



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO
FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES
ZARAGOZA**

**“EVALUACIÓN DE LA CALIDAD MICROBIOLÓGICA DEL
LAGO CRÁTER QUECHULAC, PUEBLA (2006-2007)”**

**T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE BIÓLOGO
P R E S E N T A N:**

**DANIEL GARCÍA GARCÍA
JUAN SINUHE PORTILLA SALAZAR**

DIRECTOR DE TESIS: M. en C. ERNESTO MENDOZA VALLEJO



MEXICO D.F.

MAYO 2010



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

DANIEL

*A LA MEMORIA DE DAVID GARCÍA OLVERA
QUE EN DONDE QUIERA QUE ESTÉS SEPAS QUE LO HE LOGRADO QUE NO TE HE
DEFRAUDADO.*

DEDICATORIA

A MI MADRE

*ANGELINA GARCÍA Y RODRÍGUEZ POR TODO SU APOYO CARIÑO Y
COMPRENSIÓN GRACIAS POR GUIARME POR EL BUEN CAMINO Y DARMER LA
OPORTUNIDAD DE ESTUDIAR, SÉ QUE SIN TÍ NO LO HUBIERA LOGRADO*

A MI HIJO:

*A MI DAVICITO QUIEN ES LO QUE MÁS QUIERO TE DEDICO ESTE TRABAJO ES
POR TÍ MI NIÑO.*

A MIS HERMANOS

*ROBERTO, GRACIAS POR TODO TÚ APOYO SÉ QUE SIN TÚ AYUDA NO LO
HUBIERA LOGRADO DIOS TE BENDIGA SIEMPRE, A TÍ EDITA GRACIAS Y A
CADA UNO DE MIS HERMANOS LOS AMÓ.*

SINUHE

DEDICATORIA

A MIS PADRES:

*JUAN PORTILLA Y LETICIA SALAZAR, POR DARMER TODO SU AMOR, CARIÑO,
COMPRESION, EL NO DEJAR DE CREER EN MI Y SOBRETUDO POR GUIARME
POR EL BUEN CAMINO, LES DOY LAS GRACIAS POR SU GRAN APOYO, YA QUE
SIN USTÉDES NO HUBIESE PODIDO CONCLUIR ESTE LARGO CAMINO Y
BRINDARLES ESTE TRABAJO Y TÍTULO Y DECIRLES ¡FELICIDADES YA ES OTRO
MAS!*

A MI HIJO:

*SINUHE TRISTAN, POR TODA SU COMPRENCION EN ESTE TIEMPO QUE HE
DEDICADO A ESTA TESIS Y POR DARMER LA ALEGRIA MAS GRANDE DE MI
VIDA SER SU PADRE Y QUE SIEMPRE ME HACE RECORDAR POR QUE HAY QUE
SEGUIR ADELANTE PARA QUE EL SE SIENTA ORGULLOSO DE MI TODO ESTO ES
PARA TÍ.*

A MIS HERMANOS:

*J. EFREN, J. HUGO, Y J. CHRISTIAN, CON CARIÑO Y APRECIO POR COMPARTIR
SU TIEMPO EN TODO MOMENTO EN LAS BUENAS Y EN LAS MALAS, ESTA TESIS
Y TÍTULO ES PARA USTÉDES*

AGRADECIMIENTOS

A LA FACULTAD DE ESTUDIOS SUPERIORES ZARAGOZA DONDE PASE ALGUNOS AÑOS DE MI VIDA PREPARANDOME ACADÉMICAMENTE Y DE LA CUAL ME SIENTO ORGULLOSO DE HABER FINALIZADO.

A MI PROFESOR M.EN C. ERNESTO MENDOZA VALLEJO POR SUS CONSEJOS, APOYO, PACIENCIA, AMISTAD Y VOLUNTAD DE TRANSMITIR SU CONOCIMIENTO A.

A LOS SINODALES POR SUS COMENTARIOS DURANTE TODO NUESTRO TRABAJO Y POR SU ESPECIAL ATENCIÓN HACIA NOSOTROS Y POR SU VALIOSAS CONTRIBUCIONES EN LA ELABORACION DE ESTA TESIS.

A MI COMPAÑERO DE TESIS YA QUE JUNTOS HEMOS LOGRADO LO QUE MUCHOS PENSARON QUE NUNCA LOGRARÍAMOS Y HOY ES UNA REALIDAD ESTAR TITULADOS.

A TODOS MIS AMIGOS CON LOS QUE PASAMOS GRANDES MOMENTOS DE TRABAJO, ESTUDIO, ASI COMO DE ALEGRÍAS Y ENOJOS A JOSÉ CRUZ, GILMAR, ANDRES, WENDY, SONIA, RODRIGO LEÓN, ANABEL, CARLOS SANTIAGO, ELIA, CLAUDIA, MARIBEL, ALEJANDRA, NORMA, MIS VEROS QUERIDAS YA TODOS LO QUE EN ESTE MOMENTO SE ME OLVIDAN.

GRACIAS

INDICE DE CONTENIDO	PAGINA
ABREVIATURAS, SIMBOLOS Y SIGLAS.....	7
1. RESUMEN.....	8
2. INTRODUCCION.....	9
3. MARCO TEORICO.....	10
3.1. SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	16
4. JUSTIFICACIÓN.....	19
5. ANTECEDENTES.....	20
6. UBICACIÓN GEOGRAFICA.....	21
7. HIPOTESIS.....	24
8. OBJETIVOS.....	25
8.1. OBJETIVOS GENERAL.....	25
8.2. OBJETIVOS PARTICULARES.....	25
9. MATERIAL Y METODO.....	26
9.1. FASE DE CAMPO.....	26
9.2. FASE DE LABORATORIO.....	29
10. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	34
10.1. BACTERIAS.....	34
10.2. DQO.....	40
10.3. PARAMETROS FISICO-QUÍMICOS.....	43
10.3.1. pH.....	44
10.3.2. Temperatura y Visibilidad.....	45

	10.3.3. Oxígeno.....	46
	10.3.4. Alcalinidad.....	47
	10.3.5 Dureza.....	48
	10.3.6. Conductividad.....	49
11.	CONCLUSIONES.....	51
12.	LITERATURA CITADA.....	53
13.	ANEXOS.....	59
	1a Datos anuales de pH.....	59
	1b Datos anuales de la temperatura.....	59
	1c Datos anuales de la visibilidad al disco de Secchi de.....	60
	1d datos anuales del D.Q.O.....	60
	1e datos anuales de oxígeno.....	60
	1f datos anuales de la alcalinidad total.....	61
	1g datos anuales de la alcalinidad a la fenolftaleína.....	61
	1h datos anuales de la dureza total.....	62
	1i datos anuales de la dureza al calcio.....	62
	1j datos anuales de conductividad (µs).....	63
	1k datos anuales de conductividad (ms).....	63
	1l datos anuales de la concentración de nitratos.....	64
	1m datos anuales de la concentración de nitritos.....	64
	1n datos anuales de la concentración de amonio.....	65
	1ñ datos anuales de la concentración de fósforo total.....	65
	1o datos anuales de la concentración de fósforo reactivo.....	66
	1p datos anuales de cloruros.....	66
	2a conductividad.....	67
	2b nitratos.....	67
	2c nitritos.....	67
	2d amonio.....	67
	2e ortofosfatos.....	68
	2f fósforo total.....	68
	2g cloruros.....	68
	3a Formación de material calcáreo.....	69
	3b. Manejo de la lancha con motor fuera de borda.....	69
	3c. Toma de Visibilidad del Lago.....	69
	3d. Distribución de vegetación.....	69
	3e Fauna silvestre.....	70
	3f. Confinamiento de crianza de la trucha arcoíris.....	70
	3g. Tipo de suelo de la zona de estudio.....	70

14. INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Monitoreo Bacteriológico del agua.....	10
Figura 2. Localización geográfica del lago.....	22
Figura 3. Imagen satelital del lago.....	23
Figura 4. Muestra la alimentación del lago por vía subterránea.....	26
Figura 5. Variación de la demanda química de oxígeno por nivel.....	39
Figura 6. Variación temporal de pH por nivel.....	43
Figura 7. Variación temporal de la temperatura por nivel.....	44
Figura 8. Variación temporal de la concentración de oxígeno por nivel.....	46
Figura 9. Variación temporal de la concentración de alcalinidad total por nivel.....	47
Figura 10. Variación temporal de la concentración de dureza total por nivel.....	48
Figura 11. Variación temporal de la conductividad por nivel.....	49

15-. INDICE DE TABLAS, DIAGRAMAS, FOTOS Y MAPA

Tabla 1. Técnicas aplicadas a las muestras obtenidas de la columna de agua.....	28
Tabla 2. Técnicas empleadas en el laboratorio.....	33
Tabla 3. Registro de bacterias coliformes a lo largo de la columna de agua.....	34
Tabla 4. Valores mínimos, máximos y promedio de los parámetros físicos y químicos.....	42
Tabla 5. Tabla elaborada con base a las Normas Mexicanas y a la SEMARNAT.....	50
Diagrama 1. Ruta crítica para la identificación de Bacterias Coliformes Totales.....	31
Diagrama 2. Metodología para la identificación de Bacterias Coliformes Fecales.....	32
Foto 1 Toma de muestra para los parámetros físico-químico y medición del parámetro de oxígeno.....	28
Foto 2. Se muestra la realización de parámetros físico-químicos en campo.....	29
Foto 3. Sección del laboratorio de bacteriología de la SEMAR.....	30
Foto 4. Preparación de la curva patrón y de muestras para espectrofotómetro.....	33
Mapa 1. (DQO) en agua superficiales por región hidrológico-administrativas, 2007.....	41

ABREVIATURAS, SIMBOLOS Y SIGLAS	
cm.	Centímetro.
CO ₂	Bióxido de carbono
Conduc.	Conductividad
COT	Carbono orgánico total
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno en 5 días.
DQO	Demanda Química de Oxígeno
ECOL:	Ecología.
E.	Este.
<i>et. al.,</i>	Colaboradores.
etc.	Etcétera.
L.	Litro.
LMP	Límite Máximo Permissible.
m.	Metro.
m ²	Metro cuadrado.
m.s.n.m.	Metros sobre el nivel del mar.
mg.	Miligramos
mL.	Mililitros.
MO	Materia Orgánica.
NMP	Numero Más Probable.
NMX	Norma Mexicana
NP	No presentes.
NOM	Norma oficial Mexicana.
N.	Norte.
O.	Oeste.
O.D.	Oxígeno disuelto.
pH.	Potencial de Hidrogeno
ppm.	Partes por millón.
Sól.	Sólidos.
SDT	Sólidos disueltos totales
sp.	Especie.
spp.	Diferentes especies.
S.	Sur.
SO.	Suroeste.
UFC	Unidades Formadoras de Colonias.
SIMBOLOS	
CaCO ₃	Carbonato.
Cl ⁻	Cloruros
N-NO ₃	Nitratos.
N-NO ₂	Nitritos.
N-NH ₄ ⁺	Nitrógeno Amoniacal.
°C	Grados Centígrados
μS cm ⁻¹	Microsiemens por reciproco de centímetro
SIGLAS.	
CONAGUA	Comisión Nacional del Agua
INEGI	Instituto Nacional de estadística, Geografía e Informática.
UNAM	Universidad Nacional Autónoma de México
SEMARNAT	Secretaria del Medioambiente y Recursos Naturales
SEMAR	Secretaria de Marina.

RESUMEN

El presente trabajo se desarrolló en el lago Quechulac, Pue. En la cuenca oriental, considerada todavía como un cuerpo con aguas transparentes, de dicho lago se obtienen recursos nutritivos muy valiosos, que hoy en día constituyen una fuente importante de alimentación para comunidades rurales aledañas a este cuerpo acuático.

Como un factor indicativo de impacto ambiental del lago cráter Quechulac se evaluaron las probables poblaciones bacteriológicas patógenas que afectan a dicho cuerpo acuático. Para ello, se realizaron muestreos mensuales a lo largo de un ciclo anual (octubre de 2006 a agosto del 2007), tomando como punto de referencia para la toma de muestras al centro del cuerpo acuático. Los resultados obtenidos son concluyentes en cuanto a la no presencia de bacterias coliformes. DQO y técnicas microbiológicas confirmativas respaldan la conclusión anterior. Complementariamente se determinaron parámetros físicos y químicos del agua concluyendo que su columna presenta una circulación en invierno y estratificación en el verano.

INTRODUCCION

A pesar de que el agua está considerada por la humanidad como uno de los principales recursos en el desarrollo histórico de naciones y pueblos (FNUAP, 2001), paradójicamente cuando su demanda se acentúa nos enfrentamos a la compleja problemática del manejo y depuración de considerables volúmenes residuales, derivados de los desechos domésticos, industriales o de los campos de labranza, vertidos en su mayoría de las veces sin tratamiento, a los sistemas acuáticos epicontinentales para finalmente llegar a los ambientes oceánicos. Lo que traducido a términos ecológicos y sanitarios representa la degradación del recurso (Arcos, *et. al.* 2005). La presencia y extensión de contaminación fecal es un factor importante en la determinación de la calidad de un cuerpo de agua. Las heces contienen una variedad y con diferentes formas de resistencia de microorganismos, involucrando organismos patógenos, los cuales son un riesgo para la salud pública al estar en contacto con los seres humanos. El examen de muestras de agua para determinar la presencia de microorganismos del grupo de coliformes que habitan normalmente en el intestino humano y de otros animales de sangre caliente, brinda una indicación. Dada la limitada capacidad de algunos miembros del grupo de organismos coliformes para sobrevivir en agua; sus números también pueden emplearse para estimar el grado de contaminación fecal.

En este sentido y dentro del marco sanitario en foco a la contaminación acuática provocada particularmente por bacterias coliformes de desechos orgánicos derivados de las poblaciones humanas. El presente estudio de validación del posible impacto biológico por coliformes fecales por la posible descarga doméstica de una población rural hacia un cuerpo acuático. Este grupo de bacterias es considerado como bioindicador que nos ayuda en el diagnóstico del grado de contaminación biológica en un cuerpo acuático, y con ello planear la recuperación de aquellas fuentes de aguas naturales contaminadas. Para el presente estudio ha sido seleccionado el lago cráter Quechulac, el cual forma parte de un conjunto de lagos del mismo origen geológico de la parte oriental del estado de Puebla.

MARCO TEORICO

El agua constituye un reservorio de microorganismos, que además recibe y transporta partículas cargadas de poblaciones bacterianas, de tal modo que en las cercanías de las grandes poblaciones incluso, el agua de lluvia es portadora de un número elevado de microorganismos, los que sobreviven períodos cortos al presentarse procesos de autodepuración en los que subsisten únicamente los pertenecientes a la flora autóctona (Guinea *et al.*, 1979).

La contaminación del agua, independientemente de la concentración de impurezas que contenga, consiste de la existencia de materiales inertes en suspensión, orgánicos e inorgánicos, que por su propia naturaleza proporcionan al agua una calidad inaceptable para el uso del hombre (Pumarola, 1979).

El control de su calidad sanitaria, desde el punto de vista bacteriológico, constituye un hecho de vital importancia debido a que el agua que ha sido contaminada puede transmitir enterobacterias (véase Figura: 1) causantes de patologías que pueden brotar en forma epidémica utilizando el agua como vehículo de diseminación (Félix *et al.*, 1992)

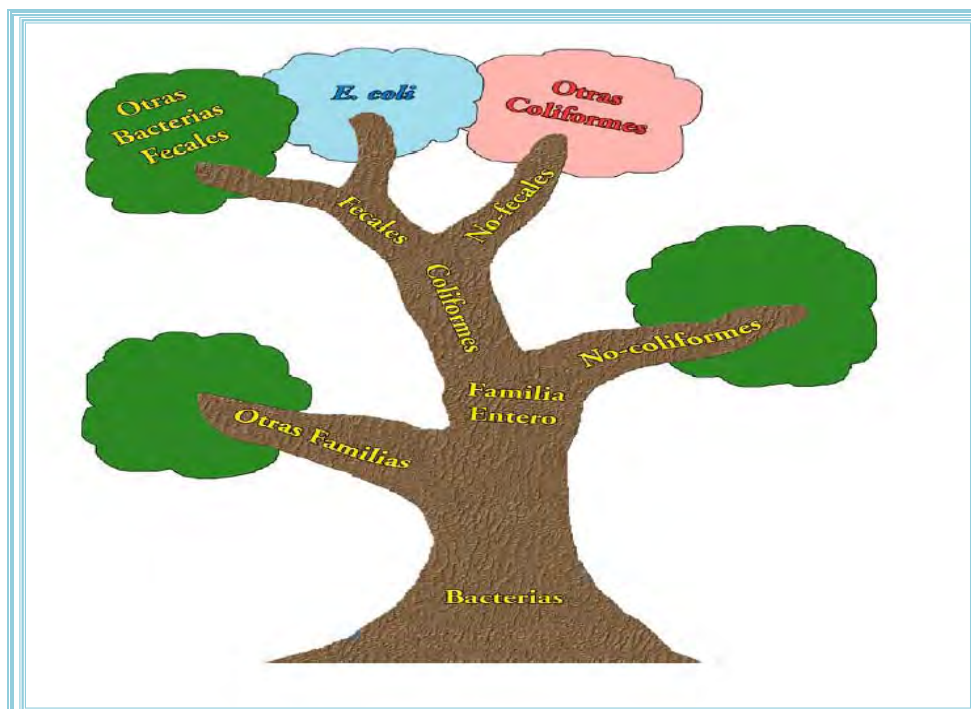


Figura 1. Monitoreo Bacteriológico del agua tomado de William *et.al.* (2005).

La contaminación fecal de las aguas superficiales utilizadas como fuente de abastecimiento es uno de los problemas más preocupantes en los países en vías de desarrollo, esta contaminación se debe al vertimiento de los desagües sin ningún tratamiento, hecho que es usual en las grandes ciudades. En las zonas rurales la contaminación se origina en la defecación a campo abierto y a la presencia de animales domésticos y silvestres que actúan como reservorios (Vargas.1996).

El número de bacterias presente en el agua superficial es fluctuante produciéndose variaciones bruscas en periodos cortos. La enumeración de bacterias contenidas en el agua es significativamente distinta si se verifica por conteo directo de un volumen determinado o por técnicas de recuento a partir de superficies sumergidas (Guinea *et al.*, 1979).

Las bacterias que se encuentran más frecuentemente en el agua son las bacterias entéricas que colonizan el tracto gastrointestinal del hombre y se eliminan a través de la materia fecal. Cuando estos microorganismos se introducen en el agua, las condiciones ambientales son muy diferentes y por lo tanto su capacidad de reproducirse y sobrevivir son limitadas. Debido a que su detección y recuento a nivel de laboratorio son muy lentos y laboriosos, se utiliza un grupo de bacterias coliformes como indicadores, ya que su detección es más rápida y sencilla (Olivieri, 1982, Craun *et al.*, 1997, Steiner *et al.*, 1997).

Tanto para el hombre, como los vertebrados de sangre caliente, el grupo de microorganismos coliformes es adecuado como indicador de contaminación bacteriana del tracto gastrointestinal, donde se encuentran en grandes cantidades, y permanecen por más tiempo en el agua que otras bacterias patógenas, pero comportándose de igual manera que las patógenas. Los géneros de microorganismos que conforman el grupo de los coliformes totales; *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Serratia*, *Edwardsiella*, y *Citrobacter*, viven como saprofitos independientes o como bacterias intestinales; los coliformes fecales (*Escherichia*) son de origen intestinal (Canosa, 1995).

Los coliformes como indicadores tienen un comportamiento similar a los patógenos, pero son más fáciles, rápidos y económicos de identificar. Una vez demostrada la presencia de

grupos indicadores, se puede inferir que los patógenos se encuentran presentes en la misma concentración y que su comportamiento frente a diferentes factores como pH, temperatura, presencia de nutrientes, tiempo de retención hidráulica o sistemas de desinfección es similar a la del indicador. (Campos, 1999).

Un microorganismo indicador de contaminación fecal debe reunir las siguientes características: ser un constituyente normal de la flora intestinal de individuos sanos, estar presente de forma exclusiva en las heces de animales homeotérmicos; estar presente cuando los microorganismos patógenos intestinales lo están; presentarse en número elevado facilitando su aislamiento e identificación: debe ser fácil de aislar y cuantificar; no debe ser patógeno (Fernández, *et al.*, 2001).

Enterobacterias: Constituyen uno de los grupos mejor definidos y todos pertenecen a la familia Enterobacteriaceae, son bacilos Gram-negativos, anaerobios facultativos, no esporulantes, no fotosintéticas, fermentadores de lactosa con producción de gas; Sus células son pequeñas, de forma bacilar, recta o curva, con una anchura que no excede el 0.5µm. Algunos son móviles de forma permanente, otras se mueven mediante flagelos peritricos, polares o tienen flagelación mixta. Estas bacterias se pueden distinguir del resto de las bacterias Gram-negativas de estructuras similares por la propiedad de la anaerobiosis facultativa. En condiciones anaeróbicas obtienen energía por la fermentación de carbohidratos, mientras en condiciones aeróbicas pueden utilizar una amplia gama de compuestos orgánicos como sustratos de la respiración y constituyen aproximadamente el 10% de los microorganismos intestinales de los seres humanos y otros animales (Prescott *et al.*, 1996, Stanier *et al.*, 1996), las bacterias del tracto intestinal no suelen sobrevivir en el medio acuático, están sometidas a un estrés fisiológico y pierden gradualmente la capacidad de producir colonias en medios diferenciales y selectivos. Su velocidad de mortalidad depende de la temperatura del agua, los efectos de la luz solar, las poblaciones de otras bacterias presentes, y la composición química del agua. La presencia de coliformes en el agua indica la contaminación bacteriana reciente y constituye un indicador de degradación de los cuerpos de agua en cuanto a su calidad (Fernández *et al.*, 2001).

Los miembros de este grupo pueden utilizar un número considerable de sustancias orgánicas sencillas como sustrato para su metabolismo respiratorio: ácidos orgánicos, aminoácidos y carbohidratos son de amplia utilización. En condiciones aeróbicas, todas estas bacterias crecen en medios bacteriológicos con complejos empleados comúnmente, sirviendo sus integrantes nitrogenados (aminoácidos y pépticos) como sustratos oxidables. En condiciones anaeróbicas su crecimiento depende directamente de la población de un carbohidrato fermentable aunque algunas especies son capaces de transformar nitratos o fumaratos. Algunos monosacáridos, disacáridos y polialcoholes son fermentados por todos los integrantes de este grupo entérico (Stanier *et al.*, 1996).

Los coliformes fecales se denominan termo tolerantes por su capacidad de soportar temperaturas más elevadas. Esta denominación está ganando más partidarios actualmente, pues sería una forma más apropiada de definir este subgrupo que se diferencia de los coliformes totales por la característica de crecer a una temperatura superior. La capacidad de reproducción de los coliformes fecales fuera del intestino de los animales homeotérmicos es favorecida por la existencia de condiciones adecuadas de materia orgánica, pH, humedad, etc. (Prescott *et al.*, 1996). Estas bacterias son de interés clínico, ya que pueden ser capaces de generar infecciones oportunistas en el tracto respiratorio superior e inferior, además de bacteriemia, infecciones de piel y tejidos blandos, en enfermedad diarreica aguda y otras enfermedades severas en el ser humano (Moore *et al.*, 2002).

La presencia de coliformes totales debe interpretarse de acuerdo con el tipo de aguas potables ó tratadas. Esta contaminación a pesar de ser baja, no puede ocurrir en muestras recolectadas en días consecutivos. En aguas tratadas, los coliformes totales funcionan como un alerta de que ocurrió contaminación, sin identificar el origen. Indican que hubo fallas en el tratamiento, en la distribución o en las propias fuentes domiciliarias. Su presencia acciona los mecanismos de control de calidad y de tratamiento de agua, e intensifica la vigilancia en la red de distribución (Harwood *et al.*, 2005).

No se tiene evidencia clara acerca de las distintas poblaciones naturales de bacterias fermentables facultativas. Normalmente, se insiste en la distribución de distintos grupos

taxonómicos comprendidos en una población común de coliformes, o quizá más apropiadamente en tres poblaciones fundamentales: a) fecales no patógenas, b) fecales patógenas y c) no fecales. La existencia de bacterias muy relacionadas con los coliformes, parásitos vegetales o algas de putrefacción blanda de los mismos, ha complicado la clasificación taxonómica de los coliformes y el conocimiento de las distintas poblaciones naturales así como su correspondiente relación (Guinea *et al.*, 1979)

Las bacterias coliformes se transmiten casi exclusivamente por contaminación fecal de aguas y alimentos. La contaminación por los suministros de agua resulta, con mucho la contaminación más importante, habiendo sido la causa de epidemias entéricas masivas graves (particularmente, la fiebre tifoidea y el cólera) que azotaron, hasta principios del presente siglo, periódicamente a muchos de los países del orbe. Las principales bacterias que han servido como índices de dicha contaminación son los estreptococos y *Escherichia coli* (*E. coli*). La *E. coli* forma parte de los coliformes fecales de los cuales existen alrededor de 7 000 líneas (la mayoría inofensivas). La *E. coli* es una bacteria que se desarrolla principalmente en el intestino de animales y en consecuencia está presente en los desechos fecales. Por esta razón, su presencia en alimento o agua es indicador de contaminación fecal. De hecho, un humano excreta un promedio de 20 a 200 billones de *E. coli* al día, por lo que resulta relativamente fácil entender como el agua al no ser tratada adecuadamente se contamina con *E. coli*. Esta es la manera por la cual *E. coli* es considerada como un indicador biológico de contaminación fecal (Stanier *et al.*, 1996).

El trabajo bacteriológico se complementa con la determinación de la demanda química de oxígeno (DQO), ya que a partir del 2004, la Comisión Nacional Agua (CONAGUA) las utiliza como indicadores de la calidad del agua, junto con la Demanda Bioquímica de Oxígeno a cinco días (DBO₅). Estas variables muestran la influencia antropogénica desde el punto de vista de la afectación por la presencia de centros urbanos e industriales, los que por sus características producen desechos líquidos de calidad diferencial (SNIARN-SEMARNAT, 2005). La DQO representa la cantidad de oxígeno, consumido por un conjunto de materiales orgánicos biodegradables o no en el agua y representa una estimación de la materia orgánica oxidable, cualquiera que sea su origen, orgánico o mineral (Goldman y

Home, 1983, De La Lanza, 1984). Este parámetro indica el contenido de materia orgánica y otras sustancias reductoras, y se caracteriza por medir la cantidad de consumo de un oxidante químico (dicromato o permanganato), por las materias oxidables contenidas en el agua y, también se expresa en cantidad de mg/L (partes por millón) de oxígeno. La determinación de la DQO se utiliza para medir la materia orgánica en aguas residuales industriales o municipales que contengan compuestos tóxicos para la vida biológica.

La DQO es un parámetro importante y rápido para determinar el grado de contaminación de corrientes y aguas residuales, así como para el control de las plantas de tratamiento, junto con la prueba de DBO, la DQO es utilizada para indicar el contenido de sustancias bioquímicamente degradables e indica también el contenido de compuestos orgánicos muy complejos y difíciles de degradar que pueden ser tóxicos y la materia orgánica no biodegradable o resistentes biológicamente. Por esta razón, este parámetro siempre va a ser mayor que la DBO₅ (Bernabé, 1991; Lind, 1985, Pérez y Espigares, 1999).

En los ambientes acuáticos, la vegetación sumergida aporta materiales orgánicos por lo que es considerada como una fuente para heterótrofos. Sin embargo, una fuente alternativa de materiales orgánicos es la actividad antropogénica, con la que la calidad y cantidad de material orgánico varía. La evaluación cuantitativa de la materia orgánica se realiza por medio de la determinación a nivel biológico (DBO₅) o químico, según la calidad y procedencia de los materiales. La demanda química de oxígeno (DQO) está representada por un conjunto de materiales orgánicos biodegradables o no. Existen actualmente pruebas variadas de laboratorio para caracterizar la materia orgánica en agua. La fracción carbónica del total de la materia orgánica puede determinarse (COT), y la materia orgánica susceptible de oxidación por agentes altamente oxidantes, como el ácido crómico, también puede medirse DQO. Sin embargo, el hecho de que el material carbónico puede ser oxidado no asegura que el material quede a disposición como alimento para las bacterias. La capacidad de las bacterias para digerir materia orgánica se mide por la prueba de la Demanda biológica de oxígeno después de 5 días (DBO₅) (Kemmer, 1989).

SERVICIOS ECOSISTEMICOS

Los “servicios ecosistémicos” se definen como aquellos beneficios que la gente obtiene de los eco sistemas. Estos beneficios pueden ser de dos tipos: directos e indirectos. Se consideran beneficios directos la producción de provisiones –agua y alimentos (servicios de aprovisionamiento), o la regulación de ciclos como las inundaciones, degradación de los suelos, desecación y salinización, plagas y enfermedades (servicios de regulación). Los beneficios indirectos se relacionan con el funcionamiento de procesos del ecosistema que genera los servicios directos (servicios de apoyo), como el proceso de fotosíntesis y la formación y almacenamiento de materia orgánica; el ciclo de nutrientes; la reacción y asimilación del suelo y la neutralización de desechos tóxicos. Los eco sistemas también ofrecen beneficios no materiales, como los valores estéticos y espirituales y culturales, o las oportunidades de recreación (servicios culturales). Existe, entonces, una amplia gama de servicios ecosistémicos, algunos de los cuales benefician a la gente directamente y otros de manera indirecta (CIFOR, 2006).

Los ecosistemas, vistos como un conjunto de elementos bióticos y abióticos que interactúan en un espacio y tiempo de terminados, transforman la materia y la energía disponible en el ambiente, mediante procesos funcionales en los que el agua juega un papel muy importante (Chiroles *et al.*, 2007).

El agua está tan íntimamente ligada a los procesos funcionales del ecosistema, que su uso y manejo conlleva, forzosamente, a visualizar el ecosistema en su conjunto como el objeto de explotación y conservación: el manejo sustentable del agua tiene implícito uno semejante al del ecosistema. La severa transformación y deterioro de los ambientes, evidencian una falta de esta concepción ecosistémica en los esquemas de uso y conservación del agua, lo que exacerba a diario los serios problemas de escasez y contaminación del recurso (Chiroles *et al.*, 2007).

Los ecosistemas de una cuenca son sensibles a brindar numerosos servicios ambientales no sólo a la zona en la que se encuentra, sino también a regiones cercanas y, de manera

indirecta, al resto del país. Un ejemplo es la regulación de los ciclos biogeoquímicos, como la captura de carbono y la generación de oxígeno; así como el mantenimiento de los flujos hidrológicos, la recarga de los acuíferos, la productividad biológica y la biodiversidad, la regulación climática, la oferta de agua dulce, la protección y recuperación de suelos, el amortiguamiento del impacto de los fenómenos naturales, el reciclaje de nutrientes y la generación de espacios habitables para las poblaciones humanas. En todos los ecosistemas acuáticos, el agua es el factor que regula su productividad, estabilidad y la salud de los organismos que los habitan. Por esta razón, los factores que regulan el ciclo del agua controlan también la existencia o no de los humedales, lagos y lagunas costeras. Estos ambientes donde el agua se almacena temporalmente constituyen ecosistemas clave para el ciclo hidrológico, por lo que su conservación es de vital importancia para asegurar la disponibilidad del agua con calidad necesaria para mantener la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas (SNIARN-SEMARNAT, 2005).

El potencial hídrico de una región es el resultado de las interrelaciones entre los elementos bióticos y el agua en todas sus etapas del ciclo hidrológico, sustentadas por las cuencas y los acuíferos subterráneos. Ha sido demostrado que la cantidad y la calidad del agua depende de gran parte del uso que se destina al suelo en las áreas que la captan, conducen, almacenan, proveen, y renuevan el recurso hídrico. Sin embargo, como consecuencia del crecimiento poblacional y el desarrollo económico, se generan presiones que conducen a cambios en el uso del suelo de las cuencas. Las principales alteraciones que experimentan las cuencas como resultado del crecimiento de la población humana se deben a la expansión de la frontera agrícola, al establecimiento de pastizales para la engorda de ganado, a la urbanización asociada al crecimiento de las ciudades, al desarrollo de infraestructura para la generación de energía y la contaminación asociada a la producción industrial y a la extracción de combustibles fósiles. Muchos de los esquemas tradicionales de manejo ven el tema del agua de manera independiente a la gestión de los ecosistemas. Recientemente se ha promovido los enfoques de tipo integral que reconocen el papel que el agua cumple en los ecosistemas y asocian su gestión al manejo de los mismos. El manejo integral de los recursos hídricos se basa en el concepto de que el agua forma parte del ecosistema y constituye tanto un recurso natural, un bien social y económico. El manejo ecosistémico

promueve el uso de los ecosistemas sin contribuir a su degradación; busca lograr un balance entre la oferta de los recursos naturales y la demanda de la población, mientras se mantiene la capacidad de los ecosistemas para su ministración de dichos recursos de manera sostenible (Andrade, 2004).

La calidad de agua no es una característica absoluta, sino que es un atributo de finido socialmente en función del uso que se le confiera, por lo que cada uso requiere de un determinado estándar de calidad, razón por la que se requiere de la evaluación de la calidad del agua en función del uso probable. A su vez, la calidad del agua está influenciada por diversos factores como los usos del suelo, la producción industrial y la agrícola (SNIARN-SEMARNAT, 2005).

JUSTIFICACION

Los lagos cráter de la parte oriental del estado de Puebla han sido en nuestro país de los pocos que hasta las últimas dos décadas presentaban un estado hidrológico estable, tanto en lo referente a su dinámica física y química natural, como a su bienestar en calidad biológica de agua. Sin embargo, en la actualidad en todos ellos es notoria la disminución del nivel superficial en su columna de agua. En el caso particular del lago Quechulac el nivel superficial ha disminuido en alrededor de 2 a 3 m en escasamente una década. Este fenómeno se atribuye a la práctica no moderada de extracción de agua subterránea por medio de pozos en la región, utilizada en el riego agrícola, uso doméstico y para el servicio a granjas porcinas. Estas han proliferado durante los últimos quince años y que se encuentran cercanas a los lagos cráter de la región. Sabemos que los residuos orgánicos derivados de estas granjas son colocados en estanques de depuración. Sin embargo, los mantos freáticos de la región, provenientes de la sierra de Perote, se encuentran a unos cuantos metros de profundidad y son los que alimentan y estabilizan el nivel superficial de agua del conjunto de lagos cráter. La duda es si los desechos orgánicos de los centros porcícolas desde el punto de vista bacteriológico han impactado la calidad del agua del lago Quechulac, ya que éste es uno de los que se encuentra más cercano a varios de dichos centros porcícolas.

ANTECEDENTES

Algunos de los estudios iniciales en lagos cráter en el mundo son fundamentalmente limnológicos, como los de Juday (1915), Yoshimura (1938), Utterbak (1942), Williams (1942), Armitage (1959), Deevey (1957) y Baxter y Wood (1965); de tipo geológico como el de Melac (1978) y de tipo biológico como los de Hasler (1938), Denny (1972b), Green et al. (1974) y Armitage y Fassett (1971). Existen pocos estudios reportados para los lagos cráter de Puebla, como el trabajo geológico de Ordóñez (1906), donde describe el origen y constitución de cada uno de ellos; el de Taylor (1943), que describe una especie nueva de salamandra; De Buen (1945) describió una nueva especie de Aterínido y, Álvarez (1950) describió la ictiofauna de los seis lagos. Recientemente están los trabajos de Fuentes (1972), para diferentes regiones del estado de Puebla. Gasca (1982), sobre la génesis de los lagos; el de Arredondo et al. (1983), sobre la batimetría y morfometría de los seis lagos de la región de los Llanos del estado de Puebla, el de Arredondo et al. (1984) acerca del fitoplancton del lago Alchichica, Ramírez-García y Novelo (1984), sobre la vegetación acuática de los mismos seis lagos cráter, Caballero et al. (2001) sobre cambios climáticos interanuales del lago para el lago Alchichica, Cruz et al. (2006) en la caracterización de los lagos crátericos y por último el de Alcocer et al. (2008) del acoplamiento pelágico-bentónico: respuesta de la zona bentónica profunda de la sedimentación del florecimiento invernal de diatomeas en el lago oligotrófico Alchichica.

Los estudios limnológicos que se han realizado en nuestro país habían tenido poca integración entre ellos, los lagos menos estudiados son los de origen volcánico, que en contadas ocasiones han despertado el interés de hidrobiólogos, a pesar de mostrar características muy particulares, como es el hecho de que representan zonas de endemismo marcado. Las aguas epicontinentales incluyen una rica variedad de ecosistemas, muchos de los cuales están física y biológicamente conectados o articulados por el flujo del agua y el movimiento de las especies. Sin embargo, debido a las limitaciones en el conocimiento de la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos de México, la mayor parte de la información estaba enfocada a la misma (CNA, 2003). En consecuencia los estudios relacionados con la calidad microbiológica han sido realizados de forma aislada y concretamente a los cuerpos de agua de mayor uso y beneficio para las grandes ciudades como el lago de Chapala, Patzcuaro entre otros.

UBICACIÓN GEOGRÁFICA

En México existen lagos formados en cuencas de origen volcánico como aquellas que se localizan en las cercanías del Valle de Santiago, el lago cráter de Tacámbaro, en el Estado de Guanajuato, las calderas del Valle de México y los lagos cráter de la Cuenca Oriental en el Estado de Puebla (Gasca, 1982), la cual se ubica en el extremo oriente de la Mesa Central Mexicana entre los $18^{\circ} 48'$ y $19^{\circ} 43'$ norte y los $97^{\circ} 09'$ y $98^{\circ} 03'$ oeste, también conocida con el nombre de región de “Los Llanos del Salado” o “Llanos de San Juan”, peculiar por la presencia de formaciones lacustres de naturaleza volcánica en la que actualmente existe un conjunto de lagos de pequeñas dimensiones y características morfológicas y químicas diferentes entre sí (Guerra-Magaña, 1986). Estos lagos reciben localmente el nombre de xalapazcos (vasijas de arena con agua y, por su ubicación geográfica constituyen dos grupos, el grupo Techachalco localizado en la porción noreste de las zonas y el grupo Aljojuca que ocupa la porción sur, a unos 15 km al nordeste de Ciudad Serdán, antes Chalchicomula, Puebla. Pertenecen al primer grupo los lagos Alchichica, La Preciosa (= Las Minas), Quechulac y Ateca; mientras que en el segundo grupo encontramos a los lagos Aljojuca y Tecuitlapa.

El lago Quechulac tiene morfología externa irregular, sensiblemente ovalada, con poco menos de un kilómetro de diámetro. Apenas existen elevaciones periféricas, pudiendo decirse que es una depresión con márgenes de fuerte declive, a veces verticales, que se continúan con la misma inclinación por debajo de la superficie del agua. Solo en la región suroeste, cerca del poblado de Quechulac se encuentra una zona de vertientes menos inclinadas y de aguas poco profundas que han sido invadidas por vegetación emergente. El agua es transparente, la salinidad relativamente muy baja. No hay macroflora flotante y en el borde se encuentran juncos que se interrumpen en muy cortos y escasos tramos, a unos 3 a 5 m de la orilla (Gasca, 1982), y que se sigue conservando en la actualidad (véase Figura 3 y Anexo XX). Sus coordenadas geográficas son $97^{\circ} 21' 14''$ de longitud oeste y $19^{\circ} 21' 11''$ de latitud norte (INEGI, 2000) con una altura media de 2,395 msnm, ubicándolo por ello Arredondo *et al* (1983), en el tercer sitio con respecto al área superficial y en el cuarto en cuanto a su volumen, con respecto a los lagos de la cuenca de Oriental (Figura 2).

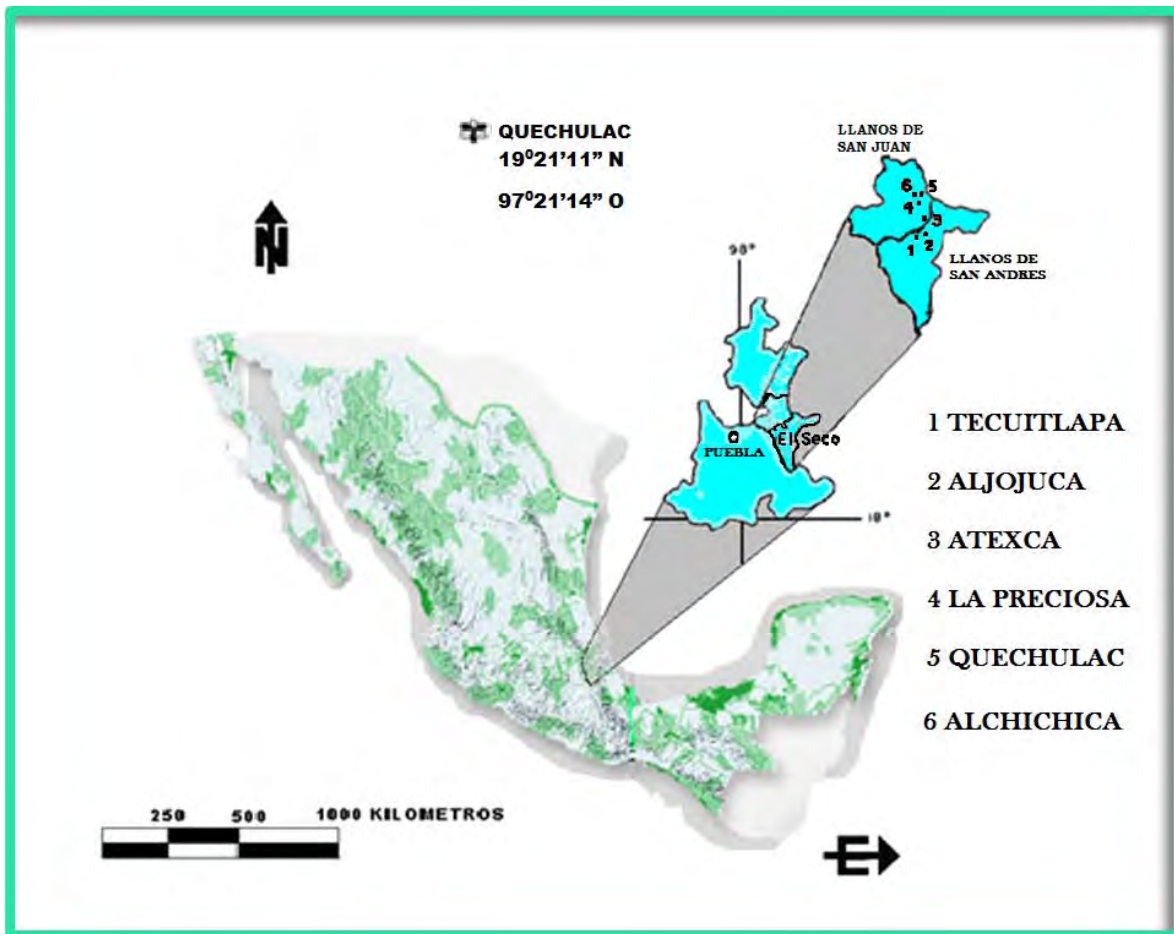


Figura 2. Localización geográfica del lago cráter Quechulac, Municipio de Guadalupe Victoria, Puebla. (Tomado de Ramírez-García y Novelo, 1984 y sobrepuesto en INEGI, 2000)

Todos estos depósitos reciben además de las aguas pluviales el aporte de mantos freáticos, manteniendo el nivel superficial del líquido más o menos constante durante todo el año (Guerra, 1986), hasta las dos últimas décadas.



Figura 3. Imagen satelital del lago Quechulac, Pue. tomado de Google Earth, (2003).

El lago Quechulac tiene forma elipsoidal con una longitud máxima de 983 m orientada hacia el sureste-noroeste. La parte más angosta está situada hacia el este y se caracteriza por un borde pequeño colocado en la zona litoral suroriental. Las paredes son abruptas y las isóbatas mantienen la forma de la línea de costa, aunque se observan marcadas irregularidades especialmente en la isóbata de 30m. Hacia el centro de la cuenca a 30m de profundidad, se presenta una planicie de forma irregular. Al S O de esta plataforma se localiza el área más profunda de 40m, definida por una isóbata de escaso desarrollo. También, se reporta un área de 50.6m^2 y una profundidad de 40m. (Arredondo, 1983)

HIPÓTESIS

Si la colindancia con los asentamientos humanos, las áreas de actividades de cultivo y la presencia de centros porcícolas, que extraen el agua mediante pozos y debido a que se presenta una gran cantidad de conexiones hídricas propias del subsuelo, entonces se implica el posible desarrollo de microorganismos coliformes totales, en la columna de agua del lago Quechulac.

OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluación del grado de impacto ambiental bacteriológico el lago Quechulac.

OBJETIVOS PARTICULARES

- Determinar y cuantificar la presencia de coliformes totales, de la columna de agua, por medio de la técnica de Numero Más Probable (NMP).
- Determinación de el potencial de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica en la columna de agua, mediante la determinación de la Demanda Química de Oxígeno.
- Registró en la columna de agua de los parámetros químicos como la alcalinidad fenolftaleína y total, la dureza de calcio y la dureza total, los cloruros, el oxígeno disuelto, los iones nitrato, nitrito, y amonio; el fósforo reactivo y el fósforo total. En los parámetros físicos el pH, la temperatura del agua, la turbidez y la conductividad.

MATERIAL Y METODO

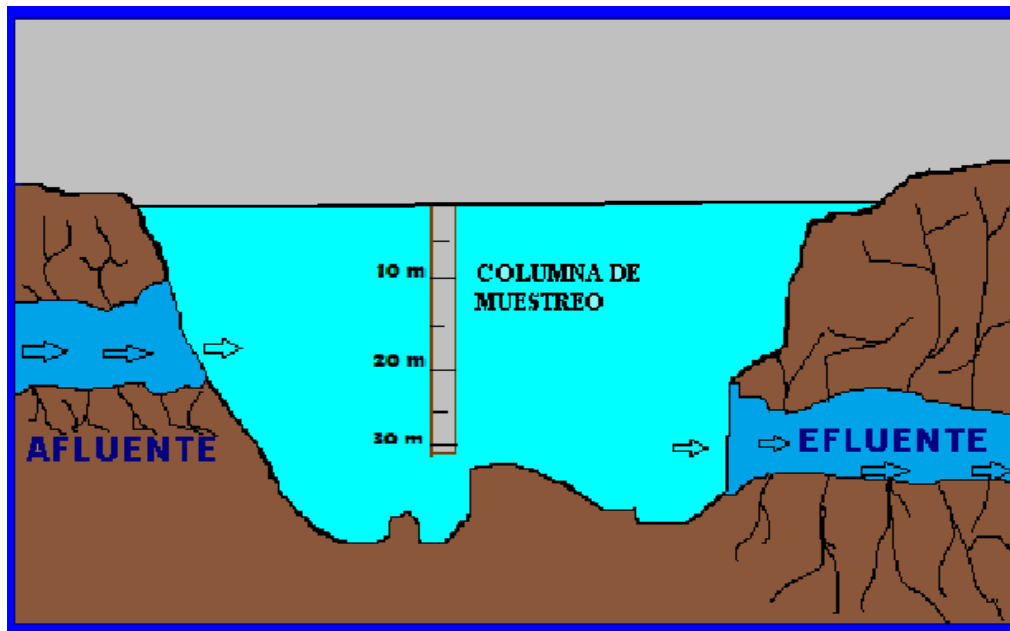


Figura 4. Muestra la alimentación del lago por vía subterránea

FASE DE CAMPO

Por la morfología semicircular de aproximadamente un kilómetro de diámetro (véase Figura 3) y profundidad media de 32 m, paredes escarpadas y el comportamiento de la columna de agua, al parecer con mayor influencia vertical que horizontal, las muestras de agua se recolectaron considerando al centro del cuerpo acuático como el punto de referencia para la toma de muestras accediendo a este punto por medio de un bote con motor fuera de borda (véase Anexo 3b). Las cuales fueron colectadas mensualmente a lo largo de un ciclo anual de octubre del 2006 a septiembre del 2007. Dos fueron los criterios para la toma de muestras, el primero para la obtención de la muestra de bacterias y, el segundo para la toma de muestra para el seguimiento de los parámetros físicos y químicos de la columna de agua.

Siguiendo los criterios de colecta emitidos por la NOM 014-SSA1-1993 y a la NMX-AA-014-1980, las muestras bacterianas de agua se colectaron en la parte central de la columna de agua a tres diferentes profundidades durante un año, considerando al centro del cuerpo de agua como el punto que caracteriza de manera general al cuerpo acuático. La columna de agua presenta a lo largo del año dos etapas en su dinámica física, en los meses de verano-otoño se manifiesta una discontinuidad térmica de la columna de agua el epilimnion, metalimnion y el hipolimnion claramente, mientras que la segunda etapa invernal, la columna de agua se mezcla correspondiendo a una circulación de toda la columna de agua, por consiguiente hemos considerado tres niveles de profundidad para el análisis de las colonias de bacterias patógenas. Los niveles considerados son la superficie, la mitad de la profundidad y la parte más profunda de la columna de agua (0.30, 16 y 32 m). Las muestras bacterianas se recolectaron por medio de la botella Van Dorn, para llenar frascos de vidrio con tapa roscada anteriormente esterilizados en autoclave y capacidad de 125 ó 250 ml y aislados de la luz por medio de papel aluminio y capucha de cartón, dichos frascos de inmediato se colocaron en ambientes de alrededor de 4 °C, transportándose así al laboratorio de bacteriología de la SEMAR. Se consideró el tiempo de seis horas como máximo para iniciar el análisis bacteriológico en laboratorio. Atendiendo a la norma oficial. Siguiendo el criterio de (Guevara-Vera, 1996), para las bacterias coliformes fecales se deben tomar muestras simples en días representativos mensualmente, la muestra en particular depende parcialmente de la naturaleza del agua y parcialmente de las razones para realizar el examen, las muestras no deben de ser captadas demasiado cercas de las orillas.

Mientras que para la toma de muestra de los parámetros químicos y físicos se consideró a la profundidad promedio del sistema (32 m); con la ayuda de una botella Van Dorn las muestras se tomaron (véase foto 1) desde su superficie (0.30 m), y a cada dos metros de profundidad, así, 2.0, 4.0, 6.0, 8.0, 10, 12, 14, 16, 18, 20,22, 24, 26,28, 30 y 32 m. (Figura 4). La muestra de agua fue colocada en envase de plástico de un litro de capacidad, con tapones del mismo material que proporcionen cierre hermético, marcadas para cada profundidad al mismo tiempo. In situ se registraron para cada nivel de profundidad los datos de temperatura del agua, pH, oxígeno disuelto y la conductividad de la agua (véase

Foto 1). En el laboratorio instalado en la orilla del lago se determinaron cuantitativamente la concentración de alcalinidad (total y fenolftaleína), la dureza (total y Ca), los cloruros (véase Foto 2) colectada mediante las siguientes técnicas:

Tabla 1. Técnicas aplicadas a las muestras obtenidas de la columna de agua (APHA, 1992; Félix, 1992).

Parámetro	Técnica
Ph	Potenciómetro digital (Conductronic modelo PC18)
Temperatura	Oxímetro digital (Marca ISY, modelo 57± 0.05°C y ±0.05 mg O ₂ /L respectivamente)
Visibilidad	Disco de Secchi
Oxígeno disuelto	Oxímetro digital (Marca ISY, modelo 57± 0.05°C y ±0.05 mg O ₂ /L respectivamente)
Conductividad	Potenciómetro digital (Conductronic modelo PC18)
Alcalinidad a la fenolftaleína y total	Método : Titulación con indicador (APHA, 1992)
Cloruros	Método: Argentométrico (APHA, 1992)
Dureza de Ca y total	Método: Titulación con EDTA (APHA, 1992)



Foto 1. Se muestra del lado izquierdo la toma de muestra para los parámetros físico-químico y del lado derecho la medición del parámetro de oxígeno.



Foto 2. Se muestra la realización de parámetros físico-químicos en campo.

FASE DE LABORATORIO

Para determinar si la fuente de abastecimiento puede ser transmisora de enfermedades intestinales, las bacterias enteropatógenas que tienen asiento intestinal son las indicadores biológicas ideales para demostrar que el agua está contaminada con materia fecal, con esta base, sin demostrar necesariamente la presencia directa de enteropatógenos, se puede hacer el análisis microbiológico para poner de manifiesto a algunos microorganismos que constituyen un indicador de contaminación fecal (Félix *et al.*, 1992). El procedimiento establece que para la detección y enumeración en agua de organismos coliformes totales, organismos coliformes fecales (termotolerantes) y *E. coli*, se deberá realizar mediante el cultivo en un medio líquido en tubos múltiples y el cálculo de sus números más probables (NMP) en la muestra. Este método es aplicable para todo tipo de agua, incluyendo aquellos que contienen una cantidad apreciable de materia en suspensión.

A lo largo de un ciclo anual y de manera mensual en la columna de agua del lago Quechulac se practicaron análisis de laboratorio de muestras bacteriológicas colectadas en tres diferentes niveles de profundidad (0.30, 16 y 32 m) (ver Tabla 1). Específicamente se consideró a las bacterias fecales (coliformes) como un indicador determinante en la validación de la contaminación biológica. Para ello, se aplicó el procedimiento microbiológico denominado número más probable (NMP), conformado por tres pruebas: la presuntiva, la prueba confirmativa y la completa, en la que al final de cada una se detecta el

crecimiento o producción de algún metabolito secundario. Complementario a este procedimiento se realizó las pruebas testigo. El análisis se realizó con el apoyo del laboratorio de Análisis Físicos, Químicos y Bacteriológicos de la Secretaría de Marina (SEMAR).



Foto 3. Se muestra una sección del laboratorio de bacteriología de la SEMAR.

Tanto la técnica de número más probable (NMP) puede admitir gran cantidad de variaciones y estas son varias técnicas selectivas y de los medios diferenciales que facilitan las investigaciones de organismos coliformes presentes en el agua. La técnica de los tubos múltiples de fermentación mediante tres pruebas sucesivas (véase Diagramas 1 y 2): 1.- Prueba presuntiva, 2.- Prueba confirmativa, 3.- Prueba complementaria, éstas permiten obtener el NMP de coliformes presentes, es decir, la densidad probable de los mismos que también pueden obtenerse mediante la técnica de tubos de fermentación múltiple. En las tres fases del método se emplean medios de cultivo a base de lactosa para observar la producción de ácido y gas

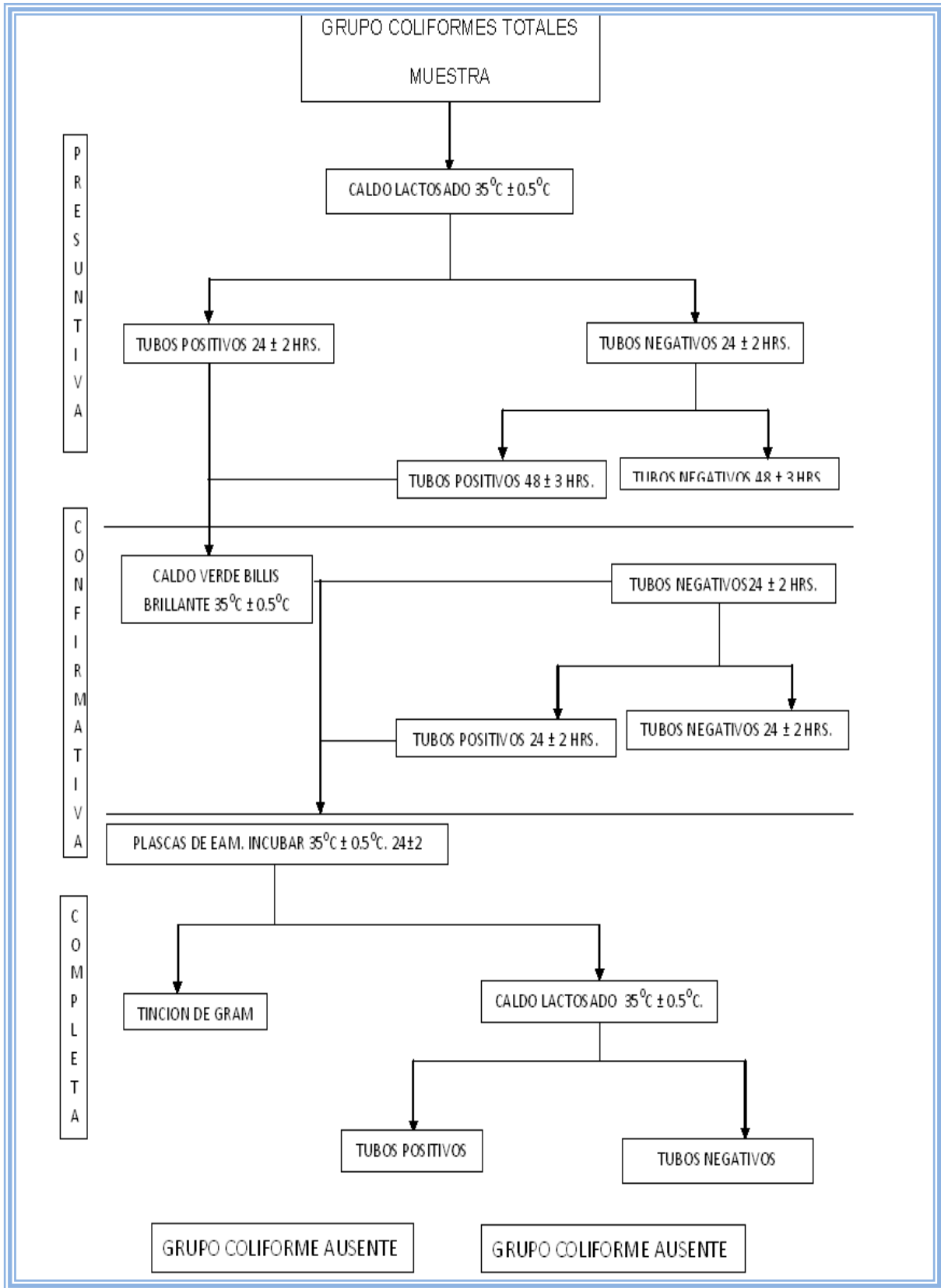


Diagrama 1. Ruta crítica para la identificación de Bacterias coliformes totales

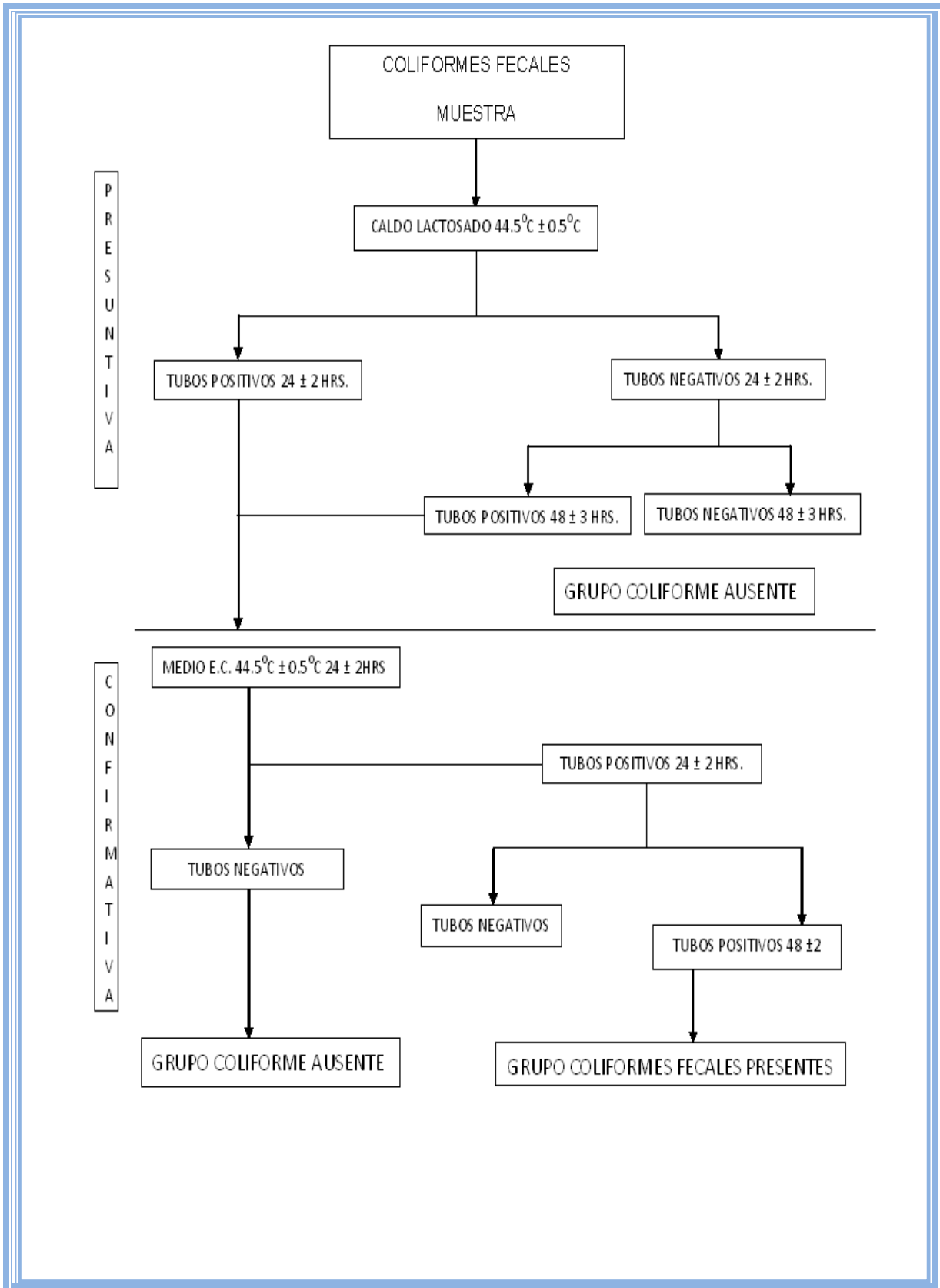


Diagrama 2. Metodología para la identificación de bacterias coliformes fecales

La selección de las pruebas usadas en la detección y confirmación del grupo de organismos coliformes, incluyendo *E. coli*, puede verse como parte de una secuencia continua. El grado de confirmación con una muestra en particular depende parcialmente de la naturaleza del agua y parcialmente de las razones para realizar el examen. En la práctica, la detección de *E. coli* presuntiva, produce una indicación satisfactoria de contaminación fecal. Entonces las muestras de agua obtenidas se trabajaron a temperatura ambiente, aplicándoseles la determinación cuantitativa (según las técnicas Félix *et al.*, 1992 y Cervantes, 1984) de los siguientes parámetros nutrimentales, químicos y bacteriológicos:



Foto 4. Del lado izquierdo se observa la preparación de la muestra para la curva patrón y el lado derecho se observa la preparación de las muestras para obtener la lectura en el espectrofotómetro

Tabla 2. Técnicas empleadas en el laboratorio (APHA, 1992. Félix, 1992 y Cervantes, 1984).

Parámetro	Técnica
Bacteriológico: Coliformes totales y coliformes fecales.	Número Más Probable (NMP) (APHA, 1992)
D.Q.O. Demanda Química de Oxígeno	Método: reflujo con dicromato de potasio (APHA, 1992)
Nitratos	Método: del ácido sulfanilamida (APHA, 1992)
Nitritos	Método: sulfanílico (APHA, 1992)
Amonio	Método: del fenato (APHA, 1992)
Fosfatos	Método: del fosfomolibdato (APHA, 1992)

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

BACTERIAS

BACTERIOLOGIA (NMP)											
Profundidad (m)	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE
0.3	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
16	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP
32	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP	NP

Tabla 3. Se registra la ausencia de bacterias coliformes a lo largo de la columna de agua y en todas las fases del muestreo. Reflejo del grado de bienestar de cuerpo acuático.

La Tabla 3 muestra que a lo largo del estudio, y en la columna de agua no se detectaron bacterias coliformes, y a que de las tres fases del procedimiento de laboratorio, donde se emplean medios de cultivo a base de lactosa para observar la producción de ácido y gas, no se observó manifestación alguna de respuesta a presencia de coliformes, como se especifica en la lectura dejando sólo en la prueba presuntiva. Observándose en el transcurso del procedimiento que los colores de los cultivos bacterianos cambian tan sólo su tonalidad al amarillo brillante y la formación de natas se debe a la acción de las bacterias ácido lácticas y levaduras (Wood *et al.*, 2002).

En cuanto a su procedimiento la técnica del NMP es rápida y accesible, destacando el hecho de poner de manifiesto microorganismos en concentración baja en volúmenes grandes de muestra. Mientras que la desventaja es que requiere de mucho más material que el utilizado

en los recuentos en placa. Además de no poder aislar directamente colonias de microorganismos diferentes para un posterior estudio. No obstante, el NMP sigue siendo una técnica útil para evaluar el tamaño de la población de un microorganismo o grupo microbiano con alguna propiedad fisiológica particular. El conjunto de los microorganismos denominado coliformes, es el indicador más utilizado para determinar contaminación biológica en aguas y lodos, al ser el más persistente en el ambiente (Spellman, 2002).

Altas concentraciones de coliformes se relacionan con la probable existencia de otros patógenos como los del género *E. coli*. La eliminación e inactivación de los patógenos excretados es de primera importancia a fin de reducir los riesgos para la salud pública en zonas urbanas con densa población y en sitios con demanda proveniente de efluentes (Montangero y Strauss, 2000).

Los mecanismos de desinfección de los sistemas de lagos son múltiples y están relacionados con la dependencia de diversos factores como del tipo de organismo patógeno, reacciones que se producen en el interior de los lagos, tipo de lagos, así como climáticos y ambientales. Dentro de los procesos físicos, químicos y biológicos se encuentran la depredación, adsorción, sedimentación, muerte natural, y la inactivación causada por la luz, temperatura y pH entre otros. Sin embargo la importancia que representan estos factores no está claramente establecidos en la literatura (Maynard *et.al.*, 1999) de forma conjunta no se conoce como parámetro si se conoce como influyen.

Diferentes investigaciones sugieren que un valor de 9 o más de pH podría desempeñar un papel crítico en el aceleramiento del decaimiento bacteriano (Pearson *et.al.*, 1987; Parhad y Rao 1974; Troussellier *et.al.*, 1986. Saqqar y Pescod, 1991). Ya que este tipo de organismo mesófilico cuyo crecimiento óptimo ocurre a pH de 7 a 7.5 (Abushelabi *et.al.*, 2003). Un valor de 9 o más de pH (algunas veces se ha reportado 9.5) es letal para los coliformes fecales ya que puede aumentar la susceptibilidad del organismo al efecto de luz y/o puede favorecer la producción de radicales de O_2 tóxicos en el agua. El efecto de pH se atribuyó al daño físico a la célula, probablemente la membrana del citoplasma y/o algún pH asociado al cambio en la eficacia de la sensibilidad (Curtis y Mara 1994). Pero también por debajo de este nivel pueden ocurrir reducciones considerables de coliformes fecales y se puede

encontrar una relación entre el incremento de la velocidad de decaimiento bacteriano y elevados niveles de pH (Curtis *et.al.* 1992), condiciones que se puede observar en nuestro cuerpo de agua donde se obtuvieron pH elevados (véase Figura 6 y Anexo 1a).

Dependiendo de los substratos y las poblaciones de microorganismos presentes, se pueden producir compuestos que causan el aumento del pH (Pelczar y Chan, 1988). Por otro lado una reducción rápida en el pH, la reacción que se lleva a cabo es de fermentación anaeróbica, debido a la producción de ácidos orgánicos como ácido láctico, ácido acético y ácido propiónico (Higa, 1993). Esta reducción rápida en pH coincide con la caída de las poblaciones de patógenos, ya que el pH inferior a 4.5 no es favorable para dichos microorganismos (Atlas y Bartha, 2002).

El pH del agua es reforzado por el efecto de luz solar. (Curtis *et.al.*, 1992. y Davies-Colley *et.al.*, 1999). La radiación solar puede tener un efecto directo e indirecto sobre el decaimiento bacteriano (Curtis *et.al.*, 1992., y Davies-Colley *et.al.*, 1999).

El efecto indirecto es que las algas crecen más rápidamente mientras mayor sea la intensidad de la luz. Pero por si solo, el aumento del número de alga es importante para el decaimiento bacteriano aun cuando la influencia no es directa. El efecto más importante para las bacterias está determinado por la relación de las algas y otros factores, especialmente el pH, oxígeno disuelto y la penetración de luz a los cuerpos acuáticos. Durante el día las algas producen y absorben CO₂, procesos metabólicos que dependen de la luz e incrementan de los niveles de oxígeno disuelto y pH. Durante el día las algas también producen biomasa aumentando el total de algas. Su incremento ocasiona mayor turbiedad, lo cual dificulta la penetración de la luz a través de la columna de agua.

La importancia de las algas también ha sido demostrada por Pearson *et.al.* (1987). Ellos encontraron que dos lagunas bajo las mismas condiciones, solo una con *Daphnia* spp. se alimentaba con microalgas, disminuyendo su concentración en la laguna. El efecto redujo el valor de pH durante las horas del día e incrementó la penetración de la luz superficial, al

menos en los primeros 20 cm. El efluente de esta laguna contenía una concentración significativamente más alta de coliformes fecales.

La presencia de la vegetación aporta una importante cantidad de materia orgánica que se descompone a lo largo del año, sin embargo dicha materia orgánica no supone un aporte nutritivo para las bacterias fecales, especialmente en las frías condiciones invernales de la zona de estudio (Alvarez *et.al.*, 2005). La presencia de la vegetación evita el efecto inhibidor de la luz solar y atenúa diferencias térmicas en la columna de agua, favoreciendo la persistencia de bacterias patógenas, lo que concuerda con el hecho de que la eliminación de la vegetación supone una mayor exposición a la luz solar, y una mayor actividad fotosintética fitoplanctónica, lo que a su vez provoca pH más elevados y condiciones extremas en la supervivencia de las bacterias (Curtis *et.al.*, 1992), lo cual se pone parcialmente de manifiesto en la columna de agua del lago crater Quechulac. El efecto directo es la formación de sustancias tóxicas de oxígeno causadas por la luz (radicales de oxígeno libre, peróxido de hidrógeno y probablemente superóxido y radicales hidroxilo). Ha sido demostrado que sustancias húmicas, comunes en desagües y lagunas de estabilización, absorben luz solar, pasando esta energía al oxígeno, originándose formas tóxicas derivadas de éste, que dañan y destruyen las bacterias en los cuerpos acuáticos. Lo que se corrobora por el daño a los coliformes ocasionado por la luz, proceso conocido como fotooxidación, dependiente de las concentraciones de oxígeno, y que actúa sinérgicamente con un pH elevado, tal vez debido a que las formas tóxicas dañan la membrana interna de los coliformes fecales. Además, la luz destruye más coliformes fecales en lagunas turbias que en lagunas claras, si las lagunas turbias tienen un pH suficientemente alta y oxígeno disuelto (Curtis *et.al.*, 1992).

Las bacterias requieren formas orgánicas nitrogenadas, lo cual implicaría que una escasez de sustrato orgánico podría reducir el número de coliformes (Saqqar y Pescod, 1991). Sin embargo, ha sido postulado que la carga orgánica por sí sola no influye en la remoción de coliformes, sino a través de cambios ambientales asociados a ella (Saqqar y Pescod, 1992). Por lo tanto, el parámetro estará representado por cambios en los otros parámetros.

Con relación a los factores que influyen en el decaimiento bacteriano, la temperatura del agua es quizás el más conocido. Los coliformes fecales son organismos mesofílicos cuyo crecimiento óptimo se encuentra entre 25 y 40 °C; y a temperaturas menores de 20 °C se hallan en estado de latencia y a temperaturas mayores de 50 °C mueren. (Abushelabi *et.al.*, 2003). Además, se ha documentado que los coliformes fecales, mueren al estar expuestos a temperatura de 55 °C por una hora o entre 15 y 20 minutos a 60 °C (Tchobanoglous, *et.al.*, 2003). La elevación de la temperatura aumenta el decaimiento bacteriano presuntamente por incremento de la actividad metabólica, lo que origina mayor susceptibilidad a las sustancias tóxicas (Pearson *et.al.*, 1987). También influye en la multiplicación de los predadores, por ello el número de bacterias disminuyen notablemente (Gloyne, 1971). Otro papel importante de la temperatura es que su aumento estimula el crecimiento algal. Pero en nuestro caso en particular sería un parámetro que no tendría mayor relevancia, ya que nuestras temperaturas son relativamente bajas (véase Tabla 4, Anexo 1b) y el cual las bacterias estarían en latencia y al realizar el sembrado tendrían que haber resultado positivas, lo cual no ocurrió y por lo tanto sería un factor que no tendría relevancia en el decaimiento bacteriano.

Posiblemente la forma en que las bacterias son dañadas por las sustancias tóxicas de oxígeno sea por la acción conjunta de factores ambientales y la acción catalizadora de la luz, formándose especies reactivas o fotooxidativas tóxicas como peróxido de hidrógeno, radicales hidroxilo, las que se combinan en pH's alrededor de 9.0. Internamente las bacterias pierden la capacidad de mantener un pH interno entre 7.6 y 7.8, óptimo, cuando el del medio externo es de pH 9.0; (Curtis *et.al.*, 1992).

Complementariamente, las bacterias provenientes de aguas residuales forman parte de la cadena alimenticia del lago y un gran número de ellas son consumidas por predadores se alimentan de las bacterias, como los protozoos, mixobacterias, actinomicetos y varios flagelados fotosintetizantes que no siempre están clasificados como algas u otras formas biológicas. Algunos bacteriófagos específicos también destruyen organismos fecales (Gloyne, 1971 y Hurst, *et.al.*, 1997). En el ambiente acuático se mantienen continuamente

en competencia por los nutrientes disponibles y, cuando se presenta escasez relativa de nutrientes las bacterias fecales o frecen una competencia menos fuerte al resto de los organismos del sistema acuático.

La remoción de patógenos puede darse por sedimentación o adsorción en partículas sedimentables. Probablemente la sedimentación de bacterias desempeña un papel solo si estas son adsorbidas en grandes partículas, que en consecuencia en nuestro cuerpo de agua no se observaron, pero asociado a otros parámetros como la alta salinidad y a la baja cantidad de materia orgánica (DQO) presente en los sedimentos, los cuales retiene a las bacterias coliformes, y hace que se presente una contaminación muy baja en este cuerpo, la influencia de la salinidad como control natural en las poblaciones de coliforme, debido a que las bacterias de agua dulce sufren una rápida citólisis cuando se encuentran en una solución hipertónica, ya que no requieren de grandes concentraciones de Na^+ para crecer y mantener su medio ambiente osmótico como en el caso de las bacterias marinas (Patt, 1974). La citólisis resulta del choque osmótico que sufren las bacterias debido a que su pared celular tiene una inherente fragilidad al cambio de concentraciones de sales en su medio ambiente circundante.

Citando los límites máximos permisibles de uso de agua para la agricultura ha sido encontrado que el lago Quechulac, cumple con la normatividad para riego, donde de acuerdo al inciso 4.2 de la NOM-001-ECOL-1996, el límite máximo permisible para las descargas de aguas residuales vertidas a aguas y bienes nacionales, así como las descargas vertidas a suelo (uso en riego agrícola) es de 1,000 y 2,000 como (NMP) de coliformes fecales por cada 100 ml para el promedio mensual y diario, respectivamente. Nuestros resultados se ajustan a la NOM-33-ECOL-199315, donde establece las condiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas y el límite máximo permisible de coliformes fecales en el agua de riego es de 240 NMP/100 ml y principalmente en la NOM-127-SSA1-1994, en donde establece agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización y en cual el límite es No detectable.

DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO (DQO)



Figura 5. Variación de la demanda química de oxígeno por nivel.

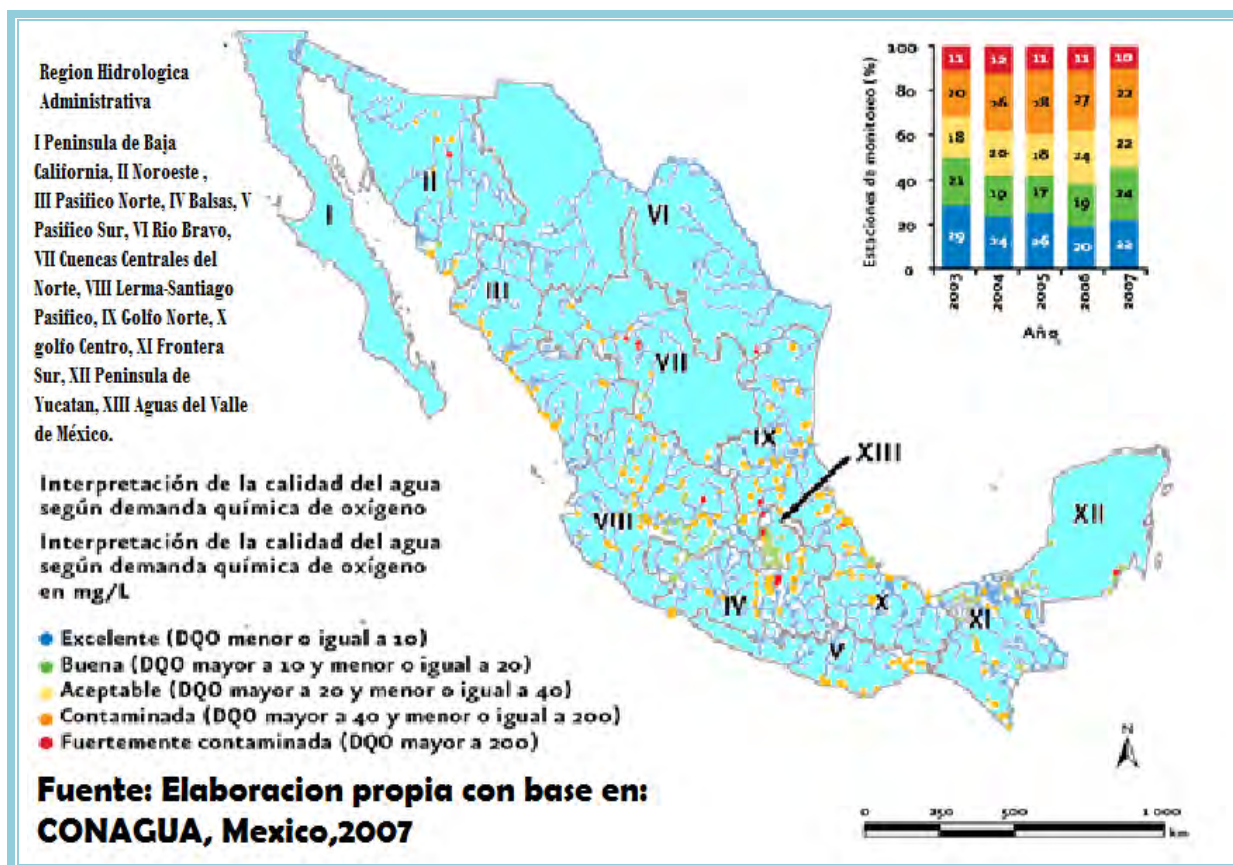
Han sido considerados los valores cuantitativos correspondientes a la demanda química de oxígeno (DQO) de los tres niveles de profundidad en nuestro cuerpo acuático, reflejan valores relativamente bajos (0.3 a 5.4 mg/l) a lo largo del periodo de estudio. El lago Quechulac es una fuente de origen natural alimentado a través de un efluente subterráneo. Presenta valores de DQO promedio de 2.7 mg/l. El valor superior no se presenta principalmente en la época de lluvias donde se supondría que hay un mayor arrastre de materia orgánica como hojarasca de bosques la cual se descarta ya que la zona es xerófila, pero la transformación de los ecosistemas naturales en tierras de cultivo o pastoreo, la urbanización y la construcción de nuevas carreteras con frecuencia se traducen en una mayor erosión del suelo y en un intenso transporte de sedimentos y no de materia orgánica que sería la contaminante a nuestro sistema. Por último no se encontraron valores en el sitio con

una gran cantidad de contaminantes, esto se debe a que en ellos no se descargan tanto aguas residuales domésticas como industriales de manera directa, lo que se refleja en los valores de DQO de hasta 0.5 mg/L en el mes de septiembre al término de la época de lluvia, mientras que se presentan valores más altos de DQO de 3.6 mg/L en noviembre y abril durante la época de estiaje. Al inicio de este trabajo se sustentaba que de manera subterránea se podía tener contacto entre las aguas que alimentan y mantienen los niveles del agua del lago y la descarga de desperdicios orgánicos derivados de los centros porcícolas presentes en la región y alrededores a los lagos cráter. Sin embargo ha sido comprobado que tales descargas no influyen en la dinámica biológica del lago Quechulac, aun encontrándose en una zona climática su bápida, presenta aguas dulces probablemente debido a la aporte de las aguas subterráneas que lo alimentan, captadas por la Sierra Madre Oriental. En el sur de la cuenca, los lagos en principio están menos mineralizados como resultado de la interacción con un clima templado (Cruz, *et.al.*, 2006).

Valores altos de visibilidad y bajos de DQO son indicativos de reducción en la concentración de materia orgánica en nuestro cuerpo de agua (véase Tabla 4). Estas condiciones reducen la actividad de los microorganismos y por ende el consumo de oxígeno. Por lo que este parámetro indicador de contaminación, mide la cantidad de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica degradable, así como también los restos de materiales fibrosos, ligninas y otros. Los valores obtenidos en la columna de agua del lago Quechulac se encuentran dentro del rango óptimo para permitir que se desarrolle la trucha arco iris, así como el crecimiento de extenso crecimiento de tulares, refugio de aves acuáticas y parte de un rico ecosistema.

El aumento en las concentraciones de DQO es indicativo de la presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales (desperdicios que no provienen de casa habitación, o sitios de servicios privados y públicos). Los valores superiores a 40 mg/L indican la presencia de descargas de aguas residuales crudas. (véase Mapa 1). Las aguas superficiales de este tipo se consideran de una mala calidad, no adecuada para ser utilizadas como fuente de agua potable, de acuerdo a CONAGUA a pesar de que estos parámetros no se consideran en la NOM-127-SSA1-1994 o en alguna otra NOM. Por lo tanto nuestro

sistema se encuentra en una excelente condición en lo que se refiere a la calidad de agua que se marca para DQO.



Mapa 1. Demanda Química de Oxígeno (DQO) en agua superficiales por región hidrológico-administrativas, 2007. <http://papp1.semarnat.gob.mx/dgeiainforme>

En México existen más de 2100 rastros municipales que generan de 700 a 1700 litros de agua residual por res procesada (Veall, 1997; I NEGI, 2006). La mayoría de estos establecimientos no cuentan con Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales siendo la causa principal, los altos costos de construcción, operación y mantenimiento entre otros factores (Veall, 1997). Las aguas residuales de rastros municipales son una fuente potencial de problemas ambientales y de salud pública; además de violar la legislación en materia de protección ambiental. Así mismo, estas aguas contienen un gran número de bacterias y virus patógenos responsables de muchas enfermedades como el cólera, la hepatitis y la tifoidea (Tritt y Schuchardt, 1992; Johns, 1995; Massé y Masse, 2000; Gutiérrez-Sarabia *et al.*, 2004). Así mismo se deben desarrollar procesos de tratamiento biológico mediante el

acoplamiento de un sistema capaz de eliminar más del 95% de materia orgánica como DQO y bacterias presentes en el agua residual de rastro a un costo mucho menor con respecto a otros procesos existentes. Para que el agua que sea vertida en los pozos no contamine los mantos freáticos reduciendo así el riesgo a la salud de animales y personas.

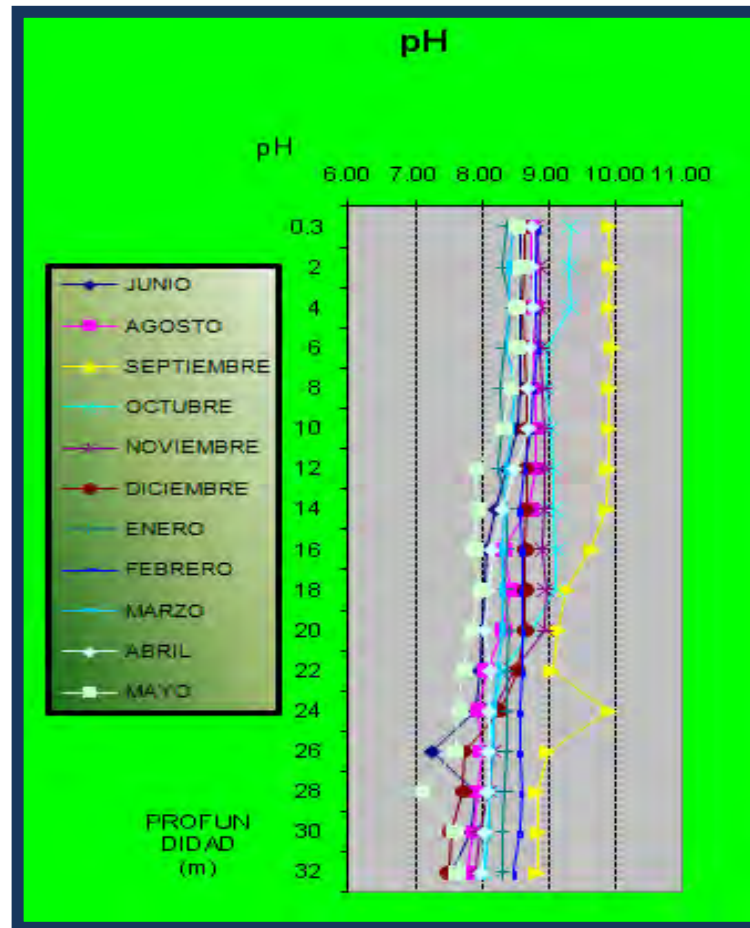
PARAMETROS FISICO-QUÍMICOS

Tabla 4. Valores mínimos, máximos y promedio de los parámetros físicos y químicos del sistema Quechulac, Puebla.

Parámetros	Unidades	Mínimo	Promedio	Máximo
Visibilidad al disco de Secchi	Mts	2.30	4.35	9.30
Ph		7.11	8.50	9.95
Temperatura	°C	12.00	16.8	22.00
Oxígeno disuelto	Ppm	0.04	4.50	9.80
Conductividad	$\mu\text{s cm}^{-1}$	589	751	1238
Sólidos disueltos Totales	$\mu\text{s cm}^{-1}$ conversión mg/L	19.63	25.05	41.26
Alcalinidad total	Ppm	131.30	296.33	656.50
Alcalinidad Fenolftaleína	Ppm	0.00	57.60	185.25
Dureza total	Ppm	59.25	114.51	366.24
Dureza calcio	Ppm	10.77	45.73	200.00
Cloruros	Ppm	00.00	36.51	54.98
Nitratos	Ppm	0.400	0.2682	0.9800
Nitritos	Ppm	0.0470	0.2682	0.7141
Amonio	Ppm	0.0000	0.1515	1.1090
Fósforo total	Ppm	0.0000	0.5484	2.5771
Fósforo reactivo	Ppm	0.00	0.4449	3.41

La tabla muestra que a lo largo del estudio y en la columna de agua, en lo que se refiere a los nutrientes se encuentran en los límites permisibles (véase Anexo 11-1°, Anexo 2b-2f) como se marca en la tabla 5, de igual forma de los cloruros (véase Anexo 2g, Anexo 1p) donde los valores obtenidos en nuestro sistema no rebasan los límites expuestos en la tabla 5.

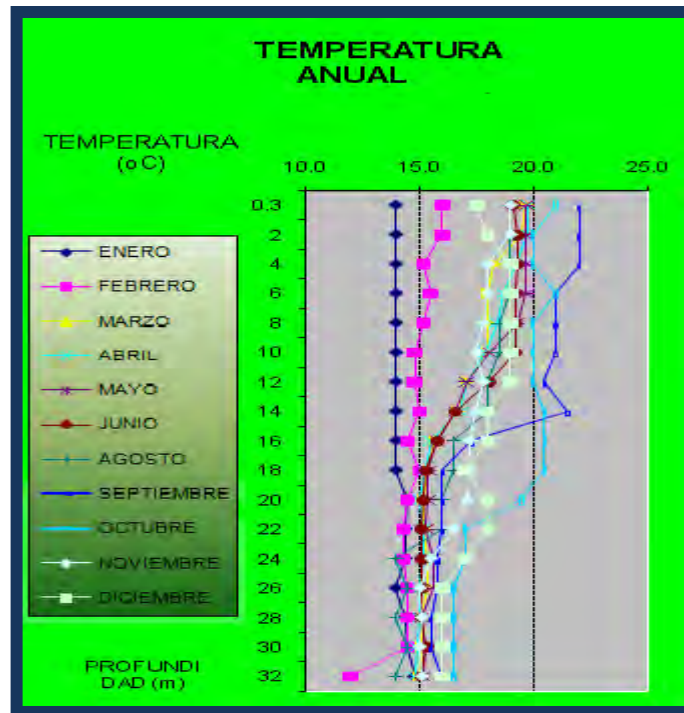
Figura 6. Variación temporal de de pH por nivel.



pH

El intervalo de pH encontrado fluctuó entre los 7.11 y los 9.95 (véase Figura 6, Tabla 4) valores que pueden indicar de acuerdo a Wetzel (1983) un lago de naturaleza calcárea, ello se puede constatar porque en el centro del lago se encuentra una gran aglomeración de material calcáreo (Anexo 1a). También es importante señalar que la diferencia entre el valor mínimo y máximo de pH nunca fue mayor de 2.84 unidades por lo cual, se puede decir que este es estable a través de la columna de agua (véase Figura 6). Dichos valores posiblemente se deban a que la región es endorreica donde existen suelos salinos-sódicos e in concentraciones de levadas. Dicha estabilidad del pH entre los 7.11 y los 9.95 se debe principalmente a la presencia significativa de iones de calcio y bicarbonato (Johnson, 1988). Ramírez-García y Novelo, (1984), reportan que con un valor de pH mayor de 8.3, se denota la presencia de levadas reservales alcalinas, reflejo de una gran cantidad de carbonatos y bicarbonatos.

Figura 7. Variación temporal de la temperatura por nivel.



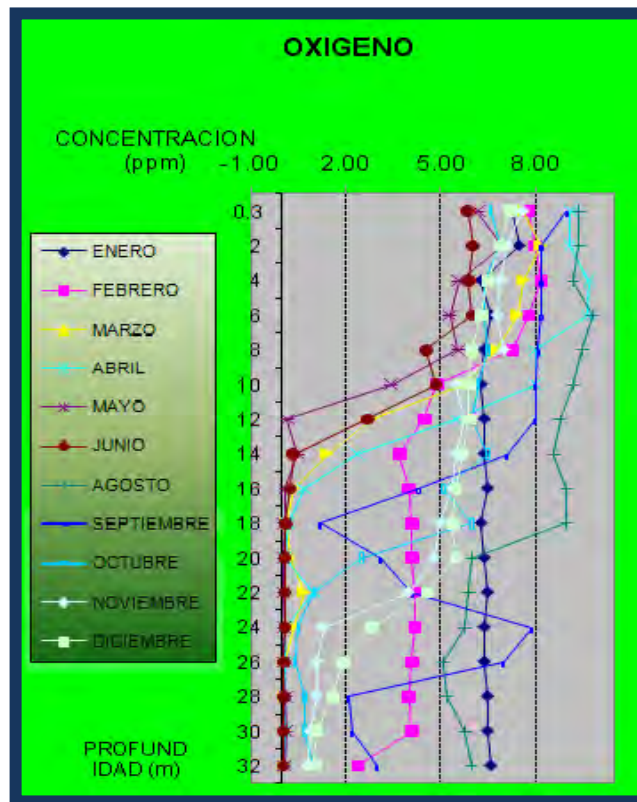
TEMPERATURA Y VISIBILIDAD.

La temperatura en el lago que se encuentra en una zona templada, durante el invierno se registra una temperatura para el mes de enero la cual se mantiene casi constante a través de la columna de agua (véase Figura 7, Anexo 1b). Por otra parte en la primavera se registra una circulación y mezcla del agua lo que resulta en una típica uniformidad en la temperatura desde la superficie hasta el fondo en promedio de 16.6 ± 0.4 (Anexo 1b).

Para el verano de acuerdo a los resultados se muestra una distribución vertical de la temperatura la cual produce una definida estratificación del lago, y a que los valores encontrados para principios del mes de Septiembre se muestra la ruptura de una estratificación (Figura 7, Anexo 1b). Por último, para determinar la clasificación térmica de este sistema entramos al esquema propuesto por Hutchinson (1957), puesto que estos términos son aplicados a lagos que ocupan un vaso de suficiente profundidad que permita una estratificación y la formación de un hipolimnion.

Otro aspecto que se determinó y cuyo valor es importante para conocer el grosor de la zona Eufótica fue el de la Visibilidad al Disco de Secchi, la cual aumentó conforme se acercaba el invierno (Anexo 1c). De acuerdo con (Wetzel, 1983), este sistema pertenecería a un lago de tipo Oligotrófico, lo cual concuerda con lo establecido por De La Lanza (1990).

Figura 8. Variación temporal de la concentración de oxígeno por nivel.



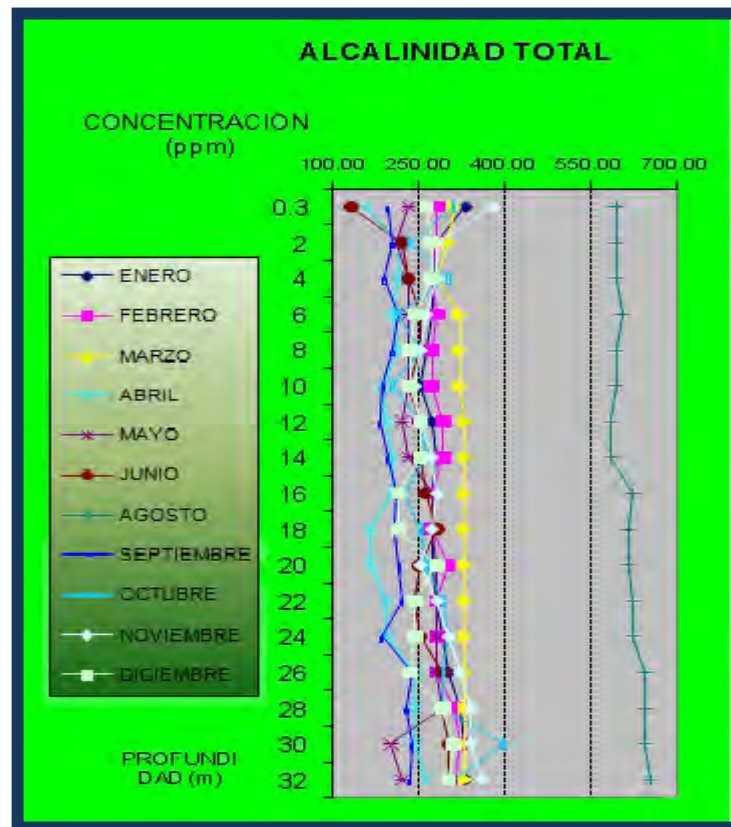
OXIGENO

La presión atmosférica a la cual está expuesta el lago con su 2395 msnm. Las condiciones meteorológicas (clima muy extremo y fuertes vientos por la tarde), que provocan un oleaje que es favorecido por la erosión tan grande en que se encuentran las paredes del cráter (Arredondo, *et.al.*, 1983.), y la biota presente en dicho cuerpo acuático; son factores que favorecen durante Agosto y Septiembre la existencia de concentraciones de oxígeno en los primeros 16 metros (véase figura 8 Anexo 1e). Concentraciones que Johnson (1988), considera típicas para el agua de superficie; así mismo, Alcocer, *et.al.* (1993) reporta para el

periodo de otoño con concentraciones van de 1.0 a 10.2 mg/L., siendo resultado de la aireación en superficie y de una alta actividad fotosintética.

Conforme se desciende en la columna de agua, se observa un decaimiento progresivo en la concentración del oxígeno llegando hasta el valor de 0.04 en el mes de mayo y junio (véase figura 8 Anexo 1i), al parecer por una gran actividad oxidativa de la materia orgánica que provienen del epilimnion y de un alto grado de metabolismo bacteriano que en conjunto emplean una gran cantidad de oxígeno reduciéndolo casi totalmente-

Figura 9. Variación temporal de la concentración de alcalinidad total por nivel.

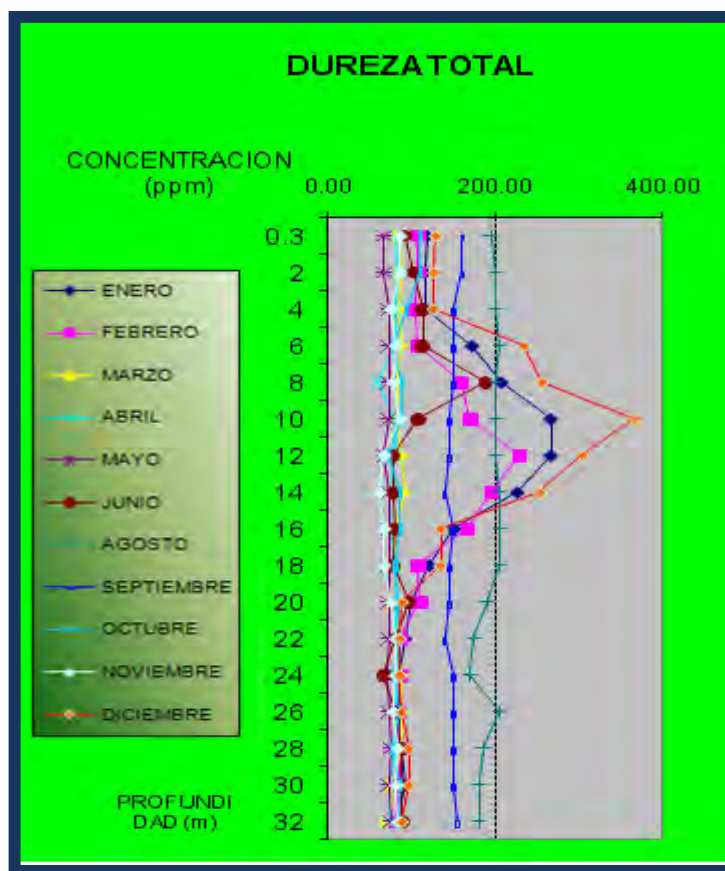


ALCALINIDAD

Para el caso de alcalinidad total se tiene que su concentración excede los límites de la NOM (véase Figura 9 Anexo 1f) para principio de Agosto un promedio de 615 ppm. Observándose un aumento de superficie a fondo de 595.90 a 656.50 respectivamente, resultado posible de las corrientes internas y la precipitación pluvial, observándose un comportamiento constante.

Estas concentraciones elevadas de alcalinidad total disminuyen paulatinamente durante los siguientes meses y de manera constante, al rededor de los 296.33 ppm en promedio (véase Figura 9 A nexa 1 f) este comportamiento se debe quizás que los lagos cráter sufren un lavado provocado por las corrientes internas del mismo sistema, lo que coloca a nuestro sistema en los límites permisibles para el consumo humano.

Figura 10. Variación temporal de la concentración de dureza total por nivel.

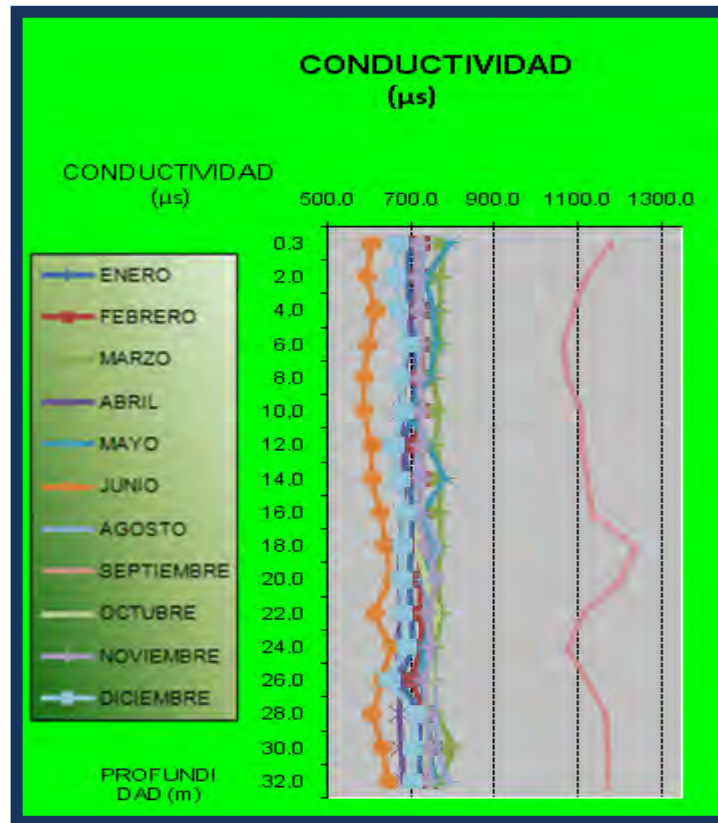


DUREZA

En la dureza total, el comportamiento en la columna de agua es heterogéneo, ya que los valores encontrados para el mes de Agosto oscilan entre los 180.00 a los 205.00 ppm (véase figura 10, Anexo 1h), este comportamiento sufre una alteración muy significativa para el mes de diciembre que va hasta los 366.24 ppm. Y para los meses consecutivos el sistema tienen niveles de concentración que van disminuyendo tal vez debido a corrientes bastantes fuertes o al consumo de carbonatos y bicarbonatos por los productores primarios, y a un así

con el comportamiento que se tiene del cuerpo acuático no sobrepasan los límites permisibles.

Figura 11. Variación temporal de la conductividad por nivel.



CONDUCTIVIDAD

La conductividad es un parámetro indicador de la salinización del cuerpo de agua, a pesar de no estar en las normas, la importancia de este parámetro se asocia con el uso continuo de aguas de esta calidad para riego ya que convierte a los suelos en infértiles y salinos, en la figura 11, se muestra que el lago de Quechulac presenta una concentración de sales elevada en el mes de Septiembre (véase Anexo 1j), que indica una mayor concentración de iones, el comportamiento en los valores de conductividades son similares en la columna de agua durante los siguientes meses (véase figura 11, Anexo 1j), La magnitud de Sólidos totales disueltos (TDS) es la suma de los cationes, aniones y sílice disueltos en el agua. Existe una relación estrecha entre la cantidad de TDS y la conductividad eléctrica (la capacidad de una solución para conducir la corriente eléctrica). Mientras mayor sea el valor de la conductividad eléctrica (medida con un conductímetro), mayor será la cantidad de sales

disueltas en el agua (Chapman y Kimstach, 1992). La conductividad eléctrica se puede expresar en diferentes unidades, pero la unidad más común (micro Siemens/centímetro). De tal manera que se equiparan $3.18 \mu\text{S}/\text{cm}$ de conductividad con 1 mg/L de sales disueltas totales. En consecuencia al hacer la conversión obtenemos valores que no rebasan el LMP (véase Tabla 4).

TABLA 5. Tabla elaborada con base a las Normas Mexicanas y a la SEMARNAT donde se muestra los valores representativos para la calidad de agua de la República mexicana.

CARACTERISTICA	LIMITE PERMISIBLE
Organismos coliformes totales	2 NMP/100 ml 2 UFC/100 ml
Organismos coliformes fecales	No detectable NMP/100 ml Cero UFC/100 ml
DQO	Excelente DQO menor o igual a 10 Buena DQO MAYOR A 10 Y menor o igual a 20 Aceptable DQO mayor 20 y menor o igual a 40 Contaminada DQO mayor a 40 y menor o igual a 200 Fuertemente contaminada DQO mayor a 200
Cloruros (como Cl)	250.00 mg/l
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00 mg/l
Alcalinidad total Como CaCO ₃	300,00 mg/l
Nitratos (como N-NO ₃)	10.00 mg/l
Nitritos (como N-NO ₂ ⁻)	0.05 mg/l
Nitrógeno amoniacal (como N-NH ₄ ⁺)	0.50 mg/l
pH (potencial de hidrógeno)	en 6.5-8.5 unidades de pH
Sólidos disueltos totales	1000.00 mg/l

El contenido de constituyentes químicos deberá ajustarse a lo establecido en la Tabla 4. Los límites se expresan en mg/l, excepto cuando se indique otra unidad.

Los datos reportados en las tablas anteriores se encuentran dentro del límite permisible del rango de escrito por las NOM., resultado de ello es la combinación de diversos factores físico-químicos y de competencia característicos del lago como: incidencia de luz solar, pH mayor de 9.0, alta concentración de oxígeno disueltos superficial y alta concentración de iones. Lo que alienta a la posibilidad de utilizar el lago para diferentes actividades teniendo en cuenta que se tiene que mantener estas condiciones bajo un desarrollo sustentable y consciente.

CONCLUSIONES

El lago cráter Quechulac, mantiene un alto grado de bienestar en cuanto a su calidad bacteriológica, cuyos niveles se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles para la agricultura, así como para el consumo humano y la acuicultura.

En la obtención de los resultados bacteriológicos para agua potable es de fundamental importancia la realización del muestreo en forma adecuada y podemos decir que existe una excelente calidad bacteriológica en el cuerpo de agua.

De acuerdo a la armonización bacteriana y la buena calidad de parámetros fisicoquímicos, el sistema natural es eficiente, obteniendo agua de mejor calidad para irrigación, acuicultura y consumo humano según la normatividad, mas no en cuanto a su concentración de sales que nos elevan la alcalinidad por encima del límite en cierta temporada del año.

De acuerdo con los resultados obtenidos a partir de la columna de agua en el lago Quechulac, podemos concluir que la composición del agua de origen subterráneo, el sitio y la composición del suelo donde se localicen los pozos para la industria porcina que por el escurrimiento de lixiviados contaminen los acuíferos, no influye de manera directa en la calidad del agua obtenida por ser menos vulnerables a la influencia directa de las fuentes de contaminación, debido a los efectos de barrera que ejercen el terreno que las recubre y su zona vadosa de ahí que el agua proveniente del afluyente subterráneo que es rica en sílice, en algunas ocasiones será alta la conductividad (sólidos disueltos totales), en cuanto a los valores de nitratos, nitritos, pH, dureza, etc. (véase tabla 4), podemos decir que el lago de Quechulac, Puebla están dentro de norma (NOM). Debido a que la contaminación del agua subterránea en los lugares en los que han sido alteradas estas barreras protectoras, que permitiría la contaminación directa, a través de pozos contaminados o abandonados, o por fuentes de contaminación subterráneas, como letrinas y conducciones de alcantarillado no tienen contacto directo con el afluyente que alimenta el lago. Pero cabe destacar la importancia de utilizar procesos de tratamiento primarios más efectivos del agua que

depositan en los pozos ya que puede existir infiltración a la zona freática que alimentan al lago. Ello se debe a la presencia de material altamente permeable en las zonas bajas que favorecen la infiltración inmediata de los escurrimientos pluviales lo que origina que el patrón de drenaje superficial hacia las partes bajas sea prácticamente existente. Los efectos de estas fuentes de contaminación pueden reducirse en gran medida, por ejemplo, medidas de protección de los acuíferos, la construcción y diseño correctos de pozos. Y sin olvidar el mismo sistema de depuración del sistema que elimina la concentración de muchos de los agentes patógenos presentes en masas de agua superficiales que se reduce por efecto de la dilución, la sedimentación y la destrucción de los patógenos debido a efectos medioambientales (calor, luz solar, depredación, etc.).

En el ciclo de estudio se observó como los factores climáticos (viento y lluvia), así como las características morfométricas (extensa superficie, mediana profundidad, alimentación de lago y orientación topográfica), confieren al lago un comportamiento especial. Tales resultados manifiestan limitaciones evidentes para este tipo de almacenadores de agua y, especialmente en sitios con suelos de tipo alcalino sódicos (véase Anexo 3 g). Por otro lado, el embalse Quechulac presenta niveles de oxígeno por arriba del límite requerido, incluso, para la cría de peces de buena calidad económica y como resultado de la alta evaporación (mayor que la precipitación), así como a un continuo arrastre del suelo al interior del embalse (por la acción de los vientos), su pH es básico, con mayor concentración de los cationes sodio y potasio y de los aniones cloruros y carbonatos, cuyos valores no sobrepasaron los límites máximos permisibles para riego agrícola. Para lo cual requieren de un tipo de tratamiento que asegure una mejor calidad de la agua y poder cumplir con las especificaciones de las NOM., para lograr un manejo sustentable del lago en beneficio de los habitantes del lugar.

RECOMENDACIONES

La experiencia obtenida en su operación del cuerpo de agua fue importante para aplicar futuros criterios de diseño y mejorar las condiciones de manejo. Por lo tanto el lago Quechulac podría considerarse, dentro de un parámetro ecológico: como sitio de refugio, alimentación, reproducción y crianza de peces (véase Anexo 3f) como es la trucha arcoíris (*O. mykiss*) donde estas condiciones ambientales son ideales (Aguilera y Noriega, 1986), de igual forma para las aves migratorias (vease Anexo 3e) que llegan año con año, y a que se consideran indicadores terrestres que responden directamente a las perturbaciones en las características de los ecosistemas acuáticos (Gregory *et.al.*, 1991; Bryce y Hughes, 2002). O para el cultivo de *Spirulina spp* (cianobacterias) o de otras especies con pH's óptimos altos y como abastecedor de agua y oxígeno de la región.

Finalmente es importante señalar la necesidad de controlar la sobreexplotación de aguas subterráneas y superficiales para uso en la agricultura y ganadería, ya que está disminuyendo considerablemente el volumen de agua en los embalses, que facilita la concentración de plaguicidas estrictamente prohibidos por los daños ecológicos que causan al ecosistema.

Por una parte es importante hacer énfasis en la necesidad del cumplimiento de las normas de control de calidad de agua para la emisión de las Industrias y las descargas municipales a los Cuerpos de aguas superficiales y ríos de la Cuenca.

LITERATURA CITADA.

- Abushelabi, A.A. Sofos, J.N. Sameli, J. y Kendall, P.A. 2003. "Survival and growth of Salmonella in reconstituted infant cereal hydrated with water, milk or apple juice and stored at 4 °C, 15 °C and 25 °C". *Food Microbiol.* 20, 17-25.
- Aguilera, H. y Noriega, P. 1986. "La Trucha y su Cultivo". Secretaria de Pesca, México. pp. 57.
- Alcocer, J. Escobar, E. Lugo, A. Estrada, S. y Ubeda, M. 1993. "La Macrofauna Bentónica de los Ahalapazcos Mexicano". *Actas V Congreso Español de Limnología.* Granada. España. pp. 409-415.
- Alcocer, J. Escobar, E. y Osegura, L.A. 2008. "Acoplamiento pelágico-bentónico: respuesta de la zona bentónica profunda de la sedimentación de florecimiento invernal de diatomeas en el lago oligotrófico Alchichica, Puebla". *Hidrobiología UAM.* Núm. Suplemento. . Vol. 18. pp. 115-122.
- Álvarez J. 1950. "Contribución al conocimiento de los peces de la región de los Llanos, Estado de Puebla, México". *Anal. Esc. Nac. Ciencias Biológicas* VI.
- Álvarez, J.A. Torres, L.A. Reinoso, R. y Bécares, E. 2005. "Efecto de la degradación de las en la eliminación de la materia orgánica en un humedal de flujo superficial". *International Meeting on Phytodepuration.* Lorca (España).
- Andrade, A. y Navarrete, F. 2004. "Lineamientos para la aplicación del enfoque ecosistémico a la gestión integral del recurso hídrico". *Serie Manuales de educación y capacitación ambiental.* No. 8. PNUMA. México.
- Atlas, R. y Bartha, R. 2002. "Ecología microbiana y microbiología ambiental". Cuarta edición. Pearson Educación S.A, Madrid, España. 696 p.
- APHA, AWWA, WPCF. 1992. "Métodos Normalizados Para el análisis de agua". Public Health Association, American Water Works Association y Water Pollution Control Federation. Ediciones Díaz de Santos. Mary Ann H. Fanson Editora. Madrid España.
- Arcos P., Ávila D., Estupiñán, T., y Gómez, P. 2005. "Indicadores microbiológicos de contaminación de las fuentes de agua". *Nova –Publicación Científica,* Vol. 3 Numero 4.
- Armitage, K. B. 1959. "Lagos volcánicos de El Salvador". *Común. Inst. Trop. Cient.* pp. 39-517. Vol.1 Num. 2
- Armitage, K.B. y Fassett, N.C. 1971. "Arch. Hydrobiol. Aquatic Plants of Salvador". pp. 243-255. Vol. 69 Num. 2
- Arredondo-Figueroa, J. BORREGO, L. CASTILLO, R. y VALLADOLID, M. 1983. "Batimetría y Morfometría de los Lagos Maars de la Cuenca de Oriental, Puebla, México" *Biótica,* Vol. 8 Número 1.
- Arredondo, F.J. Vera, O. y Ortiz, O. 1984. "Biótica Análisis de componentes principales y cúmulos, de datos limnológicos, en el lago de Alchichica, Puebla". 23-39. Vol. 9 Núm. 1
- Baxter, R.M. y Wood, J.R.B. 1965. *Appl. Ecol. Studies on stratification in the Bishoftu crater lakes.* Num. 416. Vol. 2
- Bernabé, G. 1991. "Acuacultura I". Ed. OMEGA, Barcelona, España. 478 p.

- Bryce, S.A. y Hughes, R.M. 2002. “Development of a bird integrity index: using bird assemblages as indicators of riparian condition”. *Environmental Management* 30(2):294-310.
- Caballero, M. Vilaclara, G. Rodríguez, A. y Juárez, D. 2001. “Short-term climatic change in the lake sediments from lake Alchichica, Oriental, México. *Geofísica Internacional, Unam. Núm. 003. Vol. 42. pp. 529-537.*
- Campos, C. 1999. “Indicadores de contaminación fecal en la reutilización de aguas residuales para riego agrícola”. Tesis doctoral. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona. 250 p
- Canosa, A. 1995. “Indicadores bacteriológicos de eutrofización en los embalses de Chuza, Neusa y Tomine, y en la laguna de Chingaza Bogotá, Colombia”. Fundación Universitaria de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Centro de Investigaciones Científicas.
- Cervantes, S.A. 1984. “Manual de Técnicas Básicas para el Análisis de Ambientes Acuáticos”. Material Didáctico. LIB-I, Biología. ENEP-Zaragoza. UNAM. Pp. 106
- Chapman, D. y Kimsach, V. 1992. “Selection of water quality variables. En: D. Chapman (ed.). *Water quality assessments. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, World Health Organization, United Nations Environment Programme, E & FN Spon, Londres. Pp. 59-126.*
- Chiroles, R.S. González, G.M.I. Torres R.T. Valdés A.M. y Domínguez, M.I. 2007. “Bacterias indicadoras de contaminación fecal en aguas del río Almendares (Cuba)”. *Higiene y Sanidad Ambiental, 7: 222-227*
- CNA 2003. “Estadísticas del agua en México 2003” Comisión Nacional del Agua.
- Craun, G. Berger, P. y Calderon, R. 1997. “Coliform Bacteria and Waterborne Disease Outbreaks”. *Jam Water Works Ass. Num.86, pp. 96-104.*
- Cruz, R. O. Armienta H. M. A. Vilaclara, G. Aguayo R. A. y Ceniceros B. N. E. 2006. “Caracterización de los lagos cratericos”. Instituto de Geofísica, UNAM, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. NO. 1. Vol. 26 pp. 82-83.
- Curtis T. P., Mara D. D. y Silva S. S. 1992. “Influence of pH, oxygen, and humic substances on ability of sunlight to damage faecal coliforms in waste stabilization water”. *Appl. Environ. Microbiol. 58: 1335-1343.*
- Curtis, T.P. y Mara, D.D. 1994. “The Effect of Sunlight on Mechanisms for the die-off of faecal coliform bacteria in waste stabilization ponds”. *T PHE Research Monograph No.1. Leeds: University of Leeds, Department of Civil Engineering.*
- Davies-Colley, R. J. Donnison, A. M. Speed, D. J. Ross, C. M. y Nagels, J. W. 1999. “Inactivation of faecal indicator micro-organisms in waste stabilization ponds: interactions of environmental factors with sunlight”. *Water Research 33, 1220–1230.*
- De Buen, F. 1945. “Investigaciones sobre Ictiología Mexicana I. Atherinidae de Aguas Continentales de México”. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México 16(2).
- Deevey E.S. 1957. “Trans. Conn. Acad. Limnologic studies in Middle America”. *Arts. Sci. pp. 213-328. Num. 39:*
- Denny P. 1972. “Freshwater Biol. Lakes of South Western Uganda o lake Bunyonyi”. pp.123-135. Num. 3
- De la Lanza, E. G. 1984. “Calidad Ambiental de la Laguna de Mezcaltitán, Nayarit, México, Durante El Estiaje - Nota Científica”. *Anales Del Instituto De Ciencias Del Mar Y Limnología, UNAM. pp. 34.*

- De la Lanza, E. G. 1990. “Algunos Conceptos Sobre Hidrología y Calidad de l Agua”. In: De la Lanza E.G., et.al., La Acuicultura en México: de los Conceptos a la Producción. Inst. Biol. UNAM. México.
- Félix, S. Gavito, P. Gutiérrez, C. Ortiz, J. Pescador, E. y Varela, F. 1992. “Manual de laboratorio de biología de virus y bacteriología”. IPN., México., pp. 103.
- FNUAP. 2 001. “El Estado de l a P oblación M undial 2001 H uellas e H itos: Población y cambio del medio ambiente” Fondo de Población y de las Naciones Unidas.
- Fuentes, A.L. 1972 . “Regiones N aturales d el E stado d e P uebla” U niversidad Nacional Autónoma de México. México, D.F. 143 págs.
- Gasca, D.A. 1982. “Algunas notas de la génesis de los Lagos cráter de la cuenca de Oriental” Colección científica del Instituto de Antropología. México, D.F. 47 págs.
- Gloyna, E.F. 1971. “ Waste S tabilization P onds” O MS. G inebra, S uecia. 175 p Monograph series (World Health Organization), No. 60:102. p. 165-171
- Goldman, R. C. y H orme, A.J. 1983. “Limnology”. McGraw-Hill Company, Inc. Nueva York. 464 p.
- Green, J. Corber, S. A. y B etney, E. 1974. “ Ecological studies on crater lakes in West Cameroon”. Zool. Lond.pp.199-223. Num. 173:
- Gregory, S .V. S wanson, F .J. M cKee, W.A. y C ummins, K .W. 1991. “ An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water”. Bioscience 41:540-551.
- Guerra-Magaña, C. 198 6. “Análisis t axonómico pobl acional de pe ces aterínidos (Chirostoma y Poblana), de las cuencas endorreicas del extremo sur del altiplano mexicano”. An. Esc. de Ciencias Biológicas, Núm. 30.
- Guevara-Vega, A. 1996. "Control de la calidad del agua- Métodos de análisis para la evaluación de la calidad del agua". CEPIS-OPS-OMS. Lima, Perú. p.50.
- Gutiérrez-Sarabia, A. F ernández-Villagómez, G . Martínez-Pereda, P. Rinderknecht-Seijas, N. y P oggi-Varaldo, H . 20 04. “Slaughterhouse W astewater Treatment in a F ull-Scalle S ystem U IT Constructed W etlands”. Wáter Environmental Research 76:334-343.
- Guinea J. Sancho J. y Pares R. 1979. “Análisis de microbiológico de Agua”. Ed. Omega S.A. Barcelona. pp. 1-9.
- Hasler, A.D. 1938. “Fish biology and limnology of crater lake Oregon”. J Wildl. Manage.pp.94-103. Num. 2
- Harwood, V. Lavine, A. Scott. T. Chivukula, V. Lukasik, J. Farrh, S. y R ose, J. 2005, “ Validity of t he i ndicator o rganism pa radigm for pa thogen r eduction i n reclaimed water and public health protection”. Appl. Environ. Microbiol., Num. 71, pp. 316-370
- Higa, T . 19 93. “Una R evolución p ara S alvar l a T ierra”. Traducción. M R iera. Okinawa, JP. 332 p.
- Hutchinson, E.G. 1975. “A Treatise on Limnology”. Vol.1,2. John Wiley and Sons. New York, USA.
- http://www.cifor.cgiar.org/pes/_ref/sp/sobre/ecosystem_services.htm
- <http://eart.google.es>, (2003).
- httpapp1.semarnat.gob.mx/dgeiainforme_200806_aguacap6_4_html.
- Hurst, C. J. Knudsen, G.R. McInerney, M.J. y Stetzenbach, L.D. 1997. “Manual of Environmental Microbiology”. Washington D.C., Walter, M.V. ASM Press. pp. 3-13

- INEGI, 2006, Estadística de sacrificio de ganado en rastros municipales por entidad federativa 2000-2005; Editado por el Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática, México D.F.
- Johns, M.R., 1995. "Developments in wastewater treatment in the meat processing industry: A review". *Bioresource Technology* 54:203-216.
- Johnson, S .K. 1988. " Interpretación de A nálisis d e A gua p ara A cuacultura". FONDEPESCA.
- Juday, C. 1915. "Limnology studies on some lakes in Central America". *Trans. Wis. Acad. Litt.* pp. 214-243. Vol. 18. Num.1
- Kemmer, F .N. 1989. " Manual de A gua, s u N aturaleza, T ratamiento y Aplicaciones". McGraw-Hill, México.: 20-43
- Lind, O. 1985. " Hand-book of c ommon Methods i n L imnology". 2ª ed, the C.V Mosby Company, Londres. 199 p.
- Massé, D .I. y Masse, L . 2 002, "C haracterization o f wastewater f rom h og slaughterhouse i n E astern C anada a nd E valuation of their in-plant w astewater treatment system". *Canadian Agriculture Engineering* 42:139-146.
- Maynard, H., S . O uki y C . Williams. 1999. " Tertiary Lagoons: A r eview of removalmechanisms and performance". *Wat. Res.* 33: 1-13.
- Melac, M.J. 1978. "Arch. Hydrobiol. Morphometric physical and chemical features of the volcanic crater lakes of Western Uganda". pp. 430-453. Vol. 84. Num.4
- Montangero, A. y Strauss, M. 2000. " Cuando los tanques sépticos están llenos-El desafío del manejo y tratamiento de los lodos fecales (en línea)". EAWAG (Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology) y SANDEC (Dept. of Water & Sanitation in Developing Countries). AR. Consultado 4 may del 2004.
- Moore, J . Heaney, N . M illar, B . C rowe, M . y E lborn, J. 2002 " Incidence of Pseudomonas aeruginosa in recreational and hydrotherapy pools". *Commun. Dis. Public Health.* 5, pp. 23-26
- NMX-AA-014-1980. "Cuerpos Receptores.- Muestreo" Publicada en la Dirección General De Normas de fecha Septiembre 5, 1980
- Norma O ficial M exicana. N OM-001-ECOL-1996. "Que establece los límites máximos p ermisibles d e co ntaminantes en l as d escargas de ag uas r esiduales y bienes nacionales". Publicada en el Diario Oficial de la Federación de fecha 6 de enero de 1997. México. 31p.
- Norma oficial mexicana. NOM 014-SSA 1-1993"procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados", Diario Oficial de la Nación 1994
- Norma O ficial M ex icana. N OM-33-ECOL-1993. "Establece l as c ondiciones bacteriológicas para el uso de aguas residuales de origen urbano o municipal o de la mezcla de éstas con la de los cuerpos de agua en el riego de hortalizas y productos hortofrutícolas", Diario Oficial de la Federación. México D.F. 18 de octubre de 1993.
- Norma oficial mexicana, NOM-127-SSA1-1994. "Que establece "Salud ambiental, agua para uso y c onsumo hu mano-limite s permisibles de calidad y tratamientos a que d ebe s ometerse e l ag ua p ara su p otabilizacion". el D iario O ficial d e la Federación. México, D.F., a 30 de noviembre de 1995.

- Olivieri, V. 1982. “Bacterial Indicators of Pollution in: Pipes W.O.”. (Ed). Boca Raton, Florida: CRP. Press, inc. pp. 21-41.
- Ordóñez, E. 1906. “Los Xalapazos del Estado de Puebla” Pererogones del Instituto Geológico de México, Núm. 1.
- Parhad, N.M. y Rao, N.U. 1974. “Effect of pH on survival of Escherichia coli”. Journal of the Water Pollution Control Federation, 46 (5); 980-986.
- Pearson, H.W. Mara, D.D. Mills, S.W. y Smallman, D.J. 1987.” Physico-Chemical Parameters Influencing Faecal Bacterial Survival in Waste Stabilization Ponds”. Water Science and Technology 19(12):145- 152.
- Pelczar, M.; y Chan, E. 1988. “Elementos de microbiología”. DF. MX. 745 p.
- Pérez, J. y Espigares, M. 1999. “Estudio Sanitario del Agua”. Segunda edición. Universidad Granada, España. 454 p.
- Pratt, D. Colwell, R.R. y Morita, R.Y. 1974. “Effect of the Ocean Environment on Microbial Activities. Salt requeriente for growth and function of marine bacteria” 3-15. In: (Eds.) University Park Press, Baltimore-Londres-Tokio. 587p.
- Prescott, I. Harley, J y Klein, I. D. 1996. “Microbiología”. Ed. McGraw-Hill, Madrid España.
- Pumarola, A. 1979. “Análisis microbiológico de agua”. Ed. Omega. Barcelona. pp. 5-13
- Ramírez-García, P. y Novelo, A. 1984. “La vegetación acuática vascular de seis lagos cráter del estado de Puebla, México”. Bol. Soc. Bot. Méx. 75- 88. Núm. 46.
- Robles V.E. Rivera A.V. y Gallegos N.E. 1990, “Análisis físico-químicos y bacteriológicos del agua”, Tesis, ENEP Iztacala. UNAM. México, pp. 71.
- Saqqar, M.M. y Escod, M.B. 1991. “Performance of multi-stage stabilization ponds for effluent use in agriculture”. Water Science and Technology, 23 (7-9) 1517-1524.
- Saqqar, M.M. y Escod, M.B. 1992. “Modelling coliform reduction in waste stabilization ponds”. Water Science and Technology, 26 (7-8) 1667-1677.
- SNIARN-SEMARNAT. 2005. “Informe de la situación del medio ambiente en México”. Milenium S.A. de C.V., México., pp. 380.
- Spellman, F.R. 2002. “Chapter 12: Coliforms. In Microbiology for Water/Wastewater Operators”. Technomic Publishing Company, Inc. Lancaster, Pennsylvania. p. 163-167.
- Stanier, R. Ingraham J. Wheelis M. y Painter P. 1996. “Microbiología”. Ed. Reverte. España. pp. 470
- Steiner, T. Thielman, N. y Guarrant, R. 1997. “Protozoal Agent. What are the Dangers for the public water-supply”. Annu. Rev. Med. Num. 48. 329-340.
- Taylor, E.H. 1943. “A new amblystimid salamander adapted to brackish water”. Copeia. Num.3 pp. 151-156.
- Tchobanoglous G., Burton F.L. y Tensel H.D. 2003. “Wastewater engineering: Treatment and reuse. Metcalf and Eddy”. McGraw-Hill Professional, Nueva York. 1848 p.
- Tritt, W.P. y Schuchardt, F. 1992. “Materials flow and possibilities of treating liquid and solids waste from slaughterhouse in Germany”. Bioresource Technology 41:235-245.
- Troussellier, M., Legendre, P. y Baleux, B. 1986. “Modelling the evolution of bacterial densities in an eutrophic ecosystem (sewage lagoons)”. Microbial Ecology, 12, 355-379.

- Utterbak, C.L. 1942. "Some chemical physical and optical characteristic of crater lake". Ecol. pp. 97-103. Num. 23.
- Vargas C, Rojas R, y Joseli J. 1996. "Control y Vigilancia de la Calidad del Agua de Consumo humano". Textos Completos. CEPIS; pp. 27.
- Veall, F., 1993. "Estructura y funcionamiento de mataderos medianos en países en desarrollo". Edi. por FAO, (www.fao.org/DOCREP/004/T0566s/T0566S00.htm).
- Wetzel, R.G. 1983. "Limnología". Omega. Barcelona, España. 679 p.
- Williams, H. Carnegie, B. 1942. "Inst. Wash. The geology of crater lake National Park Oregon". 162.32 pp.540
- William, G. D. Bryan, L. D, Omar, R y Sergio, S. R. C. 2005. " Monitoreo Bacteriológico de Agua Guía para ejecutar proyectos de monitoreo de agua con participación comunitaria". Centro Internacional de Acuicultura y Ambientes Acuáticos Universidad de Auburn, Alabama, EEUU Auburn, AL. p. 19
- Wood, M. Higa, T. Farrelly, P. y Simpson, B. 2002. "EM projects in USA. Seventh International Conference on Karyosei Nature Farming". Proceedings of the Conference on Nature Farming for the 21st Century. EM Research Organization, Okinawa, JP. p. 239-243.
- www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/proyectos/coesme/programas/rel_biblio.asp. (2000).
- Yoshimura S. 1938. "Limnology observations of two crater lakes of Miyaki Island. J. Jap". Geor. Num. 13 pp. 339-352.

ANEXO

DATOS ANUALES DE pH												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	8.37	8.84	8.46	8.76	8.51	8.57	8.74	9.90	9.32	8.80	8.62	8.81
2	8.31	8.79	8.40	8.76	8.58	8.57	8.73	9.92	9.31	8.86	8.62	8.80
4	8.44	8.80	8.41	8.77	8.53	8.57	8.79	9.90	9.32	8.87	8.59	8.82
6	8.33	8.85	8.38	8.72	8.52	8.58	8.78	9.95	8.97	8.88	8.64	8.78
8	8.27	8.78	8.51	8.70	8.44	8.58	8.79	9.90	8.97	8.91	8.67	8.77
10	8.30	8.74	8.44	8.71	8.32	8.52	8.79	9.90	9.03	8.92	8.66	8.76
12	8.24	8.65	8.37	8.50	7.91	8.37	8.79	9.89	9.07	8.93	8.66	8.67
14	8.38	8.57	8.35	8.32	7.94	8.20	8.71	9.87	9.08	8.93	8.66	8.64
16	8.37	8.60	8.30	8.16	7.89	8.06	8.32	9.64	9.11	8.90	8.65	8.55
18	8.35	8.59	8.30	8.09	7.97	8.03	8.44	9.27	9.11	8.95	8.65	8.52
20	8.39	8.61	8.30	8.05	7.84	7.99	8.32	9.14	8.72	8.94	8.65	8.45
22	8.37	8.61	8.25	8.14	7.72	7.97	8.06	9.05	8.30	8.46	8.54	8.32
24	8.37	8.57	8.17	8.12	7.65	7.92	7.95	9.90	8.18	8.16	8.26	8.30
26	8.36	8.57	8.16	8.11	7.60	7.26	7.99	8.99	8.09	8.16	7.74	8.09
28	8.35	8.59	8.11	8.09	7.11	7.90	7.93	8.82	8.12	8.10	7.72	8.08
30	8.30	8.57	8.09	8.05	7.60	7.85	7.87	8.85	8.05	7.96	7.53	8.07
32	8.30	8.48	8.03	8.00	7.63	7.53	7.77	8.82	8.03	7.91	7.50	8.00
PRO. POR MES	8.34	8.66	8.30	8.36	7.99	8.15	8.40	9.51	8.75	8.63	8.37	8.50

Anexo 1a

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA TEMPERATURA												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	14.0	16.0	19.7	19.8	19.7	19.1	19.0	22.0	21.0	19.0	17.5	18.8
2	14.0	16.0	19.5	19.8	19.7	19.3	19.0	22.0	20.0	19.0	18.0	18.8
4	14.0	15.2	18.3	19.2	19.7	19.3	19.0	22.0	20.0	18.0	19.0	18.5
6	14.0	15.5	18.0	18.7	19.7	19.2	19.0	21.0	21.0	18.0	19.0	18.5
8	14.0	15.2	18.0	18.4	19.3	19.2	18.5	21.0	20.0	17.8	19.0	18.2
10	14.0	14.8	18.0	17.9	18.1	19.2	18.5	21.0	20.0	17.5	19.0	18.0
12	14.0	14.8	17.1	17.1	17.1	18.1	18.0	20.5	20.0	17.8	19.0	17.6
14	14.0	15.0	16.7	16.8	16.6	16.6	18.0	21.5	20.5	17.5	18.0	17.4
16	14.0	14.5	15.7	15.5	15.8	15.8	16.5	17.3	20.5	17.2	18.0	16.4
18	14.0	15.0	15.4	15.3	15.4	15.3	16.5	16.0	20.5	17.2	17.0	16.1
20	14.5	14.5	15.2	15.0	15.4	15.2	16.0	16.0	19.5	17.1	18.0	16.0
22	14.4	14.3	15.2	15.2	15.3	15.1	16.0	16.0	17.0	16.5	18.0	15.7
24	14.4	14.3	15.4	15.2	15.6	15.1	14.0	15.8	17.0	15.5	17.0	15.4
26	14.0	14.5	15.4	15.0	15.6	15.1	14.5	15.8	16.5	15.0	16.0	15.2
28	14.4	14.5	15.1	15.0	15.1	15.1	14.0	15.5	16.5	15.1	16.0	15.1
30	14.5	14.5	15.1	14.9	15.3	15.3	14.5	15.5	16.5	15.0	16.0	15.2
32	14.8	12.0	15.0	14.8	15.2	15.1	14.0	16.0	16.5	15.1	16.0	15.0
PRO. POR MES	14.2	14.7	16.6	16.7	17.0	16.9	16.8	18.5	19.0	17.0	17.7	16.8

Anexo 1b

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA VISIBILIDAD AL DISCO DE SECCHI												
MESES	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO
VISIBILIDAD	4.50	3.30	2.50	2.50	2.50	4.50	4.50	2.30	7.00	5.00	9.30	4.35

Anexo 1c

DATOS ANUALES DEL D.Q.O.												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	2.45	2.00	2.74	4.40	5.42	4.11	1.14	0.28	0.50	2.97	1.25	2.48
16	3.08	3.37	3.77	4.11	4.40	3.25	1.37	0.51	1.30	3.71	2.91	2.89
32	3.42	2.91	3.54	2.40	4.00	4.85	1.71	0.85	0.96	4.00	3.02	2.88
PRO. POR MES	2.98	2.76	3.35	3.64	4.61	4.07	1.41	0.55	0.92	3.56	2.39	2.75

Anexo 1d

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE OXIGENO												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	7.30	7.80	7.65	9.12	6.18	5.87	9.40	9.00	6.60	7.60	7.20	7.61
2	7.50	8.00	8.20	9.10	6.94	6.03	9.40	8.20	6.90	7.10	6.90	7.66
4	6.30	8.20	7.65	9.72	5.58	5.90	9.20	8.20	6.40	6.90	6.50	7.32
6	6.60	7.80	7.46	9.68	5.30	6.01	9.80	8.20	6.40	6.80	6.30	7.30
8	6.40	7.30	6.79	8.00	5.57	4.55	9.50	8.10	6.50	7.00	6.00	6.88
10	6.30	4.90	5.73	8.00	3.45	4.87	9.20	8.00	6.20	5.50	5.90	6.19
12	6.40	4.50	2.84	5.50	0.17	2.70	8.80	8.00	6.00	5.80	5.90	5.15
14	6.40	3.70	1.44	2.36	0.50	0.35	8.60	7.10	6.50	5.50	5.70	4.38
16	6.50	4.00	0.38	0.68	0.09	0.25	9.00	4.30	5.10	5.40	5.50	3.75
18	6.30	4.10	0.13	0.19	0.06	0.10	9.00	1.20	6.00	5.00	5.40	3.41
20	6.40	4.10	0.25	0.08	0.04	0.08	6.00	3.10	2.50	4.80	5.50	2.99
22	6.50	4.20	0.70	1.00	0.04	0.09	5.90	4.10	1.00	4.00	4.60	2.92
24	6.40	4.20	0.35	0.09	0.06	0.08	5.80	7.90	0.50	1.30	2.80	2.68
26	6.40	4.10	0.09	0.09	0.04	0.05	5.10	7.00	0.40	1.10	1.90	2.39
28	6.50	4.00	0.09	0.09	0.10	0.05	5.20	2.10	0.70	1.10	1.60	1.96
30	6.50	4.10	0.11	0.08	0.15	0.04	5.80	2.20	0.70	0.90	1.10	1.97
32	6.60	2.40	0.07	0.08	0.06	0.04	6.00	3.00	1.00	0.80	1.00	1.91
PRO. POR MES	6.55	5.14	2.94	3.76	2.02	2.18	7.75	5.86	4.08	4.51	4.69	4.50

Anexo 1e

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA ALCALINIDAD TOTAL												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	331.50	282.75	312.00	156.00	232.30	131.30	595.90	195.94	312.00	380.25	263.25	290.29
2	282.75	282.75	302.25	214.50	212.10	222.20	595.90	204.20	234.00	282.75	273.00	282.40
4	273.00	273.00	282.75	214.50	232.30	232.30	595.90	189.88	302.25	282.75	273.00	286.51
6	273.00	282.75	321.75	204.75	232.30	252.50	606.00	216.14	214.50	263.25	243.75	282.79
8	263.25	273.00	321.75	214.50	232.30	252.50	595.90	204.02	253.50	253.50	234.00	281.66
10	253.50	273.00	321.75	185.25	232.30	232.30	595.90	187.86	204.75	243.75	234.00	269.49
12	273.00	292.50	331.50	195.00	222.20	252.50	585.80	181.80	253.50	253.50	253.50	281.35
14	282.75	292.50	331.50	204.75	232.30	252.50	585.80	195.94	263.25	273.00	253.50	287.98
16	273.00	273.00	331.50	204.75	272.70	262.60	626.20	210.08	224.25	282.75	214.50	288.67
18	273.00	273.00	331.50	165.75	272.70	282.80	616.10	208.06	253.50	273.00	214.50	287.63
20	273.00	302.25	331.50	165.75	282.80	252.50	616.10	216.14	263.25	253.50	282.75	294.50
22	282.75	282.75	331.50	195.00	282.80	242.40	626.20	220.18	292.50	282.75	243.75	298.42
24	292.50	282.75	331.50	195.00	282.80	252.50	626.20	185.84	302.25	302.25	243.75	299.76
26	302.25	282.75	331.50	243.75	282.80	292.90	646.40	240.38	292.50	321.75	234.00	315.54
28	321.75	312.00	331.50	243.75	292.90	292.90	646.40	228.26	292.50	341.25	292.50	326.88
30	331.50	321.75	331.50	243.75	202.00	303.00	646.40	238.36	399.75	341.25	312.00	333.75
32	331.50	312.00	331.50	263.25	222.20	303.00	656.50	234.32	312.00	360.75	302.25	329.93
PRO. POR MES	289.06	287.91	324.04	206.47	248.34	253.69	615.51	209.26	274.72	293.65	256.94	296.33

Anexo 1f

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA ALCALINIDAD A LA FENOLFTALEINA												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	58.25	58.25	58.25	117.00	70.70	50.50	121.20	34.34	68.25	68.25	58.25	69.39
2	87.75	68.25	58.25	126.75	70.70	60.60	121.20	26.26	58.25	58.25	48.75	71.36
4	78.00	58.25	58.25	126.75	50.50	60.60	101.00	40.40	58.25	68.25	48.75	68.09
6	68.25	68.25	58.25	146.25	50.50	50.50	121.20	44.44	39.00	78.00	68.25	72.08
8	185.25	156.00	48.75	136.50	50.50	50.50	111.10	26.26	39.00	78.00	58.25	85.46
10	111.10	58.25	58.25	136.50	50.50	60.60	111.10	44.44	58.25	87.75	78.00	77.70
12	78.00	58.25	58.25	136.50	40.40	40.40	111.10	50.50	48.75	87.75	48.75	68.97
14	97.50	58.25	58.25	126.75	40.40	50.50	90.90	44.44	39.00	68.25	68.25	67.50
16	126.75	68.25	58.25	68.25	40.40	40.40	60.60	32.32	39.00	68.25	87.75	62.75
18	97.50	68.25	48.75	68.25	40.40	40.40	60.60	28.28	39.00	97.50	58.25	58.83
20	87.75	78.00	48.75	68.25	30.30	30.30	50.50	34.34	39.00	78.00	48.75	53.99
22	97.50	68.25	39.00	58.25	30.30	30.30	40.40	20.20	19.50	58.25	58.25	47.29
24	111.10	78.00	48.75	58.25	30.30	30.30	40.40	48.48	9.75	39.00	58.25	50.23
26	48.75	78.00	48.75	58.25	30.30	20.20	40.40	20.20	9.75	29.25	19.50	36.67
28	58.25	68.25	29.25	48.75	30.30	20.20	30.30	18.18	9.75	29.25	29.25	33.79
30	58.25	68.25	29.25	48.75	30.30	40.40	30.30	18.18	9.75	9.75	29.25	33.86
32	29.25	39.00	29.25	39.00	0.00	20.20	30.30	26.26	9.75	9.75	0.00	21.16
PRO. POR MES	87.01	70.47	49.21	92.29	40.40	40.99	74.86	32.80	34.94	59.62	50.97	57.60

Anexo 1g

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA DUREZA TOTAL												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	118.49	107.72	86.17	80.79	67.32	91.56	195.00	160.00	110.41	86.17	129.26	112.08
2	115.80	107.72	88.87	83.48	67.32	102.33	200.00	160.00	110.41	86.17	126.57	113.52
4	115.80	105.02	86.17	80.79	72.71	113.10	200.00	150.00	94.25	75.40	126.57	110.89
6	172.35	107.72	88.87	80.79	72.71	113.10	205.00	150.00	78.10	80.79	234.29	125.79
8	207.36	158.89	83.48	59.25	72.71	188.51	200.00	150.00	88.87	78.10	255.83	140.27
10	266.60	169.66	83.48	80.79	72.71	107.72	200.00	145.00	88.87	86.17	366.24	151.57
12	266.60	228.90	88.87	80.79	67.32	78.10	200.00	145.00	72.71	67.32	304.30	145.45
14	226.21	196.59	91.56	72.71	72.71	78.10	205.00	140.00	86.17	61.93	253.14	134.92
16	150.80	166.47	80.79	75.40	72.71	80.79	205.00	150.00	86.17	67.32	134.65	115.46
18	121.18	107.72	80.79	80.79	72.71	78.10	205.00	145.00	80.79	67.32	134.65	106.73
20	99.64	110.41	80.79	80.79	72.71	96.94	190.00	145.00	83.48	75.40	88.87	102.18
22	91.56	86.17	83.48	80.79	72.71	80.79	175.00	140.00	86.17	80.79	86.17	96.69
24	86.17	86.17	88.87	80.79	70.01	67.32	170.00	150.00	80.79	80.79	86.17	95.19
26	86.17	83.48	88.87	80.79	72.71	80.79	205.00	150.00	86.17	78.10	88.87	100.09
28	88.87	86.17	88.87	80.79	75.40	88.87	185.00	150.00	78.10	83.48	96.94	100.23
30	91.56	86.17	78.10	72.71	72.71	88.87	180.00	150.00	86.17	80.79	96.94	98.55
32	83.48	80.79	72.71	72.71	75.40	88.87	180.00	155.00	86.17	83.48	88.87	97.04
PRO. POR MES	140.51	122.10	84.75	77.94	71.92	95.52	194.12	149.12	87.28	77.62	158.73	114.51
PROMEDIO TOTAL												

Anexo 1h

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA DUREZA AL CALCIO												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	21.54	18.85	26.93	16.15	26.93	16.15	60.00	30.00	16.15	16.15	53.86	27.52
2	21.54	18.85	26.93	21.54	26.93	16.15	90.00	30.00	32.31	16.15	53.86	32.21
4	26.93	21.54	21.54	21.54	26.93	16.15	90.00	60.00	16.15	21.54	64.63	35.18
6	32.31	24.23	21.54	21.54	37.70	16.15	80.00	50.00	32.31	21.54	80.79	38.01
8	32.31	24.23	21.54	21.54	32.31	16.15	80.00	60.00	21.54	26.93	80.79	37.94
10	35.00	24.23	16.15	26.93	32.31	26.93	80.00	60.00	21.54	32.31	86.17	40.14
12	43.08	32.31	21.54	26.93	32.31	32.31	190.00	60.00	16.15	21.54	107.72	53.08
14	45.78	35.50	21.54	21.54	32.31	43.08	190.00	50.00	16.15	21.54	118.49	54.18
16	64.63	45.78	16.15	21.54	32.31	48.47	160.00	50.00	10.77	21.54	166.96	58.01
18	56.55	40.40	21.54	26.93	53.86	43.08	170.00	40.00	16.15	26.93	145.42	58.26
20	40.40	29.62	21.54	26.93	64.47	43.08	160.00	30.00	21.54	16.15	96.94	50.06
22	26.93	21.54	26.93	26.93	53.86	43.08	200.00	30.00	16.15	21.54	64.63	48.33
24	53.86	40.40	26.93	26.93	64.47	48.47	110.00	30.00	16.15	21.54	140.03	52.62
26	29.62	24.23	21.54	26.93	48.47	64.47	100.00	30.00	21.54	16.15	75.40	41.67
28	32.31	24.23	21.54	26.93	59.24	70.01	110.00	40.00	26.93	21.54	80.79	46.68
30	37.70	26.93	16.15	26.93	80.79	91.56	100.00	40.00	16.15	26.93	91.56	50.43
32	18.85	26.93	10.77	32.31	86.17	102.33	180.00	40.00	21.54	21.54	43.08	53.05
PRO. POR MES	36.43	28.22	21.22	24.71	46.55	43.39	126.47	42.94	19.95	21.86	91.24	45.73
PROMEDIO TOTAL												

Anexo 1i

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE CONDUCTIVIDAD (μs)												
Profundidad mts	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDA
0.3	696.00	724.00	779.00	713.00	796.00	606.00	732.00	1180.00	721.00	721.00	669.00	757.91
2	691.00	718.00	772.00	718.00	738.00	595.00	725.00	1119.00	718.00	718.00	664.00	743.27
4	696.00	721.00	771.00	701.00	755.00	615.00	728.00	1089.00	720.00	720.00	671.00	744.27
6	713.00	732.00	770.00	695.00	759.00	599.00	722.00	1068.00	724.00	724.00	694.00	745.45
8	711.00	726.00	756.00	683.00	745.00	589.00	722.00	1078.00	723.00	723.00	676.00	739.27
10	705.00	726.00	768.00	679.00	697.00	589.00	732.00	1110.00	725.00	725.00	684.00	740.00
12	683.00	708.00	758.00	682.00	739.00	608.00	722.00	1110.00	728.00	728.00	659.00	738.64
14	698.00	723.00	773.00	688.00	785.00	608.00	714.00	1125.00	729.00	729.00	673.00	749.55
16	707.00	728.00	770.00	682.00	728.00	629.00	731.00	1135.00	720.00	716.00	687.00	748.45
18	702.00	726.00	774.00	677.00	754.00	639.00	767.00	1238.00	716.00	736.00	679.00	764.36
20	699.00	720.00	762.00	674.00	728.00	655.00	740.00	1200.00	736.00	763.00	678.00	759.55
22	704.00	727.00	774.00	678.00	753.00	612.00	735.00	1113.00	763.00	744.00	681.00	753.09
24	706.00	724.00	760.00	668.00	733.00	655.00	749.00	1076.00	744.00	751.00	689.00	750.45
26	675.00	701.00	753.00	676.00	726.00	631.00	757.00	1123.00	751.00	734.00	650.00	743.36
28	726.00	738.00	762.00	674.00	739.00	609.00	759.00	1168.00	734.00	738.00	714.00	760.09
30	728.00	752.00	801.00	676.00	743.00	631.00	762.00	1174.00	738.00	745.00	704.00	768.55
32	723.00	741.00	776.00	684.00	760.00	648.00	788.00	1170.00	745.00	746.00	706.00	771.55
PRO. POR MES	703.71	725.59	769.35	685.18	745.76	618.71	740.29	1133.88	731.47	733.00	681.06	751.64

Anexo 1j

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE CONDUCTIVIDAD (ms)												
Profundidad mts	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDA
0.3	0.71	0.75	0.79	0.71	0.89	0.61	0.73	1.18	0.72	0.73	0.63	0.77
2	0.69	0.73	0.77	0.71	0.74	0.59	0.72	1.12	0.71	0.72	0.62	0.74
4	0.70	0.73	0.77	0.70	0.75	0.61	0.72	1.09	0.72	0.72	0.64	0.74
6	0.70	0.73	0.76	0.69	0.75	0.59	0.72	1.07	0.72	0.72	0.64	0.74
8	0.71	0.73	0.75	0.68	0.74	0.59	0.72	1.08	0.72	0.72	0.67	0.74
10	0.71	0.74	0.76	0.67	0.69	0.58	0.73	1.11	0.72	0.74	0.66	0.74
12	0.71	0.71	0.75	0.68	0.73	0.61	0.72	1.11	0.74	0.74	0.65	0.74
14	0.71	0.72	0.77	0.68	0.78	0.59	0.71	1.12	0.72	0.72	0.65	0.74
16	0.72	0.73	0.77	0.68	0.72	0.63	0.72	1.13	0.72	0.71	0.68	0.75
18	0.71	0.72	0.77	0.67	0.75	0.63	0.77	1.24	0.71	0.74	0.66	0.76
20	0.68	0.70	0.76	0.67	0.72	0.65	0.74	1.20	0.74	0.76	0.67	0.75
22	0.71	0.71	0.77	0.68	0.76	0.62	0.73	1.11	0.76	0.74	0.66	0.75
24	0.72	0.71	0.76	0.66	0.73	0.65	0.74	1.08	0.74	0.75	0.68	0.75
26	0.67	0.69	0.75	0.67	0.72	0.62	0.75	1.12	0.75	0.73	0.70	0.74
28	0.73	0.73	0.76	0.67	0.73	0.61	0.75	1.17	0.73	0.73	0.70	0.76
30	0.74	0.76	0.80	0.67	0.74	0.62	0.76	1.17	0.73	0.74	0.68	0.76
32	0.73	0.74	0.77	0.68	0.75	0.65	0.78	1.17	0.74	0.73	0.69	0.77
PRO. POR MES	0.71	0.73	0.77	0.68	0.75	0.61	0.74	1.13	0.73	0.73	0.66	0.75

Anexo 1k

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA CONCENTRACION DE NITRATOS												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	0.3120	0.4098	0.4360	0.5567	0.1651	0.0500	0.1113	0.3300	0.0770	0.1120	0.2380	0.2544
2	0.4098	0.5322	0.0470	0.4343	0.2875	0.0400	0.1113	0.2760	0.0917	0.1900	0.1300	0.2318
4	0.2875	0.3965	0.1900	0.7140	0.0917	0.6660	0.1260	0.3330	0.1113	0.2870	0.4280	0.3301
6	0.3120	0.2875	0.1420	0.4343	0.2875	0.6750	0.1260	0.3330	0.1260	0.3500	0.2875	0.3055
8	0.2875	0.2630	0.9800	0.4833	0.1651	0.6660	0.0770	0.4170	0.1113	0.1900	0.3800	0.3655
10	0.2875	0.2875	0.2380	0.3609	0.2630	0.3800	0.1480	0.2070	0.0917	0.9040	0.1900	0.3052
12	0.2786	0.1651	0.0470	0.3854	0.2875	0.0450	0.0428	0.2070	0.0917	0.1120	0.0672	0.1572
14	0.3364	0.3364	0.3800	0.5322	0.0428	0.4400	0.0428	0.3750	0.1260	0.0470	0.1428	0.2547
16	0.0672	0.2875	0.2500	0.5322	0.0917	0.2800	0.0770	0.1660	0.0917	0.4760	0.1428	0.2238
18	0.2875	0.3364	0.3330	0.5567	0.1651	0.3320	0.0770	0.2070	0.0917	0.2850	0.3800	0.2774
20	0.2875	0.3364	0.2850	0.6056	0.1651	0.0470	0.0780	0.2070	0.0917	0.0470	0.1651	0.2105
22	0.2786	0.3364	0.3525	0.4588	0.2630	0.0470	0.1499	0.1660	0.1113	0.4280	0.1900	0.2529
24	0.2875	0.2875	0.4200	0.4833	0.5322	0.0950	0.1413	0.1240	0.0917	0.1120	0.1428	0.2470
26	0.3364	0.3364	0.2335	0.4343	0.5322	0.3805	0.1113	0.1660	0.1113	0.1120	0.1428	0.2633
28	0.2875	0.3257	0.0470	0.4833	0.5322	0.6660	0.0940	0.3330	0.1480	0.8400	0.0612	0.3471
30	0.4711	0.2875	0.0470	0.3330	0.0917	0.4520	0.1100	0.3750	0.1260	0.4280	0.1300	0.2592
32	0.6546	0.3364	0.1420	0.3330	0.1651	0.2380	0.1872	0.3870	0.1480	0.2850	0.1420	0.2744
PRO. POR MES	0.3217	0.3264	0.2688	0.4777	0.2429	0.3235	0.1065	0.2711	0.1081	0.3062	0.1977	0.2682

Anexo 1l

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA CONCENTRACION DE NITRITOS												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	0.3120	0.4098	0.4360	0.5567	0.1651	0.0500	0.1113	0.3300	0.0770	0.1120	0.2380	0.2544
2	0.4098	0.5322	0.0470	0.4343	0.2875	0.0400	0.1113	0.2760	0.0917	0.1900	0.1300	0.2318
4	0.2875	0.3965	0.1900	0.7140	0.0917	0.6660	0.1260	0.3330	0.1113	0.2870	0.4280	0.3301
6	0.3120	0.2875	0.1420	0.4343	0.2875	0.6750	0.1260	0.3330	0.1260	0.3500	0.2875	0.3055
8	0.2875	0.2630	0.9800	0.4833	0.1651	0.6660	0.0770	0.4170	0.1113	0.1900	0.3800	0.3655
10	0.2875	0.2875	0.2380	0.3609	0.2630	0.3800	0.1480	0.2070	0.0917	0.9040	0.1900	0.3052
12	0.2786	0.1651	0.0470	0.3854	0.2875	0.0450	0.0428	0.2070	0.0917	0.1120	0.0672	0.1572
14	0.3364	0.3364	0.3800	0.5322	0.0428	0.4400	0.0428	0.3750	0.1260	0.0470	0.1428	0.2547
16	0.0672	0.2875	0.2500	0.5322	0.0917	0.2800	0.0770	0.1660	0.0917	0.4760	0.1428	0.2238
18	0.2875	0.3364	0.3330	0.5567	0.1651	0.3320	0.0770	0.2070	0.0917	0.2850	0.3800	0.2774
20	0.2875	0.3364	0.2850	0.6056	0.1651	0.0470	0.0780	0.2070	0.0917	0.0470	0.1651	0.2105
22	0.2786	0.3364	0.3525	0.4588	0.2630	0.0470	0.1499	0.1660	0.1113	0.4280	0.1900	0.2529
24	0.2875	0.2875	0.4200	0.4833	0.5322	0.0950	0.1413	0.1240	0.0917	0.1120	0.1428	0.2470
26	0.3364	0.3364	0.2335	0.4343	0.5322	0.3805	0.1113	0.1660	0.1113	0.1120	0.1428	0.2633
28	0.2875	0.3257	0.0470	0.4833	0.5322	0.6660	0.0940	0.3330	0.1480	0.8400	0.0612	0.3471
30	0.4711	0.2875	0.0470	0.3330	0.0917	0.4520	0.1100	0.3750	0.1260	0.4280	0.1300	0.2592
32	0.6546	0.3364	0.1420	0.3330	0.1651	0.2380	0.1872	0.3870	0.1480	0.2850	0.1420	0.2744
PRO. POR MES	0.3217	0.3264	0.2688	0.4777	0.2429	0.3235	0.1065	0.2711	0.1081	0.3062	0.1977	0.2682

Anexo 1m

PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA CONCENTRACION DE AMONIO												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	0.0300	1.1090	0.0375	0.0000	0.0600	0.0896	0.1567	0.0933	0.0604	0.0479	0.0667	0.1592
2	0.0300	0.9590	0.0208	0.1067	0.0000	0.0333	0.0000	0.0800	0.0063	0.0271	0.0750	0.1217
4	0.2700	1.0190	0.0354	0.0933	0.1000	0.0938	0.1733	0.0967	0.0771	0.0000	0.0646	0.1839
6	0.1500	0.9890	0.0063	0.1667	0.0000	0.0104	0.0000	0.0767	0.1146	0.0000	0.0000	0.1376
8	0.3000	0.9020	0.0104	0.0700	0.0000	0.0375	0.0000	0.1600	0.0000	0.0438	0.0583	0.1438
10	0.0600	0.8390	0.0125	0.0000	0.0933	0.0542	0.2400	0.0900	0.0500	0.0500	0.0688	0.1416
12	0.3600	0.9590	0.0292	0.0500	0.0000	0.0104	0.0000	0.1133	0.0646	0.0625	0.0479	0.1543
14	0.1500	0.8990	0.0125	0.0333	0.2333	0.0833	0.1233	0.0633	0.0458	0.0063	0.0729	0.1567
16	0.3300	0.9890	0.0021	0.0900	0.0000	0.0771	0.0000	0.1400	0.0188	0.1604	0.0646	0.1702
18	0.0300	0.8990	0.0625	0.0900	0.1300	0.0000	0.0000	0.0874	0.0583	0.0042	0.0708	0.1302
20	0.0600	1.0190	0.0521	0.0700	0.1300	0.0083	0.2333	0.1133	0.0000	0.0021	0.0500	0.1580
22	0.0450	0.9590	0.0167	0.0000	0.1233	0.0292	0.0833	0.1000	0.0125	0.0292	0.0479	0.1315
24	0.0300	0.8990	0.0396	0.1100	0.1300	0.0667	0.1100	0.0933	0.0500	0.0667	0.0417	0.1488
26	0.0900	0.9740	0.0521	0.0800	0.1067	0.0604	0.1100	0.0900	0.0021	0.0042	0.0667	0.1487
28	0.1500	1.0490	0.0604	0.0867	0.0000	0.0271	0.0933	0.0833	0.1083	0.0167	0.0750	0.1591
30	0.1500	1.0040	0.0729	0.0767	0.1000	0.0729	0.0900	0.1167	0.0458	0.0417	0.0708	0.1674
32	0.1500	0.9590	0.0625	0.0000	0.1600	0.0938	0.0800	0.1700	0.0167	0.0938	0.0003	0.1624
PRO. POR MES	0.1403	0.9662	0.0344	0.0661	0.0804	0.0499	0.0878	0.1040	0.0430	0.0386	0.0554	0.1515
Anexo 1n												PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA CONCENTRACION DE FOSFORO TOTAL												
PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DICIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	0.8813	0.1987	0.6650	0.8432	0.5344	0.4946	0.6460	0.4438	0.2137	0.5106	1.6745	0.6460
2	0.1066	0.1711	0.1781	0.7482	0.5700	0.4741	0.5170	0.3925	0.7482	0.0118	2.0783	0.5451
4	0.1035	0.1589	2.3159	0.7125	0.5581	0.4655	0.5670	0.2990	0.5106	0.0593	0.1306	0.5346
6	0.1127	0.1618	0.0950	0.9144	0.7719	0.4440	0.6390	0.4628	0.2375	0.2256	0.0000	0.3695
8	0.1034	0.2202	0.5463	0.9382	0.6413	0.3942	0.5450	0.3277	0.2256	0.1187	0.0000	0.3691
10	0.1656	0.1680	0.1543	0.5225	0.4631	0.4961	0.5720	0.4198	0.4988	2.5771	0.0237	0.5510
12	0.2326	0.1618	0.1306	0.3325	0.4275	0.4571	0.4970	0.3215	0.0831	0.0000	0.1187	0.2511
14	0.1042	0.2171	0.2256	0.6650	0.5700	0.4210	0.5850	0.3676	0.9501	0.0000	0.2969	0.4002
16	0.1963	0.2663	0.1662	0.7482	0.5819	0.4191	0.5450	0.3031	0.5225	0.1306	0.0000	0.3527
18	0.1311	0.2663	0.3444	0.9026	0.8551	0.4191	0.5450	0.4352	0.4988	0.0712	0.7244	0.4721
20	0.1004	0.1803	0.0831	0.9263	0.6888	0.3957	0.4920	0.3891	0.6413	0.8194	0.3681	0.4622
22	0.1588	0.3123	0.1306	0.5581	0.5700	0.4711	0.4988	0.3185	0.5225	0.5344	0.0593	0.3759
24	0.2079	0.3123	0.1068	0.5344	0.5225	0.5921	0.5860	0.5549	2.3515	0.3919	0.4869	0.6043
26	0.2355	0.3123	0.0475	0.5225	0.5106	0.5921	0.4988	0.5764	1.4014	0.6532	0.3087	0.5145
28	0.5344	0.4988	0.4513	0.6057	0.5581	0.5630	0.5630	0.4988	2.4109	0.7125	1.0213	0.7653
30	0.1040	0.0700	0.0712	0.9263	0.4869	0.3185	0.5225	0.2256	1.2114	2.9928	0.4513	0.6710
32	0.1040	0.0790	6.3064	0.6650	0.8076	0.6390	0.6390	0.1900	2.4940	2.2565	1.6389	1.4381
PRO. POR MES	0.2107	0.2209	0.7070	0.7097	0.5952	0.4739	0.5564	0.3839	0.9131	0.7097	0.5519	0.5484
Anexo 1ñ												PROMEDIO TOTAL

DATOS ANUALES DE LA CONCENTRACION DE FOSFORO REACTIVO

PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	0.44	0.82	0.77	0.68	1.01	0.18	0.03	0.57	1.45	0.14	1.40	0.68
2	0.29	0.21	0.00	0.19	0.39	0.18	0.03	0.51	1.37	0.19	0.09	0.31
4	0.60	0.13	3.41	0.10	0.82	0.20	0.03	0.61	1.06	0.68	0.02	0.70
6	0.50	0.21	0.61	0.09	0.60	0.16	0.03	0.75	1.26	0.84	0.02	0.46
8	0.38	0.21	0.24	0.43	0.46	0.17	0.04	0.54	0.29	0.00	0.78	0.32
10	0.29	0.50	0.00	0.10	0.49	0.25	0.23	0.56	0.70	0.29	0.63	0.37
12	0.72	0.82	0.55	0.07	0.89	0.20	0.13	0.55	0.00	0.17	0.00	0.37
14	0.17	0.29	0.31	0.03	0.55	0.18	0.03	0.50	0.26	0.58	0.07	0.27
16	0.26	0.44	0.68	0.27	0.53	0.18	0.07	0.56	0.48	0.75	0.00	0.38
18	0.29	0.74	0.00	0.03	0.89	0.22	0.07	0.54	0.72	0.15	0.00	0.33
20	0.13	1.05	0.00	0.03	0.38	0.34	0.63	0.60	0.46	0.38	0.67	0.42
22	0.50	0.41	0.80	0.38	0.46	0.24	0.63	0.68	0.38	0.34	0.00	0.44
24	0.57	0.23	0.61	0.02	0.43	0.38	0.63	0.29	0.05	0.00	0.00	0.29
26	0.78	1.05	0.20	0.00	0.49	0.57	0.63	0.68	0.03	0.61	0.84	0.54
28	0.05	0.58	0.03	0.34	0.46	0.00	0.26	0.68	0.32	0.31	1.62	0.42
30	0.26	1.57	0.09	0.00	0.43	0.67	0.03	0.15	0.00	1.57	0.72	0.50
32	0.34	0.38	1.45	0.15	0.73	0.00	1.25	0.13	0.53	1.25	2.12	0.76
PRO. POR MES	0.39	0.57	0.57	0.17	0.59	0.24	0.28	0.52	0.55	0.48	0.53	0.44

Anexo 1o

PROMEDIO TOTAL

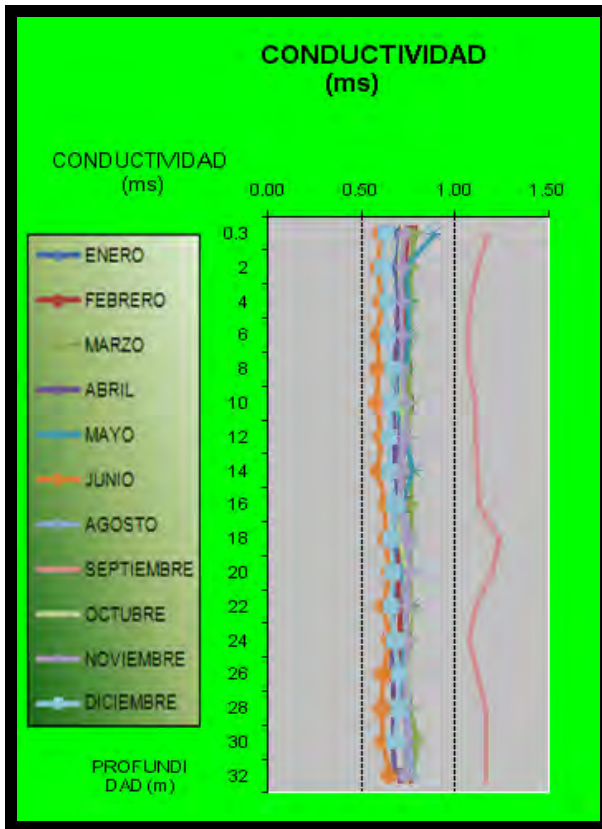
DATOS ANUALES DE CLORUROS

PROFUNDIDAD EN MTRS.	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	AGOSTO	SEPTIEMBRE	OCTUBRE	NOVIEMBRE	DIEMBRE	PROMEDIO POR PROFUNDIDAD
0.3	29.99	19.99	0.00	54.98	54.98	4.99	49.98	54.98	44.98	54.98	44.98	37.71
2	29.99	14.99	0	4.99	54.98	44.98	49.98	49.98	49.98	54.98	44.98	36.35
4	34.99	19.99	0	14.99	49.98	44.98	49.98	49.98	49.98	49.98	49.98	37.71
6	29.99	14.99	0	4.99	49.98	4.99	44.98	49.98	44.98	49.98	44.98	30.89
8	34.99	19.99	0	29.99	44.98	4.99	54.98	44.98	54.98	44.98	49.98	34.99
10	29.99	14.99	0	29.99	44.98	24.99	54.98	44.98	44.98	44.98	44.98	34.53
12	34.99	19.99	0.00	14.99	39.98	49.98	49.98	49.98	49.98	49.98	49.98	37.26
14	44.98	24.99	0.00	29.99	44.98	49.98	49.98	49.98	44.98	49.98	54.98	40.44
16	44.98	34.99	9.99	34.99	49.98	24.99	44.98	54.98	49.98	39.98	54.98	40.44
18	34.99	34.99	9.99	24.99	44.98	0.00	44.98	54.98	44.98	44.98	49.98	35.44
20	34.99	29.99	9.99	34.99	49.98	0.00	49.98	54.98	44.98	49.98	44.98	36.80
22	39.98	24.99	9.99	24.99	44.98	0.00	44.98	54.98	49.98	49.98	44.98	35.44
24	34.99	24.99	4.99	44.98	34.99	0.00	44.98	49.98	49.98	44.98	49.98	34.99
26	39.98	29.99	4.99	34.99	34.99	4.99	49.98	44.98	49.98	44.98	49.98	35.44
28	34.99	29.99	4.99	14.99	34.99	14.99	54.98	44.98	44.98	49.98	44.98	34.08
30	34.99	24.99	4.99	34.99	34.99	44.98	54.98	49.98	49.98	49.98	44.98	39.08
32	34.99	19.99	4.99	34.99	39.98	44.98	54.98	49.98	49.98	49.98	44.98	39.07
PRO. POR MES	35.58	23.81	3.82	27.64	44.39	21.46	49.98	50.27	48.22	48.51	47.92	36.51

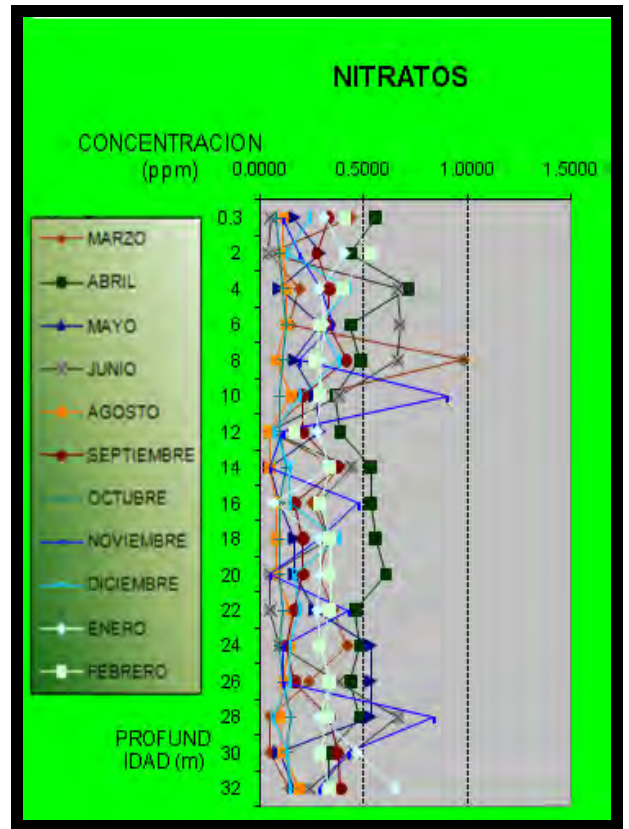
Anexo 1p

PROMEDIO TOTAL

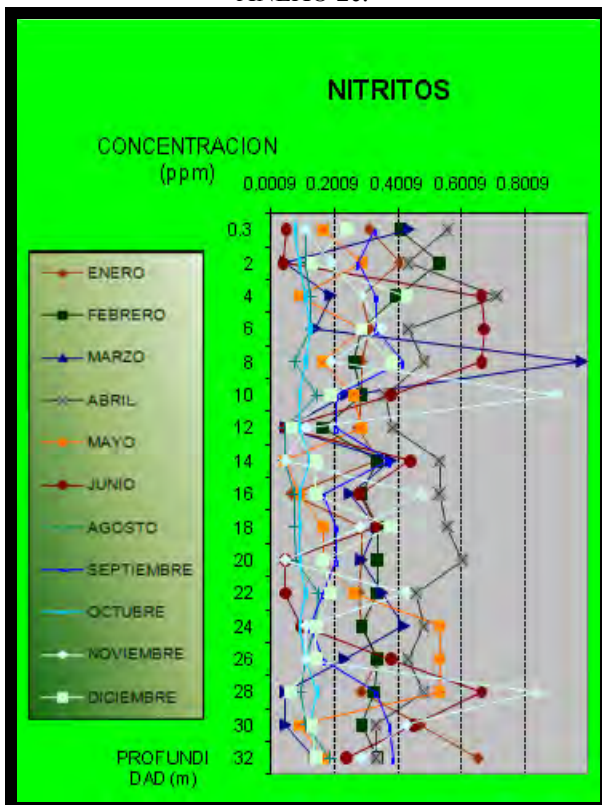
ANEXO 2a



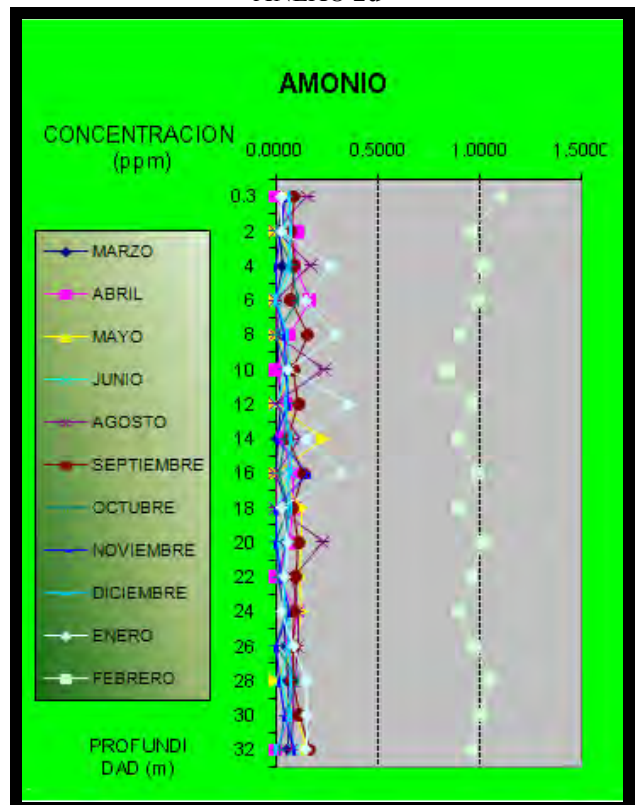
ANEXO 2b



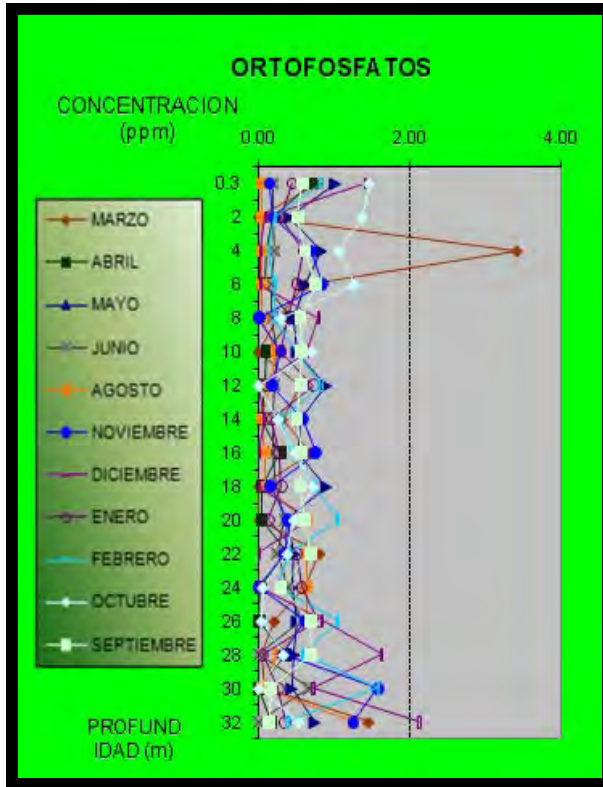
ANEXO 2c.



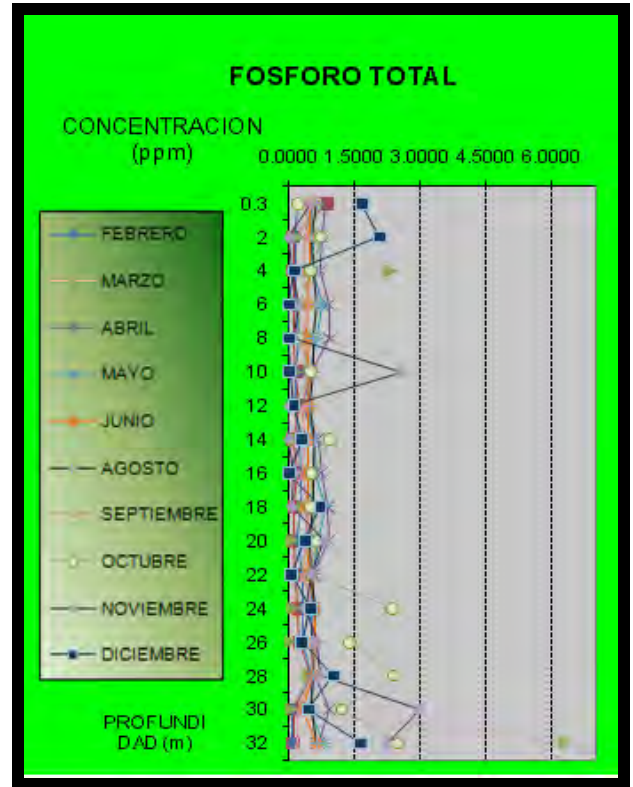
ANEXO 2d



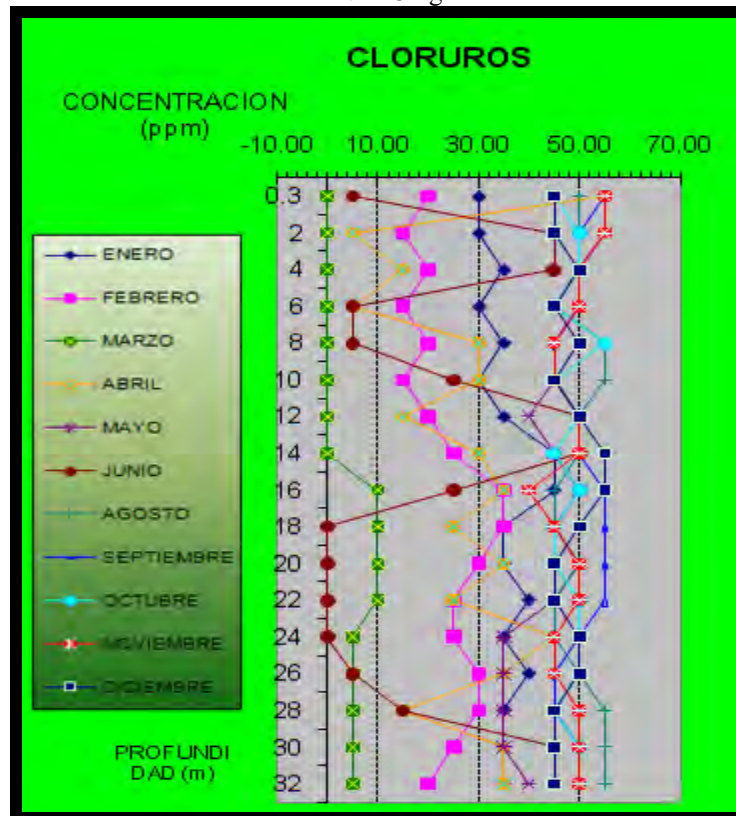
ANEXO 2e.



ANEXO 2f.



ANEXO 2g



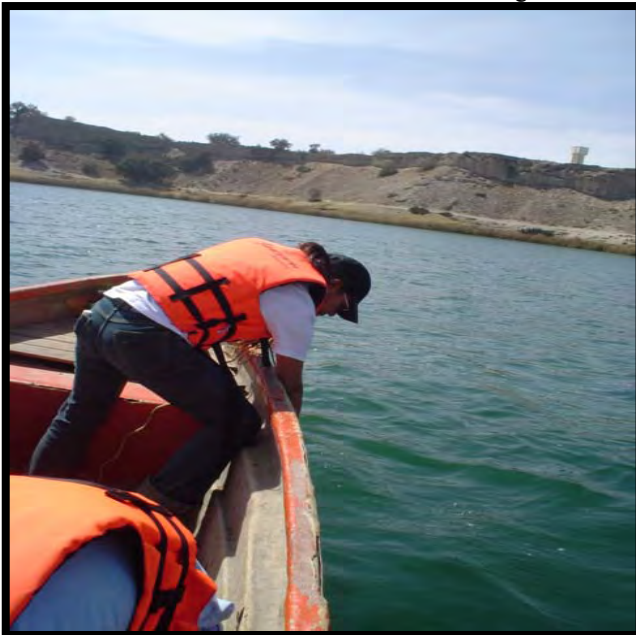
ANEXO 3a. Formación de material calcáreo



ANEXO 3b. Lancha con motor fuera de borda



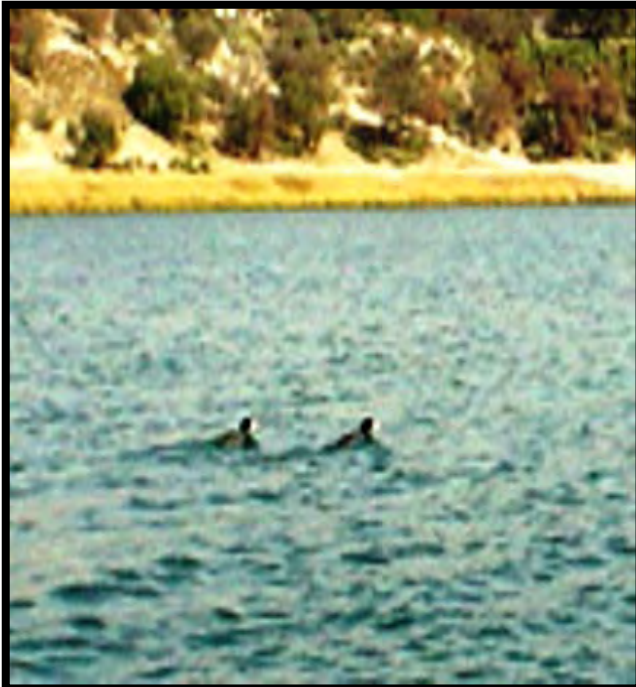
ANEXO 3c. Toma de Visibilidad de Lago.



ANEXO 3d. Distribución de vegetación



ANEXO 3e Fauna silvestre.



ANEXO 3f. Confinamiento de crianza de la trucha arcoíris.



ANEXO 3g. Tipo de suelo de la zona de estudio.

