

2009-A

078242159

UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA

CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y AGROPECUARIAS
CENTRO UNIVERSITARIO DE CIENCIAS DE LA SALUD

MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA SALUD AMBIENTAL



Parámetros genéticos y ambientales asociados con compuestos orgánoclorados persistentes (COP's) en *Chirostoma chapalae* del Lago de Chapala.

TESIS PROFESIONAL

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE

MAESTRO EN CIENCIAS DE LA SALUD AMBIENTAL

PRESENTA

SERGIO ÁLVAREZ BARAJAS

ZAPOPAN, JALISCO. MÉXICO. 2010



UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias
Centro Universitario de Ciencias de la Salud
MAESTRÍA EN CIENCIAS DE LA SALUD AMBIENTAL

**COMITÉ DE TESIS
PRESENTE:**

Por medio de la presente nos permitimos informar a Usted(es), que habiendo revisado el trabajo de Tesis que realizó el (la) pasante:

NOMBRE ALUMNO
Sergio Álvarez Barajas

Con el título:

**Parámetros genéticos y ambientales asociados con compuestos orgánoclorados persistentes (COP's)
en *Chiostoma chapalae* del lago de Chapala.**

Manifestamos que ha quedado debidamente concluido, por lo que ponemos a su consideración el escrito final para autorización de impresión y en su caso programación de fecha de presentación y defensa del mismo.

Sin otro particular, agradecemos de antemano la atención que se sirva brindar a la presente y aprovechamos la ocasión para enviarle un cordial saludo.

ATENTAMENTE
Las Aguias, Zapopan, Jal. a 15 de Abril de 2010

Dr. Alfredo Ignacio Feria Velasco
Director del Trabajo de Tesis

Biol. Sergio Álvarez Barajas
Alumno

Asesores:

Dr. Javier García Velasco
Nombre y Firma

Dr. Carlos Álvarez Moya
Nombre y Firma

SINODALES	FIRMA
Dr. Alfredo I. Feria Velasco	
DR. JAVIER GARCIA VELASCO	
Felipe Lozano Kastan	
Teresa de Jesús Pérez Patiño	
Asturo Figueroa Montaña	

ÍNDICE GENERAL

	PÁGINA
DEDICATORIA i
AGRADECIMIENTOS ii
INDICE GENERAL. iii - v
RESUMEN. 1
I. INTRODUCCIÓN. 2
II. OBJETIVOS. 4
III.JUSTIFICACIÓN. 5
IV.MARCO TEÓRICO. 6
Lago de Chapala 6
Plancton 11
<i>Chirostoma chapalae</i> 12
Calidad de agua 13
Principales indicadores de calidad del agua 14
Químicos mutagénicos 16
Plaguicidas 17
Compuestos órgano clorados persistentes (COP's 19
Descripción de los COP's de acuerdo a su toxicidad 23
Fisiología de los COP's en los tejidos grasos 26
V. ANTECEDENTES. 28
VI.METODOLOGÍA. 34
Tipo de estudio 34
Desarrollo metodológico 34
Protocolo de muestro 34
Muestras de agua 35
Muestreo y colecta del plancton 36
Muestro de <i>Chirostoma chapalae</i> 36
Analítica de agua 37
Análisis físico – químicos del agua 37

Estimación del Índice de Calidad del Agua (ICA)	37
Prueba cometa alcalina (PCA)	40
Preparación de células para ensayo cometa	41
Ensayo Cometa alcalino (PCA)	42
Determinación de COP's	43
Análisis de COP's en agua y plancton.	44
Análisis de COP's en tejido hepático.	44
Evaluación de resultados, estadística descriptiva y graficación	44
Procedimientos para el análisis de resultados agua	44
Análisis estadístico para PCA	45
Operacionalización de Variables	45
VII. RESULTADOS.	47
Parámetros fisicoquímicos del agua: Registros de campo.	47
Parámetros fisicoquímicos del agua: Registros de Laboratorio	48
Registros Meteorológicos en el entorno del Lago de Chapala	48
Índice de Calidad de agua del Lago de Chapala	49
Dispersión en micras del ADN en tejido hepático de <i>Chirostoma chapalae</i>	49
VIII. DISCUSIÓN.	50
IX. CONCLUSIONES.	60
X. BIBLIOGRAFIA.	61
XI. ANEXO.	76

Parámetros genéticos y ambientales asociados con compuestos orgánoclorados persistentes (COP's) en *Chirostoma chapalae* del Lago de Chapala.

Biol. Sergio Álvarez Barajas

RESUMEN:

Este estudio presenta los resultados de la evaluación físico-química del agua, en un sitio específico del Lago de Chapala. La ubicación de este punto comprende las coordenadas: N-20° 15' 1.5"; W-103° 10.0'7.8", cercano a la Isla de los Alacranes. Estos parámetros se utilizaron para elaborar un Índice de calidad de agua (ICA). Además se monitoreo parametros metereologicos imperantes en en la zona de estudio; así como la presencia de compuestos orgánicos presistentes (COP's) en la columna de agua, plancton y *Chirostoma chapalae*. Todos estos parámetros tienen como objetivo general; evaluar el daño genético en células hepáticas del *Chirostoma chapalae* del Lago de Chapala. Los muesteos se realizaron tanto en la temporada de estiaje (febrero, abril y mayo) como en la de lluvias (agosto, octubre y noviembre). La evaluación físico-química del agua se realizo de acuerdo a la normatividad Ambiental mexicana en materia. Los parámetros meterologicos se midieron de acuerdo a una estacion portátil EM-030, el analisis de COP's en la clomuna de agua, plancton y *Christoma chapalae* se realizo por medio de cromatografía de gases. Los resultados del estudio revelan niveles traza de COP's, en las tres interfases analizadas lo cual concuerda con estudios realizados por otros investigadores; sin embargo aun en estos niveles fue evidente el daño genetico en células hepáticas del *Chirostoma chapalae*. El ICA revelo diferencias no significativas ($P= 0.12$) para las epocas analizadas. El ICA promedio para la epoca de lluvia= 80.83 el cual corresponde a una calidad de agua aceptable; y el ICA para la epoca seca= 77.30 el cual corresponde a un agua levemente contaminada, recomendada para su uso con un minimo de purificacion.

1. INTRODUCCIÓN

Los compuestos orgánico persistentes (COP's) son tóxicos y provocan enfermedades como: cáncer, daño al sistema nervioso central y periférico, desórdenes reproductivos, quebrantamientos en el sistema inmunológico y malformaciones en el nacimiento que pueden llegar hasta la muerte en humanos y animales, (Guillette, 1994; Guruge y col, 2001).

Las Naciones Unidas dentro de su programa ambiental dieron a conocer los COP's de mayor peligro, ocho son pesticidas organoclorados: aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín, heptaclor, mirex, y toxafeno; dos son químicos industriales PCB's y hexaclorobenzeno y dos son derivados de procesos de combustión industrial como dioxinas y furanos. Estas sustancias pueden durar años en el ambiente y son absorbidos por los tejidos grasos de los animales (Pietrapiana et al., 2002), en donde las concentraciones aumentan hasta 70 mil veces más que los niveles ambientales (Guillette, 1994). Según el nivel trófico que ocupan dentro de una cadena alimenticia, los tejidos acumulan mayores cantidades de estos químicos (Sun et al., 2002). Aunado a lo anterior, Guillette et al.(1994) reportaron un efecto sinérgico de estos xenobióticos que potencia su acción de 160 a 1,600 veces.

El uso de plaguicidas en el mundo se duplicó en los últimos 20 años y según datos de la Organización Mundial de la Salud (OMS), el número de intoxicaciones agudas por plaguicidas en el mundo aumentó de 1973 a 1985 en un 600% con un incremento en la mortalidad de 1 a 7.3 por cada 100 intoxicados. En México, se usaron 54,600 toneladas de plaguicidas en 1995. En 1985 se presentaron 725 intoxicaciones crónicas ocupacionales, 10,000 no ocupacionales y 200,000 casos de cáncer relacionados con residuos de plaguicidas en los alimentos (Palacios et al., 1999). De acuerdo con Martínez (1994) los principales plaguicidas organoclorados que contaminan las aguas subterráneas y superficiales en México son: DDT, HCH, lindano, Clordano, heptacloro, metoxicloro, toxafeno, endrín, aldrín y dieldrín por su persistencia en el medio.

El lago de Chapala pese a la gran contaminación de sus aguas, proporciona pescado fresco para los poblados de la ribera, esta contaminación se debe a descargas urbano-

industriales de los parques industriales de Santiago Tianguistenco, Lerma-Toluca, así como las aguas residuales urbanas de las poblaciones de Toluca, Lerma, Atlacomulco y otras del estado de México (Conabio.com, 2002). En las aguas de Chapala habita *Chirostoma chapalae* que tiene una alimentación superficial en aguas poco profundas lacustres (Torres, 1991). Zhou et al. (1999) demostraron que la bioacumulación de compuestos organoclorados en los tejidos de peces está relacionada con su forma de alimentación. Sun et al. (2002) reportaron un aumento en la concentración de COP's en el agua en época de sequía, que disminuye en época de lluvias. Borga et al., (2001) reportaron biomagnificación ascendente de compuestos organoclorados a través de una cadena alimenticia con la más alta contaminación por DDT y PCB's. Karlson et al. (2000) reportaron una concentración de PCB's de 3 a 5 veces mayor en tejido hepático en la gaviota del Golfo de Finlandia (Hario et al., 2000). Se desconoce si la bioacumulación por COP's representa un riesgo para el ADN y con ello se propicie el desarrollo de cáncer en los organismos que participan en la cadena trófica incluyendo al hombre. Para evaluar la integridad del material genético existen diversas pruebas (Álvarez et al., 2006). Una de las más usadas es la prueba del cometa alcalino (PCA) desarrollada por Singh et al., en 1988 que detecta rompimientos de las hebras de DNA, sitios alcalinos y sitios de reparación incompletos (Belpaeme et al., 1998; Nacci et al., 1996). Los fragmentos del DNA sometidos a electroforesis migran hacia el electrodo positivo. Cuando se tiñe el DNA se observa el típico cometa cuya longitud (cauda) indica el grado de daño genético. Este método se utiliza en células de peces como bioindicador de daño genético por contaminantes ambientales (Kammann et al., 2001).

2. OBJETIVOS

OBJETIVO GENERAL

Evaluar los parámetros físico-químicos y ambientales en un punto específico del Lago de Chapala, así como el daño genético en células hepáticas del *Chirostoma chapalae* debido a la presencia de compuestos organoclorados persistentes (COP's).

OBJETIVOS ESPECIFICOS

- 1.- Evaluar los parámetros físicos-químicos del agua en base a la normatividad ambiental vigente.
- 2.- Construir el Índice de la Calidad de Agua (ICA's) en el área de estudio en base a la metodología de Martínez de Buscarán.
- 3.- Determinar la concentración de COP's en las interfases agua, plancton e hígado de *Chirostoma chapalae*.
- 4.- Evaluar el daño genético en células hepáticas de *Chirostoma chapalae* por medio de la Prueba Cometa Alcalina
- 5.- Aplicar técnicas estadísticas descriptivas y de resumen de la información, así como evaluar la posible relación entre las variables medidas.

3. JUSTIFICACIÓN

Los COP's son un grupo de sustancias con actividad genotóxica, frecuentemente encontrados como contaminantes en diversos cuerpos de agua incluyendo el Lago de Chapala. Arévalo, (2004) reporta concentraciones mínimas de DDT, HCH, lindano, clordano, metoxicloro, toxafeno, eldrín, y dieldrín, haciendo referencia que dichos compuestos son arrastrados durante la temporada de lluvias hacia el embalse. De manera similar Martínez (1994) referencia un uso extensivo de estos agroquímicos en Jalisco y estados vecinos, haciendo énfasis en el riesgo de exposición a plaguicidas a través de los cuerpos de agua dulce tal como lo reportó Jiménez (2001). Estos investigadores también mencionan que la concentración de COP's esta determinada por la cercanía de este lago a los centros urbanos, los cuales actúan como fuentes generadoras de estos contaminantes. Los COP's pueden bioacumularse en los tejidos animales, particularmente en el hígado, donde podrían ocasionar daño genético y cáncer. Además, se sabe que la bioacumulación es mayor en animales que se encuentran al final de la cadena trófica. A la fecha no existen reportes sobre la relación: bioacumulación-daño genético en hígado de organismos que habitan en cuerpos de agua contaminados con COP's y particularmente en el Lago de Chapala. Este tipo de estudios contribuiría a determinar la peligrosidad genética de tóxicos presentes en la laguna de Chapala. Así mismo el conocer la calidad de agua representará un factor determinante para la toma de decisiones respecto a su uso.

4. MARCO TEORICO

Lago de Chapala

El Lago de Chapala se encuentra ubicado en la parte sur de la Altiplanicie Mexicana, en lo que se denomina la Mesa Central. Tiene una longitud máxima de 82.18 km., una anchura promedio de 18.8 km., y una extensión aproximada de 1740.08 Km² es el lago más grande de la República Mexicana, el tercero en tamaño en América Latina y el segundo en altura en América, después del Titicaca (IDEA, Instituto de derecho ambiental A.C., 2007).

El lago se encuentra situado en los Estados de Jalisco y Michoacán; funge como vaso regulador de la Cuenca Lerma-Santiago, que abarca aproximadamente 129,263 Km² en los Estados de Querétaro, Estado de México, Guanajuato, Michoacán, Aguascalientes, Jalisco y Nayarit. El Río Lerma es su principal abastecedor, vertiendo un promedio anual de 32.8 m³/seg., lo que equivale a más del 50% de la capacidad del lago. (Bogar, 2006).

Existen estudios realizados en el lago de Chapala y su cuenca de influencia, debido a su importancia y dadas las magnitudes morfológicas y de aprovechamiento que presenta el lago, siendo los más numerosos aquellos relacionados a los aspectos de ictiología y pesquerías, calidad del agua y contaminación, así como del manejo institucional de los recursos geomorfológicos, hídricos y biológicos.

El abordaje geomorfológico de la zona del lago se inicio con los trabajos de Godínez (1961), realizando los primeros estudios geológicos de la cuenca propia del lago. Clements (1963) analiza las condiciones del lago durante el pleistoceno. Bustamante *et al.*, (1971) realizan el estudio fotográfico y batimétrico, el origen y la dinámica geomorfológica es descrito por Estrada (1983) y por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática de México, INEGI (1984) en el cual además de datos geológicos, geográficos y biológicos se incluyen datos socioeconómicos de la región. Posteriormente se realiza el estudio de desarrollo geológico e histórico por Arredondo *et al.*, (1987) los cuales abordan aspectos de morfometría y composición biológica.

Urrutia *et al.*, (1994) realizan estudios paleomagnéticos en el lago, a fin de conocer sus implicaciones en la tectónica del centro del país. Rosas *et al.*, (1998) analizan la tectónica presente en la secuencia volcánico-sedimentaria existente en el lago de Chapala. Pacheco *et al.*, (1999a y 1999b) presentan las dinámicas tectónicas desarrolladas durante un movimiento sísmico en la zona de mayor número de lagos del estado, incluyendo el llamado triángulo de Michoacán. Israde *et al.*, (1999) aborda en su descripción de la evolución geológica de la cuenca del lago de Cuitzeo las influencias que a la cuenca del lago de Chapala se presentan.

Los aspectos relacionados a la hidrología y climatología de la zona cuentan con menos trabajos realizados: Cravioto (1970) realiza un levantamiento topográfico y un análisis del funcionamiento hidrológico del lago. Chávez (1973) presenta datos hidrobiológicos del lago de Chapala. IPESA (1976) empresa de consultoría, realiza un análisis del régimen de caudales para el lago de Chapala, donde incluye las áreas de influencia correspondientes al estado de Jalisco y Michoacán. La SARH (1981) realiza un levantamiento hidrográfico del lago. Limón *et al.*, (1982) estudia el mezclado del lago usando marcadores isotópicos. Simons (1984) aplica diversos modelos hidrodinámicos en el lago de Chapala. Garduño (1985) realiza un estudio del balance de agua en el lago.

Escotto (1986) presenta los valores climatológicos de diversas estaciones de monitoreo ubicadas en la cuenca. Guzmán, (1990a) describe manantiales dentro del lago de Chapala. Filonov *et al.*, (1998) analizan las características hidrometeorológicas del Lago de Chapala mediante análisis espectral para periodos de días y décadas. De Anda *et al.*, (1998) proponen un balance hidrológico del Lago.

Los aspectos biológicos del lago de Chapala cuentan con un mayor número de trabajos realizados: Jordan (1880 y 1900), realiza los primeros trabajos de identificación de peces en el lago de Chapala, como el estudio descriptivo del “pecado blanco” *Chirostoma spp.* Meek (1902) realiza un inventario de peces en el país, incluyendo Chapala. Regan (1906) en su obra clásica de peces, menciona especies de la zona.

Jordan *et al.*, (1919) realizan una revisión de la familia del “pescado blanco” (Atherinidae). Creaser *et al.*, (1922), llevaron a cabo investigaciones sobre las lampreas. Cuesta (1925) aborda el estudio de la fauna ictiológica y malacológica comestible del lago. Hubbs *et al.*, (1939) estudian los peces llamados “mojarritas” (Godeidae). De Buen (1946) describe una nueva especie de pez el *Haustor ochoterenai*. Álvarez del Villar (1970) desarrolla las claves de identificación más completas de México, en las que incluye a las especies de peces presentes en el lago. Barbour (1973) caracteriza filogenéticamente a la familia Atherinidae, el cual es el más abundante y de mayor importancia económica del lago. Rosas (1976) hace una descripción de la ictiofauna que se comercializa en el lago.

Barbour *et al.*, (1978) estudian el género *Algansea*, perteneciente a los ciprinidos llamados localmente “popocha” y “sardina”, aumentando el número de especies conocidas y determinando aspectos ecológicos de dichas especies. Chernoff *et al.*, (1981) estudian la distribución y sistemática del género *Notropis*, un ciprinido presente en los cuerpos de agua del centro-occidente de México, incluyendo el lago de Chapala. Estrada *et al.*, (1983) aportan información sobre la flora y fauna del lago. Escalante *et al.*, (1984) caracterizan las especies exóticas de peces en los lagos mexicanos.

Scott *et al.*, (1984) describe al “pato mexicano” *Anas platyrhynchos diazi* presente en el lago. Aguilar (1985) Realiza el estudio parasitario del “pescado blanco” *Chirostoma ocotlanae*. Ramos *et al.*, (1985) desarrollan una sinopsis de *Chirostoma lucius Boulenger* en la zona del lago perteneciente a Michoacán. Arredondo *et al.*, (1986) analizan la situación taxonómica de las especies de peces de la tribu tilapini (*Pisces: Cichlidae*). Altamirano *et al.*, (1988) estudia la ficoflora del lago. Aceves (1989) estudia la ecología y biología de *Chirostoma spp.*

Guzmán *et al.*, (1989a) realizan un estudio del ciclo reproductor de *Chirostoma spp.* determinando su estado actual de distribución y explotación en el lago. Guzmán *et al.*, (1989b) determinan los patrones de anidación de la “tilapia aurea” *Oreochromis aureus*. Pum *et al.*, (1989) describen una descripción de las microalgas del lago. Macías *et al.*, (1990) señala la presencia de la serpiente acuática *Thamnophis*

melanogaster en el lago. Espinosa *et al.*, (1993) elabora un listado de la fauna de México, donde incluye los peces del lago.

González (1992 y 1994) describe y compara la flora ficológica de la zona. Lyons *et al.*, (1994) determinan la distribución y abundancia de la lamprea del subgénero *Tetrapleurodon*. Reyes *et al.*, (1994) elaboran un seguimiento del fitoplancton del lago durante 1989 a 1991. Lyons *et al.*, (1995 y 2000) desarrollan un índice de integridad biótica basado en la ictiología del lago. Lyons *et al.*, (1996) establecen variaciones morfológicas de las lampreas mexicanas. Cochran *et al.*, (1996) realizan estudios de las lampreas *Lampetra spadicea* y *Lampetra géminis* (Agnatha: Petromyzontidae).

Juárez *et al.*, (1997) realizan un seguimiento anual del zooplancton. Barba *et al.*, (1997) actualiza el inventario de aves y vegetación.

Según un informe publicado por la Universidad de Guadalajara titulado “Jalisco a tiempo”, la contaminación de las diferentes regiones hidrológicas de Jalisco así como de la Cuenca Río Lerma-Santiago, varía según las actividades que se realicen en sus áreas de influencia, siendo las fuentes más comunes las descargas de aguas negras, las industriales y los escurrimientos que contienen residuos orgánicos ó agroquímicos de actividades agropecuarias. De acuerdo a los resultados del foro Mexicano de la Sociedad Civil sobre Medio Ambiente y Desarrollo, la cuenca Río Lerma-Santiago, a su paso en el Norte del Estado de Michoacán, presenta extremos niveles de contaminación por desechos industriales, aguas negras y basura. En la Piedad, Gto., el problema se agrava por la cercanía al lecho del río de importantes granjas porcinas que tiran al agua los excrementos de casi un millón de animales y aunado a lo anterior, la Zona Metropolitana de Guadalajara, integrada por los Municipios de Guadalajara, Zapopan, Tlaquepaque y Tonalá, se abastecen de agua mediante dos tipos de fuentes: el acuífero de los Colomos y del Lago de Chapala en un 30 y 70%, respectivamente, mucho se ha escrito y hablado sobre los problemas de contaminación del Lago de Chapala, programas institucionales con toda suntuosidad se han anunciado y presupuestado, pero lo cierto es que los problemas de contaminación del Lago siguen en aumento y en el mejor de los casos conservan su misma situación; en consecuencia el Lago de Chapala “sigue muriendo”. Como

resultado de la problemática, el Lago de Chapala presenta un alto grado de degradación por la presencia de metales pesados en sus aguas lo que ocasiona graves enfermedades en su población piscícola, extracción de agua y serios niveles de azolvamiento, aunado a la gran cantidad de nutrientes que generan la sobrepoblación del lirio acuático y con ello el desequilibrio en el Lago de Chapala. (Dávalos-Lind L. 1996; Ford T. and Ryan D.1995; Y. Shine P. et al 2000).

Se han desarrollado trabajos con un abordaje espacio-temporal muy diverso, Limón *et al.*, (1985) presenta un seguimiento de la calidad el agua de los últimos 10 años. Pérez, (1987) determina metales pesados en sedimentos del lago. Dávalos *et al.*, (1989) analizan los factores que limitan el crecimiento del fitoplancton. Limón *et al.*, (1989) analizan variaciones térmicas y químicas en el lago.

Guzmán *et al.*, (1990) evalúan la problemática de la contaminación del agua en el estado de Jalisco, incluyendo al lago. Lind *et al.*, (1991) analizan la asociación entre parámetros de contaminación y su influencia en el crecimiento algal del lago. Lind *et al.*, (1992) establecen mecanismos de regulación del crecimiento del fitoplancton debido a la turbiedad del lago. Ford *et al.*, (1992) evalúa metales pesados en agua, sedimento y organismos del lago. Lind *et al.*, (1994) analizan las interacciones entre condiciones contaminantes y las pesquerías del lago. Curiel (1995), describe la calidad del agua de los lagos de Jalisco. Dávalos *et al.*, (1996) determinan el efecto de contaminantes en el fitoplancton y bacterioplancton.

Los problemas de contaminación del Lago, no sólo se han tratado de resolver desde la perspectiva técnica, sino que también desde la perspectiva jurídica y social, pero las acciones gubernamentales para enfrentar tan compleja problemática han tenido inconformidades por parte de los grupos ambientalistas y pobladores de la ribera del Lago de Chapala. Entre los datos más significativos, se encuentra la Denuncia Popular interpuesta en Mayo 16 de 1994, en contra de la Comisión Nacional del Agua y del Gobernador Sustituto en aquel entonces en el Estado de Jalisco, por la aplicación de plaguicidas en el denominado: “Programa para el control del lirio acuático en el lago de Chapala”, denuncia que nunca fue resuelta jurídicamente de acuerdo al procedimiento administrativo y de facto, por presiones de la ciudadanía se

paró (Comisión para la cooperación ambiental del tratado de libre comercio para América del Norte, 2007; A14/SEM/97-007/01/SUB).

Los problemas de conservación del Lago de Chapala tienen resonancia nacional, estatal y regional. Dada la naturaleza del problema, consideramos importante el monitorear principalmente los eslabones de las cadenas alimenticias, los parámetros genéticos y ambientales que tienen relación con los bioelementos de este estudio.

Plancton

El plancton en conjunto son organismos principalmente microscópicos, que flotan en aguas saladas o dulces, más abundantes hasta los 200 metros de profundidad aproximadamente. Se distingue del necton, palabra que denomina a todos los nadadores activos y del neuston, los que viven en la interfase o límite con el aire, es decir, en la superficie. Plancton (organismos que viven en suspensión en el agua), bentos (del fondo de ecosistemas acuáticos) y edafón (de la comunidad que habita los suelos), son los primeros organismos que forman la principal dieta dentro de la cadena alimenticia en los diferentes cuerpos de agua, así como por ejemplo el fitoplancton es el alimento de zooplancton.

Ortiz et al, (1982) exponen los resultados de un estudio de plancton en el lago de Chapala. Se encontraron 83 organismos diferentes, de los cuales 55 corresponden al fitoplancton y 28 al zooplancton, muestra la identificación taxonómica de los especímenes y se observa que 21 han sido identificados a nivel de especie. La distribución del fitoplancton y zooplancton es casi homogénea en todo el lago; la variación temporal del zooplancton está relacionada con las épocas de lluvia y estiaje presentándose las crestas en los meses de agosto a septiembre. La población máxima de fitoplancton se presenta de noviembre a febrero y coincide con disminución de temperatura; mayor ingreso de agua y descenso de la concentración de nitratos. Basándose en el predominio de las clorofíceas, de los rotíferos, copépodos y de *C. hirudinella*, se puede decir que el lago de Chapala está en proceso de eutrofización.

Existen estudios limnológicos más recientes en México, son numerosos y abordan aspectos diversos de florística, taxonomía y ecología (Ortega, 1987; Novelo-Maldonado 1998), las investigaciones biológicas del Lago de Chapala aun las de

carácter general son escasas (Guzmán-Arroyo, 1995) y aún más escasas aquellas que tienen particularidades de plancton (Mora-Navarro y Castro, 1999), por lo tanto es importante señalar que el fitoplancton es el primer eslabón en la cadena trófica, productor de oxígeno, depurador de sustancias contaminantes y bioindicador (González – González, 1992; 1994); Se han identificado 116 especies en 56 géneros y 28 familias (Mora-Navarro, 2006).

Chirostoma Chapalae:

La coexistencia de especies congénicas en ecosistemas acuáticos estables ha constituido, desde hace muchos años, un atrayente objeto de estudio. En particular la detección de diferencias interespecífica entre especies aporta un esclarecimiento en la comprensión de la historia evolutiva de las comunidades animales.

El Lago de Chapala constituye un claro ejemplo de lo expuesto anteriormente, al presentar una ictiofauna caracterizada por familias endémicas, en las cuales, algunos de sus géneros, están representados por más de diez especies (Atherinidae, Goodidae y Cyprinidae), existen tres especies del Género *Chirostoma* (*Ch. consocium*, *Ch. ocotlanae* y *Ch. Chapalae*), único género de la Familia Atherinidae que se encuentra en el Lago. (Barbour, C. 2003., Arregui, F. 2009).

Existen tres especies del Género *Chirostoma*, presentan diferencias importantes en relación a variables de marcado carácter funcional, confiriéndoles singulares adaptaciones al medio en el que se localizan. Dicha separación morfofuncional puede haber sido un mecanismo desarrollado con el fin de reducir los fenómenos de competencia interespecífica, generando ventajas selectivas, de una especie respecto a otras, en la explotación de recursos (Keast, A. y Webbs, D. 2006; Barbour, C. 2003; Werner, E. y Hall, 2000; Van Oijen, 1992).

El *Chirostoma chapalae*, se diferencia de las otras dos especies de *Ch. consocium* y *Ch. ocotlanae*, por presentar una elevada agilidad en sus movimientos y muy hábil en sus maniobras, debido a que posee un cuerpo bastante fusiforme, unido a sus aletas pectorales que poseen una gran longitud. Además, esta especie, presenta de forma significativa una posición retrasada de la primera aleta dorsal y aleta anal respecto a la región cefálica, así como una base de esta última aleta, mucho mayor. Este

conjunto de caracteres, junto a la disposición cefálica de sus ojos, posición dorso-terminal de la boca y su peculiar dentición, definen a *Ch. chapalae*, como una especie de gran capacidad de equilibrio y estabilidad, con las características necesarias para desenvolverse en una forma de vida muy superficial, especialmente adaptada a una alimentación de tipo planctónico (Rodríguez G., 1983).

Es importante indicar que estas características mencionadas del *Chirostoma chapalae* hacen que esta especie sea un digno ejemplar de estudio y con ello se establezca como un biomonitor, para controlar la salud del ambiente y/o ecosistema del Lago. Esta especie puede ser controlada por los cambios bioquímicos, fisiológicos o de comportamiento que logran indicar un problema dentro de su ecosistema, nos puede decir acerca de los efectos acumulativos de los contaminantes distintos en el ecosistema y sobre el tiempo que un problema puede haber estado presente, que las pruebas físicas y químicas no pueden. El *Chirostoma chapalae* es una especie endémica. (Mora-Navarro, 2006).

Calidad del agua

La calidad del agua se refiere a la composición del agua en la medida en que está es afectada por la concentración de sustancias producidas por procesos naturales y actividades humanas. Como tal, es un término neutral que no puede ser clasificado como bueno o malo sin hacer referencia al uso para el cual el agua es destinada, tanto los criterios como los estándares y objetivos de calidad de agua variarán dependiendo de si se trata de agua para consumo humano (agua potable), para uso agrícola o industrial, para recreación, para mantener la calidad ambiental, etc.

Los límites tolerables de las diversas sustancias contenidas en el agua son normadas por la Organización Mundial de la Salud (O.M.S.), la Organización Panamericana de la Salud (O.P.S.), y por los gobiernos nacionales (NOM; México), pudiendo variar ligeramente de uno a otro.

Por lo tanto, hablar de calidad del agua siempre conlleva a integrar el factor utilización para una correcta ponderación de la expresión, dado que sus características de composición pueden indicar que son aptas para unos usos determinados y excluyentes para otros.

Una definición de la contaminación del agua dice que el medio acuático está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directa o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todas o algunas de las utilizaciones para las que podría servir en su estado natural (Ministerio de Medioambiente, 2000).

En la determinación de la disponibilidad del agua en un país, no solamente es necesario saber que cantidad de agua está a nuestro alcance en las diferentes fases del ciclo hidrológico, además, deben conocerse las características físico - químicas y bacteriológicas para estar en condiciones de darle uso en diferentes actividades productivas y como agua potable en el abastecimiento a poblaciones (Margalef, 1991).

Los criterios y normas de calidad del agua pueden definirse como los niveles o concentraciones que deben respetarse para un uso determinado. Existen diversos usos que pueden darse al agua, pero aquellos que involucran criterios de calidad del agua son principalmente los siguientes: abastecimiento para sistemas de agua potable e industrias alimenticias, usos recreativos, conservación de la flora y fauna, uso agrícola e industrial, acuicultura y riego. El manejo de la calidad del agua se mejora con la aplicación de normas de calidad para cuerpos receptores y descargas de aguas residuales.

Principales indicadores de calidad del agua.

La manera de estimar la calidad del agua consiste en la definición de índices o ratios de las medidas de ciertos parámetros físicos, químicos o biológicos en la situación real y en otra situación que se considere admisible o descable y que viene definida por ciertos estándares o criterios.

Tabla 1. Parámetros para evaluar la calidad del agua. Fuentes: (Ministerio de Medioambiente, 2000); *NOM-117-SSA1-1994*.

FÍSICOS	QUÍMICOS	BIOLÓGICOS
<p>pH, Conductividad Oxígeno disuelto Coliformes Totales Cloruros Temperatura Dureza Total Sólidos Disueltos Totales Sulfatos Nitratos Nitritos Color Real Turbiedad Salinidad</p>	<p>Sustancias presentes naturalmente y vertidas artificialmente.</p> <p>Sustancias y Caracteres. Estables, Inestables y ligeramente estables.</p> <p>Sustancias presentes habitualmente en cantidades grandes (iones más importantes, oxígeno disuelto, etc., y algunos contaminantes, como detergentes y derivados del petróleo) y sustancias presentes en cantidades pequeñas.</p>	<p><i>Giardia lamblia</i></p> <p><i>Legionella</i></p> <p>Coliformes totales (incluye coliformes fecales y <i>E. coli</i>)</p> <p>Virus (entéricos).</p>

Últimamente se utilizan los llamados índices bióticos, que se construyen en función de la presencia de ciertas especies (taxones, más generalmente), que se comportan como indicadores de los niveles de contaminación, y las variaciones de la estructura de la comunidad biótica ocasionadas por la alteración del medio acuático (Ministerio de Medioambiente, 2000).

La selección de los parámetros se puede determinar en función de los usos del agua, siendo los más comunes el uso doméstico, industrial, riego, recreo y vida acuática, variando el número y tipo de parámetros ya que las exigencias de calidad son diferentes.

Los estándares constituyen un punto de referencia para determinar la calidad del agua, y sufre de frecuentes revisiones a medida que se avanza en el estudio de las consecuencias de la contaminación y son, en todo caso, independientes del propio medio que se pretende estudiar, lo que lleva a pensar en la conveniencia de establecer estándares diferentes para contextos territoriales distintos. Por tales motivos existen diferentes estándares de calidad que cada país, región o comunidad adopta según sus criterios de seguridad establecidos.

En México las especificaciones de contaminantes y de calidad se señalan en los “*Criterios Ecológicos de Calidad del Agua CCA-001-89*” y las norma oficial mexicana “*NOM-127-SSA1-1994 “Salud Ambiental, Agua Para Uso y Consumo Humano-límites Permisibles de Calidad y Tratamiento a que debe Someterse el Agua para su Potabilización”*”, las cuales presentan gran similitud con los principales lineamientos que en esta materia existen en diversos países tanto de América como de Europa.

El agua de los lagos puede recibir diversos agentes contaminantes, en función de múltiples fuentes generadoras, tanto de actividades antrópicas como naturales que se pueden presentar en la cuenca propia del lago, en la tabla 1, se enumeran algunos de los primordiales contaminantes microbiológicos.

Químicos mutagénicos

Los mutágenos químicos ocasionan inestabilidad general que produce cambios químicos en el ADN; cambian químicamente las bases y causan errores de apareamiento. Existen diferentes tipos de mutágenos químicos: los agentes alquilantes son un grupo de sustancias químicas que alquilan (por ejemplo metilan o etilan) las bases de los ácidos nucleídos. Todos los nitrógenos y oxígenos de las bases pueden ser alquilado y la alquilación conduce a diferentes productos (Wiley, 1990); algunos ejemplos de agentes alquilantes son: fosfamida, melfalán, thiotepa, clorambucil, bisulfán (Kirkland, 1993). Se ha demostrado que el daño al ADN producido en hojas de tabaco por algunos agentes alquilantes no puede ser reparado y persiste por más de cuatro semanas (Gichner et al., 2000). Otro tipo de mutágenos químicos son los análogos de base como 6 mercaptopurina, arabinosa c (Zúñiga et al., 1998), clastógenos como ciclofosfamida (Kirkland, 1993) y colchicina (Zúñiga et al., 1998), anauplodógenos (Asano et al., 1989), etc.; estas sustancias ocasionan diversas alteraciones como rompimientos cromosómicos, aneuploidías, inserciones equivocadas por similitud con las bases, etc. (Lewin, 2000). Otros mutágenos químicos son: gas mostaza, etil metano sulfonato (fig.1), fenol, formaldehído 5 bromouracilo, methotrexate, hexano y otras sustancias químicas (Heddle et al., 1978; Scott et al., 1991; Egali et al., 2000). Los mutágenos químicos pueden encontrarse

también como componentes de la dieta, carcinógenos industriales y desechos tóxicos (Guizar, 1994), el furano, solvente de resinas y lacas, componente del smog y cigarrillos (Wilson, 1992), así como los insecticidas (Herrera, 1992) y pesticidas (Antonucci y Syllós, 2000; Garaj Vrvac y Zeljezic, 2000).

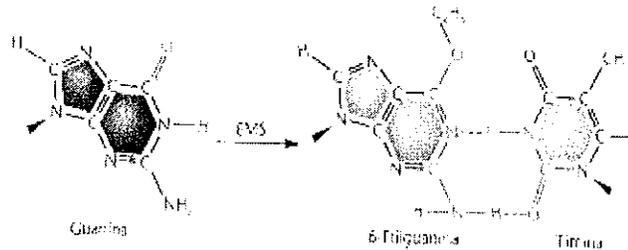


Figura 1. Acción del etilmetano sulfonato (EMS) sobre la guanina. La alquilación oxidativa de este compuesto convierte a la guanina en 6 etil guanina. Fuente: (Cortinas, 2002).

Algunos mutágenos son análogos de bases con propiedades de apareamiento ambiguas (como el bromouracilo) y su acción mutagénica resulta de su incorporación al ADN en lugar de una de las bases regulares produciendo futuras rupturas en la hebra de ADN. La creación de sitiosapurínicos o apirimidínicos por eliminación de las bases correspondientes es otro tipo de lesión producidas tanto por radiación como por mutágenos químicos como el óxido de propileno (Murray et al., 1992; Ríos Blanco et al., 2000; Arevalo. A., 2005).

Las hormonas también ocasionan daño genotóxico, se sabe que la terapia con estrógenos para controlar los síntomas menopáusicos incrementa el riesgo de cáncer de endometrio (Bali et al., 1990; Nagae et al., 1991; Lang y Reimann, 1993; Dhillon et al., 1995).

Plaguicidas

Los plaguicidas, también llamados agroquímicos, son sustancias químicas destinadas a matar, repeler, atraer, regular o interrumpir el crecimiento de seres vivos considerados como plagas, éstas afectan a las plantaciones agrícolas. La mayoría de estas sustancias son fabricadas por el hombre, por eso son llamados también plaguicidas sintéticos. La producción de estas sustancias surge a partir de la Segunda Guerra Mundial, donde los países industrializados inician la fabricación de

plaguicidas con carácter comercial con el fin de aumentar la producción agrícola. Con el incremento de la contaminación por pesticidas aumentó la necesidad de la población por conocer los efectos causados por dichas sustancias (Carrillo y Velez, 1996).

El Convenio de Estocolmo sobre contaminantes orgánicos persistentes, incluye a los pesticidas organoclorados (COP's). Estos pesticidas se bioacumulan en los tejidos lipídicos y se biomagnifican a través de la cadena alimenticia, lo cual implica un riesgo para la salud humana. Además son ubicuos, persistentes y viajar grandes distancias. Todas estas propiedades los hacen muy peligrosos. El Convenio de Estocolmo se centra en los contaminantes orgánicos persistentes (COPs) considerados más peligrosos y denominados "la docena sucia" De ellos, ocho son utilizados como plaguicidas: aldrín, clordano, DDT, dieldrín, endrín, heptacloro, mirex y toxafeno. Dos son productos químicos de aplicación industrial: bifenilos policlorados (más conocidos como PCBs) y hexaclorobenceno (que también es usado como plaguicida) y dos son subproductos no deseados: dioxinas y furanos. Los plaguicidas organoclorados son considerados disruptores endocrino. La mayoría de los estudios para detectar concentraciones de riesgo en seres humanos se ha realizado principalmente en países altamente desarrollados (Uresti-Marín, R. M. *et al.*, (2008).

Existe un grupo muy numeroso de plaguicidas recientemente en uso, con un rango muy extenso de propiedades químicas pertenecientes a una gran variedad de clases químicas. Los plaguicidas se pueden clasificar de muchas formas diferentes: De acuerdo a la plaga que atacan, a la estructura química del compuesto activo utilizado, de acuerdo al modo de acción, y de acuerdo al grado o tipo de amenaza a la salud que esté involucrada.

Los efectos no deseados causados por los plaguicidas se pueden agrupar en 4 categorías de acuerdo a Navarro *et al.* (1996) tabla 2.

Tabla 2. Efectos causados por los plaguicidas. Fuente: (Navarro *et al.*, 1996)

Tipo de efecto	Ejemplo
Falta de cuidados y accidentes.	Muerte de peces debido a derrames accidentales. Reuso de embases como reservorios de agua para uso domestico.
Alteracion a la vida salvaje.	Uso indiscriminado de plaguicidas principalmente en cultivos de arroz o y tratamientos de semillas
Daño causado por plaguicidas.	Acumulacion en tejidos grasos de organismos y contaminación de sistemas de aguas subterráneas
Efectos indirectos.	Alteracion del ambiente debido a los tratamientos fitosanitarios. Eliminacion de malesas acuaticas y consecuentemente la eutroficacion de agua y afectación a la vida acuatica. el equivalente terrestre se relaciona con la eliminación de maleza lo cual afecta severamente la vida silvestre.

El riesgo potencial relacionado cuando los plaguicidas se incorporan en el ambiente depende de muchos factores: las propiedades toxicas del compuesto, la cantidad aplicada, el tipo de formulación, el método y el tiempo de la aplicación siendo específicamente relevante su movilidad y persistencia en el ambiente

Compuestos orgánicos persistentes COP's

Características generales;

- 1.- Todos tienen cloro.
- 2.- Pueden pertenecer a diversos grupos.
- 3.- Son estables a la luz, humedad, aire y calor.
- 4.- Presentan baja polaridad.

Los plaguicidas son ampliamente utilizados en todo el mundo a pesar del daño ecológico que muchos han provocado debido a su baja tasa de biodegradabilidad (DDT, aldrín, dieldrín). Muchos de estos compuestos están prohibidos pero algunos otros continúan utilizándose. se presentan varios tipos de plaguicidas así como los más empleados.

De acuerdo con Martínez (1994) en México los principales plaguicidas órgano clorados que contaminan las aguas subterráneas y superficiales son: DDT, HCH, lindano, clordano, heptacloro, metoxicloro, toxafeno, endrín, aldrín y dieldrín por su persistencia en el medio. Todos pasan al suelo de donde pueden ser lixiviados al sistema acuífero.

Particularmente en México se han detectaron plaguicidas órgano clorados en aguas de riego en el Valle de Mexicali (Carrillo y Vélez, 1996), así como varios tipos de plaguicidas en granjas camaroneras del centro de Sinaloa y el Puerto de San Blas, Nayarit (Ramírez et al., 1996). Otros plaguicidas órgano clorados se han reportado en leche materna en algunas zonas cercanas a Veracruz (Waliszewski et al., 1996).

Estas sustancias son altamente estables, pueden durar años o décadas antes de que desaparezcan. Circulan en forma global a través de un proceso conocido como "efecto saltamontes" (figura 2):

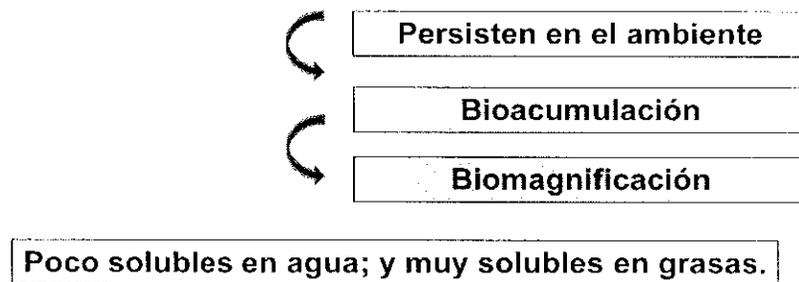


Figura No 2. Efecto saltamontes de los COP's en los seres vivos y ambiente. Leyendas en pie de figuras. Fuente: Propia.

Los COP's liberados en una parte del mundo pueden, por evaporación, ser transportados a regiones lejanas (Semarnap, gob.mx, 2002). Son absorbidos por tejidos grasos de los animales (Borga et al., 1996; Pietrapiana et al., 2002; Zhou et al., 1999) donde las concentraciones pueden llegar a ser hasta de 70 mil veces superiores que los niveles ambientales (proceso llamado bioacumulación) (Guillette, et al, 1996) y según el nivel trófico que ocupan dentro de una cadena alimenticia, acumulan mayores cantidades de estos químicos (Sun et al., 2002; Lippman, 1999; Zhou et al., 1999). Se pueden encontrar en personas y animales que viven en regiones como el Ártico, lejos de cualquier fuente importante de contaminación (Corsolini et al., 1995). Algunos COP'S tienen, aún en cantidades muy pequeñas, actividad estrogénica antagonista o agonista e intervienen con el sistema endocrino, lo cual afecta la reproducción (Dunier, 1994; Guillette et al., 2001; Guillette, et al, 1996; Guillette, et al, 2001; Lombardi, 1998).

Recientemente investigadores de la Universidad de Guadalajara (Gaceta Universitaria, 2002) detectaron residuos de plaguicidas órgano clorados en leche

consumida en el área de zona metropolitana de Guadalajara. Tales niveles fueron mayores a los recomendadas por la OMS lo cual, representa un riesgo potencial a la salud por la exposición de estas sustancias.

En nuestro país las normas de control del uso de los agroquímicos son poco respetadas. La comisión intersecretarial para el control del proceso y uso de plaguicidas, fertilizantes y sustancias tóxicas (Cicoplafest) se limita a controlar y normalizar la comercialización de estos productos con la finalidad de evitar su aplicación indiscriminada (Jiménez, 2001).

Jalisco ocupa el tercer lugar en cuanto al uso de agroquímicos no recomendados y los estados vecinos también utilizan estas sustancias e incluso aquellas prohibidas en nuestro país y otros países. Algunas investigaciones demostraron la alta contaminación en cuerpos de agua por pesticidas y metales pesados que provienen de la industria (Dunier, 1994; Guillette, 1996; Sun et al., 2002), por lo tanto, el riesgo de exposición a mezclas de varios plaguicidas a través de los cuerpos de agua dulce es muy grande (Jiménez, 2001; Martínez, 1994). Los monitoreos ambientales para evaluar la calidad de agua en México se hacen con normas internacionales por parte de Comisión Nacional del Agua (CNA) pero estos no contemplan el análisis de pesticidas y agroquímicos de forma periódica y directa (Gaceta Universitaria, 2002), por ello, no son detectados y se desconocen las concentraciones de COP'S y su genotoxicidad en los organismos expuestos, por ejemplo, peces y aves que habitan el Lago de Chapala. Este lago proporciona pescado fresco para los poblados de la ribera, pese al grave problema de contaminación debido a descargas urbanas-industriales de los parques industriales de Santiago Tianguistenco, Lerma-Toluca, así como las aguas residuales urbanas de las poblaciones de Toluca, Lerma, Atlacomulco y otras del estado de México (Conabio.com 2002).

Torres (1991) y Zhou et al. (1999) demostraron que la bioacumulación de compuestos organo clorados en los tejidos de peces está relacionada con su forma de alimentación. Los COP'S por su naturaleza hidrofóbica se acumulan en la superficie, por lo que los organismos de alimentación superficial presentan una mayor exposición. Sun et al. (2002) reportaron un aumento en la concentración de COP'S en el agua en época de sequía, que disminuye en época de lluvias. Borga y

colaboradores (2001) reportaron biomagnificación ascendente de compuestos orgánicos persistentes clorados a través de una cadena alimenticia con la más alta contaminación por DDT y PCB'S. Guruge y et al. (2001) reportan la existencia de un patrón diferencial de acumulación de COP'S en 8 especies de albatros estudiadas, relacionada con su forma de alimentación, migración y edad y señalan que la bioacumulación de PCB'S en tejido graso subcutáneo fue mayor en aves maduras en la región sureste del Pacífico. Karlson et al. (2000) reportaron una concentración de PCB'S de 3 a 5 veces mayor en tejido hepático que en músculo en mamíferos marinos, en los polluelos de gaviota de pico negro del Golfo de Finlandia, más una visible degeneración del hígado y otros órganos asociada con su alta mortalidad durante 1991-1993.

En aguas del Lago de Chapala habita el pez *Chirostoma chapalae* de alimentación superficial, encontrado en aguas poco profundas, lodosas y ricas en vegetación en aguas lacustre. Se desconoce si la bioacumulación por COP'S, representa un riesgo para el ADN y con ello se propicie el desarrollo de cáncer en los organismos que participan en la cadena trófica.

Tabla 3. Vida media en el ambiente de los compuestos orgánicos persistentes (COP's). Fuente: (Bejarano, 2002).

Sustancia	Vida media en el ambiente			
	Aire	Agua	Suelo	Sedimento
DDT	2 días	1 año	15 años	Se bioacumulan en la cadena trófica, no biodegradable
Aldrin	9.1 horas	590 días	5 años	
Dieldrin	40.5 horas	2 años	2 años	
Endrin	1.45	112 días	12 años	
Clordano	51.7 horas	4 años	1 año	
Heptacloro		1 día	120-240 días	
Mirex		10 horas	600 años	600 años
Toxafeno	5 días	20 años	10 años	

La siguiente tabla 4 están contemplados la totalidad de los paguicidas organicos persistentes así como sus propiedades tóxicas.

Tabla 4. Compuestos orgánicos persistentes y su toxicidad. Fuente: (EPA, 2000).

PLAGUICIDAS	PROPIEDADES
Aldrín y dieldrín	Son los nombres técnicos de dos compuestos estructuralmente similares que se usaron como insecticidas. no están naturalmente en el ambiente, son polvos blancos, se evaporan lentamente al aire, huelen levemente a sustancia química, se encuentran en el suelo, el agua o en viviendas donde se usaron estos compuestos para matar termitas, en plantas y en animales que se encuentran cerca de sitios de desechos peligrosos. Se usaron extensamente en cosechas tales como maíz y algodón, son moderadamente tóxicos, producen cáncer y problemas de inmunológicos.
Lindano	Está permitida la importación y uso del producto químico para la investigación o propósitos de laboratorio en cantidades menores de 10 kg. Su principio activo es el yacutin y fue usado para combatir la escabiosis, es moderadamente tóxico y peligroso para los seres humanos, es bastante persistente en el medio ambiente, Las patologías son: náusea, inquietud, dolor de cabeza, vómito, temblor, ataxia, convulsiones tónico-clónicas. representar un peligro tóxico para las especies acuáticas y terrestres. Puede entrar en la cadena alimentaria y dar lugar a bioacumulación y biomagnificación, específicamente para los peces.
Clordano	Es un plaguicida altamente tóxico para los humanos y para los animales, es persistente y bioacumulativo en el medio ambiente, con potenciales efectos adversos para el hombre y para el medio ambiente por la continua exposición a largo plazo a través del agua, alimentos y otras fuentes. De particular preocupación es su demostrada respuesta carcinogénica en roedores de laboratorio y su potencial impacto para la salud humana por la difundida contaminación medioambiental en la cadena alimentaria. Es altamente tóxico para los organismos acuáticos, por la continua exposición a largo plazo a través del agua, alimentos y otras fuentes.
DDT (Dicloro-difenil-tricloroetano)	Es incoloro y cristalino. Es muy soluble en las grasas y en disolventes orgánicos, y prácticamente insoluble en agua, moderadamente peligroso, la toxicidad a corto plazo del DDT afecta principalmente el sistema nervioso periférico y central y el hígado. Los efectos adversos para la salud de los animales del DDT incluyen fallos en la reproducción y en el desarrollo, posibles efectos en el sistema inmunitario y muertes difundidas de aves salvajes, efectos hepáticos y en animales se presentan problemas renales e inmunológicos. En cultivos de laboratorio del fitoplancton íntegro desde el mar Caspio al Mediterráneo, el DDT a una concentración de 1 ppb redujo la producción primaria hasta un 50% a. Los peces marinos parecieron ser muy sensibles. el DDT ha sido detectado en el aire del Ártico, terreno, hielo y nieve y virtualmente en todos los niveles de la cadena alimentaria del Ártico. Muchos estudios indican que los sedimentos del fondo en lagos y ríos actúan como reservas para el DDT y sus metabolitos.
Heptacloro	Es altamente tóxico para los humanos y causa hiperexcitación del sistema nervioso central y daños al hígado, incrementos de muertes por enfermedades cerebro vascular, alta contaminación medioambiental en la cadena alimentaria, es potencialmente de muy alta toxicidad sea para las especies de peces de agua templada que de agua fría. Es también altamente tóxico para los invertebrados de agua dulce y las aves. La

	característica del heptacloro para bioacumularse podría producir efectos crónicos secundarios en organismos expuestos y posible biomagnificación en la cadena alimentaria.
Hexaclorobenceno	La exposición al hexaclorobenceno ocurre principalmente al comer alimentos contaminados con bajos niveles de esta sustancia. Exposiciones a cantidades mucho menores pueden ocurrir al tomar agua o respirar aire contaminado con hexaclorobenceno. El principal efecto sobre la salud de comer alimentos altamente contaminados es una enfermedad del hígado. puede permanecer en el ambiente por mucho tiempo. Se degrada muy lentamente. Se adhiere firmemente al suelo. La mitad del hexaclorobenceno en el suelo desaparecerá en 3-6 años. No se disuelve fácilmente en el agua. Una vez en el agua, se adhiere a sedimentos y se deposita en el fondo. Los estudios en animales no han dado evidencia definitiva de carcinogenicidad.
Ácido 2, 4-diclorofenoxiacético	Plaguicida usado en el control de malezas de hoja ancha, es el tercer plaguicida más ampliamente utilizado para matar exclusivamente dicotiledóneas. pueden causar daño irreversible en ojos, en cambio las formulaciones de éster son consideradas no irritantes oculares, la exposición al químico se cree que causa linfoma No-Hodgkin y varias otras condiciones. Cancerígeno para el sistema inmunológico.
Epóxido de Heptacloro.	La fuente principal de exposición los alimentos contaminados. Poco se sabe de los efectos de estas sustancias en seres humanos. Niveles altos de estas sustancias pueden producir daño del hígado y el sistema nervioso. La exposición de animales durante la gestación y la infancia puede dañar el sistema nervioso e inmunitario. es un polvo blanco que huele a alcanfor (bolas de naftalina). Las bacterias y los animales degradan al heptacloro a epóxido de heptacloro. Es más probable encontrar epóxido de heptacloro que heptacloro en el ambiente, se disuelve más fácilmente, se adhieren fuertemente a partículas del suelo y se evaporan lentamente al aire, puede permanecer mucho tiempo en el suelo y el agua, puede acumularse en los tejidos de peces y el ganado.
Metoxicloro	Es un polvo amarillo pálido con leve olor rancio a frutas, es usado como insecticida contra moscas, mosquitos, cucarachas, larvas de ácaros y una gran variedad de otros insectos. Se usa en cosechas agrícolas y ganado, y en graneros, depósitos de cereales, jardines domésticos y en animales domésticos. En animales, altos niveles de metoxicloro produjeron temblores y convulsiones, y afectaron la fertilidad. Poco se sabe acerca de los efectos del metoxicloro sobre la salud de seres humanos. liberado al aire eventualmente se deposita en el suelo. En el suelo se adhiere firmemente a partículas, no se disuelve fácilmente en el agua. Una vez en el agua, se adhiere a sedimentos y se deposita en el fondo, es degradado lentamente en el aire, el agua y el suelo por la luz solar y organismos microscópicos esto puede tardar varios meses, algunos productos de degradación del metoxicloro pueden ser tan perjudiciales como el metoxicloro, generalmente no se acumula en la cadena alimentaria.

En la figura 3 Se explica de manera grafica la acción de los plaguicidas anteriormente mencionados sobre los factores abióticos y bióticos presentes en la naturaleza.

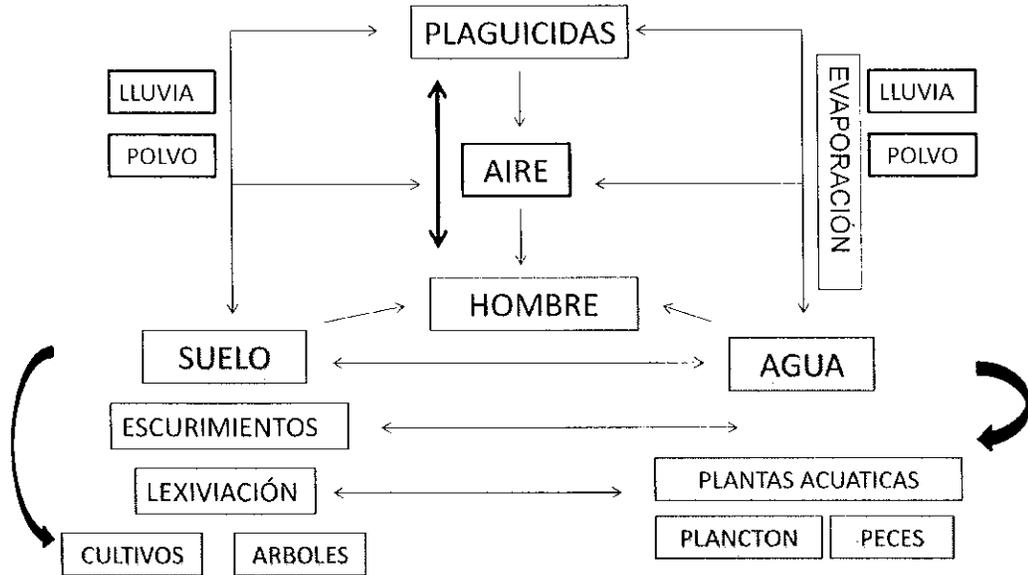


Figura 3. Forma de distribución de los organoclorados en el medio ambiente. Fuente: (Tejedor, 2005).

Se hace necesario seguir el estudio de esta cadena trófica para determinar las concentraciones de COP's y así poder evaluar la integridad del material genético, para ello existen diversas pruebas (Álvarez et al., 2006). Una de las más usadas es la prueba del cometa alcalino (PCA) desarrollada por Singh et al., en 1988 que detecta rompimientos de las hebras de DNA, sitios alcalinos y sitios de reparación incompletos (Belpaeme et al., 1998; Nacci et al., 1996), Así mismo en la figura 4 se presenta la cadena trófica que se estudia en el presente estudio.

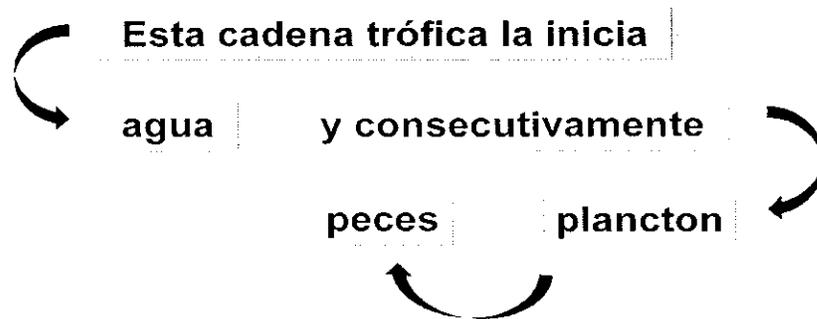


Figura 4. Cadena trófica agua-plancton-charal. Fuente: Elaboración propia.

Fisiología de los COP's en los tejidos grasos.

El desarrollo de las sociedades humanas se acompaña del uso y desecho de gran cantidad de compuestos químicos (Grimmer, 1983). Existen algunas sustancias que pueden causar daño fisiológico e incluso alterar nuestro ADN, cuando esto último ocurre se dice que es mutagénica. Esta entra a través de la membrana celular y llega al núcleo donde puede inducir mutaciones puntuales o aberraciones cromosómicas entre otras (Heflich, 1991). Los COP's se absorben en varios grados en el intestino, pulmón y piel. La eficiencia de absorción dérmica es variable. El hexaclorociclohexano, incluido el lindano; los ciclodiénicos (aldrín, endrín, clordano, heptacloro) y el endosulfán son absorbidos eficientemente a través de la piel, mientras que la eficiencia en la absorción cutánea del DDT, dicofol, metoxicloro, toxafeno, mirex es considerablemente menor. La absorción gastrointestinal, y probablemente la cutánea, de los COP's aumenta con la grasa y los disolventes de la grasa. Aunque la mayoría son sólidos no son altamente volátiles. En aerosol o las partículas de polvo atrapadas en la mucosa respiratoria (y posteriormente ingeridas) pueden ser vehículos para una absorción gastrointestinal de importancia. Después de la exposición a algunos COP's (en particular el DDT), una parte importante de la dosis absorbida se almacena en el tejido graso, como compuesto principal inalterado. La ruta principal de la excreción es biliar, aunque todos los organoclorados producen metabolitos urinarios medibles (Morgan, 1989).

Nuestros hábitos y un ambiente cargado de contaminantes físicos, químicos y hasta biológicos, pueden afectar nuestro organismo. Se calcula que en la actualidad existen aproximadamente 10 millones de diferentes compuestos y la velocidad con la que se diagnostica su peligrosidad genética es notablemente inferior a la cantidad de nuevas sustancias producidas. Los reportes indican que un ser humano común puede estar expuesto de manera cotidiana a un promedio de 100,000 agentes químicos diferentes. Existen varios grupos de sustancias químicas potencialmente peligrosas desde el punto de vista genético, por ejemplo: las farmacéuticas, los plaguicidas y las emisiones gaseosas. En la figura 5 se muestra la ruta que siguen las moléculas al ingresar a la célula. (Albert, 1990).

Etapas de transducción de la señal

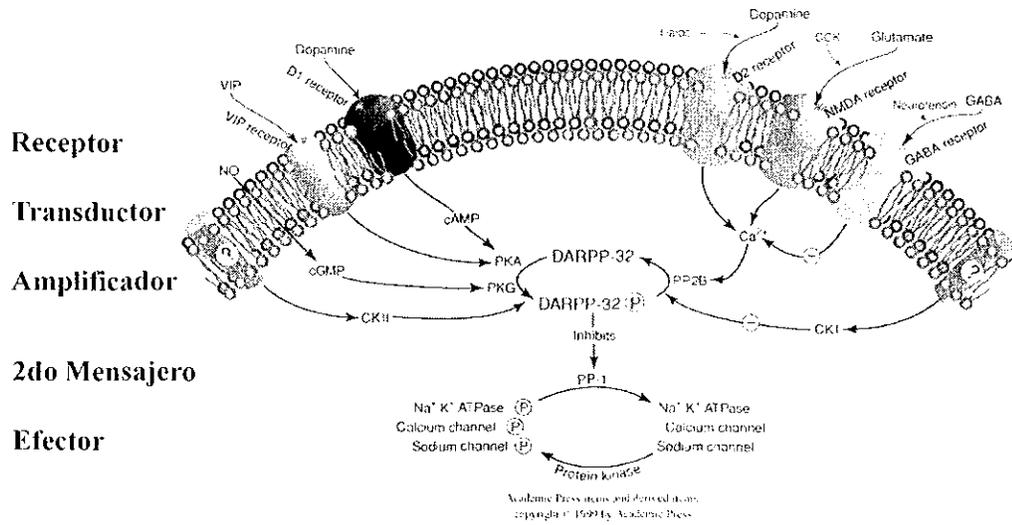


Figura 5. Etapas de la Transducción de la señal de membrana. (Albert, 1990).

5. ANTECEDENTES

En el planeta existen compuestos orgánicos e inorgánicos. Estos últimos están formados por moléculas relativamente sencillas y, aunque se pueden transformar las unas en las otras, sus elementos constituyentes no desaparecen nunca. En cambio, las moléculas orgánicas, una vez liberadas en el medio ambiente, acaban siendo oxidadas a CO₂ y agua. Sólo en los casos de moléculas depositadas en ambientes faltos de oxígeno se preserva una parte importante, por ejemplo, en la formación de petróleo o carbón. A pesar de esto, en los años cuarenta se comenzó a utilizar una serie de compuestos de alta estabilidad que no se degradaban y que, una vez introducidos en el medio ambiente, han dado lugar a los contaminantes orgánicos persistentes (Grimalt, J., 1994; Pin Corona. A. J. y colaboradores. 2009).

Estos compuestos deben gran parte de su estabilidad química al hecho de tener átomos de cloro como constituyentes, que tienen un gran volumen y blindan la molécula contra un ataque oxidante. La mayoría de estos compuestos fueron sintetizados para ser utilizados como plaguicidas. Este es el caso de los insecticidas DDT, lindano, aldrín, toxafenos, clordano, mirex, dieldrina y endrina. El hexaclorobenceno fue utilizado como fungicida, y aún se produce como subproducto en la fabricación de muchos disolventes orgánicos clorados. En otros casos, estos compuestos han dado lugar a transformaciones en otros productos, per ejemplo DDT en DDE, lo que también aumentó el número total de contaminantes orgánicos persistentes en los ecosistemas. (Grimalt. J. 2003; Corona. A. J. y colaboradores. 2009).

La mayoría de estos compuestos órgano clorados persistentes (COP's) está hoy en día prohibido. Los países de la Unión Europea firmaron el Convenio de Estocolmo en mayo 2002 por el cual se comprometían a reducir o eliminar las emisiones de los compuestos orgánicos persistentes clorados, eliminar su uso en la mayoría de los casos, investigar sobre su incidencia en el medio ambiente y la salud humana y otras medidas. Es decir, que en menos de sesenta años después del inicio de su desarrollo se han tenido que tomar medidas totalmente restrictivas para eliminarlos (Cortinas. C. 2003).

No obstante, nos equivocáramos si pensamos que estos compuestos son el resultado de las ideas malévolas de alguna mente perversa. Es necesario recordar que al inventor del DDT le dieron el premio Nobel. Este compuesto ha sido uno de los insecticidas más eficaces preparado por el hombre. No hay ninguna duda de que ha salvado millones de vidas porque ha sido un agente esencial para eliminar el mosquito *Anopheles*, el transmisor del paludismo (también conocido con el nombre de malaria). Además, el DDT también ha sido eficaz en la salvación de muchos espacios naturales, especialmente las zonas húmedas. Estas zonas eran conocidas como lugares donde el paludismo era endémico. Por tanto, las medidas higiénicas aplicadas durante los siglos XVIII, XIX y primeros años del XX consistían en secarlas. Evidentemente, cargarse el ecosistema solucionaba el peligro para la población autóctona que vivía allí cerca pero esta medida era aniquiladora e irreversible. Estas condiciones de vida tan duras cambiaron cuando el DDT permitió eliminar el paludismo. Si hoy podemos apreciar el gran valor de la Albufera de Valencia, el Delta del Ebro o el Parque de Doñana, por nombrar algunos ejemplos, es porque ya no representan ningún peligro para el hombre, y el DDT tuvo en ello un papel fundamental (Grimalt. J. 2003).

El DDT, a causa de su gran estabilidad y de las propiedades características antes mencionadas, se ha extendido por todo el planeta y ha entrado en las cadenas tróficas, acumulándose en la mayoría de los organismos superiores. Sus efectos aún están por determinar en muchos aspectos. En el año 1962, Rachel Carson escribió un libro, *Silent Spring*, que aludía a los grandes problemas que originaba el DDT para las aves. En muchos casos se había visto que aquellas que vivían expuestas al DDT ponían los huevos con cáscaras mucho más delgadas y por tanto las puestas se perdían con más facilidad. El águila calva americana (el águila del escudo de los EEUU) estuvo a punto de extinguirse por esta causa. Así pues, Rachel Carson decía en su libro que llegará un día en el que, cuando sea primavera, habrá silencio, porque la desaparición de todos los pájaros hará que la primavera sea muda. Este libro removió muchas conciencias y se convirtió en una de las piedras fundamentales en el desarrollo del movimiento ecologista. De hecho, el DDT se prohibió en la mayoría de países occidentales en 1972. Y poco a poco su uso se ha ido restringiendo.

Entre los factores determinantes de la prohibición influyó la constatación de que en mamíferos de zonas remotas donde no se había utilizado nunca, por ejemplo ballenas y osos de zonas árticas, se encontraron cantidades importantes de este compuesto (Carson, R. 1962).

Otros contaminantes orgánicos persistentes han dado lugar a algunas de las peores intoxicaciones conocidas a nivel humano. Este es el caso del Kurdistán turco hacia el año 1957, donde, a causa de unos episodios de hambre, diversos países europeos enviaron trigo para sembrar. Este grano estaba tratado con hexaclorobenceno para preservarlo de los ataques de los hongos. Sin embargo, la gente de aquel país hizo pan directamente con el grano recibido y, como consecuencia, se produjeron muchos episodios de malformaciones congénitas, alta mortalidad en bebés, y se observó el desarrollo de una enfermedad del hígado, la porfiria cutánea tardía, que hasta entonces se creía que únicamente se debía a factores hereditarios. Este episodio mostró que esta enfermedad también se podía producir por exposición a contaminantes, y en medicina se definió una nueva enfermedad, la porfiria túrcica, como una forma de porfiria cutánea tardía debida a la intoxicación por hexaclorobenceno. El uso del hexaclorobenceno como fungicida está prohibido en la actualidad. El episodio del Kurdistán turco tuvo mucho que ver con la toma de esta decisión (Allen-Gill, 1997).

La comunidad científica tiene en la actualidad dos retos principales en relación con estos compuestos. Averiguar cuál es su impacto sobre los ecosistemas de todo el planeta y cuál su importancia sobre la salud humana. Como se ha indicado anteriormente, las propiedades específicas hacen que se distribuyan por todo el planeta, pero es muy importante saber por qué mecanismos, qué procesos y dónde quedan acumulados. Una vez fabricados no se destruyen de manera significativa. Esto quiere decir que se ha puesto en la naturaleza unos compuestos que para bien o para mal estarán ahí mucho tiempo. Pueden quedar atrapados mayoritariamente cerca de los lugares donde se produjeron o utilizan, se acumulan en zonas lejanas, se acumulan en la atmósfera, en el mar, en los continentes, se bioacumulan y se transmiten dentro de la cadena trófica, además de que producen efectos nocivos en los organismos; Estas afirmaciones son importantes y aún están pendientes de resolver en la gran mayoría de los casos. Sin embargo, las últimas investigaciones ya

han permitido definir algunas partes del problema; Por ejemplo, la cantidad global de COP's producida ha sido de 1,3 millones de toneladas, un 97% de esta cantidad en el hemisferio norte. La mayor parte de estos compuestos han quedado retenidos en los suelos de las zonas donde se utilizaron o se produjeron, es decir, en zonas templadas. A pesar de esto, una parte de éstos ha pasado a la atmósfera y se han acumulado en zonas frías. Como se ha citado anteriormente, en las zonas árticas hay una acumulación de estos compuestos tal como corresponde al hecho de que son las zonas más frías del planeta. Últimamente se ha visto, sin embargo, que este proceso de acumulación por efecto de condensación no solamente afecta estas zonas lejanas, sino también a las zonas de alta montaña. Es decir, que los europeos han exportado una parte de nuestra contaminación fuera, pero también la hemos transferido a las zonas mejor preservadas de nuestro espacio continental. (Grimalt *et al.*, 2001).

En el proceso de transferencia dependiente de la temperatura se tienen consecuencias ambientales importantes. En el esquema mental típico de nuestra civilización, pensamos normalmente que todo proceso de vertido a zonas lejanas conlleva paralelamente un fenómeno de dilución que disminuye los efectos. En este caso, lo que se observa es una transferencia neta de contaminantes a ecosistemas de zonas lejanas producida por un proceso de evaporación (dilución) y posterior condensación (concentración). Por tanto, el efecto de los contaminantes orgánicos persistentes sobre los ecosistemas no se diluye, sino que pasa de un lugar a otro. (Grimalt *et al.*, 2002). La segunda parte del problema conlleva el riesgo sobre la salud humana. En la población habitualmente se encuentran niveles en sangre de 10 mg/l de DDE, de 1 mg/l de HCB y de 5 mg/l de HCH. Estos niveles son típicos de la población general no contaminada por alguna causa específica. El Lindano se ha investigado y existen sintomatología agudas y a corto plazo en los seres humanos. A un nivel de dosis de aproximadamente 1.0 mg/kg peso corpóreo, no induce envenenamiento pero a un nivel de dosis de 15-17 mg/Kg peso corpóreo dará lugar a síntomas de intoxicación grave. Aproximadamente el 10% de una dosis aplicada vía dérmica se absorbe a través de la piel humana, pero la absorción aumenta si la piel está dañada. puede representar un peligro tóxico para las especies acuáticas y terrestres. Sobre el DDT se han realizado investigaciones en cultivos de laboratorio del fitoplancton íntegro desde el mar Caspio al Mediterráneo, el DDT a una concentración de 1 ppb redujo la producción primaria hasta un 50% a. Los peces marinos parecieron ser muy sensibles

al DDT: su LC50 a 96 horas varía de 0,4 a 0,89 microgramos/l para muchos teleósteos. Los moluscos bivalvos, con su habilidad para concentrar plaguicidas organoclorados, sin llegar a ser un peligro para ellos tienen un LC50 a 96 horas mayor de 10 mg/l. El transporte atmosférico a largo alcance del DDT en los países del norte, incluyendo el Ártico, está bien documentado; el DDT ha sido detectado en el aire del Ártico, terreno, hielo y nieve y virtualmente en todos los niveles de la cadena alimentaria del Ártico. Muchos estudios indican que los sedimentos del fondo en lagos y ríos actúan como reservas para el DDT y sus metabolitos (Secretaría para el Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional. (EPA, 200).

También se encuentran concentraciones similares en la leche materna. Es obvio que excepto en casos de intoxicación aguda como el anteriormente citado por hexaclorobenceno en el Kurdistán turco, la exposición a concentraciones traza de estos compuestos organo clorados persistentes no ha comportado enfermedades en un número elevado de la población. “La toxicidad es la dosis”, dice un principio conocido de la toxicología. A pesar de esto, este concepto no tiene en cuenta el factor tiempo; estas concentraciones tienen efectos en el humano en donde se está expuesto por más de 40 años, esta aseveración es especialmente relevante para la población más joven, que ha estado expuesta a ellos durante toda la vida y en todas sus etapas de desarrollo. (Fernández, P., 2005).

En relación a la exposición de población general, se han encontrado estudios que muestran que hay una relación entre la incidencia del cáncer de tiroides y de tejidos conjuntivos y la exposición a hexaclorobenceno (Grimalt et al., 1994). Por otro lado, también se ha encontrado una relación entre la mutación de un oncogén, el *k-ras*, en enfermos de cáncer de páncreas exocrino, y una mayor concentración de DDT, DDE y algunos congéneres de los PCB en humanos (Porta *et al.*, 1999). Estos dos ejemplos ilustran el tipo de investigación que hace falta para avanzar en el esclarecimiento de este problema. Por lo tanto los compuestos orgánicos persistentes (COP's) son tóxicos y provocan enfermedades como: cáncer (Guillette, 1994), daño al sistema nervioso central y periférico, desórdenes reproductivos, quebrantamientos en el sistema inmunológico (Guillette, 1994; Guruge y col, 2001) y malformaciones

en el nacimiento que pueden llegar hasta la muerte en humanos y animales. Como se menciono anteriormente son varios los COP's y las Naciones Unidas dentro de su programa ambiental (United Nations Environmental Programme, UNEP) dieron a conocer los COP's de mayor peligro, diez son los pesticidas organoclorados: aldrín, dieldrín, lindano, clordano, DDT, hexacloro, diclorofenol, heptacloro, epoxido de heptaclor y metoxicloro; estas sustancias pueden durar años en el ambiente y son absorbidos por los tejidos grasos de los animales (Pietrapiana et al., 2002), en donde las concentraciones aumentan hasta 70 mil veces más que los niveles ambientales (Guillette, 1994). Según el nivel trófico que ocupan dentro de una cadena alimenticia, los tejidos acumulan mayores cantidades de estos químicos (Sun et al., 2002). Aunado a lo anterior, Guillette et al.(1994) reportaron un efecto sinérgico de estos xenobióticos que potencia su acción de 160 a 1,600 veces.

La introducción de los compuestos orgánicos persistentes en el medio ambiente y en los humanos constituye una parte fundamental del cambio ambiental a causa de la acción humana que caracteriza el inicio del siglo XXI en la historia de nuestro planeta. Aclarar cuáles serán sus efectos es un reto muy importante para averiguar nuestro futuro.

6. METODOLOGÍA.

La Metodología, hace referencia al conjunto de procedimientos basados en principios lógicos, utilizados para alcanzar una gama de objetivos que rigen en una investigación científica, social, cultural y económica, el término método se utiliza para el procedimiento que se emplea para alcanzar los objetivos de un proyecto y la metodología es el estudio del método. Los estudios observacionales son un conjunto de estudios epidemiológicos en los que no hay intervención por parte del investigador, y éste se limita a medir las variables que define en el estudio; Un estudio observacional puede ser descriptivo o analítico.

El presente trabajo presenta las siguientes características metodológicas:

Tipo de estudio: Observacional, Descriptivo y Transversal.

El Desarrollo metodológico se llevó a cabo de la manera siguiente;

5.1. Protocolo de muestreo:

El tipo de muestreo utilizado en este estudio fue un muestreo por conveniencia en un solo punto, en la ribera a la Isla de los Alacranes, debido a que en este sitio se encuentra la mayor concentración de *Chirostoma chapalae* y plancton, además de que es el ingreso cercano de aguas residuales tanto urbanas como industriales (Mora-Navarro,2006). En dicho punto se tomaron muestras de agua, plancton y peces para la época seca (Febrero, Abril y Mayo y lluviosa (Agosto, Octubre y Noviembre).

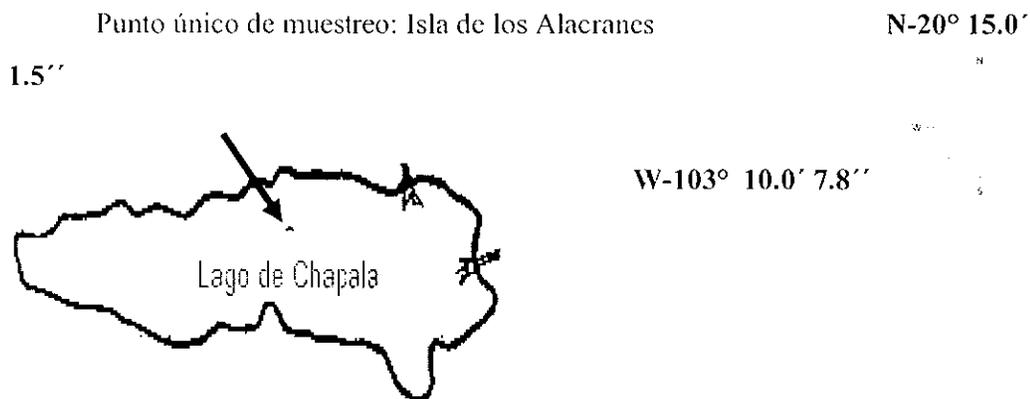


Figura 6. Ubicación del punto de muestreo. Fuente: (Ortiz, 2010)

5.1.1 Muestreo de agua: El muestreo de agua se hizo en base a los procedimientos sanitarios para el muestreo de agua para uso y consumo humano en sistemas de abastecimiento de agua públicos y privados. (NOM-014-SSA1-1993).

La programación de las tomas de muestras se determinó considerando el objetivo de evaluar la variabilidad estacional (ciclo completo de 1 año) tanto de la calidad del agua del Lago de Chapala, atendiendo a las variaciones meteorológicas y las dinámicas biológicas que se presentan en el caso del placton y charales. El programa anual de muestreo se detalla en la tabla 5. Se recolecto una muestra por mes (Febrero, Abril y Mayo, Agosto, Octubre y Noviembre) , 3 muestras por temporada, con un total de 6 muestras en todo el estudio.

Tabla 5. Programa de muestreo 2007-2009. Fuente: Elaboración propia.

MUESTREO MES	FACTORES CONSIDERADOS PARA SU REALIZACIÓN
Agosto 2007	Periodo en el cual se inicia la entrada de agua pluvial por el Río Lerma, la cual acarrea cargas contaminantes elevadas en agua y sedimentos acumulados durante la estación estival en la cuenca hidrológica.
Octubre. 2007	Periodo en el cual se presenta el caudal máximo de entrada de agua de lluvia, hasta 30 m ³ /s.
Noviembre 2007	Periodo en el cual se disminuyen los caudales de entrada al Lago de Chapala. Se presentan crecimientos anormales de algas cianofíceas y clorofíceas, con impacto al uso del agua.
Febrero 2009	Periodo en el cual las entradas de caudal al lago son muy limitadas, la dinámica del lago depende de condiciones hidrometeorológicas únicamente.
Abril y Mayo 2009.	Periodo final de la época estival, el lago presenta niveles mínimos en el ciclo anual dadas las extracciones realizadas para agricultura y para uso urbano.

Se determinó en el sitio de muestreo la fecha, hora, nubosidad (cobertura y tipo), viento (dirección y velocidad), temperatura del aire, en el agua la corriente (dirección y velocidad), olas (tipo), profundidad, materia flotante (presencia y tipo), transparencia, olor y color. La determinación de temperatura, conductividad, potencial redox, pH y oxígeno disuelto en cada muestreo se realizó mediante inmersión de sensor en la columna de agua utilizando un equipo Hidrolab Surveyor II[®], cuyo rango de sensibilidad y precisión se presenta en la tabla 6.

Tabla 6. Características técnicas del equipo utilizado para el muestro fisico-químico del agua.

Parámetro	Rango de Sensibilidad	Precisión
Temperatura	0.1 °C	± 0.4 °C
Conductividad	2 µS/cm	± 3%
Potencial Redox	1 mV	± 5 mV
pH	0.01	± 0.4
Oxígeno Disuelto	10 µg/L	± 0.03 mg/L

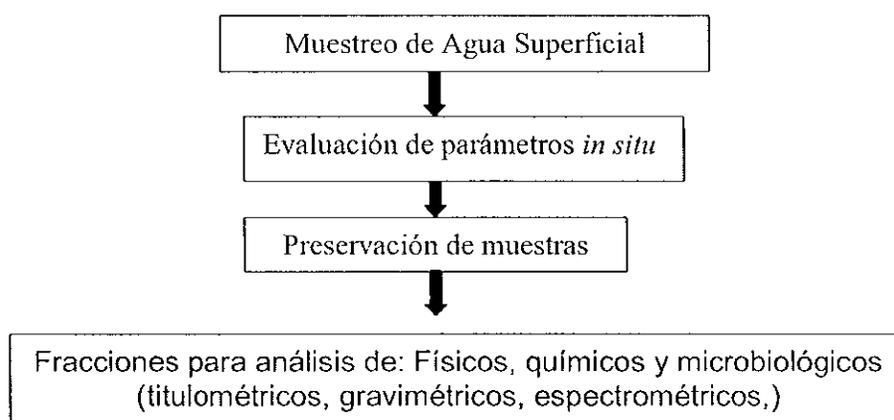


Figura 7. Protocolo de muestreo de agua. Fuente; Elaboración propia.

5.1.2. Muestreo del plancton.

Para el muestreo de plancton superficial (1 a 45 cm. de profundidad) se utilizó una red de plancton estándar con 45 cm de diámetro de boca, un metro de longitud y una luz de maya de 50 micras. Se realizaron arrastres circulares durante tres minutos a una velocidad de un nudo, en una embarcación de propela con motor fuera de borda. Las muestras se recolectaron en frascos de 100 ml con formalina al 4 %, para su traslado al laboratorio y su posterior tratamiento, a fin de prepararlas para su determinación de COP's.

5.1.3. Muestro de *Chirostoma chapalae*

Se recolectaron 50 ejemplares por mes, con un total de 150 ejemplares por temporada, mediante el empleo de tarrallas para charales, se transportaron vivos al laboratorio. El hígado se obtuvo por disección completa, una parte se utilizó para los

estudios de cromatografía y la otra para realizar la prueba del cometa. Se acondicionó una pecera para los charales (*Chirostoma chapalae*) recién nacidos que constituirían el control negativo, no se logro manter con vida a las crías, se esperaba tener una diferencia significativa entre peces, agua y plancton del Lago de Chapala con las mantenidas como controles negativos.

5.2.1. Analítica de agua

5.2.1.1. Análisis físico-químicos

Las muestras de agua se analizaron conforme a los procedimientos establecidos en la *NOM-AA-14-1980 "Cuerpos receptores, muestreo"*.

En cada uno de los parámetros analizados se determinó previamente el límite mínimo de detección, así como las pruebas correspondientes a la precisión y exactitud, procediendo a su aplicación de acuerdo a los lineamientos que para cada caso en particular existen en la literatura CE-CCA-001-89; Criterios Ecológicos de Calidad del Agua.

La evaluación del perfil de oxígeno disuelto: La evaluación de la distribución vertical (Perfil) del oxígeno disuelto en el lago de Chapala se realizó por mediciones de oxígeno con un intervalo de profundidad de 1 metro iniciando en la superficie y hasta profundidad máxima alcanzable. La determinación se llevo a cabo por un método electrométrico, para el cual se utilizó un equipo portátil con electrodo de vidrio multiparamétrico, con el cual se midió la temperatura, pH, oxígeno disuelto y potencial redox, además de la conductividad. Sus especificaciones estan contempladas en la CE-CCA-001-89.

5.2.1.2. Estimación del Índice de Calidad del Agua (ICA)

El Índice de Calidad del Agua (ICA), como forma de agrupación simplificada de algunos parámetros, indicadores de un deterioro en calidad del agua, es una manera de comunicar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua. Sin embargo, para que dicho índice sea práctico debe de reducir la enorme cantidad de parámetros a una forma más simple, y durante el proceso de simplificación algo de información se sacrifica. Por otro lado si el diseño del ICA es adecuado, el valor arrojado puede ser

representativo e indicativo del nivel de contaminación y comparable con otros para enmarcar rangos y detectar tendencias. El monitoreo de un cuerpo de agua para detectar su grado de contaminación, conduce a obtener una inmensa cantidad de datos de varios parámetros, incluso dimensionalmente distintos, que hace difícil detectar patrones de contaminación. Hartón (1965) y Liebman (1969) son los pioneros en el intento de generar una metodología unificada para el cálculo del ICA. Pratti (1971) presenta un trabajo con trece parámetros y Dinius (1987) realiza otro similar con once parámetros. Para la agrupación de los parámetros existen dos técnicas básicas; las denominadas aritméticas y las multiplicativas (Brown, 1970). A su vez pueden o no ponderarse con pesos específicos para cada parámetro. Landwehr y Denninger (1976) demostraron la superioridad del cálculo a través de técnicas multiplicativas, que son mucho más sensibles que los aritméticos a la variación de los parámetros, por lo que reflejan con mayor precisión un cambio de calidad. En cuanto a la ponderación, Ott (1978) indica que el asignar pesos específicos a los parámetros tiene el riesgo de introducir cierto grado de subjetividad en la evaluación, pero por otro lado sugiere que es importante una asignación racional y unificada de dichos pesos de acuerdo al uso del agua y de la importancia de los parámetros en relación al riesgo que implique el aumento o disminución de su concentración. El intento más reciente para el diseño del ICA es el de Dinius (1987). En dicho trabajo y usando el método Delphi de encuestas (creado con el objeto de integrar efectivamente las opiniones de expertos y eliminar las desventajas colaterales de un proceso de comité), agrupó a un panel de expertos en cuestiones ambientales y diseñó, a partir de la evaluación e interacción de ellos, un ICA de tipo multiplicativo y con asignación de pesos específicos por parámetro. En este trabajo se desarrolló el Índice de Calidad del Agua propuesto por Martínez de Bascarán 1979, (descrito en León, 1991) que es ampliamente utilizado debido a su diseño sencillo y a que permite incluir *n* número de variables en la integración, previa ponderación de su magnitud, siendo entonces aplicable a series de datos tanto numerosas como pequeñas.

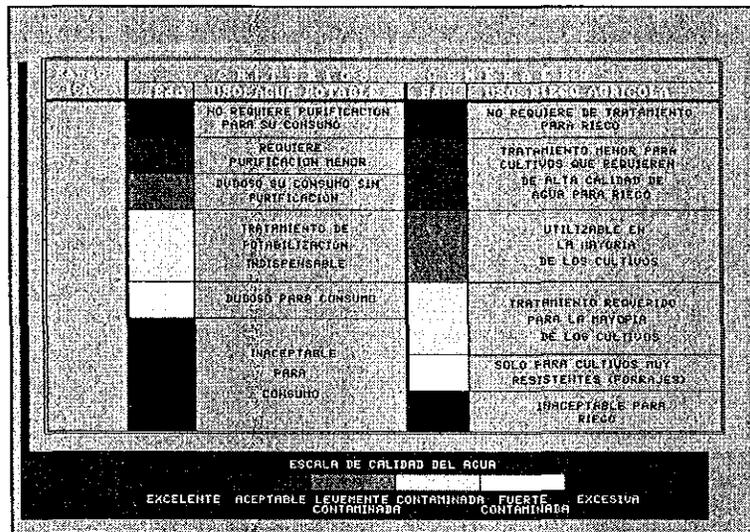


Figura 8. Escala de los ICA como función del uso del agua. Fuente: (León, 1991)

El índice proporciona un valor global de la calidad del agua, en función de los valores individuales de una serie de parámetros, para lo cual se realizan varias transformaciones numéricas en cada uno de los resultados a integrar. Para elaborar el ICA, se seleccionaron aquellos parámetros de calidad del agua más usuales en la evaluación de lagos y que se enumeran en los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua (CE-CCA-001-89) y son: pH, Cloruros, Conductividad, S.A.A.M. (Detergentes), Dureza Total, Turbiedad, Nitratos, Sulfatos, Nitritos, Coliformes Totales, Oxígeno Disuelto, Color, Sólidos Disueltos Totales, Fósforo Total y Temperatura. Se utilizaron los datos microbiológicos de Castañeda *et al.*, (1997). Los procesos metodológicos aplicados son:

El primer procedimiento fue la normalización de los valores individuales que conforman el índice al establecer una correspondencia de los resultados obtenidos en cada uno de los parámetros con una escala variable de 0 a 100 que se construye en función de los valores límite establecidos. Se asume como valor de 100 % al que indica condiciones naturales u óptimas en un lago, y el 50 % corresponde al máximo permitido. Una valoración menor al 50 % significa que existen limitantes de importancia para su utilización. La normalización de parámetros aplicada se muestra en el anexo apartado 1.

El segundo procedimiento consiste en asignar el peso numérico a cada uno de los parámetros necesarios para construir el ICA (ver tablas del anexo; apartado 1). El resultado de los pesos asignados se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. Peso asignado a los parámetros.

PESO ASIGNADO	PARAMETRO
Valor máximo de 4	Conductividad, Oxígeno Disuelto, Color, Mercurio
Valor medio de 3	Turbiedad, Fósforo Total, Coliformes Totales, Arsénico, Cadmio, Cromo total, hierro, Manganeso, Plomo
Valor menor de 2	Sólidos Disueltos, Sulfatos, Nitrógeno de Nitratos, Nitrógeno de Nitritos, Aluminio, Cromo hexavalente
Valor mínimo de 1	PH, Cloruros, Temperatura, Dureza Total

El tercer procedimiento consiste en aplicar la siguiente fórmula para el cálculo del índice de calidad del agua ICA:

$$ICA = \frac{\sum CiPi}{\sum Pi} \cdot k$$

Donde:

Ci = Valor porcentual asignado a los parámetros

Pi = Peso asignado a cada parámetro

k = Constante que varía de 1 a 0,25 según la contaminación aparente del agua, definida de la siguiente forma:

1. 1,00 Para aguas claras sin aparente contaminación
2. 0,75 Para aguas con ligero color, con espumas y ligera turbiedad aparentemente no natural
3. 0.50 Para aguas con apariencia de estar contaminadas y con fuerte olor
4. 0.25 Para aguas negras que presentan fermentaciones y olores

En el proceso de calculo numérico se aplicó en la formula de ICA un valor para la constante k de 0.75, considerando que el agua presente en el lago de Chapala presenta características de turbiedad, color y aspecto que no son típicas de aguas claras sin aparente contaminación.

5.2.2. Prueba cometa alcalina (PCA).

La Prueba cometa alcalina se llevo a cabo den el Laboratorio de Mutagéis Ambiental, del Departamento de Biología Celular y Molecular del CUCBA-UDG, a cargo del DR. Carlos Álvarez Mora.

El cáncer y los efectos terotogénicos son algunos de los peligros debidos a la exposición de sustancias durante largos plazos (Montesano y Tomatitis 1977). Por lo anterior, es necesario el uso de indicadores biológicos para evaluar la calidad del ambiente, por ello, se desarrollaron diferentes sistemas de prueba o biensayos para detectar daño genético inducido por agentes químicos y fisicos en plantas (Grant y

Salomone, 1994; Ichikawa, 1992; Grant,1994; Grant et al., 1992; Álvarez et al., 2002), en insectos (Graf y Singer, 1992; Graf et al., 1984) y en bacterias (Ames et al., 1973). Los sistemas de prueba poseen ventajas y desventajas que deben ser consideradas seriamente para obtener los resultados necesarios para poder evaluar el riesgo potencial de dichos agentes.

Una de las más recientes y utilizadas por su eficiencia es la prueba del cometa alcalino (PCA) desarrollado por Singh et al. (1988). Esta prueba detecta rompimientos de las hebras de ADN, entrecruzamiento, sitios alcalinos y sitios de reparación incompletos (Álvarez et al., 2002; Belpaeme et al., 1998; Kammann et al., 2001; Nacci et al., 1996).

Tablo 8. Ventajas y desventajas de algunas pruebas para detectar daño genético.

Fuente: (Singh et al., 1988)

PRUEBA	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Cariotipo	Muy precisa y sencilla	Es necesario conocer la morfología de los cromosomas de las especies en estudio. Muchas especies presentan complejos macro y microsómicos
Prueba de Ames	Económica y rápida	No siempre resultados extrapolables a mamíferos
Intercambio de cromátides hermanas	Alta sensibilidad	Requiere de sustancias que inducen la reparación escisión del ADN para ser óptima.
Cometa alcalino	Eficiencia, rapidez y reproducibilidad, se requieren pocas células.	Requiere de microscopio de epifluorescencia y material costoso.
Micronúcleos	Sencillez y eficacia	No siempre se puede aplicar a todas las células de animales y vegetales.

5.2.2.1. Preparación de células para ensayo cometa.

Las muestras de hígado, se lavaron en una solución de PBS/salina 9 %. Para la disociación celular se debe incubar el tejido en 10 ml PBS conteniendo 200 mM N-t-butil-alfa-fenilnitrona por 30 min a 1 hr. Las células suspendidas se centrifugaron a 3020 rpm por 10 min. Se quitó el sobrenadante y se resuspendió el precipitado.

5.2.2.2. Ensayo Cometa alcalino (PCA).

Se prepararon dos laminillas por espécimen para la microelectroforesis como describe Belpacme et al., 1998. Posteriormente se colocó en Buffer de lisis fresco y frío por 1 a 2 hrs (2.5 M NaCl, 100 mM Na₂EDTA, 10mM Tris, 1% N-lauroylsarcosina, 1% Triton -X 100, 10% DMSO). Después de la lisis, se realizó la electroforesis a 18°C. Se puso a continuación el buffer para electroforesis en la cámara (300mM NaOH, 1 mM EDTA, pH> 13). La electroforesis se realiza a 25 v, 300 mA, 10 a 20 min. Al finalizar, las laminillas son neutralizadas con Tris 0.4 M (pH = 7.5). Se neutralizaron 3 veces por 5 min cada vez. Después se fijó por 5 min en metanol puro y frío. Se procedió a su impregnación con bromuro de etidio (para microscopio de fluorescencia). La observación al microscopio óptico o de fluorescencia se realizó a 10x, 45x y 100x. Se mide la longitud de la cola del cometa de 50 células por laminilla, dando un total de 50 células por individuo. Se usó un analizador de imágenes para evaluar otros parámetros importantes, como el momento de la cola. Las laminillas son analizadas por un solo observador para minimizar la variabilidad por este conteo. En la Tabla 9 se muestra la técnica y los parámetros para la medición de la desnaturalización del ADN.

Tabla 9. Parámetros utilizados en la prueba del cometa alcalino. Fuente : (Milena, M. C., cols. 2005).

LONGITUD DE LA CAUDA	Medición de la longitud de la cauda exceptuando el núcleo.
MIGRACIÓN DEL % DEL ADN	Porcentaje de ADN que migro.
MOMENTO DE CAUDA	Porcentaje del ADN migrado por la longitud de la cauda.
MOMENTO DE LA COLA DE OLIVE	Porcentaje del ADN migrado por la longitud de la cauda.

Una ventaja de esta técnica es que permite observar células individuales y se requieren relativamente pocas. Recientemente este método se utilizó en células de peces como bioindicador de daño genético por contaminantes ambientales (Kammann et al., 2001; Nacci et al., 1996), plantas (Álvarez et al., 2001) y diversos tejidos humanos (Álvarez et al., 2002) y a últimas fechas se le han dado infinidad de aplicaciones. En las figuras 9 a y b se muestran las células cometizadas.

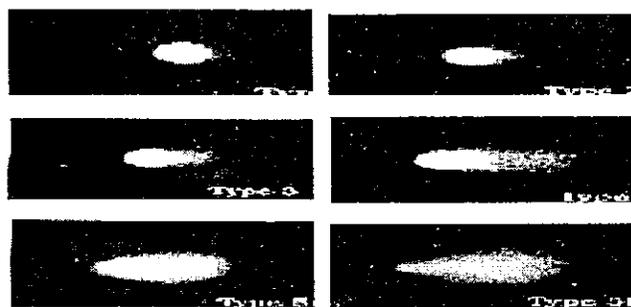


Figura 9 a. Visualización de la típica célula cometizada, la longitud de la cauda indica el grado de daño genético. Fuente: Álvarez, C. (2005).



Figura 9 b. Visualización de la típica célula cometizada, la longitud de la cauda indica el grado de daño genético. Fuente: Álvarez, C. (2005) Lab.mut.amb, udg.

5.2.3. Determinación de COP's.

La determinación de los COP's se llevo a cabo en el Departamento de Ingeniería de Proyectos del Centro de Estudios y Proyectos Ambientales del CUCEI-UDG, a cargo del Dr. Walter Ramírez Meda.

Existen 17 compuestos orgánicos persistentes de los cuales exclusivamente 10 de ellos se estudiaron en el presente trabajo y que han sido previamente descritos en el apartado de plaguicidas. La determinación de COP's se realizó por cromatografía de gases (GC) en una columna capilar con detector de captura de electrón (ECD), para muestras líquidas y sólidas EPA (1985), según el método 608 y 8080 de la EPA (Agencia de protección ambiental de los Estados Unidos, 1982). Se colectaron muestras de agua y tejido, se congelaron a -18°C hasta el momento de su análisis. La sensibilidad del cromatógrafo permite el uso de 1 microlitro de líquido a medir,

por lo que una pequeña porción de cada tejido es suficiente para obtener esta cantidad y de las especificaciones técnicas de la columna o columnas utilizadas

5.2.3.1. Análisis de COP's en agua y plancton.

Este análisis se llevó a cabo en el Laboratorio de Análisis Especiales, del Centro Universitario de Ciencias Exactas e Ingeniería (CUCEI), se obtuvo la muestra de COP's por extracción líquido- líquido (LLE) con diclorometano (DCM). Para su análisis se condensaron (deshidratación) por evaporación y re-disolvieron en 5 ml de hexano, para finalmente concentrarlas a 0.2 ml bajo una suave corriente de N_2 , y se inyectó una alícuota de 1 microlitro del extracto al cromatógrafo de gases. Como control negativo del agua se usará agua destilada sometida al mismo tratamiento.

5.2.3.2. Análisis de COP's en tejido hepático de *Chirostoma chapalae*.

El tejido se descongeló, homogenizó y suspendió en 5 ml de hexano, se filtró (poro de 1 micra de diámetro) para evitar que el pesticida se contamine con microorganismos (Miller, 1992) y se introdujo al cromatógrafo estandarizado con el kit básico para detección de compuestos órgano clorados de la EPA (Protocolo 608, EPA, 1982).

1. 5.3. Análisis de resultados, estadística descriptiva y graficación.

5.3.1.1. Procedimientos para el análisis de resultados en agua.

El análisis de resultados incluye la representación gráfica de la variabilidad estacional de los parámetros genéticos, ambientales, y el nivel COP's en el agua, la graficación del ICA obtenido. La aplicación de técnicas estadísticas descriptivas y de resumen de la información, así como el cálculo ICA temporal y el análisis multivariado de componentes principales.

5.3.2.1. Cálculo de variabilidad del agua.

Los resultados obtenidos para cada parámetro se tabularon y se estimó la media aritmética y la desviación estándar por cada muestreo. El primer estadístico se refiere al valor representativo de la variable estudiada y el segundo a la variabilidad global.

5.2.2.3. Análisis estadístico para PCA.

Se analizarán por lo menos 50 cometas por tejido para obtener la media de migración del ADN para PCA. Los datos del grupo de estudio serán comparados con los datos de los testigos mediante la prueba de t -student que asume una distribución normal de valores. Se realizará la comparación entre las poblaciones de peces de Chapala.

Operacionalización de Variables

Variable Independiente:

Concentraciones de compuestos órgano persistentes (COP's).

Tabla 10. Variable Independiente. Fuente: Elaboración propia.

VARIABLE INDEPENDIENTE	CONCEPTO	INDICADOR	INDICE (Concentración en agua, plancton y <i>Chirostoma chapalae</i>)	ESCALA
CONCENTRACION DE COP's	Presencia de compuestos órgano persistentes en líquidos y tejidos.	Presencia	Lindano	mg/L (en líquidos)
			Aldrin	
			Dieldrin	
			Clordano	
			DDT	
		Ausencia	Hexaclorobenceno	mg/Kg (en sólidos)
			2,4-D	
			Heptacloro	
			Epóxido Heptacloro	
			Metoxicloro	

La variable independiente nos dará a conocer la presencia o ausencia de las concentraciones de los 10 distintos compuestos órgano clorados persistentes en agua, plancton y *Chirostoma chapalae*. La escala a utilizar en agua es de miligramos por litro y en plancton e hígado de *Chirostoma chapalae* en miligramos por kilogramo.

Variables Dependientes:

Daño Hepático en *Chirostoma chapalae*

Tabla 11. Variable Dependiente. Fuente: Elaboración propia.

VARIABLE DEPENDIENTE	CONCEPTO	INDICADOR	INDICE (Cauda del cometa)	ESCALA
Daño genético en hígado de <i>Chirostoma chapalae</i>	Proceso de desnaturalización del ADN por ciertos xenobioticos dentro de los organismos	Presencia Ausencia	Hepatocitos	Micras

La variable dependiente nos indicará el proceso de desnaturalización del ADN hepático del *Chirostoma chapalae*, y como la variable independiente incidirá sobre está.

2. RESULTADOS.

Los resultados obtenidos se lograron de acuerdo a la aplicación de las diferentes técnicas descritas en la metodología.

Tabla 12. Valores promedio del muestreo de agua del Lago de Chapala: Registros de campo.

PARÁMETROS	LLUVIA	SEQUIA
TEMPERATURA	22.9 ± 1.73	23.3 ± 0.23
CONDUCTIVIDAD $\mu\text{mhos/cm}$	777.66 ± 16.3	825 ± 48.21
SOLIDOS DISUELTOS TOTALES mg/L	390.33 ± 2.5	396.66 ± 25.16
SALINIDAD	0.4	0.4
pH	7.3 ± 0.3	7.1 ± 0.1
OLOR	Gran cantidad de hueva de charal. Pescado.	
MATERIA FLOTANTE	Presencia de micro algas y restos de lirio.	

Promedios y desviaciones estándar, los registros de los datos obtenidos muestran que no existen variaciones entre los rangos de los diferentes parámetros y en las diferentes fechas en que se realizaron los muestreos y análisis.

Tabla 13. Parámetros físicoquímicos en agua del Lago de Chapala.

PARAMETRO	TEMPORADA	
	LLUVIA	SEQUIA
pH	7.36±0.09	7.13± 0.34
COLOR REAL Pt-Co LAB	28.00±2.42	28±3.0
TEMPERATURA	22.9 ± 0.30	23.3 ± 0.23
COLIFORMES TOTALES UFC/ml	980±410.73	1950±746.65
CLORUROS mg/L	57.73±5.2	58±1.05
DUREZA TOTAL mg/L CaCO3	150.66±54.85	130±43.58
ALCALINIDAD mg/L CaCO3	331.90±32.35	350.36±9.4
SULFATOS mg/L SO4	67.80±13.94	69.66±8.62
NITRATOS mg/L NO3	8.70±1.45	9.40±0.68
NITRITOS mg/L NO2	0.004±0.0005	0.005
FLORUROS mg/L	1.03±0.02	1.03±0.01
TURBIEDAD UTN	7.33±2.03	12.73±0.71

Los resultados de los parámetros físicos y químicos más significativos son el de coliformes totales en donde se muestra un claro aumento de colonias presentes entre la época de sequía y lluvia, los valores encontrados en el parámetro de turbiedad muestran una clara diferencia entre las dos épocas, siendo la de sequía la mas turbia.

Tabla 14. Parámetros meteorológicos en el entorno del Lago de Chapala.

MUESTREO EN AGUA	TEMPORADA	
	LLUVIA	SEQUIA
PARAMETROS METEREOLÓGICOS		
TEMPERATURA AMBIENTE °C	23.9±2.83	26.7±1.82
VIENTO m/s	1.66±0.58	2.5±0.3
NUBOSIDAD	despejado	despejado
ALTITUD m	1,486	
PRESIÓN ATMOSFÉRICA hpa	12.3±0.1	12.2±0.1
PUNTO DE EVAPORACIÓN (WB) %	13.13±0.15	9.5±0.87
PUNTO DE ROCIO (DP) °C	8.9±2.32	9.8±0.6
HUMEDAD RELATIVA	39.43±3.2	31.13±0.87
COORDENADAS DE LA TOMA DE MUESTRA	N-20° 15' 1.5" W-103° 10.0'7.8"	

Se hace mención que el lugar de muestreo es el mismo para las 6 tomas de muestra, se muestra un claro aumento de la temperatura en la época de sequía, al igual que el viento, la nubosidad y el punto de evaporación, asimismo para la época de lluvia se observa un aumento en la humedad relativa en comparación a la de sequía.

Tabla 15. Concentrado de ICA's.

No.	PARAMETROS	AGOSTO	OCTUBRE	NOVIEMBRE	FEBRERO	ABRIL	MAYO	LIMITE PERMISIBLE
1	pH	7.00	7.80	7.30	7.00	7.20	7.20	6.5 - 8.5
2	Conductividad	782	774	777	880	805	805	N.A.
3	Oxígeno disuelto	7.74	9.65	8.4	7.74	7.93	7.93	N.A.
4	Coliformes Totales	800	1450	690	1100	2250	2250	0.0
5	Cloruros	51.98	62.2	59.02	58.9	57.7	57.7	250.0
6	Temperatura	21.4	24.8	22.5	23.4	23	23	N.A.
7	Dureza Total	88	190	174	180	100	100	500.0
8	Sólidos Disueltos Totales	393	388	390	420	370	370	1000.0
9	Sulfatos	52	78.4	73	79	62	62	400.0
10	Nitratos	7.2	8.9	10.1	9.7	8.7	8.7	10.0
11	Nitritos	0.005	0.004	0.005	0.0045	0.005	0.005	1.0
12	Color Real	25	31	28	31	27	27	20.0
13	Turbiedad	7.14	15.4	9.45	12.59	13.5	13.5	5.0
14	Salinidad	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4
19	ICA	83.91	78.1	80.48	78.57	76.67	76.67	

El Índice de Calidad de Agua (ICA) en los meses de agosto y noviembre (temporada lluviosa) el agua tiene una calidad aceptable que requiere de un tratamiento menor para el consumo humano. En los demás meses el ICA indica que el agua tiene una contaminación leve y que tener un tratamiento leve para consumo humano.

Tabla 16 . Dispersión en micras del ADN en tejido hepático de *Chirostoma chapalae* durante las épocas analizadas.

HEPATOCITOS	
LLUVIA	SEQUIA
20.80±3.9	8.57±3.9

La desnaturalización del ADN en la época de lluvia es mayor a la de sequa.

3. DISCUSION

Los resultados de la determinación de los compuestos orgánicos persistentes (COP's) en el agua y hacia la biota, resultaron en su totalidad negativos, es decir, la prueba de cromatografía de gases **indicó un valor menor al límite de detección**, como se puede observar en el anexo (Tabla 29).

Referente a la presencia del daño genético en el hígado del *Chirostoma chapalae*, se afirma que el desdoblamiento del ADN no es provocado por los compuestos orgánicos persistentes (COP's) ya que estos no están presentes en el agua y plancton del Lago de Chapala.

De acuerdo a los resultados de la prueba cometa, tabla No.16, en la temporada de sequía se presentan los valores con menor desdoblamiento de ADN, este fenómeno se explica por la ausencia de un caudal de agua significativo que remueva y provoque una mayor turbiedad del agua, los posibles tóxicos presentes estarán ubicados en el sedimento del Lago; en el caso de la temporada de lluvia el caudal provoca una mayor turbiedad del agua del lago y con ello una mayor presencia de tóxicos, la prueba cometa indica que hay mayor daño genético en el hígado del *Chirostoma chapalae* debido a este fenómeno natural.

Asimismo es importante destacar que se encontraron concentraciones de COP's en estudios realizados en áreas remotas de un lago Antártico y en sedimentos de las lagunas Árticas de Canadá (Grimalt *et al.*, 2001) y en estudios realizados en el Lago de Chapala en 2004 por el Dr. Arévalo Hernández detectaron y cuantificaron DDT, HCH, lindano, clordano, metoxicloro, toxafeno, eldrín, y dieldrín, en concentraciones mínimas, esto hacen suponer que estos plaguicidas son arrastrados durante la temporada de lluvias hacia el embalse, estos datos concuerdan con lo reportado por Martínez (1994) y confirman el extensivo uso de estos agroquímicos en Jalisco y estados vecinos y el riesgo de exposición a plaguicidas a través de los cuerpos de agua dulce como lo reportó Jiménez (2001), estas diferencias de concentración de COP's estarían determinadas por la cercanía de este lago a los centros urbanos, los cuales actuarían como fuentes generadoras de estos contaminantes.

Los COP'S pueden ser absorbidos o retenidos en los tejidos grasos de los animales (Pietrapiana et al., 2002) bioacumulándose incluso miles de veces respecto a las condiciones ambientales (Guillete, 1994), situación no observada en el presente trabajo, pero que sin embargo se detecto daño genético en el hígado del *Chirostoma chapalae* no atribuible a la presencia de los COP's, una sustancia se considera mutagénica cuando daña el ADN y carcinógena cuando afecta a una población, cuyos organismos no han sido expuestos a ella con anterioridad y hay un aumento estadísticamente significativo de alguna forma de neoplasia (crecimiento celular anómalo) (Zúñiga, 2001). La prueba cometa alcalina (PCA) nos permito medir el rompimiento en el ADN, detectar sitios sensibles al álcali en células de mamíferos y algunas plantas (Álvarez, 2001) y es muy empleada ya que es rápida, simple y sensible, la migración media de las caudas de núcleos hepáticos de *Chirostoma chapalae* con respecto a las dos temporadas de muestreo, nos permite afirmar que en la temporada de lluvia existe mayor rompimiento de ADN, debido a la presencia de contaminantes con actividad genotóxica como se detalla en el apartado de marco teórico en químicos mutagénicos, y en temporada se sequia se observo una significativa disminución de la cauda del cometa alcalino del ADN (tabla 16), esto debido a que los contaminantes presentes se encuentran localizados en el sedimento del Lago, debido a la baja afluencia de agua en el Río Lerma, la incapacidad de mantener con vida a un número significativo de charales adultos de ambos géneros para su reproducción y obtención de especímenes libres de contaminantes y ser considerados como un grupo testigo, no se llevaron acabo los análisis necesarios para determinar el daño hepático y comparar los resultados.

El establecer al *Chirostoma chapalae* posee todas las características para ser considerado como un monitor biológico debido a los resultados encontrados en los estudios de análisis de PCA en células hepáticas.

Se recomienda hacer estudios de determinación de COP's en el agua y sedimento del Lago de Chapala con una mayor cantidad de zonas de muestreo.

salina al 0.1 % con ácido ascórbico (4 µg de base libre de 5,7-DHT en 0.4 µl de solución salina). Al grupo control solo se le aplicó solución salina. El procedimiento consistió en aplicar bilateralmente una microinyección del neurotóxico en el núcleo supramamilar (dosis 2µg/0.1µl a una velocidad de flujo 0.1 µl/min durante 4 minutos, de forma bilateral) y otra en el núcleo hipotalámico posterior (dosis 2µg/0.1µl a una velocidad de flujo 0.1 µl/min durante 4 minutos, de forma bilateral), de acuerdo con las coordenadas estereotáxicas de Paxinos: 4.7 mm posterior a Bregma, 0.2 mm bilateral a la línea media y 8.7 mm dorsoventral a la superficie del cráneo para lesionar el nSUM, y para el núcleo hipotalámico posterior (nHP) las coordenadas fueron 3.7 posterior a Bregma, 0.3 mm bilateral a la línea media y la profundidad de 8.2 mm dorsoventral a la superficie del cráneo.

En el mismo procedimiento quirúrgico se realizó el implante de los electrodos previamente mencionados. Un electrodo bipolar concéntrico, en el estrato oriens/piramidal del área CA1 del hipocampo derecho con coordenadas estereotáxicas 4.5 mm posterior a Bregma, 2.5 mm lateral a la línea media y 2.4 mm dorsoventral a la superficie del cráneo (Paxinos & Watson, 1998), el segundo electrodo en la región de GD con coordenadas 3.5 mm posterior a Bregma, 1.5 mm lateral a la línea media y 4.4 mm dorsoventral a la superficie del cráneo y el tercer electrodo en la región del núcleo supramamilar en las mismas coordenadas de lesión. Los electrodos bipolares fueron construidos con alambre de nicromo de 65 µm de diámetro, fijado dentro de una cánula de acero inoxidable calibre 25 cubierta con resina epóxica, y se dejó expuesta una punta con una pequeña superficie de registro. Se colocó sobre el hueso del cráneo un tornillo de acero inoxidable que sirvió como electrodo de tierra. Una vez terminada la cirugía tanto de lesión como del implante de electrodos, se les aplicó la inyección de un antibiótico y analgésico. Posteriormente se les

revelan un promedio de 803.83 $\mu\text{mhos/cm}$. Estos resultados sugieren que se está presentando una disminución de la conductividad en el lago; sin embargo, parámetros como sulfatos, durezas y fósforo tienden a aumentar, por lo que es objeto de estudios posteriores, factores que pueden estar determinando este comportamiento. Es de resaltar que los programas de depuración de aguas residuales principalmente de tipo industrial iniciaron en 1992, por lo que podría ser un resultado directo de su funcionamiento en la cuenca del Lago.

Limón *et al.* (1989) describen la dureza total para el periodo de 1972-1984 con una media de 148 y un mínimo y máximo de 124-167 mg/L CaCO_3 . Hansen y Maya (1997) describen para el periodo de 1974-1995 un mínimo y máximo de 86-372 mg/L CaCO_3 , los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, reporta un promedio de 227.54 mg/L CaCO_3 con un mínimo y máximo de 196.62-266.5 mg/L CaCO_3 , los resultados antes citados muestran como existe una clara tendencia de aumento en los niveles de dureza total en agua, en el presente estudio la tendencia es a la baja en los niveles de dureza total, como lo muestran los siguientes resultados: con un promedio de 138.66 los mínimo y máximo de 88.0-190.0 mg/L CaCO_3 .

Limón *et al.* (1989) describen el nitrógeno de nitratos para el periodo de 1972-1984 con una media de 0.367 y un mínimo y máximo de 0.264-0.645 mg/L NO_3 , Hansen y Maya (1997) describen para el periodo de 1974-1995 un mínimo y máximo de 0.150-2.81 mg/L NO_3 , GEMS/WATER describe para el periodo de 1991-1993 un promedio de 1.20 y para el periodo de 1994-1996 un promedio de 3.63 mg/L NO_3 , los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, reporta un promedio de 0.271 y un mínimo y máximo 0.0156-0.5193 mg/L NO_3 . Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo, indican valores mayores a los anteriores, siendo el promedio de 8.88 mg/L. con un mínimo y máximo de 72.2-10.1 mg/L NO_3 , cronológicamente se presenta un aumento en su concentración, quizás debido al aumento de descargas de agua industriales y urbanas sin tratamiento.

De Anda, S.J. (2001) describe los nitritos para el periodo de 1995 un mínimo y máximo de 0.035-0.051 mg/L NO_2 , Los resultados antes citados y su comparación

con los de la tabla 15 y anexo,, indican valores similares a los anteriores, siendo el valor mínimo y máximo de 0.040-0.050 mg/L NO₂.

Guzmán, A. M. (1991) reporta 2,500 colonias en 100/ml de coliformes totales, Tood *et al.* (2008) describen los coliformes totales para el periodo de 2008 de 50 colonias por cada 100/ ml. Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo,, indican que existe una clara tendencia de aumento en la media siendo de 1465 colonias por cada 100/ml, el mínimo y máximo de 650-2,500 colonias por 100ml.

Limón *et al.* (1989) describen el oxígeno disuelto para el periodo de 1972-1984 con una media de 6.9 y un mínimo y máximo de 6.3-7.1mg/L O₂, los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, reporta un promedio de 5.82 y con un mínimo y máximo de 3.98-7.36 mg/L O₂. Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo,, indican que existe una clara tendencia de aumento en la media siendo de 8.17 mg/L O₂ y en los rangos máximos y mínimos de oxígeno disuelto en agua, como se muestran a continuación respectivamente; 7.74-9.65 mg/L O₂.

Limón *et al.* (1989) describen el pH para el periodo de 1972-1984 con una media de 8.7 y un mínimo y máximo de 8.4-8.8 unidades de pH, Hansen y Maya (1997) describen para el periodo de 1974-1995 un mínimo y máximo de 6.30-9.20 unidades de pH, los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, indican una media de 8.70 y el mínimo y máximo de 8.35-8.92 unidades de pH. Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo, muestran como existe una clara disminución en la media 7.25 y en los rangos máximos y mínimos respectivamente: 7.0-7.8 de pH en agua, aunque la alcalinización es más evidente.

Limón *et al.* (1989) describen los sólidos disueltos totales para el periodo de 1972-1984 con una media de 278 y un mínimo y máximo de 248-316 mg/L. Hansen y Maya (1997) describen para el periodo de 1974-1995 un mínimo-673.9 y máximo de 189-1206 mg/L, los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, indican una media de 627.16 y el mínimo y máximo de 606.9 mg/L. Los

resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo, muestran un promedio de 388.5, los rangos de mínimo y máximo de 370.0-420 mg/L, indican como existe una clara tendencia a la baja en los niveles de sólidos disueltos totales en agua.

Limón *et al.* (1989) describen los sulfatos para el periodo de 1972-1984 con una media de 49 y un mínimo y máximo de 43-61 mg/L SO₄, los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, indican una media de 82.96 y el mínimo y máximo de 52.9-109.6 mg/L SO₄, los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo, se encontró una media de 67.73 y el mínimo y máximo de 52.0-79.0 mg/L SO₄, muestran como existe una clara tendencia de aumento en los niveles de sulfatos en agua.

Limón *et al.* (1989), describen la temperatura para el periodo de 1972-1984 con una media de 21.7 y un mínimo y máximo de 20.9-17.0 °C, los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, indican una media de 22.06 °C y el mínimo y máximo de 19.5-24.4 °C. Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 20, revelan una media de 17.01 °C, y el mínimo y máximo con 21.4-24.8 °C, se muestran como existe una clara tendencia de aumento en la media y en los rangos máximos y mínimos de temperatura en agua.

No se tienen datos previos de turbiedad en unidades de turbiedad nefelometrías. Una de las propiedades físicas que más afectan a la limnología del lago de Chapala es la alta turbiedad inorgánica. El tamaño de las partículas de arcilla es pequeño y uniforme en todo el lago (Limón y Lind, 1990), con un diámetro medio de $0,5 \pm 0,09$ μm . Este tamaño implica que la partícula de arcilla sedimente a velocidades de solo 0,02 m/día, sin embargo, de acuerdo al modelo de Chesters y Delfino (1978) para grandes lagos y con profundidad pequeña, el viento es capaz de inducir resuspensión de este tipo de partículas. Limón *et al.* (1989), describen la turbiedad Secchi para el periodo de 1972-1984 con una media de 56,2 y un mínimo y máximo de 18-69 μm , los resultados descritos por García V. J. (2002) en el periodo de 1996-1997, indican una media de 31.72 y el mínimo y máximo de 20.8-43.3 μm , Los resultados antes citados y su comparación con los de la tabla 15 y anexo, indican una media de 11.93 y el mínimo y máximo de 7.14-15-4 μm , muestran como existe una clara tendencia

de disminución en los valores promedio, mínimos y máximos de turbiedad Secchi en agua.

En el caso de la temporada de sequía; se observó una disminución en la precipitación, se prevén impactos por la reducción en la dilución de los contaminantes provenientes de descargas puntuales (por reducción del flujo de los ríos), pérdida en la capacidad de disolución de oxígeno en el agua (por reducción de la turbulencia e incremento de la temperatura), así como incremento en la temperatura del agua (por incremento de la temperatura del aire y reducción en los caudales).

En el caso de la temporada de lluvia; un incremento de la presencia de lluvias torrenciales, los efectos en calidad del agua son, por un lado, mayor capacidad de dilución de contaminantes, aunado a un incremento en el arrastre de partículas suspendidas y por ende un aumento de la turbiedad. Pero al mismo tiempo, se produce un incremento en la erosión que conlleva a un aumento en el arrastre de nutrientes y agroquímicos entre ellos los COP's de zonas agrícolas.

Los valores obtenidos como índice de calidad del agua como se muestran en la tabla 15, y de acuerdo a la figura 7, los siguientes lineamientos clasificatorios del agua en el lago de Chapala:

1. para uso en *agua potable* esta contaminada de fuerte a excesiva
2. para uso en *agricultura* esta contaminada a contaminada fuertemente
3. para uso *pesquero y pecuario* esta contaminada a contaminada fuerte
4. para uso *industrial* esta contaminada
5. para uso *recreativo* esta contaminada leve a contaminada.

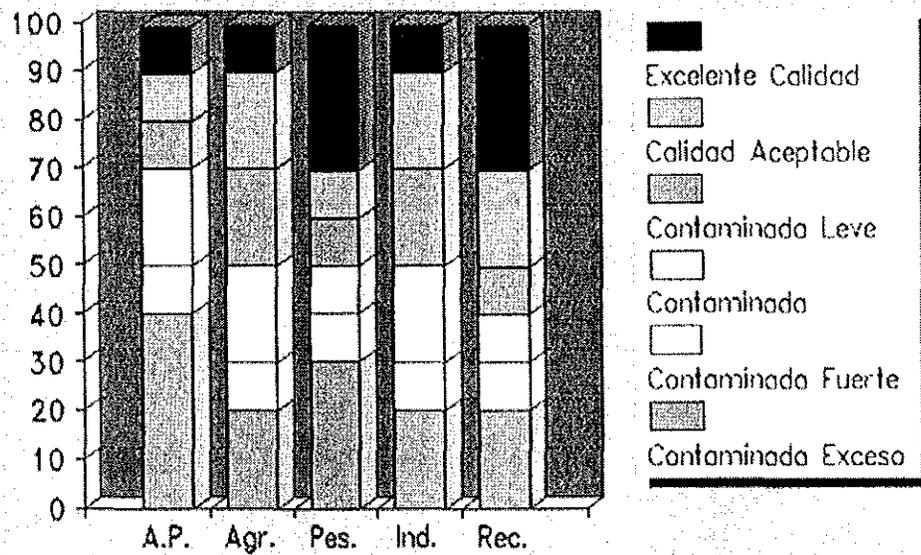


Figura 8. Escala de los ICA como función del uso del agua. Fuente: (León, 1991).

Los valores obtenidos en el cálculo del ICA en esta investigación superan en mucho con el valor más bajo obtenido por León (1991), en el lago de Chapala, donde el promedio menor fue de 34, mientras el mayor fue de 75 (n=12), mientras que en el estudio de García Velazco J, (2002) el valor más bajo fue de 35,06 y el alto de 49,45; y en el presente estudio el valor más bajo es de 76.67 y el más elevado de 83.91, sin embargo es importante mencionar que las técnicas utilizadas en el cálculo del ICA son diferentes en el caso de León y similar al de García Velazco, éstas radican básicamente en la inclusión o exclusión de alguno de los parámetros. Existen varios trabajos de la calidad del agua en el lago de Chapala en los cuales se ha calculado el índice de calidad del agua, pero su realización por entidades federales y estatales del país y su falta de publicación dificulta su utilización para discusiones con los valores de este estudio.

Considerando que la elaboración de los índices de calidad del agua puede incluir un número variable de parámetros que lo integren, que las ponderaciones de importancia son diferentes y que los métodos de cálculo difieren según el autor, es aventurado hacer comparaciones entre valores de ICA's calculados en cuerpos de agua como ríos y lagos, por lo tanto, en este trabajo sólo se realiza una descripción de los diferentes tipos de índices que actualmente se aplican en la investigación de la calidad del agua (ver tabla 15), resaltando las diversas aplicaciones que este proceso

metodológico ofrece, para que los resultados presentados en este estudio sean mejor evaluados.

El índice de calidad de agua del presente estudio se encuentra entre los rangos de 70 a 85 lo que indica que el agua es dudoso para su consumo sin purificación y con tratamiento menor puede utilizarse para cultivos que requieren de alta calidad de agua para riego, figura 7.

Tabla 31. Metodologías y aplicaciones y del Índice de Calidad del Agua

Cuerpo de agua	Metodología y Resultados	Autor
Aguas naturales de Nueva Zelanda.	Describe un índice de calidad del agua para contacto recreacional en aguas de Nueva Zelanda, utiliza la opinión de 16 expertos por encuesta postal y establecen los parámetros a incluir: Coliformes fecales, pH, turbiedad secchi y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Generan curvas de aceptación o rechazo de la calidad del agua para la recreación.	Nagels <i>et al.</i> , 2001.
Aguas naturales de Oregón, USA.	Describe el llamado índice de calidad del agua de Oregón, el cual incluye 8 parámetros como temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica del oxígeno, pH, nitrógeno amoniacal y nitratos, fósforo total, sólidos totales, y coliformes fecales. Demuestra su utilidad para presentar la información y su fácil interpretación a la sociedad.	Cude, 2001.
Aguas costeras del mediterráneo, España.	Describen un método para desarrollar un índice de calidad del agua costera para aplicación en áreas turísticas, incluyen solo 4 parámetros de nutrientes como amoníaco, nitrito, nitrato y fosfato. Fueron analizados a lo largo de las aguas costeras de un área turística española. Usan una clasificación numérica y determinan tres niveles de contaminación denominados aguas oligotróficas, mesotróficas y potencialmente eutróficas. Proponen su utilización sistemática en las aguas costeras. Aguilera <i>et al.</i> , 2001.	
Aguas naturales de Dalmatian Croacia meridional	Describe el índice de la calidad del agua (ICA) para las aguas del condado de Dalmatian así como los resultados de la aplicación del índice para la evaluación del agua en por períodos de tres años (1995, 1996; 1997). El ICA incluye 8 parámetros: temperatura, mineralización, coeficiente de la corrosión, $K = (Cl + SO_4)/HCO_3$, oxígeno disuelto, demanda bioquímica del oxígeno, nitrógeno total, proteína N, fósforo total y bacterias totales coliformes. Agrega un factor de peso a los parámetros y determina que el cloruro y los sulfatos son los causantes de las fluctuaciones de calidad.	Stambuk-Giljanovic, 1999.

Oasis de Dakhla, desierto occidental egipcio.	Determinan la conveniencia de utilizar el índice de calidad del agua en estudios de aguas subterráneas, encontrando diferencias por distancia, condiciones geológicas y de explotación de los acuíferos. Recomiendan esta metodología por su sencilla interpretación.	Soltan, 1999.
Rio Cauvery, sur de la India.	La calidad del agua del río Cauvery y de sus tributarios - Arkavathi y Vrishabhavathi - fue evaluada usando el índice de la calidad del agua de Bhargava. La variación estacional significativa fue revelada por las características fisicoquímicas medidas. El índice de la calidad del agua se categoriza como clase III (rango satisfactorio) para los ríos de Cauvery y de Arkavathi y clase IV (rango pobre) para el Vrishabhavathi. La homogeneidad espacial de la calidad fue determinada usando la prueba múltiple del rango de Duncan.	Suvarna y Somasekar, 1997.

Estudios futuros deberán integrar en el cálculo del índice de calidad del agua a parámetros cuya información toxicológica y contaminante sea relevante, pero se debe atender a criterios como desarrollo tecnológico, instrumentación analítica y capacidad económica de la región, para su integración y realización.

El desarrollo de esta metodología de evaluación de la calidad del agua en el lago de Chapala se pretende que sea una herramienta de aplicación cotidiana por las diferentes dependencias federales y estatales del país, siendo una herramienta de fácil interpretación y diseño. Por lo que su integración a los programas educativos y su difusión es objetivo futuro de actuación.

Una vez que se han discutido las relaciones de presencia, distribución y comportamiento de las diversas variables del estudio de la calidad del agua y de los sedimentos, corresponde entonces ahora realizar un análisis global de estas variables, a fin de conocer que interacciones se presentan, de que forma se estructuran, y como se desarrollan a lo largo del ciclo anual del Lago.

Estos resultados sugieren que se está presentando una disminución de la conductividad en el lago; sin embargo, parámetros como sulfatos, durezas y fósforo tienden a aumentar, por lo que es objeto de estudios posteriores, factores que pueden estar determinando este comportamiento. Es de resaltar que los programas de depuración de aguas residuales principalmente de tipo industrial iniciaron en 1992, por lo que podría ser un resultado directo de su funcionamiento en la cuenca del Lago, ya que también el pH resulto bajo hasta 1.19 unidades en el promedio en

comparación en otros estudios, asimismo el oxígeno disuelto se vio favorecido un ligero aumento, quizás también por este tipo de depuración del agua, por tal motivo el aumento de coliformes totales presentes en el Lago, se ve directamente proporcional a dicha variable, ya que un número significativo de bacterias son aerobias.

6. CONCLUSIONES

1.- No se encontraron concentraciones de COP'S en agua, plancton y tejidos hepáticos de *Chirostoma chapalae* del Lago de Chapala.

2.- Algunos COP'S son arrastrados por las lluvias concentrándose en los cuerpos de agua, otros al parecer, ya no son empleados y se encuentran en forma residual en estos embalses y se diluyen con la llegada de aguas.

3.- Existe daño hepático en *Chirostoma chapalae* del lago de Chapala, el daño genético no se atribuye a los COP'S.

4.- Se recomienda estandarizar el método utilizado para determinar el daño hepático (PCA), aunque en este estudio se realizó y no se cuenta con datos al respecto.

5.- Es importante mencionar que las técnicas utilizadas en el cálculo del ICA son diferentes en el caso de los diferentes autores mencionados, éstas radican básicamente en la inclusión o exclusión de alguno de los parámetros. Existen varios trabajos de la calidad del agua en el Lago de Chapala en los cuales se ha calculado el índice de calidad del agua, pero su realización por entidades federales y estatales del país y su falta de publicación dificulta su utilización para discusiones con los valores de este estudio, y ser concluyente.

7. BIBLIOGRAFIA

Agencia de protección ambiental de los estados unidos. EPA. (2000). Documento EPA 815-F-00-007.

Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 2007. Reseña Toxicológica del Heptacloro y Epóxido de Heptacloro

Aguilar, HMG. (1985). *Algunas especies parásitas del pescado blanco (Chirostoma ocoatlanae) del lago de chapala, jal.* Tesis Profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. 67.

Aguilera, PA.; Castro, H.; Rescia, A.; Schmitz, MF. (2001). *Methodological development of an index of coastal water quality: Application In A Tourist Area. Environmental Management.* 27(2):295-301.

Albert A. L. (1990). *Riesgos de los plaguicidas para la salud.* Ed. Centro de ecodesarrollo. México. pp. 65-86.

Allen-Gill, S.M.; D.H. Landers; T.L. Wade; J.L. Sericano; L.R. Curtis, (1997): "*Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (pcbs) in sediments and biota from four us arctic lakes*". *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 378-387.

Allen-Gill, S.M.; D.H. Landers; T.L. Wade; J.L. Sericano; L.R. Curtis, (1997): "*Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls (pcbs) in sediments and biota from four us arctic lakes*". *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 33, 378-387.
Carson, R. (1962): *Silent Spring*, Boston, Houghton Mifflin.

Altamirano, E., Guzmán, AM. (1988). *Contribución al estudio ficoflorístico del Lago de Chapala.* Instituto de Limnología, Chapala, Jalisco. U. de G. 196.

Álvarez M. C. y Zaitseva Petrovna G. (2001). *Enfermedades genéticas originadas por mutaciones.* Genética, ambiente y salud (Álvarez Moya C. Ed.). Universidad de Guadalajara, Guadalajara. pp. 103-116.

Álvarez M. C. y Santerre Lucas A. (2001). *Agua de consumo público en la ciudad de Guadalajara, México: Evaluación de la genotoxicidad en Tradescantia.* Scientia, CUCBA. 3: 12-17.

Álvarez M. C. (2003). *Los pesticidas como fuente de daño genético.* Sustentabilidad (Mendoza Cornejo C. y Pimienta Barrios E. Eds.). 1: 33-41.

Álvarez M. C. (2005). *Estudio fotográfico de células con daño genético.* Laboratorio de Mutagénesis Ambiental. Universidad de Guadalajara. Guadalajara, México.

Álvarez, M. C. y Reynoso, S.M. (2006). *COP's y su bioacumulación.* Contaminación y daño genético en el lago de chapala. (Álvarez Moya C. ed.). Guadalajara, Jal. México. pp: 87-93.

Alvarez DVJ. (1970). *Peces Mexicanos (Claves).* Secretaría de Industria y Comercio. Dirección General de Pesca e Industria. México, D.F. 116.

Antonucci G.A., De Syllos Colus I. M. (2000). *Chromosomal aberration análisis in a brazilian population exposed to pesticidas. teratogenesis carcinogenesis mutagenesis*. Arch. Environ. Contam. Toxicol.20(5):265-272.

APHA, AWWA-WDCF (1992),

Arevalo, A. (2005). *Estudio comparativo de la bioacumulación de COP's y daño genético en hígado de Goodea atripinnis y Pelycanous erythrorhyncus del lago de hapala y de la Laguna de Sayula*. Laboratorio de Mutagenesis Ambiental. Centro Universitario de Ciencias Biológicas Agropecuarias. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. México. p 14.

Arredondo, FJL., Aguilar, CD. (1987). *Bosquejo histórico de las investigaciones limnológicas realizadas en lagos mexicanos, con especial énfasis en su ictiofauna*. Gómez, AS. Contribuciones en Hidrobiología. Mem. Reunión "A. Villalobos". México. Instituto de Biología. UNAM. pp. 113-123.

Arredondo, FJL., Guzmán, MA. (1986). *Actual situación taxonómica de las especies de la tribu tilapinií (pisces: cichlidae) Introducidas en México*. An. Inst. Biol. UNAM. Ser. Zool. 56 (2). pp. 555-572.

Arreguin, F. (2009). *Plan piscícola Chapala*. Tesis. Universidad Autónoma Guadalajara. Guadalajara, Jal México.p:102.

Asano N., Morita T., Watanabe Y. (1989). *Micronucleus test with colchicines given by intraperitoneal injection and oral gavage*. Mutation Research. 223 (4):391-394.

Bali D., Singh J., Singh H., Sandhu, D. (1990). *In vitro and in vivo genotoxicity evaluation of hormonal drugs. I. Hydrocortisone*. Environmental Molecular Mutagenesis. 16: 250-254.

Barba, G., Güitrón, M. (1997). *Avifauna y Vegetación del Lago de Chapala. Estudio Integral del Sistema Ecológico del Lago de Chapala para su conservación y aprovechamiento*, Universidad de Guadalajara, México. Informe Técnico. 196 Pág.

Barbour, C. D., Copeia A., (2003). *Biogeographical history of Chirostoma (Pisces:Atherinidae): A species flock from the Mexican Plateau*. 533-556. 3:

Barbour, CD. (1973). *The sistematics and evolution of the gemus Chirostoma swainson (pisces: atherinidae)*. Tulane Stud. Zool. Bot. 18(3), pp. 97-141.

Barbour, CD.; Miller, RR. (1973). *A revision of the mexican cyprinid fish gemus algansea*. Misc. Pub. Mus. Zool. Univ. Mich. 150.

Belpaeme, K. ; Cooreman,K. and M. Kirsch- Volders. (1998). *Development and validation of the in vivo alkaline comet assay for detecting genomic damage in marine flatfish*. Mutation Research. 415 : 167- 184.

- Brown, R. (1970). A water quality index - do we dare. *Water Sewage Works*. Vol. 11, pp. 339-343.
- Borga, K. Gabrielsen, G.W. & J.U. Skaare. (2001). Biomagnification of organochlorines along a barents sea food chain. *Environmental Pollution*. Vol. 113: 187- 198.
- Bogar, Escobar. (2006). Problemática del lago de chapala, ITESSO, Trabajo de Derecho Ambiental.
- Bustamante, RR.; Sánchez, C. (1971). Levantamiento fotogramétrico y batimétrico del lago de chapala. *Amer. Soc. Photogram. Washington. An. Cong. Surv. Mapp.* 25.
- Castañeda, H.; Casas, SJ. (1997). Bacteriología en el lago de chapala. en: estudio integral del sistema ecológico del lago de chapala para su conservación y aprovechamiento. Informe Técnico. Universidad de Guadalajara. FOMES. Guadalajara. México. 196.
- Carrillo-Cedillo E. y Vélez L. E (1996). Plaguicidas organofosforados en aguas de riego del Valle de Mexicali. II Congreso Nacional de Ciencias Ambientales, Mazatlán, México, Diciembre, 15.
- Carson, R. (1962): *Silent Spring*, Boston, Houghton Mifflin.
- Chávez, EA. (1973). Datos hidrobiológicos del lago de chapala, Jalisco. *Rev. Soc. Hist. Nat.* Num. 34 pp. 125-146.
- CE-CCA-001-89. (1989). *Acuerdo por el que se establecen los criterios ecológicos de calidad del agua*. Diario Oficial de la Federación. México.
- Chernoff, B., Miller, RR. (1981). *Systematics and variation of the aztec shiner, notropis salleyi*, A Cyprinid Fish From Central Mexico. *Proc. Biol. Soc. Washington*. Pp.18-36.
- Chesters, C., Delfino, JJ. (1978). *Frecuency and extent of wind-induced suspension of bottom material in the U.S. Great Lakes Nearshore Waters*. *WISCONSIN NAT. RES. CENTER*. Univ. Wisconsin, Madison, 178.
- Clements, T. (1963). *Pleistocene history of lake chapala, Jalisco, Mexico*. Essays in Marine Geology in honor of K.O. Emery. Univ. Southern Calif. Press. Los Angeles.
- Cochran, PA., Lyons, J., Merino-Nambo, E. (1996). Notes on the biology of the mexican lampreys *lampetra spadicea* and *I. geminis* (agnatha: petromyzontidae). *Ichthyological Exploration of Freshwaters*. September, Vol. 7, No. 2, pp. 173-180.
- Comisión para la cooperación ambiental del tratado de libre comercio para América del Norte, 2007; A14/SEM/97-007/01/SUB).

- Corona. A. J. y colaboradores. 2009. Investigación sobre compuestos orgánicos de importancia económica, social, industrial y ambiental en la región del país. Instituto Tecnológico de Colima. Villa de Álvarez, Colima. México.
- Corsolini S., Focardi S., Kannan K., Tanabe S., and Tatsukawa R. (1995). *Isomer-specific analysis of polychlorinated biphenyls and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin equivalents (TEQs) in red fox and human adipose tissue from central Italy*. Archives off Environmental Contamination and Toxicology. 29: 61-68.
- Cortinas. N. C. (2003). *Los contaminantes orgánicos persistentes "Una visión regional"*. México. Instituto de Limnología, Chapala, Jalisco. U. de G. p:11-12.
- Cortinas, N. C. (2002). *"Las causas del cáncer" Cencer: Herencia y Ambiente*. Journal of the National Cancer Institute de EUA.
- Cravioto, GE. (1970). *Funcionamiento hidrológico del lago de chapala de acuerdo con el nuevo levantamiento topo-hidrográfico*. México. SRH. Dirección de Hidrología. p133.
- Creaser, CV.; Hubbs, CL. (1922). *A revision of the holoartic lampreys*. Occ. Pap. Mus. Zool. Univ. Mich. Núm. 120 pp. 1-14.
- Cude, CG. (2001). *Oregon Water Quality Index: A tool for evaluating water quality management effectiveness*. Journal of the American Water Resources Association. 37(1):125-137.
- Curiel, BA. (1995). *Water quality in the lakes of state jalisco. the fourth intr. symp. on fish physiol*. Toxicology and Water Quality. Montana St. University, USA, 26.
- Davalos, L. (1996). *Phytoplankton and bacterioplankton stress by sediment-borne pollutants*. Journal of Aquatic Ecosystem Health. Vol. 5, No. 2, pp. 99-105.
- Davalos, L., Lind, OT., Doyle, RD. (1989). *Evaluation of phytoplankton-limiting factors in lake chapala, Mexico: Turbidity And The Spatial And Temporal Variation In Algal Assay Response Lake & Reservoir Management*. Vol. 5, No. 2, pp. 99-104.
- De Anda, J., Quiñónez, CSE., French, RH., Guzmán, AM. (1998). *Hydrologic balance of lake chapala (Mexico)*. Journal of the American Water Resources Association. 34(6):1319-1331.
- De Anda, J.; Shear, H.; Maniak, U.; Riedel, G. (2000). *Phosphorus balance in lake chapala (México)*. Journal Of Great Lakes Research. 26(2) 345-357.
- De Buen, F. (1946). *Investigaciones sobre ictiología mexicana iii. la ictiofauna del lago de chapala. con la descripción de una nueva especie (Haustor ochoterenai)*. An. Inst. Biol. Univ. Méx. 17 (1-2). pp. 261-268.
- De la Iglesia, H. A. (1987). *Medical examinations of workers exposed to pesticides*. Centro Nacional de Medios de Protección-Sevilla. España.

Dinius, SH. (1987). *design of a water quality Index*. W.R. Bulletin, Vol. 23, No.5, pp. 833-43.

Dhillon V., Singh J., Singh H., Kler R (1995). *In vitro and in vivo genotoxicity evaluation of hormonal drugs*. VI. Fluoximesterone. Mutation Research. 342: 103-111.

Dunier, M.B. (1994). *Effects of environmental contaminants (pesticides and metal ions) on fish immune systems*. Models for Environmental Toxicology, Biomarkers Immunostimulators. Fair Haven, N. J.

ECFS. , (2000). "*Pesticides :2,4-D, MCPA, Dichlorprop, Mecoprop*" Environment Canada Fact Sheet.

Egali U., Tunca B., Tuncel P., Kahraman M., Sevinir B., Cecener G., Batmaz H., Akpinar G., Cimen C., Cangul T., Bilaloglu R. (2000). *Genotoxic, hematotoxic, pathological, and biochemical effects of hexane on swiss albino rats*. Teratogenesis. Carcinogenesis Mutagenesis.

Escotto, JJ. (1986). *Lago de Chapala*. Guadalajara. Gobierno de Jalisco. Colección de textos Jalisco. Serie Estudio e Inversión. Núm. 19, 72 p.

Espinoza, PH., Gaspar, DMT., Fuentes, MP. (1993) *Listado fáunístico de México III los peces dulceacuícolas mexicanos*. Instituto de Biología. UNAM, México.

Estrada, FE. (1983). *Geología de la Cuenca Lerma-Chapala-Santiago*. Soc. Méx. Geog. Estad. Guadalajara. Jal. p.p. 36-39.

Fernández, P.; R.M. Vilanova; C. Martínez; P. Appleby; J.O. Grimalt (2005): "*The historical record of atmospheric pyrolytic pollution over Europe registered in the sedimentary PAH from remote mountain lakes*". Environ. Sci. Technol. 34, 1.906-1.913.

Ford Timothy and Ryan David. (1995). *Toxic metals in aquatic ecosystems: A microbiological perspective*. Environmental Health Perspectives.

Filonov, AE.; Tereschenko, IE.; Monzón, CO. (1998). *Oscillations of the hydrometeorological characteristics in the region of lake chapala for intervals of days to decades*. Geophysics international. 37(4): 293-307.

Ford, T., Ryan, DK. (1992). *Evaluation of heavy metals in water, sediment and organisms in lake chapala*. Final Report Of The State Of Jalisco. Division of Applied Sciences, Harvard University. Cambridge, Massachusetts, 38 pp.

García, V. J. (2001). *Estudio de los contaminantes en el proceso de sedimentación del Lago de Chapala, México*. Departamento de Biología Animal. Facultad de Ciencias Biológicas. Universidad de Valencia, España.

Garduño, VH. (1985). *El balance del agua en el Lago de Chapala*. Memoria. Seminario "El Lago de Chapala, 10 Años Después". Guadalajara. Col. Ing. Civ. Edo. Jal. 32 p.

Garaj-Vrhovac V., Zeljezic D. (2000). *Evaluation of DNA damage in workers occupationally exposed to pesticides using single- cell gel electrophoresis (SCGE) assay*. Pesticide genotoxicity revealed by comet assay. *Mutation Research*. 469 (2): 279-285.

GEMS/WATER. *Global Environment Monitoring System freshwater Quality Programme*. United Nations Environment Programme. *Bases de datos de calidad de agua de ríos y lagos*. [http:// www.cciw.ca/gems/intro.html](http://www.cciw.ca/gems/intro.html)

Gichner T., Ptacek O., Stavrena D.A., Wagner E.D., Plewa M.J. (2000). *A comparison of DNA repair using the comet assay in tobacco seedlings after exposure to alkylating agents or ionizing radiation*. *Mutation Research*. 470(1): 1-9

Godínéz, RA. (1961). *Lago de Chapala*. Tesis profesional de Geografía. Facultad de Filosofía y Letras. UNAM. México. 84.

González, G. J. (1992) *Flora ficológica de México*. Ciencias, Número Especial. Noviembre.

González, G. J. (1994) *Las algas: Sistemática de un grupo filogenético*. Taxonomía Biológica (Compilación De Jorge Llorente). Fondo de Cultura Económica-UNAM México D. F.

Grajales. G. T. (2000). "El Análisis Factorial". Universidad de Montemorelos. Nuevo León. México.

Granado, C. (2006). *Ecología de la comunidad ictica del embalse de Arrocampo (Río Tajo. Cáceres)*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. p: 364.

Grimalt, J.O.; J. Sunyer; V. Moreno; O.C. Amaral; M. Sla; A. Rosell; J.M. Antó; J. Albaigés (1994): "Risk excess of soft-tissue sarcoma and thyroid cancer in a community exposed to airborne organochlorinated compound mixtures with a high hexachlorobenzene content". *Int. J. Cancer* 56, 200-203.

Grimalt, J.O. (2002). *Los compuestos orgánicos persistentes en la biosfera: El enemigo global e invisible*. Departamento de Química Ambiental, Instituto de Investigaciones, EspañaQuímicas y Ambientales, Consejo Superior de Investigaciones Científicas. Barcelona.

Grimalt, J.O.; P. Fernández; L. Berdie; R.M. Vilanova; J. Catalán; R. Psenner; R. Hofer; P.G. Appleby; B.O. Rosseland; L. Lien; J.C. Massabuau; R.W. Battarbee (2001): "Selective trapping of organochlorine compounds in mountain lakes of temperate areas". *Environ. Sci. Technol.* 35, 2.690-2.697.

Grimmer G. (1983). *Chemistry: Environmental carcinogenesis*. (G. Grimmer, Ed.). Boca raton, Florida, pp. 200-216.

- Guillette, L. J. Jr. & M. C. A. Uribe. (2001). *Alteraciones en el sistema reproductor de alligator mississippiensis por contaminantes ambientales*. Bol. Soc. Herpetol. Mex.. 9:1-11.
- Guillette, L. J. Jr.; Gross, T.S.; Masson, G.R.; Matter, J. M.; Percival, H. F. & A. R., Woodward. (1996). *Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in florida*. Environmental Health Perspectives. 102(8): 680- 688.
- Guillette, L. J. Jr. (1994). *Endocrine- disrupting environmental contaminants and reproduction: lessons from the study of wildlife*. Women's Health Today: Perspectives on Current Research and Clinical Practice. D. R. Popkin & L. J. Peddl, eds. Parthenon Publ. N. Y: p: 201-207.
- Guizar- Vázquez J. (1994). *Genética Clínica*. Segunda Edición . El Manual Moderno, México.
- Guruge, K. S.; Watanabe, M.; H. Tanaka & S. Tanabe. (2001). *Accumulation status of persistent organochlorines in albatrosses from the North Pacific and the Southern Ocean*. Environmental Pollution. 114 389- 398.
- Guzman-Arroyo E. (1995). *La pesca en el lago de chapala. Hacia su ordenamiento y explotación racional*. Comisión Nacional del Agua-Universidad de Guadalajara. Guadalajara. Jal. 202 p.
- Guzmán, A.M. (1989). *La fauna acuática de la nueva galicia*. Instituto de Limnología, Chapala Jalisco. Universidad de Guadalajara. México. 72 p.
- Guzmán, AM., Soto, ME. (1989a). *Ciclo de reproducción y madurez sexual del pescado blanco (Chirostoma Spp.)*. El Lago De Chapala, Jal. México. Instituto de limnología. Universidad de Guadalajara. México. 12 p.
- Guzmán, AM., Galavitz, SS. (1989b). *Patrones de anidación de la tilapia Oreochromis aureus*. El Lago de Chapala. *Inst. limnol.* Universidad de Guadalajara. México. 10 p.
- Guzmán, AM. (1990a). *Los manantiales profundos del lago de chapala*. Instituto de Limnología, Chapala Jalisco. Universidad de Guadalajara. 46.
- Guzmán, A. (1991). *Estudio espacio-temporal de la calidad del agua en el lago de Chapala*. Gaceta Ecológica. INE. SEMARNAT. México.
- Guzmán, AM.; Merino, NE. (1992). *El lago de chapala, información básica*, Instituto de Limnología, Chapala Jalisco. Universidad de Guadalajara. 14.
- Guzmán, AM. (1995). *La pesca en el lago de chapala: Hacia su ordenamiento y explotación racional*. U de G- CNA. Guadalajara, JAL. México. 302.

Hansen, AM.; Maya, P. (1997). *Adsorption-desorption behaviors of pb and cd In Lake Chapala, Mexico*. Environment International. 23(4):553-564.

Hario, M., Himberg., K; T. Hollmén & E. Rudback. (2000). *Polychlorinated biphenyl in diseased lesser black- blacked gull (Larus fuscus fuscus) chicks from the Gulf of Findland*. Environmental Pollution. 107: 53- 60.

Heddle J., Lue C., Saunders E., Daniel R. (1978). *Sensitivity to five mutagens in Fanconi's anemia as measured by the micronucleus method*. Cancer Research. 38: 2983-2988.

Heflich H.R. 1991. *Chemical mutagens: Genetic Toxicology*. (Li P.A., Heflich R.H. Ed.) CRC Press, New Yersey, pp. 143-202.

Herrera A., Barrucco C., Caballo C., De la Peña E. (1992). *Effect of permethrin on the induction of sister chromatid exchanges and micronuclei in cultured human lymphocytes*. Environmental Molecular Mutagenesis. 20: 218-222.

Horton, RK. (1965). *An Index Number System for Rating Water Quality*. Journal of WPCF, Vol. 37.

Hubbs, CL.; Turner, CL. (1939). *Studies of the fishes of the order Cyprinodontes XIV. A Revision Of The Goodeidae*. Misc. Pub. Mus. Zool. Univ. mich.

IDEA, AC, *Instituto de Derecho Ambiental, AC.*, 2007. Gaceta Parlamentaria, año XI, número 2624-III,p.32.Jueves 30 de Octubre 2007.

INEGI (1984). *Datos Básicos del Estado de Jalisco, México*. 38.

IPESA CONSULTORES (1976). *Análisis de los regímenes de los caudales del lago de chapala*, Michoacán y Jalisco. México. Secretaría de Recursos Hidráulicos. 77.

Israde, AI., Garduno, MVH. (1999). *Lacustrine Record In A Volcanic Intra-Arc Setting: The evolution of the late neogene Cuitzeo basin system (Central-Western Mexico, Michoacan)*. Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology. 151(1-3):209-227P.

Jiménez, C. B. E. (2001). *La Contaminación ambiental en México. (Causas, efectos y tecnología apropiada)*. Capítulo 1 y 2. Editorial Limusa, S.A. de C.V. México, D. F.

Jordan, DS. (1880). *Notes on a collection of fishes obtained in the streams of Guanajuato y Chapala Lake, Mexico, By Prof. A. Duges*. Proc. U.S. Nat. Mus. Num. 2. 298 - 301.

Jordan, DS.; HUBBS, CL. (1900). *The white fish of the lake chapala*. Amer. Naturalist. Num. 34 523

- Juárez, CE., LLamas, BE. (1997). *Zooplankton en el lago de chapala. en: estudio integral del sistema ecológico del lago de chapala para su conservación y aprovechamiento*. Informe Técnico. Universidad de Guadalajara. FOMES. Guadalajara. México. 196 p.
- Kammann, U.; Bunke, M.; Steinhart, H. & N. Theobald. (2001). *A permanent fish cell line (EPC) for genotoxicity testing of marine sediment with the Comet Assay*. Mutation Research. 498: 67-77 p.
- Karlson, K.; Ishaq, R.; Becker, G.; Berggren, P.; D. Broman & A. Colmsjö. (2000). *PCB'S, DDT and methyl sulphone metabolites in various tissues of harbour porpoises from Swedish waters*. Environmental Pollution. 110: 29- 46 p.
- Kirkland D. (1993). *Genetic toxicology testing requirements: oficial and unofficial views from Europe*. Environmental Molecular.Mutagenesis .21, 8-14.
- Landwehr, J., Denninger, R. (1976). *Comparison of several water quality indicex*. Water Pollution Control Fed. 48(5), pp. 954-958.
- Lang R., Reimann R. (1993). *Studies for a genotoxic potential of some endogenous and exogenous sex steroids. I. Communication: Examination for the induction of gene mutation using the Ames Salmonella-Microsome test and the HGPRT test in V79 cells*. Environmental Molecular Mutagenesis. 21: 272-304
- Liebman, H. (1969). *Atlas of water quality: Methods and Practical Conditions*. R. Idenborough, Munich.
- León, LF. (1991). *Índice de Calidad del Agua, ICA*. Inf. # SH-9101/01, Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, México, 36, 48, 49 pp.
- Lewin B. (2000). *Genes VI*. Oxford University Press, Nueva York.
- Limon, MJG.; Quijano, L. (1982). *Estudio preliminar de mezclado en el lago de chapala mediante isótopos ambientales*. Memorias del Tercer Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Acapulco Gro. Vol. II
- Limon, MJG.; Lind, OT.; Vodopich, DS.; Doyle, R.; Trotter, BG. (1989). *Long- and short-term variation in the physical and chemical limnology of a large, shallow, turbid tropical lake (Lake Chapala, Mexico)*. Archiv fur Hydrobiologie. Supplementband. Vol. 83, No. 1.57-81 p.
- Limon, MJG.; Lind, OT. (1990). *The management of Lake Chapala (Mexico): Considerations After Significant Changes In The Water Regime*. *Lake & Reservoir Management*. Vol. 6, No. 1. 61-70 pp.
- Limón, MJG, et al. (1985). *Diez años de estudio de la calidad del agua en el lago de chapala*. *Teorema*. Rev. Col. Ing. Civ. Edo. Jal. 28-40 pp
- Lind OT, Davalos LL. (1991). *Association of turbidity and organic carbon with bacterial abundance and cell size in a large, turbid, tropical lake*. *Limnology & Oceanography*. Vol. 36, No. 6, pp. 1200-1208.

- Lind, OT., Doyle, R., Vodopich, DS., Trotter, BG., Limon, MG., Davalos, LL. (1992) Clay Turbidity: *Regulation of phytoplankton production in a large, nutrient-rich tropical lake*. *Limnology & Oceanography*. Vol. 37, No. 3, pp. 549-565.
- Lind, OT., Davalos, LLO., Chrzanowski TH.; Limon, JG. (1994). *Inorganic turbidity and the failure of fishery models*. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie*. 79(1):7-16.
- Lippman, M. (1999). *Limiting contaminant exposure: PCB's in fish.*: Environmental Toxicants. Human Exposures and Their Health Effects. John Wiley & Sons, Inc. N.Y. (1): 283-298 pp.
- Lombardi, J. (1998). *Endocrine Disrupters.: Comparative Vertebrate Reproduction*. Kluwer Academic Publishers. Massachusetts. USA.
- Lyons, J., Cochran, PA., Polaco, OJ., Merinonambo, E. (1994). *Distribution and abundance of the mexican lampreys* (Petromyzontidae, Lampetra, Subgenus Tetrapleurodon). *Southwestern Naturalist*. 39(2):105-113.
- Lyons, J., Navarro, PS., Philip, AC. (1995). *Index of biotic integrity based on fish assemblages for the conservation of streams and rivers in west-central Mexico*. *Conservation bulletin* 9 (3): pp 569-584. USA.
- Lyons, J., Gonzalez, HG., Soto, GE., Guzman, AM. (1998). Decline of freshwater fishes and fisheries in selected drainages of west-central Mexico. *Fisheries*. 23(4):10-18.
- Lyons, J., Gutierrez, HA., Diaz, PE., Soto, GE., Medina, NM., Pineda, LR. (2000) *Development of a preliminary index of biotic integrity (IBI) based on fish assemblages to assess ecosystem condition in the lakes of central Mexico*. *Hydrobiologia*. 418:57-72.
- Macias, GC., Drummond, H. (1990). *Population differences in fish-capturing ability of the mexican aquatic garter snake* (Thamnophis melanogaster). *Journal of Herpetology*. Vol. 24, No. 4, pp. 412-416.
- Margalef, R. (1991). *Teoría De Los Sistemas Ecológicos*. Ed. Barcanova. Barcelona. 184 pp.
- Martínez de Bascarán, G. (1979). *Establecimiento de una metodología para conocer la calidad del agua*. *Bol. Inf. Medio Ambiente*. Num. 9. p. 30-51.
- Martínez, R. F. E. (1994). *Evaluación de la contaminación industrial y urbana en el río santiago tramo Ocotlán- Guadalajara*. Tesis Profesional. Facultad de Agricultura. Universidad de Guadalajara.
- Meek, SE. (1902). *A contribution to the ichthyology of mexico*. *Field. Col. Mus. Chicago, Zool. Ser.* 3 (6), pp. 63-118.

Milena, C.C. y cols. (2005). Citotoxicidad y Genotoxicidad en células humanas expuestas en vitro a glifosato. Instituto Nacional de Salud. Bogotá. Colombia. 335-345 pp.

Miller, G. (1992). *Manuals of food quality analysis in the food control laboratory*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Food and Drug Administration. Washington, D.C., USA.

Miller, G.T. (2004), *Sustaining the Earth*, 6th edition. Thompson Learning, Inc. Pacific Grove, California. Chapter 9, Pages 211-216.

Ministerio de Medioambiente (2000). *Guía para la elaboración de estudios del medio físico, contenido y metodología*. Ministerio del Medio Ambiente, Madrid, Centro de Publicaciones.

Mora Navarro M.R. & T. Castro Cruz. (1999). *El fitoplancton del Lago de Chapala*. De Vinci 1(1):39-42 pp.

Mora Navarro M.R. Vázquez García A. J. Vargas Rodríguez Y. I. Hernández Herrera R.M. (2006). *Algas de Occidente de México: Florística y Ecología. Ordenación de comunidades de fitoplancton en el Lago de Chapala*. Ed. Universidad de Guadalajara. Guadalajara. Jalisco. México. 72-87 pp.

Murray R.K., Granner D.K., Mayes P.A., Rodwell V.W.(1992). *Bioquímica de Harper*. Doceava edición. El Manual Moderno, México, 61, 661-674.

Morgan D. (1989). Diagnóstico y tratamiento de los envenenamientos por plaguicidas. EPA. Cuarta Edició. (Biblioteca: FQIQ-UNMSM-Lima-Perú).

Nacci, D.E.; S. Cayula & E. Jackim. (1996). *Detection of DNA damage in individual cells from marine organisms using the single cell gel assay*. Aquatic Toxicology. 35(3-4): 197- 210 pp.

Nagel, R. (1993). *Fish and environmental chemical. A critical evaluation of tests*. In Fish Ecotoxicology and Ecophysiology. Voh Weinherm. FRG. Braunbeck, et al., (Ed.)

Nagels, J.W.; Davics-Colley, R.j.; Smith, DG. (2001). *A Water Quality Index For Contact Recreation In New Zealand*. Water Science & Technology. 43(5):285-292 pp.

NAVARRO S., BARBA A., 1996. Comportamiento de los plaguicidas en el medio ambiente. Hojas Divulgadoras Núm 9/95 HD. Ministerio de Agricultura Pesca y Alimentación, Secretaría General Técnica, Madrid. 28 pp. [In Spanish].

NOM-AA-14-1980 (1980). *Cuerpos Receptores, Muestreo*. Diario Oficial de la Federación. México. Norma Oficial Mexicana. Análisis de Agua.

NOM-014-SSA-1993 (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 Federación. México. Norma Oficial Mexicana. Secretaría de Salud.

NMX-AA-021-1985 (1985). *Norma oficial mexicana, protección al ambiente-contaminación del suelo-residuos sólidos municipales-determinación de materia orgánica*. Diario Oficial de la Federación. México. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos.

NOM-117-SSA1-1994 (1994). *Determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, hierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica*. Diario Oficial de la Federación. México. Norma Oficial Mexicana. Secretaria de Salud.

NOM-041-SSA1-1993 (1993). *Determinación de bacterias coliformes totales y coliformes fecales (método de filtración por membrana)*. Diario Oficial de la Federación. México. Norma Oficial Mexicana. Secretaria de Salud.

NOM-127-SSA1-1994. (1994). *Salud Ambiental, Agua Para Uso y Consumo Humano-límites Permisibles de Calidad y Tratamiento a que debe Someterse el Agua para su Potabilización*. Diario Oficial de la Federación. México. Norma Oficial Mexicana. Secretaria de Salud.

Novelo-Maldonado E. (1998). *Flora Ficológica del Valle de Tehuacán, Puebla*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias. UNAM. México. D.F. 599 p.

Ortega M.M. & L. Godínez. Ficología de México. (1994). *Algas Continentales*. Ed AGT México. D.F. 221. P.

Ortega, M.M. Doce años de Ficología en México. (1987). *Contribuciones de Hidrología*. UNAM. México. D.F. pp. 15-18.

Ortiz Rojas, A; Romo Villaseñor, Gabriel J; Limón Macías, J. Gualberto. (1982). *Hidrología de México*. Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Dirección General de Usos del Agua y Prevención de la Contaminación. Centro de Estudios Limnológicos. México.

Ortíz, S. C., (2010). 'Todo tiempo pasado fue mejor'; o la pesca en el lago de Chapala antes de la desecación de su ciénaga. CIESAS. México.

Ott, WR. (1978). *Environmental Indices, Theory and Practice*. AA Science, Ann Arbor, Michigan.

Pacheco, JF., Mortera, GCA.; Delgado, H., Sing., SK., vValenzuela, RW., Shapiro, NM.; Santoyo, MA., Hurtado, A., Barron, R., Gutierrez, ME. (1999a). *Tectonic significance of an earthquake sequence in the zacualco half-graben, jalisco, mexico*. Journal of South American Earth Sciences. 12(6):557-565 p.

Pacheco, JF., Valdes, GC., Delgado, H., Sing., SK., Zúñiga, FR., Mortera, GCA., Santoyo, MA., Domínguez, J., Barron, R. (1999b). *Tectonic implications of the*

earthquake swarm of 1997 in the michoacan triangle, México. Journal of South American Earth Sciences. 12(6):567-577 p.

Palacios, N. M. E.; Paz, R. P.; Hernández, R. S. y A. L., Mendoza (1999). *Sintomatología persistente en trabajadores industrialmente expuestos a plaguicidas organofosforados.* Salud Pública de México.1: 55- 61 p.

Pérez, NAM. (1987). *Quantitative Analysis Of Heavy Metals In Water Samples Of The Chapala Lake By X-Ray Fluorescence Analysis.* Aquatic Ecosystem Health & Management. Vol. 1, No. 2, pp. 54-62.

Pietrapiana, D.; Modena, M.; Guidetti, P.; C. Falugi and M. Vacchi. (2002). *Evaluating the genotoxic damage and hepatic tissue alterations in demersal fish species: a case study in the Ligurian Sea (NW Mediterranean).* Marine Pollution Bulletin. 44: 238- 243 p.

Porta, M.; N. Malats; M. Jarrod; J.O. Grimalt; J. Rifa; A. Carrato; L. Guarner; A. Salas; M. Santiago-Silva; J.M. Corominas; M. Andreu; F.X. Real (1999). "Serum levels of organochlorine compounds and k-ras mutations in exocrine pancreatic cancer". The Lancet 354, 2.125-2.129

Pratti, L.; Pavanello, R. (1971). *Assesment of Surface Water Quality by a Single Index of Pollution.* Water Resources Research, Vol.5, May. pp. 456-467.

Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). *Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)* (ed.): «Noticias 3 mayo 2005 - PNUMA plantea suprimir uso de DDT y plaguicidas» (en español). Consultado el 29-5-2007 pp.

Pum, M., Bretado, A. (1989) *Microalgas Del Lago De Chapala.* Instituto de Limnología. Universidad de Guadalajara. 84 pp.

Ramos, EF., Batiz, RM. (1985). *Sinopsis Biológica De Una Especie De Pez Blanco (Chirostoma lucius Boulenger) De La Zona Del Lago De Chapala,* Correspondiente Al Estado De Michoacán. Tesis Profesional. Escuela de Biología. Universidad Autónoma de Guadalajara. 247 pp.

Regan, CT. (1906). *Pisces, Biología Centrali Americana.* Londres. 193 pp.

Reeve, R.N. (1994). *Environmental Analysis.* John Wiley & Sons. Chichester.

Reyes, GME., Núñez, MIG. (1994). *Contribución al estudio del fitoplancton del lago de chapala, jalisco, méxico, durante el período comprendido de febrero-mayo de 1989 -1991.* Tesis de Licenciatura. División Ciencias Biológicas. Universidad de Guadalajara.

Ríos-Blanco M.N., Faller T.H., Nakamura J., Kessler W., Kreuzer P.E., Ranasinghe A., Filser J.G., Swenberg J.A. (2000) *Quantitation of DNA and hemoglobin adducts and apurinic-apyrimidinic sites in tissues of F344 rats e. I. xponed to propylene oxide by inhalation.* Carcinogenesis 21 (11), 2011-2018.

Rodríguez, G. (1983). *Incidencia De La Población Parasitaria Intestinal De Peces De Agua Dulce Tales Como Tilapia Y Carpa*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Medicina Veterinaria, Universidad de Guadalajara. Jalisco, México.

Rosas, E.J., Urrutia, F.J. (1998). *Tectonic Control Of The Volcano-Sedimentary Sequence Of The Chapala Graben, Western Mexico*. *International Geology Review*. 40(4):350-362 pp.

Scott D., Galloway S., Marshal R., Ishidate M., Brusick D., Ashby J., Myhr B (1991) *Genotoxicity under extreme culture conditions*. A report from ICPEMC Task group 9. *Mutation Research*. 257: 147-204.

Scott, N.J., Reynolds, R.P. (1984). *Phenotypic Variation Of The Mexican Duck (Anas platyrhynchos) In Mexico*. *Condor*. Vol. 86, No. 3, pp. 266-274.

Secretaría para el Convenio de Rotterdam sobre el procedimiento de consentimiento fundamentado previo aplicable a ciertos plaguicidas y productos químicos peligrosos objeto de comercio internacional - Apéndice IV - Partes CIRCULAR CFP XXII - Diciembre de 2005).

Simons, T.J. (1984). *Effect Of Outflow Diversion On Circulation And Water Quality Of Lake Chapala*. Report Project OPS MEX CWS-010, 23 p.

SARH (1981). *Levantamiento Hidrográfico Del Lago De Chapala, En Jalisco Y Michoacán*. México. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos. Subsecretaria de Planeación. 281 p.

Singh N., McCoy M., Tice R., and Schneider L. (1988). *A simple technique for quantitation of low levels of DNA damage in individual cells*. *Experimental Cell Research* 175: 184-199 pp.

Soltan, M.E. (1999). *Evaluation Of Ground Water Quality In Dakhla Oasis (Egyptian Western Desert)* *Environmental Monitoring & Assessment*. 57(2):157-168 pp.

Stambuk-Giljanovic, N. (1999). *Water Quality Evaluation By Index In Dalmatia*. *Water Research*. 33(16):3423-3440 pp.

Sun, C.; Dong, Y.; Xu., S. ; Yao, S.; Dai, J.; Han, S. & L. Wang. (2002). *Trace analysis of dissolved polychlorinated organic compounds in the water of the Yangtse River (Nanjing, China)*. *Environmental Pollution*. 117 : 9-14 pp.

Suvarna, A.C., Somashekar, R.K. (1997). *Evaluation Of Water Quality Index Of The River Cauvery And Its Tributaries*. *Current Science*. 72(9):640-646 pp

Tejedor, G. M^a Cristina. (2005). *Guía académica para la enseñanza de la bioquímica ambiental*. Universidad de Alcalá. España.

Todd, D. S. *et al.* (2008) *Pruebas de los Coliformes Fecales Realizadas en las Orillas del Lago de Chapala*. Ingeniero Profesional Autorizado. Consejero Voluntario sobre la Infraestructura del Lago de Chapala. Chapala. Jalisco. México.

Torres, O. B. R. (1991). *Los peces de México*. AGT. México. 35. Universidad de Guadalajara, Instituto de Limnología y Jalisco SEDUE. Subsecretaría de Ecología. Diagnóstico de la problemática de la contaminación del agua en el Estado de Jalisco. Jalisco. México.

Troyer, J.R., (2000). *In the beginning: the multiple discovery of the first hormone herbicides*. Department of Botany. North Carolina State. University, Raleigh. USA. 290-291.

Uresti-Marín, R. M. *et al.*, (2008). Evaluación preliminar de la presencia de pesticidas organoclorados en pescados de la presa Vicente Guerrero (Tamaulipas, México). Ciencia y Tecnología de Alimentaria. México. P. 48-49.

Urrutia, FJ.; Rosas, EJ. (1994). Paleomagnetic Study Of The Eastern Sector Of Chapala Lake And Implications For The Tectonics Of West-Central Mexico. *Tectonophysics*. 239(1-4):61-71 pp.

www.conabio.gob.mx 40.

www.semarnap.gob.mx/naturaleza/regiones/chapala 41. www.chem.unep.ch (UNEP- Persistent Organic Pollutants, 1999).

Wiley J. (1990). *Mutation and the environment. part A: Basic mechanisms*. vol. 340-A

Wilson D., Goldsworthy T., Popp J., Butterworth B (1992). *Evaluation of genotoxicity, pathological lesion, and cell proliferation in livers of rats and mice treated with furan*. Environmental Molecular Mutagen. 19: 209-222

Y. Shine P. Y. James, R., K. David and Ford E. Timothy. (2000). *Annual cycle of heavy metals in a tropical lake-Lake Chapala, México*. Accepted for publication in J. Science and Health.

Zuñiga- -González G., Ramirez-Muñoz M.P., Torres-Bugarín O., Pérez Jiménez J., Ramos-Mora A., Zamora-Pérez A., Gallegos-Arreola M.P., Sánchez Corona J. (1998). *Induction of micronuclei in the domestic cat (Felis domesticus) peripheral blood by colchicine and cytosine-arabioside*. Mutation Research. 413, 187-189.

XI. ANEXO

Apartado 1

Tabla 7. Especificaciones técnicas de muestreo y preservación del agua. *Fuente: NOM-AA-14-1980 "Cuerpos receptores, muestreo"*.

Parámetro	Material de envase	Volumen mínimo (ml)	Preservación	Tiempo máx. De almacén.
Alcalinidad total	P. V.	200	Refrigerar 4 a 10°C y en la oscuridad	14 días
Arsénico	P. V.	200	Refrigerar 4 a 10°C y en la oscuridad	14 días
Cloruros	P. V.	200	Refrigerar 4 a 10°C en la oscuridad	48 horas
Coliformes	V.	200	Refrigerar 4 °C en la oscuridad	8 horas
Color	P. V.	100	Refrigerar 4 a 10°C en la oscuridad	48 horas
Conductividad	P. V.	200	Refrigerar 4 a 10°C en la oscuridad	28 días
Dureza total	P. V.	100	Refrigerar 4 a 10°C en la oscuridad	14 días
Fluoruros	P. V.	300	Refrigerar 4 a 10°C	28 días
Fosfatos	V.	100	Enjuagar el envase con ácido nítrico 1:1, Refrigerar 4 a 10°C	48 horas
Metales en general	P. V.	1000	Enjuagar el envase con ácido nítrico 1+1; Adicionar ácido nítrico a pH <2. Para metales disueltos filtrar inmediatamente y adicionar ácido nítrico a pH<2	180 días
Nitratos	P. V.	100	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	48 horas
Nitritos	P. V.	100	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	48 horas
Nitrógeno amoniacal	P. V.	500	Adicionar ácido sulfúrico a pH <2, refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	28 días
Nitrógeno orgánico	P. V.	500	Adicionar ácido sulfúrico a pH <2, refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	28 días
Olor	---	---	Detectar inmediatamente	---
Oxígeno consumido en medio ácido	P. V.	300	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	48 horas
pH	P. V.	---	Analizar inmediatamente	---
Sólidos	P. V.	1000	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	7 días
Sulfatos	P. V.	100	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	28 días
Sustancia activas al azul de metileno	P. V.	200	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	48 horas
Temperatura	P. V.	---	Determinar inmediatamente	---
Turbiedad	P. V.	100	Refrigerar de 4 a 10°C y en la oscuridad	48 horas

S. Vidrio enjuagado con solventes orgánicos; interior de la tapa del envase recubierta con teflón.
V. Vidrio P. Plástico, pH. Potencial de hidrógeno

Tabla 18. Parámetros evaluados en agua. Fuente: NOM-AA-14-1980 "Cuerpos receptores, muestreo".

Parámetro	Unidad	Método Analítico
Alcalinidad a Fenolftaleína.	mg/L CaCO ₃	2320-B*
Alcalinidad Total	mg/L CaCO ₃	2320-B*
Aluminio	mg/L	NOM-117-SSA1-1994
Arsénico	mg/L	NOM-117-SSA1-1994
Cadmio	mg/L	NOM-117-SSA1-1994
Cloruros	mg/L	NOM-AA-73-1981
Color	Esc. Pt.-Co.	NOM-AA-45-1981
Conductividad	µmhos/cm ²	2510-B*
Cromo total	mg/L	NOM-117-SSA1-1994
Cromo +6	mg/L	NOM-AA-44-1984
D.Q.O.	mg/L	5220-B*
Dureza Calcica	mg/L CaCO ₃	NOM-AA-72-1981
Dureza Magnesica	mg/L CaCO ₃	NOM-AA-72-1981
Dureza Total	mg/L CaCO ₃	NOM-AA-72-1981
Fósforo (Ortofosfatos)	mg/L P-PO ₄	4500-P-E*
Fósforo Total	mg/L P-PO ₄	4500-P-C*

Tabla 19. Descripción de métodos analíticos en agua

Parámetro	Método Analítico
Alcalinidad Fenolftaleína	Método Volumétrico, la alcalinidad presente en el agua se mide por titulación con una solución valorada de un ácido mineral diluido en presencia de un indicador de color (Fenolftaleína)
Alcalinidad Total	Método Volumétrico, la alcalinidad presente en el agua se mide por titulación con una solución valorada de un ácido mineral diluido en presencia de un indicador de color (Anaranjado de Metilo)
Cloruros	Método Argentométrico de Morh, también llamado de nitrato de plata, la determinación se basa en la formación de cromato de plata de color rojizo insoluble, esto ocurre cuando se adicionan al agua iones cromato como indicador e iones de plata como reactivo precipitante.
Color	Comparación espectrofotométrica de la muestra con soluciones coloridas de Platino-Cobalto de concentraciones conocidas.
Conductividad	Método Electrométrico, se trata de una expresión numérica de la capacidad de una solución para transportar una corriente eléctrica, capacidad que dependerá del tipo de iones presentes en la disolución de una concentración y naturaleza, así como de la temperatura a la que se efectúe la medida.
Cromo +6	Método Espectrofotométrico de la difenilcarbazida.
Demanda Química De Oxígeno	Método de la oxidación ácida, se basa en la oxidación energética de la materia orgánica y de la inorgánica oxidable que se encuentra en el agua, en un medio fuertemente ácido, con una solución valorada de dicromato de potasio. El exceso del agente oxidante se titula con una solución valorada de sulfato ferroso amoniacal en presencia de un complejo ferroso de ortofenantrolina como indicador interno.
Dureza Total Dureza Calcica	Método del EDTA, en este método los alcalinotérreos presentes en el agua forman un complejo con la sal disódica del ácido etilen-diaminotetracético

Dureza Magnésica	EDTA, se emplea como indicador el negro de erio cromo T, el cual al ser agregado a una solución que contenga iones calcio y magnesio, reacciona formando complejos de un color rojo vino. Después se adiciona la sal disódica del ácido etilen-diaminotetracético EDTA, que remueve los iones calcio y magnesio de los complejos coloridos formando complejos solubles. Cuando ha sido agregada suficiente solución de EDTA, para liberar todos los iones calcio y magnesio, el indicador regresa a su color azul original. En un medio adecuadamente tamponado para evitar la precipitación del magnesio, el método permite determinar la suma de los iones calcio y magnesio.
Fósforo (Ortofosfatos)	Método del Ácido Ascórbico, en el cual el ortofosfato reacciona con molibdato en solución ácida para formar un complejo amarillo de fosfomolibdato. Este complejo es reducido por el ácido ascórbico para formar una especie de molibdeno de color azul, cuya intensidad es medida espectrofotométricamente.
Fósforo Total	Método de digestión ácida y valoración por el método del ácido ascórbico

Metales	Método de digestión ácida. El método de absorción atómica se basa en hacer pasar un haz de luz monocromática de una frecuencia tal que puede ser absorbido por el analito que se encuentra presente en forma de vapor atómico. La medida de la intensidad luminosa antes y después de su paso por el vapor atómico permite determinar el porcentaje de absorción. La cantidad de absorción aumenta con la concentración de los átomos en el medio absorbente, es decir, la medida de la absorción aumenta con la concentración del elemento en la muestra, ya sea que esté en su condición original o sujeta a pretratamiento. La determinación se realiza en un espectrómetro de absorción atómica adaptado con horno de grafito para Cd, Cr, Pb y Ni, con flama para Al, Cu, Fe, Mn y Zn, y con generador de hidruros en frío para As y Hg.
Nitrógeno De Nitratos	Método colorimétrico de la reducción con cadmio, reduciendo los nitratos a nitritos.
Nitrógeno De Nitritos	Método Espectrofotométrico de la Diazotización. El principio del método consiste en que los nitritos presentes reaccionan en medio ácido (pH = 1.9 a 2.5), por diazotación con la sulfanilamida para formar una sal de diazonio, la cual por copulación con el dihidrocloruro de N-(1-Naftil) etilendiamina forma un colorante azoico de color púrpura rojizo que se mide espectrofotométricamente a 543 nm.
Oxígeno Disuelto	Método electrométrico, utilizando un electrodo de membrana unible al oxígeno, en determinaciones de campo. En laboratorio se aplica el método iodométrico de Winkler.
pH	Método Electrométrico, se basa en la determinación de la actividad de los iones hidrógeno medidos en un potenciómetro usando un electrodo de vidrio y otro de referencia. La fuerza electromotriz producida por el sistema de electrodos es proporcional al pH de la solución problema.
S.A.A.M. (Detergentes)	Método espectrofotométrico del Azul de Metileno, se basa en la reacción de las sustancias surfactantes con el azul de Metileno, que da lugar a la formación de una sal azul, soluble en cloroformo, cuya intensidad de color

	es directamente proporcional a su concentración, se mide a 650 nm.
Sólidos Disueltos Totales.	Método Gravimétrico, se basa en la evaporación y calcinación de la muestra, en donde los residuos de una y otra operación sirven de base para el cálculo del contenido de sólidos.
Sólidos Suspendidos Totales.	Método Gravimétrico, son aquellos retenidos en filtros de fibra de vidrio, se secan en estufa a 103-105 °C y se pesan.
Sólidos Sedimentables	Método Volumétrico, se llena un cono imhoff con 1 l de muestra y se observa el material sedimentado a las 2 horas.
Sólidos Totales	Método Gravimétrico. se realiza tras evaporar en placa de porcelana la muestra y secarla a 103-105 °C.
Sulfatos	Método turbidimétrico, los sulfatos son precipitados con cloruro de bario, formando un precipitado de sulfato de bario que se determina turbidimétricamente.

Temperatura	Método Visual, mediante termómetro de mercurio.
Turbiedad	Método Nefelométrico, el procedimiento se basa en la comparación de la intensidad de la luz dispersada por la muestra bajo condiciones definidas, con la intensidad de la luz dispersada por una suspensión de referencia estándar (Polímero de formazina), en condiciones semejantes.
Turbiedad Secchi	Método Visual, mediante el uso del disco metálico de Secchi, determinando la distancia mínima observable.

Tabla 20. Normalización de pH, conductividad y oxígeno disuelto

Parámetro	pH	Conductividad	Oxígeno Disuelto	Valoración
Valor Analítico	1/14	>16.000	0	0
	2/13	12.000	1	10
	3/12	8.000	2	20
	4/11	5.000	3	30
	5/10	3.000	3.5	40
	6/9.5	2.500	4	50
	6.5	2.000	5	60
	9	1.500	6	70
	8.5	1.250	6.5	80
	8	1.000	7	90
	7	<750	7.5	100
Unidad de Medida	Unidad	µmhos/cm	mg/L	%

Tabla 21. Normalización de Coliformes totales, cloruros y temperatura

Parámetro	Coliformes Totales	Cloruros	Temperatura	Valoración
Valor Analítico	>14.000	>1.500	>50/>-8	0
	10.000	1.000	45/-6	10
	7.000	700	40/-4	20
	5.000	500	36/-2	30
	4.000	300	32/0	40
	3.000	200	30/5	50
	2.000	150	28/10	60
	1.500	100	26/12	70
	1000	50	24/14	80
	500	25	22/15	90
	<50	0	21 a 16	100
Unidad de Medida	UFC/100 ml	mg/L	°C	%

Tabla 22. Normalización de S.A.A.M., dureza total y sólidos disueltos

Parámetro	S.A.A.M (Detergentes)	Dureza Total	Sólidos Disueltos	Valoración
Valor Analítico	>3.00	>1.500	>20.000	0
	2.00	1.000	10.000	10
	1.50	800	5.000	20
	1.00	600	3.000	30
	0.75	500	2.000	40
	0.50	400	1.500	50
	0.25	300	1.000	60
	0.10	200	750	70
	0.06	100	500	80
	0.02	50	250	90
	0	<25	<100	100
Unidad de Medida	mg/L	mg/L CaCO ₃	mg/L	%

Tabla 23. Normalización de sulfatos, nitratos y nitritos

Parámetro	Sulfatos	Nitratos	Nitritos	Valoración
Valor Analítico	>1.500	>100	>1	0
	1.000	50	0.50	10
	600	20	0.25	20
	400	15	0.20	30
	250	10	0.15	40
	150	8	0.10	50
	100	6	0.05	60
	75	4	0.025	70
	50	2	0.010	80
	25	1	0.005	90
	0	0	0	100
Unidad de	mg/L SO ₄	mg/L N-NO ₃	mg/L N-NO ₂	%

Medida				
---------------	--	--	--	--

Tabla 24. Normalización de color, turbiedad y fósforo total

Parámetro	Color	Turbiedad	Fósforo Total	Valoración
Valor Analítico	>200	>100	>0.65	0
	150	70	0.60	10
	100	50	0.55	20
	75	30	0.50	30
	50	20	0.45	40
	20	10	0.40	50
	16	8	0.30	60
	12	6	0.25	70
	8	4	0.20	80
	4	2	0.15	90
	0	0	<0.10	100
Unidad de Medida	Esc. Pt.-Co.	UTN	mg/L	%

Tabla 25. Normalización de aluminio, arsénico y cadmio

Parámetro	Aluminio	Arsénico	Cadmio	Valoración
Valor Analítico	0.4	0.1	0.01	0
	0.36	0.09	0.009	10
	0.32	0.08	0.008	20
	0.28	0.07	0.007	30
	0.24	0.06	0.006	40
	0.2	0.05	0.005	50
	0.16	0.04	0.004	60
	0.12	0.03	0.003	70
	0.08	0.02	0.002	80
	0.04	0.01	0.001	90
	0	0	0	100
Unidad de Medida	mg/L	mg/L	mg/L	%

Tabla 26. Normalización de cromo total, hierro y manganeso

Parámetro	Cromo total	Hierro	Manganeso	Valoración
Valor Analítico	0.1	0.6	0.3	0
	0.09	0.54	0.27	10
	0.08	0.48	0.24	20
	0.07	0.42	0.21	30
	0.06	0.36	0.18	40
	0.05	0.3	0.15	50
	0.04	0.24	0.12	60
	0.03	0.18	0.09	70
	0.02	0.12	0.06	80
	0.01	0.6	0.03	90
	0	0	0	100
Unidad de Medida	mg/L	mg/L	mg/L	%

Tabla 27. Normalización de mercurio, plomo y cromo hexavalente

Parámetro	Mercurio	Plomo	Cromo Hexavalente	Valoración
Valor Analítico	0.002	0.05	1	0
	0.0018	0.045	0.09	10
	0.0016	0.04	0.08	20
	0.0014	0.035	0.07	30
	0.0012	0.03	0.06	40
	0.001	0.025	0.05	50
	0.0008	0.02	0.04	60
	0.0006	0.015	0.03	70
	0.0004	0.01	0.02	80
	0.0002	0.05	0.1	90
	0	0	0	100
Unidad de Medida	mg/L	mg/L	mg/L	%

Apartado 2.

Tabla 28. Dispersión en micras del ADN en tejido hepático de *Chirostoma chapalae*.

No.	EPOCA DE LLUVIA 2007 HEPATOCITOS			EPOCA DE SEQUIA 2009 HEPATOCITOS		
	AGS	OCT	NOV	FEB	ABR	MAY
1	29.415	27.1405	24.75	2.5	2.5	2.5
2	28.355	27.1405	24.75	5	2.5	2.5
3	28.1	27.66	24.75	5	2.5	2.5
4	28.0125	27.66	24.75	5	2.5	2.5
5	28.0125	27.66	23.99	5	2.5	2.5
6	28.0125	27.25	23.99	5	2.5	2.5
7	28.0125	26.075	23.99	5	2.5	5
8	26.075	26.045	23.5	5	2.5	5
9	24.505	26.045	23.5	5	5	5
10	24.505	25.9	23.5	5	5	5
11	24.505	25.25	23.5	5	5	5
12	24.505	24.505	24.505	5	5	5
13	23.99	23.99	23.99	5	5	5
14	23.99	23.99	23.99	5	5	5
15	23.5	23.5	23.5	5	5	7.5
16	23.5	23.5	23.5	5	5	7.5
17	23.5	23.5	23.5	5	7.5	7.5
18	23.5	23.5	23.5	5	7.5	7.5
19	23.5	23.255	23.5	5	7.5	7.5
20	23.5	23.255	23.5	7.5	7.5	7.5
21	23.5	23.255	23.5	7.5	7.5	7.5
22	23.005	23.005	23.005	7.5	7.5	7.5
23	19.455	22.555	22.555	7.5	7.5	7.5
24	18.01	21.022	21.022	7.5	7.5	7.5
25	18.01	21.022	21.022	7.5	7.5	7.5

Tabla 28. Dispersión en micras del ADN en tejido hepático de *Chirostoma chapalae*.

No.	EPOCA DE LLUVIA 2007 HEPATOCITOS			EPOCA DE SEQUIA 2009 HEPATOCITOS		
	AGS	OCT	NOV	FEB	ABR	MAY
26	18.01	20.075	20.075	7.5	7.5	7.5
27	17.557	21.022	20.075	7.5	7.5	10
28	17.557	19.75	19.75	7.5	7.5	10
29	17.557	19.75	19.75	7.5	7.5	10
30	17.557	19.75	19.75	7.5	10	10
31	16.03	19.75	19.75	10	10	10
32	15.025	19.75	19.75	10	10	10
33	15.025	20.075	19.45	10	10	10
34	15.025	20.075	19.45	10	10	10
35	15.025	20.075	19.33	10	12.5	10
36	15.025	20.075	19.33	10	12.5	10
37	15.025	20.075	19.33	10	12.5	12.5
38	15.025	20.075	19.05	12.5	12.5	12.5
39	14.05	19.75	19.05	12.5	12.5	12.5
40	14.02	19.75	19.05	12.5	12.5	12.5
41	14	19.75	19.05	12.5	12.5	12.5
42	13.75	19.75	19.05	12.5	12.5	12.5
43	13.66	19.75	19.85	12.5	12.5	12.5
44	13.089	18.125	19.85	12.5	12.5	12.5
45	13.011	17.025	19.25	15	15	15
46	12.857	16.99	19.25	15	15	15
47	12.857	16.688	19.25	15	15.76	15
48	12.8	15.76	19.25	15	16.688	15
49	12.8	10.5	19.25	15	16.99	15
50	12.013	7.88	19.25	15	17.025	17.025

Tabla 29. Concentraciones de COP's en agua, plancton e hígado de *Chirostoma chapalae*.

No.	FECHA	Lindano	Aldrin	Dieldrin	Clordano	DDT	Hexaclorobenceno	2,4,D	Heptacloro	Epóxido de Heptacloro	Metoxicloro
Agua	Ago-07	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.001	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
	Oct-07	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.001	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
	Nov-07	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.0029	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
	Feb-09	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.001	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
	Abr-09	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.001	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
	May-09	0.0023	0.00003	0.00003	0.0002	0.001	0.001	0.03	0.00003	0.00003	0.02
Plancton	Ago-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Oct-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Nov-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Feb-09	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Abr-09	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	May-09	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
Hígado	Ago-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Oct-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Nov-07	1	0.015	0.015	0.1	0.05	0.05	15	0.015	0.015	10
	Feb-09	1	0.015	0.015	0.1	0.5	0.5	15	0.015	0.015	10
	Abr-09	1	0.015	0.015	0.1	0.5	0.5	15	0.015	0.015	10
	May-09	1	0.015	0.015	0.1	0.5	0.5	15	0.015	0.015	10
Límites permisibles para agua		2	0.03	0.03	0.2	1	1	30	0.03	0.03	20

INSTITUTO MEXICANO DE INVESTIGACIONES CIENTÍFICAS