. Comparando los resultados de Ferreira *et al*, (1995) con los obtenidos en el presente estudio, se comprueba que el agua del embalse también recibe aporte de agua residual y contribuye a un incremento en la población bacteriana. Sin embargo, estos mismos resultados se encuentran en el rango reportado por Rheinheimer (1991), para aguas mesotróficas, lo que concuerda con la clasificación dada para el embalse por Granados (1992).

La capacidad que tuvieron estos organismos para desarrollarse en las condiciones del sistema, fue precisamente a que pertenecan a un grupo muy heterogéneo, las que engloban bacterias Gram positivas, negativas, aerobias, facultativas, cromógenas, proteolíticas, saprofitas y proteolíticas patógenas (S.S.A., 1989), además de proliferar entre 20 y 37°C y ser metabólicamente activas en altas concentraciones de nutrientes (Fernández, 1981) y, debido a las condiciones físicas y químicas del sistema (temperatura, pH, luz, oxígeno, etc.), se creo un hábitat idóneo para que proliferaran este amplio espectro de bacterias.

Pese a ser un cuerpo receptor de agua residual, las bacterias mesófilas aerobias no incrementó su concentraciones a niveles extremos como sucedió en la presa "El Niágara" (Flores, 1994), probablemente por que fueron reguladas de modo natural (sedimentación, depredación, antagonismo, etc.) o inducida por la salida de agua a través de la compuerta. Se han encontrado microorganismos de contaminación fecal en un número relativamente alto en el agua (Rodríguez y Romero, 1981; Buñuelos, 1982; Romero y Rodríguez, 1982; Reyes,

1986; Rodríguez y Botello, 1987), pero no se ha estudiado con detenimiento el origen de la contaminación o el curso de una posible infección.

Esto se ha hecho únicamente cuando causan procesos de carácter epidémico en organismos acuáticos de gran importancia económica. Los problemas de contaminación bacteriológica, en el área estudiada, se debe a los efluentes del cárcamo, los que deberían ser tratados y desinfectados, antes de ser arrojados al cuerpo de agua receptor, procedimientos que permitirían reducir el contenido de microorganismos durante la época de inundación.

IDENTIFICACION BACTERIOLOGICA

Uno de los aspectos más interesantes en el ambiente acuático, es la estructura de las comunidades bacterianas, tanto en la diversidad de especies como el número de microorganismos presentes. Se han realizado diferentes investigaciones para identificar y cuantificar bacterias acuáticas (Reyes, 1986; Geldreich 1980; Geldreich 1981; Santos *et al.*, 1995; Ferreira; *et al.*, 1995), en este tipo de estudios se ha logrado relacionar algunos grupos con la estabilidad ambiental (Geldreich, 1980; Geldreich, 1981; Gafny y Gasith, 1993; Gurjale y Alexander, 1990), heterogeneidad espacial (Donal y John, 1995) y algunos otros aspectos ecológicos (Geldreich, 1980; Geldreich, 1981; Gurjale y Alexander, 1990; Marino y Gannon, 1991). Pese a todos los estudios realizados no existe una unificación de criterios sobre grupos bacterianos nativos, porque las bacterias acuáticas no constituyen un grupo homogéneo y representan a todas las órdenes de la clase de bacterias (Grant *et al.*, 1989)

En aguas epicontinentales contaminadas, el 95% de los aislamientos corresponden a bacterias Gram negativas (Grant *et al.*, 1989; Atlas y Bartha, 1987; Campbell, 1987; Atlas y Bartha, 1993), mientras que en el sistema en estudio, el 56% correspondió a bacterias Gram negativas y el 54% restante a Gram positivas, valores que han sido relacionados con aguas no muy contaminadas o aquellas que tienen procesos de remoción natural (Grant *et al.*; 1989; Atlas y Bartha, 1987; Atlas y Bartha, 1993).

Las bacterias Gram positivas que predominaron fueron los bacilos (*B. subtilis*, *B. megaterium* y *Bacillus sp.*), características de flora lacustre y de gran importancia por desempeñar un papel como fijadoras de nitrógeno (Postgate, 1981; Atlas y Bartha, 1987; Atlas y Bartha, 1993; Campbell, 1987) y aunque son características de agua con abundante oxígeno,

podieron permanecer viables durante los meses de baja concentración por ser facultativas (Buchanan y Gibbons, 1974) o por estar en forma vegetativa (Marino y Gannon, 1991).

A nivel superficial en la E2 se desarrolló una flora característica, representada por el género *Micrococcus*, tal vez la distribución del microorganismo en este nivel fue por requerir mayor concentración de oxígeno. En la E1 la disposición fue sobre los tres niveles (superficie, medio y fondo), probablemente por ser un sitio más alreado que la estación dos.

Las especies *Proteus morgani* y *Staphylococcus aureus*, se presentaron en una ocasión durante los meses de mayor volumen y por consiguiente de mayor contaminación, por lo que, la estancia de estas dos bacterias se debe únicamente a contaminación por agua residual.

Dentro del grupo Gram negativo identificado (Tablas 2b y 2c), *E. coli* y *Klebsiella sp.* residieron sobre las columnas de agua (E1 y E2) durante el ciclo de muestreo, mientras *Arizona sp.*; *C. freundii* y *Salmonella sp.*, mantuvieron fluctuaciones en el sistema. La supervivencia de los cinco microorganismos (*E. coli*; *Arizona sp.*, *C. freundii*, *Klebsiella sp.* y *Salmonella sp.*), posiblemente se originó: 1) por ser bacterias aerobias facultativas, móviles, heterotróficas y mesófilas (S.S.A., 1989), y 2), porque las condiciones ambientales del sistema representaron un hábitat ideal para su desarrollo.

Extraordinariamente la aparición de *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas sp.*, concuerda con el descenso de los CF, (específicamente *E. coli*), además de otros géneros como *Arizona sp.*, *C. freundii* y *Salmonella sp.*, probablemente por la acción antagonista que produce el pigmento de las *Pseudomonas* (Geldreich, 1980; Geldreich, 1981).

Las bacterias arriba mencionadas, excepto *Salmonella sp.*, son consideradas como flora bacteriana de agua epicontinental y desempeñan actividades heterotróficas en los ciclos de carbono y nitrógeno (Postgate, 1981; Atlas y Bartha, 1987; Campbell, 1987; Atlas y Bartha, 1993).

Ahora bien, al analizar la presencia de las *Pseudomonas* en las estaciones de muestreo, se observó que la mayor frecuencia de aparición se encontró en la E1 (el 72% de los muestreos), parece ser que la escasez de oxígeno fue el obstáculo para que no desarrollara estos microorganismos en la E2, ya que se presentó solo en los meses de mayor concentración de oxígeno a nivel superficial (mayo-95 a septiembre-95); sin embargo, las *Pseudomonas* soportan bajas concentraciones de oxígeno por ser bacterias facultativas, por lo que su presencia u ausencia en el cuerpo de agua no solo pudo depender del oxígeno sino también de otros factores que no fueron cuantificados en este estudio, como pudo ser la concentración de nitratos, nitratos o amonio, siendo esencial para su desarrollo (Buchanan y Gibbons, 1974) y el conteo e identificación de fitoplancton, por existir antagonismo con algunas algas (Geldreich, 1981).

La poca frecuencia de aparición de *Pseudomonas aeruginosa* y *Pseudomonas sp.*, cerca del efluente (E2), resulta benéfico para el hombre como para el cultivo, dado que dicha agua se utiliza para riego de algodón y maíz principalmente (García, 1991), debemos considerar que este grupo de bacterias lleva a cabo procesos de desaminación, donde crean productos como la nitrosamina (Postgate, 1981), que pueden acumularse en el suelo o cultivo y resultar nociva (Buchanan y Gibbons, 1974).

Con respecto a la frecuencia de aparición de *Salmonella sp.*, en la E1 es evidente que su presencia fue originada por aporte de agua municipal ya que se aisló en los meses de mayor contaminación bacteriológica (noviembre-94 y enero-95), que correspondieron a los de mayor volumen de agua de almacenamiento. Contrariamente en la estación dos se aisló en los cinco primeros muestreos (noviembre-94 a julio-95), con una persistencia en los niveles medio y fondo, ya que estadísticamente no existió una relación con los factores físicos y químicos sobre los grupos de indicadores fecales, se puede pensar que al encontrarse *Salmonella* regularmente en los dos estratos, se encuentra sujeta a procesos de sedimentación como ocurre en los estudios reportados por Morfígo et al., (1990).

Por otro lado se sabe que en aguas profundas existen pocas variaciones de las especies (Gafny y Gasith, 1993). Por todos estos antecedentes, la existencia de *Salmonella sp.* en el sistema incrementa un riesgo para la salud pública, no solo por ser considerado un microorganismo patógeno causante de fiebre tifoidea y diarrea aguda, sino porque al encontrarse con mayor frecuencia en la estación dos (E2), puede salir junto con las extracciones de agua para riego y mantenerse viable de los primeros 40 días en el cultivo o de 15 a 50 días en el suelo (Eugene y Junkin, 1986) o permanecer viable en los peces, y producir enfermedades diarreicas agudas o en su defecto representar una pérdida económica por el cierre del cuerpo acuático debido a la presencia del microorganismo patógeno.

Debe reconocerse que la valoración del riesgo al contraer una enfermedad transmitida por el agua es un asunto complicado e involucra muchas variables, especialmente el tipo y el número de patógenos ingeridos y el estado de salud del individuo en general. Debido a las limitaciones metodológicas con las que se dispuso en el estudio no fue posible cuantificar la concentración de *Salmonella sp.* pero se sabe que en concentraciones de 10^7 de esta bacteria 16 de 32 sujetos se infectan (Eugene y Junkin, 1986).

Con estos resultados, y sin hacer un análisis muy profundo se puede decir razonadamente que el principal problema en el agua de la presa, es la contaminación de tipo fecal humano,

como lo señala las altas concentraciones de los indicadores, principalmente los coliformes fecales y la relación CF/SF, así como también la presencia de *Salmonella sp* y *Pseudomonas*. Aunque la Comisión Nacional de Agua (CNA), encontró que los peces reunían los límites establecidos para su venta o consumo, en el estudio bacteriológico realizado a peces, no se debe descartar la posibilidad de brote epidémico por el uso del agua en el riego, consumo humano o por una infección de peces, dado los constantes aportes de agua residual que recibe el cuerpo de agua. Se debe destacar las variaciones en la ocurrencia de aparición que se observó de los microorganismos, que pudo deberse a una autoregulación natural de las comunidades bacterianas.

Aunque son muchos de los estudios realizados en el campo de la microbiología del agua, la información disponible en su mayoría se ha enfocado al interés sanitario, olvidando los aspectos ecológicos y salvo con algunas excepciones han sido orientados sólo a una especie que lleva acabo una reacción específica. Sin embargo, los resultados del presente estudio tomados en su conjunto tienen fundamental importancia para conocer un poco más de las interrelaciones de las bacterias en este medio acuático, su calidad de agua y el posible método precautorio para disponer de una agua apropiada, evitando de esta forma enfermedades transmitidas por el agua.

CONCLUSIONES

Con base en los resultados de los análisis bacteriológicos, realizados a muestras de agua durante el período comprendido de noviembre de 1994 a noviembre de 1995, se puede concluir lo siguiente:

El incremento de los indicadores (Mesófilos aerobios, Coliformes totales y fecales), se debió a la mezcla de agua residual con agua del sistema en la época de inundación (julio a enero) y se reducen durante el estiaje (marzo a mayo), por lo que existió una relación directa de los indicadores de contaminación fecal con el volumen del agua.

Existió una homogeneización espacial respecto a los indicadores, producto de la recirculación, corrientes de agua, acción de vientos, afluentes y efluentes del sistema.

Los valores encontrados de pH (6.9 a 7.7), fueron para las bacterias indicadoras y las aisladas óptimas para su desarrollo.

Se presentó una relación inversa entre la temperatura del agua y la concentración de coliformes fecales, coliformes totales y mesófilos, donde los máximos conteos de los indicadores fue a 23°C (muestreo de enero) y los mínimos a casi 30°C.

La estación uno (E1), presentó mayor concentración de oxígeno disuelto que la estación dos (E2), sin que esto significara una diferencia en la concentración de los indicadores de contaminación fecal en estudio.

Los parámetros que no presentaron relación con los indicadores de contaminación fecal fueron DBO y DCO, posiblemente porque son microorganismos metabólicamente adaptados a ambientes carentes de nutrimentos así como altas concentraciones.

De acuerdo con la Ley de Protección al Medio Ambiente (1988), el agua se encontró microbiológicamente contaminada, excepto en los muestreos correspondientes a mayo-94 y noviembre-95. La contaminación en el agua es de origen fecal humano, producto del aporte de agua municipal en base a los resultados de la relación CT/SF.

Los géneros bacterianos más frecuentes fueron *E. coli*, *Klebsiella sp.*, *Micrococcus sp.*, *B. pasteurianus* y *B. subtilis*, considerados como flora autóctona de sistemas epicontinental.

La presencia de las bacterias *Salmonella sp.*, *P. morganii* y *S. aureus*, fue producto de contaminación del sistema por agua residual.

SUGERENCIAS

Es importante realizar una evaluación continua de la calidad del agua de la presa como una medida indicativa y preventiva a problemas económicos y de salud, ya que este recurso está destinado a uso agrícola, pesquero y doméstico de la comunidad.

Se debe cubrir un ciclo de muestreo, con campañas mensuales, ya que muchos de los cambios dentro de las comunidades bacterianas comienzan y terminan en cortos periodos de tiempo.

Dado que la mayor contaminación se presenta en el periodo de verano a invierno, es necesario establecer durante estas épocas del año un medio profiláctico para la venta del producto pesquero, como puede ser la introducción de los peces en agua clorada (0.5 a 1 ppm).

Es necesario que las aguas residuales que provienen del cárcamo, sean sometidas a un tratamiento primario y secundario, con el propósito de disminuir la carga microbiana.

REFERENCIAS

- APHA, AWWA and WPCF. (1992). **Standar Methods For Examination of Water an Wastewater**. 18th ed. Editorial Joint Board, USA. 874 p.
- Atlas, R.M. and Bartha, R. (1987). **Microbial Ecology Fundamental and Application**. 2th ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company, USA. 533 p.
- Atlas, R.M. y Bartha, R. (1993). **Microbial Ecology Fundamental and Application**. 3rd. ed. The Benjamin/Cummings Publishing Company, California, USA. 563 p.
- Borrego, J., Comax, R., Moriflgo, M.A., Martinez, M.E. and Romero, P. (1990). Coliphages as in indicator of faecal pollution in water. Their survival and productive infectivity in natural aquatic environments. **Water Reseach**, 24: 111-116.
- Buchanan, R.E. and Gibbons, N.F. (1974). **Bergey'S Manual of Determinative Bacteriology**. 8th ed. Joint Editorial Board, USA. 1268 p.
- Buñuelos, R.I. (1982). **Variación estacional de la contaminación bacteriana**. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias, UNAM, México. 80 p.
- Cabo de la Puente C. (1977). **Bacteriología y Potabilidad Del Agua**. Boisa-Juan Mena. Madrid, España. p: 40-44.
- Campbell, R. (1987). **Ecología Microbiana**. Limusa, México. p: 31-38, 45-58.
- Congreso de la Unión. (1972). **Ley Federal del Agua**. 13 ed. Porua, México. 294 p.
- Congreso de la Unión. (1981). **Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente**. 2a ed. Porua, México. 437 p.
- Contreras, F. (1988). **Manual de prevención de enfermedades que afectan los organismos de cultivo**. Secretaría De Pesca. México. 83 p.
- Davalos L., Sada R.R., Guerra A., Velarde G. y Orozco L.J. (1992). La producción bacteriana y su importancia en la cadena trófica en el lago de Chapala. **Ingeniería Hidráulica en México**, 5 (12): 30-36.
- Debashil, P. (1992). Microbial pollution in water and efect on fish. **Journal of Aquatic Animal Health**, 4: 32 - 39.
- Delinca, G.(1992). **The ecology of the fish pond ecosystem**. Kluwer Academic. P Netherland. 230 pp.
- Donal, E.B. and Jhon C.F. (1995). An Analsys of seasonal fecal coliform level in the Tchefuncte river. **Water Resources Bulletin**, 31 (1): 141-146.
- Eugene., F. y Junkin M.C. (1986). **Agua y Salud Humana**. Limusa. Mexico. 231 p.
- Fernández, E.E. (1981). **Microbiología Sanitaria Agua y Alimentos**. Vol. 1. Universidad de Guadalajara, México. 853 p.

- Ferreira, F., Martínez T., y Carreon A. (1995). Estudio bacteriológico de la presa Mintzita y Río Grande de Morelia, Michuacan, México. *Biológicas*, 3: 120-132
- Flores, T.F. (1994). Caracterización Físicoquímica del embalse "Niagara", Aguascalientes. *Temas de Investigación y Posgrado*, III (3): 26-30.
- Gafny, S. and Gasith A. (1993). Effect of low level on the water quality of the littoral zone in lake Kinneret. *Water Science and Technology*, 27 (7): 363-371.
- Gannon, J., Busse, M. and Schilling J. (1983). Fecal coliform disappearance in a river impoundment. *Water Research*, 21: 1525-1530
- García, C.J. (1991). Evaluación de la calidad del agua. Tesis de Maestría, Facultad de Ciencias UNAM, México. 139 pp.
- Geldreich, E.E. (1980). Microbiology of water. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52 (6): 1774-1793.
- Geldreich, E.E. (1980). Microbiology of water. *Journal Water Pollution Control Federation*, 53 (6): 1083-1096.
- Goumleou, M. y Pommerpuy M. (1994). Visible light damage to *Escherichia coli* in seawater: Oxidative stress hypothesis. *Journal Apply of Bacteriology*, 77: 105-112.
- Granados, R.J. (1992). El comportamiento de zooplancton en tres ambientes acuáticos epicontinentales del Estado de Morelos. Tesis de Maestría en Ciencias, Facultad de Ciencias UNAM, México. 63 p.
- Grant, W.D., Long, P. y Gomez L. Ma. (1989). *Microbiología Ambiental*. Acribia, Zaragoza, España. 222 p.
- Guinea, J. (1984). *Análisis Microbiológico de Agua Aspectos Aplicados*. Omega. Barcelona, España. p: 83-115.
- Gurijala, K.R. and Alexander M. (1990). Explanation of the decline of bacteria introduced into lake water. *Microbial Ecology*, 20 (3): 231-244.
- Iberri, J., Azúa I., Labirua-Isturburu A., Artolozaga I. and Barcina S. (1994). Differential elimination of enteric bacteria by protists in a freshwater system. *Journal Apply of Bacteriology*, 77: 476-483.
- James, A. (1983). *Biological indicators of water quality*. John Wiley Sons. USA. 630 pp.
- James, G.C. (1992). *Microbiology a laboratory manual*. 3 th ed. Cumming Publishing. USA . pp : 295-299.
- Jensen, P. and Fenical W. (1995). The relative abundance and seawater requirements of Gram positive bacteria in Near-Shore tropical marine samples. *Microbial Ecology*, 29: 249-257.

- Jimenez, G.F., Garza, F.H., Segovia, S.F., Galevis, S.L., Truegas, B.F., Adame, J.M. y Salinas, L.N. (1988). **Parásitos y Enfermedades de la Tilapia**. Fodepesca, Publicación Técnica No. 3, 2a ed. México, 64-74.
- Lennette, E.H. (1981). **Microbiología Clínica**. 3a ed. Panamericana. España. p: 119-436, 480-533.
- Mac-Fadin. (1992). **Pruebas Bioquímicas para la Identificación de las Bacterias de Importancia Clínica**. Panamericana. México. 301 p.
- Margalef, R. (1983). **Limnología**. Omega, Barcelona España. 1009 p.
- Marino, R.P. y Gannon J.J. (1991). Survival of fecal coliform an fecal streptococis in stors drain sediment. **Water Research**, 25 (9): 1089-1098.
- Markosova, R. and Jazek J.J. (1994). Indicator bacteria and limnological parameter in fish pond. **Water Research**, 28 (12): 2477-2485.
- Meicall, E. (1981). **Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales**. 2th ed. Barcelona España. 837 p.
- Monifigo, M.A., Comax, R., Muñoz, M.A., Romero P. and Borrego J.J. (1990). Relation ships between *Salmonella sp* and indicator microorganisms in polluted natural. **Water Research**, 24 (1): 117-120.
- Munro, P.M., Clement R.L., Flatau G.N., Gauthier. (1994). Effect of termal, oxidative, acid, osmotic, or nutritional stresses on subsequent culturability of *Escherichia coli* in seawater. **Microbial Ecology**, 27: 57-63.
- Ong, B. (1988). Characterist of bacterial isolated from disease. **Aquaculture**, 73: 7-17.
- Onofre, M. y Torres J., (1992). Avances en los criterios diagnósticos y terapéuticos en la diarrea aguda. **Gaceta Médica**, 128: 573-581.
- Postagate, J. (1981). **Fijación del nitrógeno**. Omega. España, 82 pp.
- Reinheimer, G. (1991). **Aquatic Microbiology**. 4th ed. Wiley and Sons. Canada. 363 p.
- Reyes, M.G. (1986). **Determinación del Grado de contaminación bacteriológica en la Laguna de Alvarado Veracruz**. Tesis de Licenciatura. ENEP ZARAGOZA, UNAM, México, 80 p.
- Roberts, J.R. (1981). **Patología de los peces**. Mundt-Prensa, España. 209-235.
- Rodrig, J. (1992). **Análisis de las Aguas Naturales, Aguas Residuales, Aguas de Manantiales; Química, Física; Bacteriológica y Biológica**. Omega. España, 610-625, 624-638.
- Rodriguez, P.J. (1985). **Usos del agua según el grado de contaminación**, Tesis de Licenciatura. Facultad de Ingeniería, UNAM, México, 80 p.

- Rodríguez, S.H y Romero J.J. (1991). Niveles de Contaminación enterobacteriana, en dos sistemas fluvio lagunares asociados a la Laguna de Términos, Campeche, México. **An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol, Univ. Nat. Autón. México**, 81: 63 - 67.
- Rodríguez, S.H. y Botello A.F. (1987). Contaminación enterobacteriana en la red de agua potable y en algunos sistemas acuáticos del sureste de México. **Contaminación Ambiental**, 3: 37-53.
- Romero, J.J. y Rodríguez S.H. (1982). Niveles actuales de contaminación Coliforme en Sistemas Lagunar del Carmen-Machona, Tabasco. **An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol, Univ. Nat Autón. México**, 9: 121 - 125
- S.A.R.H. (1982). **Manual de técnicas de muestreo de aguas y determinaciones en el campo 4a ed, México**. 75 p.
- S.P.P (1982). **Ley Federal al ambiente**. Diario Oficial de la Federación 11 de enero de 1982, México, D.F. 23-33.
- S.P.P. (1981). **Síntesis Geográfica de Morelos**. Coordinación de Servicios Nacionales de Estudios Geográficos e Informática. México 110 p.
- S.P.P. (1995). **Plan nacional de desarrollo 1995-2000** Diario Oficial de la Federación 31 de mayo de 1995, México D:F.
- S.S.A. (1989). **Manual de técnicas y procedimientos de laboratorio para análisis microbiológico de agua**. Manuales técnicos MEX/PNUD/OPS. México. 20 p.
- S.S.A. (1994) **Determinación de bacterias coliformes. Técnica del Número más Probable (NMP)**. NOM-112-SSA1-1994. Diario Oficial de la Federación, 15 de agosto de 1994, México, D.F. 23-37 p.
- S.S.A. (1981a). **Método para determinar Salmonella**. NOM-114-SSA1-1994. Diario Oficial de la Federación, 15 de agosto de 1994, México, D.F., 43-7.
- S.S.A. (1994b). **Método para la cuenta de bacterias Aerobias en placa**. NOM-092-SSA1-1994. Diario Oficial de la Federación, 12 de diciembre de 1994, México, D.F., 14-19.
- S.S.A. (1994c) **Preparación y dilución de muestras de alimentos para análisis microbiológico**. NOM-110-SSA1-1994. 16 de octubre de 1994, México, D.F. Diario Oficial de la Federación, 16 de octubre de 1994, México, D.F., 61-66.
- Salgado, Ugarte I.H. (1992). **El análisis exploratorio de datos biológicos fundamentos y aplicaciones**. Facultad de estudios superiores Zaragoza UNAM, México. 243 p.
- Santos, M., Martínez T. y Carreon A. (1995). Estudio de contaminación de origen fecal del lago Zirahuén, Michuacan, México, utilizando como indicador las bacterias coliformes. **Biológicas**. 3:108-119.

- Sinclair, J.L. and Alexander M. (1984). Role of the resistance to starvation in bacterial survival in sewage an lake water. *Appl of Microbiology*, 46- 410-415.
- Weizel, R. (1981). *Limnología*. Omega Barcelona. 679 p.
- Winter, M. (1986). *Tratamiento biológico del agua de desecho*. Limusa, México. 580 p.