



**INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**  
**ESCUELA NACIONAL DE CIENCIAS**  
**BIOLÓGICAS**

---



**EVALUACIÓN DE LA SALUD DE *Mugil curema***  
**VALENCIENNES, 1836**  
**(PISCES: MUGILIDAE) DE LA LAGUNA DE**  
**TAMPAMACHOCO Y EL RÍO TUXPAN, VERACRUZ Y**  
**SU RELACIÓN CON FACTORES AMBIENTALES**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

**MAESTRÍA EN CIENCIAS QUÍMICOBIOLOGICAS**

PRESENTA:  
ÉRIKA MENDOZA REYNOSA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. EUGENIA LÓPEZ LÓPEZ

JULIO DE 2010

## **CONTENIDO**

Introducción	1
Antecedentes	9
Justificación	12
Hipótesis	12
Objetivos	13
Materiales y métodos	14
Resultados	27
Discusión	57
Conclusiones	69
Literatura citada	71
Anexo	86

## RELACIÓN DE TABLAS

Tabla 1. Valores de parámetros de calidad del agua en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, Veracruz, durante 2008 y 2009.....	27
Tabla 2. Análisis de metales en muestras de agua de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	30
Tabla 3. Análisis de metales en muestras de sedimento de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	30
Tabla 4. Análisis de metales en las branquias de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	31
Tabla 5. Análisis de metales en el hígado de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	31
Tabla 6. Análisis de metales en el músculo de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	31

## RELACIÓN DE FIGURAS

Fig. 1. Regiones hidrológicas en Veracruz, modificado de INEGI, 2008.....	15
Fig. 2. Regiones Marítimas Prioritarias, modificado de CONABIO, 2008.....	16
Figura 3. Localización del área de estudio, Laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz.....	17
Figura 4. Precipitación en Tuxpan Veracruz durante 2008 y 2009.....	28
Figura 5. Índices somáticos en <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	33
Figura 6. Estructura por edades de las poblaciones de <i>Mugil curema</i> de a) la Laguna de Tampamachoco y b) el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	34
Figura 7. Lipoperoxidación en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	35
Figura 8. Lipoperoxidación en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	36
Figura 9. Lipoperoxidación en el músculo de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	37
Figura 10. Catalasa en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	38
Figura 11. Catalasa en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	39
Figura 12. Glutatión peroxidasa en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	40

Figura 13. Glutación peroxidasa en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	41
Figura 14. Superóxido dismutasa en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	42
Figura 15. Superóxido dismutasa en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	43
Figura 16. Acetilcolinesterasa en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	44
Figura 17. Acetilcolinesterasa en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	45
Figura 18. Acetilcolinesterasa en el músculo de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	46
Figura19. ATPasas en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	47
Figura 20. ATPasas en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	48
Figura 21. ATPasas en el músculo de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	49
Figura 22. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, CAT, GPx, SOD, ATPasas y AchE en las branquias de <i>Mugil curema</i> de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009.....	50
Figura 23. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, CAT, GPx, SOD, ATPasas y AchE en el hígado de <i>Mugil curema</i> de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009.....	51

Figura 24. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, ATPasas y AchE en el músculo de <i>Mugil curema</i> de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009.....	52
Figura 25. Análisis de discriminantes en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	53
Figura 26. Vectores de las variables intrínsecas (respuesta de los organismos) en individuos de <i>Mugil curema</i> de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.....	54
Figura 27. Vectores de las variables extrínsecas (factores ambientales) en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. ....	54

## RESUMEN

La Laguna de Tampamachoco presenta una gran diversidad, existen 179 especies de peces, ocupando el segundo lugar en ictiofauna de las lagunas costeras del Golfo de México, por lo cual fue considerada internacionalmente sitio Ramsar desde febrero de 2006; junto con el Río Tuxpan son parte de la Región Marítima Prioritaria No. 47. La lebrancha (*Mugil curema*) es una de las especies que se explota comercialmente en la zona y se encuentra presente tanto en la laguna como en el río durante todo el año. El área se encuentra impactada por la actividad antropogénica que se genera dentro y en los alrededores de este sistema. Existen concentraciones de Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Cadmio (Cd), Cromo (Cr) e Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) que rebasan los límites máximos permisibles de concentración de metales pesados, para las descargas de aguas residuales y bienes nacionales en ríos (protección a la vida acuática), estuarios, humedales y suelo de humedales, asentados en la NOM-001-ECOL-1996. Por lo tanto, “sí las alteraciones ambientales y las diferencias estacionales en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, impactan significativamente la salud de *Mugil curema*, entonces deben existir diferencias espaciales y temporales en la actividad de los biomarcadores de daño temprano y los indicadores poblacionales, que pueden responder a un patrón espacial y/o estacional”. El objetivo general del presente estudio fue diagnosticar la salud de *Mugil curema* en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, Veracruz, mediante biomarcadores de daño tempranos e indicadores poblacionales y analizar su relación con algunos factores ambientales. Se realizó la cuantificación del nivel de lipoperoxidación (LPOX) y la actividad de las enzimas Catalasa (CAT), Superóxido dismutasa, Glutación peroxidasa (GPx), Acetilcolinesterasa (AchE) y las Na<sup>+</sup> K<sup>+</sup>-ATPasas (ATPasas) en las branquias, el hígado y el músculo.

También, se realizó un análisis de la estructura poblacional, factores ambientales y metales en agua y sedimento de los sitios de estudio. Los resultados mostraron que los cambios estacionales y el ciclo de vida de la lebrancha provocan diferencias en las respuestas de las enzimas antioxidantes y las ATPasas, que se ven modificadas entre las poblaciones del Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, por las diferentes alteraciones ambientales, como las concentraciones de metales, la salinidad, la profundidad y la dinámica de estos ambientes. Además las concentraciones de plomo y cadmio tanto en el Río Tuxpan, como en la Laguna de Tampamachoco, están involucradas en la inducción de estrés oxidativo en la lebrancha, *Mugil curema*, lo cual provoca alteraciones en el balance enzimático y la generación de productos de lipoperoxidación como el malonildialdehído (MDA). Esto revela que existen alteraciones fisiológicas en momentos tempranos de la exposición a adversidades ambientales; por lo que se requiere de estudios que continúen evaluando el estrés oxidativo en otros organismos y su posible asociación con los agentes contaminantes en el sitio de estudio.



## ABSTRACT

Tampamachoco Lagoon provides a great diversity, there are 179 species of fish, taking second place in ichthyofauna of the coastal lagoons of the Gulf of Mexico, which was internationally regarded as a Ramsar site since February 2006, along with the Rio Tuxpan are part Maritime Region Priority No. 47. The mullet (*Mugil curema*) is one of the species is exploited commercially in the area and is present in both sites throughout the year. The area is impacted by anthropogenic activity that is generated in and around this system. Concentrations of mercury (Hg), Lead (Pb), Cadmium (Cd), Chromium (Cr) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) that exceed the maximum permissible concentration of heavy metals, for discharges of wastewater in rivers (protection of aquatic life), estuary, wetlands and wetland soil, settled in the NOM-001-ECOL-1996. Therefore, "if the environmental changes and seasonal differences in Tampamachoco Lagoon and the Tuxpan River, significantly impact the health of *Mugil curema*, then there must be spatial and temporal differences in the activity of early damage biomarkers and indicators population, which may reflect a spatial pattern and / or seasonal." Objective of this study was to determine the health of the *Mugil curema* in Tampamachoco Lagoon and the Tuxpan River, Veracruz, by early damage biomarkers and population indicators and analyze its relationship with environmental factors. Was performed to quantify the level of lipoperoxidation (LPOX) and the activity of enzymes catalase (CAT), superoxide dismutase, glutathione peroxidase (GPx), acetylcholinesterase (AChE) and Na + K +-ATPases (ATPases) in the gills, liver and muscle. Also, an analysis of population structure, environmental factors and metals in water and sediment of sites. The results showed that seasonal changes and the life cycle of the mullet cause differences in the responses of antioxidant enzymes and ATPases, which are modified between the populations of Tuxpan

River and Tampamachoco Lake by different environmental changes, as the concentrations of metals, salinity, depth and dynamics of these environments. In addition, lead and cadmium concentrations in both sites are involved in the induction of oxidative stress in the mullet, *Mugil curema*, causing alterations in enzyme balance and the generation of lipid peroxidation products as malondialdehyde (MDA). This results show physiological changes in early moments of exposure to environmental adversity, for what is required of studies continue to evaluate the oxidative stress in other organisms and their possible association with pollutants in the study site.

Dedicatoria:

*A mis tres pequeños, Miguel Ángel, Hannah y Manuel.*

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi directora de Tesis, la doctora Eugenia López López, por todo su apoyo.

A mis tutores.

A Elías Sedeño Díaz por su apoyo y aportaciones.

A Teresa García Camacho, José Manuel Rosas Colmenares y Ángeles Grajeda por sus valiosas aportaciones.

Al Fondo Mixto Conacyt-Veracruz, Proyecto No. 41750.

## **AGRADECIMIENTOS PERSONALES**

A José Manuel por su apoyo, comprensión y cariño.

A mis padres, Ana Reynosa Carrera y José Mendoza Zarate.

A la familia Rosas Colmenares, por todo su apoyo y comprensión.

A mis hermanas Ana María y Mónica Patricia.

Y a mi abuela Guadalupe Carrera Bonfil.

## 1. INTRODUCCIÓN

La explosión demográfica y el desarrollo industrial han provocado la liberación de múltiples sustancias contaminantes, que han desencadenado graves problemas ambientales en las últimas décadas. El último reservorio para muchos diversos contaminantes es el ambiente acuático (Connor, 1984), debido a lo cual desde principios de los años sesenta se han estudiado los efectos potenciales a largo plazo de estas sustancias químicas y sus riesgos para los ecosistemas (Stegeman y Hahn, 1994).

Uno de los ecosistemas acuáticos que por sus características de alta productividad pesquera, resultado de la interacción equilibrada de diversos factores bióticos y abióticos, son las lagunas costeras; por lo que son considerados ecosistemas con gran relevancia ecológica y económica. Sin embargo, en varios sistemas costeros es atractivo y creciente el desarrollo de diversas actividades industriales y turísticas cuyos desechos mal manejados afectan la calidad sanitaria del agua y de los productos que se extraen, limitando el óptimo aprovechamiento de su potencial productivo (García et al., 1997). Tal situación provoca una problemática ambiental, por lo cual durante las últimas décadas la contaminación de sistemas acuáticos por diversos xenobióticos, entre ellos los metales pesados, ha atraído la atención de varios investigadores del mundo (Farombi et al., 2007).

El desarrollo urbano e industrial actúa como un factor de alta incidencia en el aporte continuo de metales pesados al sistema costero. Las aguas residuales domésticas, la emisiones de combustión, las operaciones mineras, las actividades metalúrgicas y los efluentes industriales se encuentran entre las mayores fuentes antropogénicas de aporte de metales

pesados (Chinni y Yallapragda, 2000). Esteves (2008) sugiere que uno de los temas a encarar con un sentido de monitoreo y control debe ser la influencia de la actividad antropogénica en la distribución de metales en ecosistemas naturales, con particular énfasis en sectores costeros adyacentes a las ciudades.

Actualmente, la estimación de los efectos causados a los organismos por las concentraciones naturales y aportes antropogénicos de los metales pesados y otros contaminantes, permite evaluar el nivel en que se encuentra afectada una zona, por eso es indispensable analizar tanto la columna de agua, como los sedimentos y los organismos, especialmente aquellos de hábitos bentónicos y filtradores (Villanueva y Botello, 1992).

Algunos metales (como el mercurio, cadmio y plomo) son tóxicos aún a muy bajas concentraciones. Otros, si bien son esenciales para la vida (e.g. cobre y zinc), pueden resultar tóxicos cuando las concentraciones naturales son excedidas. Cada organismo responderá de distintas formas según la influencia de factores internos o externos al mismo, tales como el metal, su biodisponibilidad y la especie química que lo contenga, la presencia de otros metales (sinergismo o antagonismo), las características físicas y químicas del ambiente y la condición del propio organismo (edad, sexo, hábitos, dieta, estadio, etc.), dentro de un determinado intervalo de concentraciones, cada organismo puede activar distintos mecanismos de defensa, como la excreción, la regulación o la inactivación del metal (Esteves, 2008). Además, los contaminantes suelen aparecer en forma de mezclas muy complejas que pueden causar efectos interactivos sobre la biota (Ferreira et al., 2005).

El hecho de que los metales pesados no pueden ser destruidos debido a la degradación biológica y tienen la capacidad de acumularse en el ambiente, los hace perjudiciales para el medio acuático y en consecuencia para los seres humanos que dependen de los productos acuáticos como fuente de alimentos (Farombi et al., 2007).

La presencia de los metales en un ecosistema acuático por si mismo no indica los efectos perjudiciales en los organismos; los daños se establecen cuando ingresa a los tejidos de los individuos e inician los daños tempranos (Van der Oost et al., 2003). Algunos metales pesados e hidrocarburos clorados son acumulados por los organismos acuáticos, por lo cual pueden encontrarse en concentraciones muy altas en tejidos biológicos, aún cuando se hallen extremadamente diluidos en el medio acuático circundante (Marcovecchio *et al.*, 1991).

Los metales pesados acumulados en los tejidos de los peces pueden catalizar reacciones que generan las especies reactivas del oxígeno (ROS), que pueden dar lugar a estrés oxidativo; afortunadamente existen mecanismos de defensa para contrarrestar los efectos de las ROS que se encuentran en muchas especies (Farombi et al., 2007). Estos sistemas incluyen diversas enzimas de defensa antioxidantes como: la superóxido dismutasa (SOD), que cataliza la dismutación del radical superóxido en peróxido de hidrógeno, la catalasa (CAT) y la glutatión peroxidasa (GPx) que actúan sobre el peróxido de hidrógeno y la familia de glutatión S-transferasa (GST) que posee actividad desintoxicante hacia hidroperóxidos lipídicos generados por contaminantes inorgánicos, tales como metales pesados (Farombi et al., 2007; Hansberg, 2002; Martínez-Álvarez, 2005; Tjalkens et al., 1998).

No obstante los efectos de la exposición de metales sobre el estado general, el rendimiento físico, y las capacidades metabólicas en los peces silvestres aún se desconoce (Rajotte y Couture, 2002). Muchos de los efectos perjudiciales de los metales pesados se reportan en estudios de laboratorio; sin embargo, generalmente las observaciones de laboratorio carecen de realidad ecológica debido a la ausencia de muchos factores, tanto en los entornos bióticos y abióticos que pueden influir en las respuestas de estrés en todos los niveles de organización biológica (Adams, 1990). La investigación en el campo hasta la fecha sugiere que los peces silvestres expuestos a concentraciones altas de metales pueden sufrir daños fisiológicos (Rajotte y Couture, 2002).

Debido a la necesidad de la evaluación de estos daños en la salud de los organismos y los sitios que habitan, existen métodos científicos mediante los cuales es posible estimar con un grado conocido de certeza los efectos adversos, asociados a agentes contaminantes y otras actividades antropogénicas, sobre ecosistemas y sus componentes (Depledge y Fossi, 1994). Según lo menciona Salanki (1985), existen comúnmente dos enfoques diferentes de enfrentar el problema de evaluación de la contaminación ambiental, mediante un monitoreo de organismos indicadores y sus procesos vitales, así como también por la determinación de la estructura de las poblaciones y las comunidades. Los organismos acuáticos, sus poblaciones y comunidades pueden reflejar las condiciones actuales, así como cambios en el tiempo y efectos acumulativos; pueden mostrar problemas que de otra manera pasarían desapercibidos o subestimados (EPA, 2002). Estos razonamientos sugieren que en el estudio de estos procesos existen diferentes niveles de organización biológica que pueden ser considerados en el análisis, pues el estudio en conjunto de varios de los niveles de organización ofrece información más clara en torno al problema.



Los efectos deletéreos sobre poblaciones son a menudo difíciles de descubrir en organismos silvestres, ya que muchos de ellos tienden a manifestarse sólo después de períodos muy largos y cuando los efectos finalmente se hacen claros, el proceso destructivo alcanza niveles más allá del punto donde puede ser revertido. Tales argumentos han incitado a la investigación para establecer señales de advertencia previa, o biomarcadores de daño temprano, reflejando las respuestas biológicas a los contaminantes ambientales (Bucheli y Fent, 1995).

Los biomarcadores se miden en fluidos del cuerpo, células o tejidos que indican modificaciones bioquímicas, celulares o de respuesta del organismo en estudio, debido a la presencia y la magnitud de toxinas o agentes contaminantes (NRC, 1987). Los efectos en niveles muy altos siempre son precedidos por cambios más tempranos de procesos biológicos, permitiendo el desarrollo de las señales de biomarcadores de advertencia previa a los efectos en niveles posteriores (Bayne *et al.*, 1985).

Existen varias definiciones para el término “biomarcador”, que generalmente son usadas en amplio sentido incluyendo casi cualquier medida que refleja una interacción entre un sistema biológico y un riesgo potencial, que puede ser químico, físico o biológico (WHO, 1993). Peakall (1994) menciona que un biomarcador es un cambio en una respuesta biológica que puede ser relacionada con la exposición a los efectos tóxicos de sustancias químicas ambientales o a una mezcla de ellas. Por otro lado, Van Gestel y Van Brummelen (1996) redefinieron este término, como cualquier respuesta biológica a una sustancia química ambiental en el nivel subindividual, medido dentro de un organismo o en sus productos (la orina, excrementos, pelo, plumas, etc.).

Según la Comisión de Marcadores Biológicos del Consejo Nacional de Investigación, NRC (1987) y la Organización Mundial de la Salud, WHO (1993), los biomarcadores pueden ser subdivididos en tres clases:

1. Los biomarcadores de exposición: sustancias, sus metabolitos o los productos de la interacción entre un agente xenobiótico y alguna célula blanco o molécula, que se puede medir en el organismo.
2. Los biomarcadores de efecto: las alteraciones bioquímicas, fisiológicas u otras dentro de los tejidos o los fluidos del cuerpo de un organismo, que pueden ser asociados a un daño en la salud o la enfermedad.
3. Los biomarcadores de sensibilidad: indicadores de la capacidad propia o adquirida de un organismo para responder a la exposición a una sustancia xenobiótica específica, incluyendo lo factores genéticos y cambios de los receptores que modifican la sensibilidad de un organismo a dicha exposición.

En particular los biomarcadores de exposición pueden ser usados para confirmar y evaluar la exposición de individuos o poblaciones a una sustancia particular (Van der Oost et al., 2003), por lo cual la actividad de cada una de las enzimas antioxidantes (CAT, la SOD y la GPX) puede ser empleada como biomarcadores de efecto ante el estrés oxidativo.

Por otro lado, Salanki (1985) menciona que los procesos vitales que muestran alteraciones específicas ante la contaminación son bioindicadores, por lo cual el término

“biomarcadores de efecto” puede igualarse con el término “indicadores biológicos o bioindicadores”, que integran, en sí mismos, las consecuencias de varios estresores. Las medidas poblacionales como bioindicadores son ideales para percibir cambios y alteraciones a nivel poblacional. La estimación del factor de condición (K), que relaciona el peso con la talla, es un procedimiento estándar en los estudios de fisiología y biología de los peces, pues es un nivel de respuesta del organismo a factores tales como estado nutricional, patógenos y exposición química tóxica que causa pesos mayores o menores de lo normal, ya que varía directamente con la nutrición; además, se ha visto una correlación negativa entre la enfermedad y la condición del individuo (USGS, 2000).

La nutrición, las enfermedades y los contaminantes están altamente relacionados en términos de sus efectos en la condición de los peces, pues la desnutrición puede llevar a una mayor susceptibilidad a las enfermedades y de este modo alterar el factor de condición. También, existen otros bioindicadores poblacionales muy utilizados en peces, denominados índices somáticos, como el Índice Hepatosomático (IHS) que es un importante indicador de las reservas de energía en el pez, pues relaciona el peso del hígado con el peso total. Además el Índice Gonadosomático (IGS) que estima la actividad reproductiva ya que relaciona el peso de la gónada con el peso total.

Entre los organismos acuáticos susceptibles de ser utilizados como especie centinela, los peces son organismos considerados como sujetos de estudio para evaluar las respuestas biológicas y bioquímicas a contaminantes ambientales (Powers, 1989). Son componentes relevantes de los ecosistemas acuáticos continentales y como tales, su importancia radica en las interacciones que establecen con el resto de los integrantes del

sistema y su hábitat (Habit, 2001). Ganasan y Hughes (1998) mencionan que los peces son útiles para medir los efectos de la agricultura y de los efluentes urbanos e industriales sobre los ambientes acuáticos por al menos siete razones: I) indican los efectos acumulativos de múltiples tipos de perturbaciones antropogénicas; II) integran los efectos de complejos y diversos estresores presentes en sus cuerpos de agua; III) proveen un registro del stress ambiental de relativamente largo plazo; IV) integran condiciones de hábitat de amplia escala; V) son relativamente fáciles de identificar a nivel de especie; VI) su identificación ofrece una considerable información adicional sobre su medio ambiente; y VII) son de gran interés para estudiar el tema de la pérdida de diversidad biológica.

Debido a que la distribución espacial de los contaminantes en los sedimentos y la biota de los cuerpos de agua están relacionadas con diversas respuestas biológicas en las poblaciones de peces, y con la carga de contaminantes en el medio ambiente y su salud (Adams et al., 1999), este estudio pretende encontrar patrones y relaciones entre los niveles de contaminación en el ambiente y los efectos biológicos o respuestas estacionales, desde varios niveles de organización, mediante biomarcadores de daño temprano y algunos índices somáticos, utilizando como organismo centinela a la lebrancha, *Mugil curema*. Cabe resaltar que las respuestas en los peces pueden tener una alta importancia ecológica; a pesar de sus limitaciones y que *M. curema* es una especie que juega un papel ecológico importante por su función como portador de energía del más bajo al más alto nivel trófico en el ecosistema pues López-López et al. (1991) mencionan que es un organismo iliófago (se alimenta de sedimentos) y que se encuentra durante todo el año en la en el sitio de estudio. Además tiene gran valor de importancia en pesquerías, puesto que es una especie de consumo humano.

## 2. ANTECEDENTES

Los manglares y humedales de Tuxpan se ubican en la costa del Golfo de México en la Región Terrestre Prioritaria (RTP-103) para la Conservación de México (Arriaga et. al., 2000). Están conformados por la Laguna de Tampamachoco y los esteros de Tumilco y Jácome; se ubican en la Región Huasteca, en la Llanura Costera del Golfo de México, en el estado de Veracruz, a más o menos 10 km al oeste de la ciudad y puerto de Tuxpan, Municipio de Tuxpan (INEGI, 2010).

En los alrededores de los manglares y humedales de Tuxpan, Veracruz, el cambio de uso del suelo hacia actividades agropecuarias, urbanas e industriales es significativo (Basáñez-Muñoz et al., 2008). En el litoral de la laguna de Tampamachoco se encuentra establecida la termoeléctrica Adolfo López Mateos de la Comisión Federal de Electricidad (CFE), la cual genera partículas de contaminantes atmosféricos, que al ser precipitados por la lluvia se concentran en los cuerpos de agua circundantes (Zuk *et al.*, 2006), pero también existe industria pesquera que emplea lanchas con motor fuera de borda, los cuales contribuyen con pequeñas cantidades diarias de desechos de combustible. Además, hay aporte de descargas domésticas, por lo cual en el agua y los sedimentos de la laguna existen concentraciones de varios contaminantes, por ejemplo, Rosas et al (1983) encontraron metales pesados como mercurio (Hg), plomo (Pb), cadmio (Cd) y cromo (Cr) en concentraciones de 0.011, 3.94, 0.098, y 9.55 miligramos por litro (mg/l) respectivamente en sedimentos, mientras que en el agua existían concentraciones de <0.0002 mg/l para Hg, 0.0046 mg/l para Pb, 0.001 mg/l para Cd y 0.001 mg/l para Cr; igualmente reportan concentraciones significativas de estos metales en el ostión *Crassostrea virginica*. Algunos de los valores encontrados rebasan los límites establecidos en la NOM-001-ECOL-1996

para efluentes, publicada en 1998 y vigente en nuestro días. Del mismo modo Villanueva y Botello (1992) hacen un análisis de metales pesados utilizando los criterios de otros autores entre ellos Rosas et al. (1983), demostrando que la tendencia de los niveles de metales pesados en lagunas del golfo de México en el estado de Veracruz va en aumento, principalmente el plomo.

Otro estudio elaborado por Botello y Calva (1998) indica que en parte de la zona costera del estado de Veracruz, los mayores niveles de hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) se reportan en diferentes sitios de la Laguna de Tampamachoco; existen 9.36 mg/L, frente a la Central Termoeléctrica; en Paso Daniel se observaron 4.71 mg/L que recibe la influencia de una chapopotera natural denominada Oro Negro; además mencionan que la estación que recibe las descargas del Río Tuxpan, registró una concentración de 3.16 ppm de HAP, procedentes de la pirólisis o descomposición de combustibles y lubricantes. Cabe destacar que los valores de la estación que recibe las descargas del Río Tuxpan fueron los mayormente detectados de todas las estaciones, en los tres sistemas lagunares estudiados.

Algunos de los HAP detectados son considerados como desechos peligrosos y están entre los 65 contaminantes tóxicos prioritarios y que de continuar la situación descrita se podría poner en riesgo el cultivo de peces y ostiones en el área afectándose la economía del núcleo de pescadores de la región y aún más la salud de todas las personas que consumen el recurso (Botello y Calva, 1998). Por esta razón, es indispensable continuar la evaluación de los efectos de estos contaminantes en la zona, así como en otros sistemas costeros del país, además de realizar estudios multidisciplinarios con especialistas en áreas afines.

En cuanto a estudios de inventarios ictiológicos en la Laguna de Tampamachoco Pérez-Hernández y Torres-Orozco (2000) realizaron un recuento de publicaciones para el sitio y mencionan que existe un total de 179 especies de peces. Resaltan que la Laguna de Tampamachoco representa una de las lagunas más ricas en especies de peces. López-López et al., (1991) señalan que la ictiofauna de la laguna de Tampamachoco se encuentra formada principalmente por organismos bentófagos.

En materia de estudios de biomarcadores en el género *Mugil*, Ferreira et al. (2005) comparan la actividad de algunas enzimas de ejemplares de *Mugil cephalus* recién colectados en el Estuario Douro, Portugal, y otros ejemplares que fueron mantenidos en depuración un mes, encontrando una disminución de la actividad de la CAT y la SOD. Por otro lado, Rodríguez-Ariza et al. (1993), empleando biomarcadores en la lisa (*Mugil cephalus*), encontraron una mayor actividad antioxidante en los animales de un sitio contaminado (Estuario Huelva) con bifenilos policlorados, hidrocarburos aromáticos policíclicos y pesticidas, y proponen que las enzimas antioxidantes podrían ser herramientas útiles para el biomonitoreo de la contaminación del medio ambiente. También mencionan que en el Estuario Huelva, España, se presenta mayores concentraciones de metales, como el Fe y Cu, que los de una zona de referencia (la Bahía de Cádiz), del mismo modo, los sedimentos del Estuario Huelva mostraron altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos, bifenilos policlorados y pesticidas.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

La Laguna de Tampamachoco y la desembocadura del Río Tuxpan ostentan gran importancia tanto ecológica como económica y su conservación es importante. La Laguna de Tampamachoco está señalada internacionalmente como sitio Ramsar; mantiene especies susceptibles de ser explotadas para consumo humano, entre ellas *Mugil curema*; además el área que la circunda, es de las más contaminadas del Golfo de México, por lo cual es necesario el conocimiento sobre los efectos causados por los contaminantes empleando a *Mugil curema* como organismo centinela y manejando diferentes niveles de organización biológica.

### **4. HIPÓTESIS**

Sí las alteraciones ambientales y las diferencias estacionales en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, impactan significativamente la salud de *Mugil curema*, entonces deben existir diferencias espaciales y temporales en la actividad de los biomarcadores de daño temprano y los indicadores poblacionales, que pueden responder a un patrón espacial y/o estacional.



## **5. OBJETIVO GENERAL**

Diagnosticar la salud de *Mugil curema* en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, Veracruz, mediante biomarcadores de daño tempranos e indicadores poblacionales y analizar su relación con algunos factores ambientales.

## **4. OBJETIVOS PARTICULARES**

- a) Analizar factores fisicoquímicos y estimar las concentraciones de tres metales pesados, As, Cd y Pb, en agua y sedimento de los sitios de estudio.
- b) Evaluar la actividad de una batería de biomarcadores de daño temprano en individuos de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y del Río Tuxpan.
- c) Analizar los índices morfofisiológicos, factor de condición e indicadores poblacionales de las poblaciones de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y del Río Tuxpan.

## 5. MATERIALES Y MÉTODOS

### 5.1 Área de estudio

Los manglares y humedales de Tuxpan se localizan en la parte baja costera; se encuentran divididos por el río Tuxpan. Al norte del río Tuxpan, se observan los manglares de la Laguna de Tampamachoco y al sur del mismo, los manglares y humedales asociados a los esteros de Tumilco y Jácome. Su importancia para la conservación radica en que se trata del límite norte de un manglar extenso y bien estructurado; es la zona de manglar más grande que aún queda al norte del Papaloapan y cuenta con las cuatro especies de mangle de México. Además, es un importante hábitat para muchas especies de estuario y marinas. También, está considerado como el último reservorio de vegetación costera original del municipio de Tuxpan (Basáñez-Muñoz et al., 2008).

Estos humedales se alimentan del Río Tuxpan que pertenece a la región hidrológica No. 27, Tuxpan-Nautla (Fig. 1) (INEGI, 2008). El Río Tuxpan se ubica en el centro de la vertiente del Golfo de México, tiene una superficie de 27,461 km<sup>2</sup> y desemboca en el Golfo de México (Basáñez-Muñoz et al., 2008; INEGI, 2010). Las poblaciones de estudio se encuentran dentro de la Región Marítima Prioritaria número 47 de CONABIO, “PUEBLO VIEJO-TAMIAHUA”, que incluye lagunas costeras, playas, arrecifes, dunas costeras, marismas, esteros y pantanos y abarca los estados de Tamaulipas y Veracruz (Figs. 1 y 2), con una extensión de 6,387 km<sup>2</sup>; su polígono es 22° 18' 28" a 21° 11' 49" latitud N y 97° 56' 49" a 97° 00' 10" longitud O. El clima es semicálido semiárido, con lluvias en verano; la temperatura media anual oscila entre 22 y 26° C. Entre sus características geomorfológicas se observa que es talud con pendiente suave y una plataforma amplia. En cuanto a su hidrología

presenta aporte de agua dulce por esteros, lagunas y ríos. Se conoce una gran biodiversidad de moluscos, poliquetos, equinodermos, crustáceos, peces y tortugas, entre otros, además es zona de anidación, migración y reproducción de muchas especies de tortugas, aves y peces entre ellos el atún y la sierra. Con respecto a los aspectos económicos no existe turismo significativo y la pesca se organiza en cooperativas (osti6n, lisa, lebrancha, camar6n, etc.). Con relaci6n a su problemática ambiental es una zona altamente perturbada y contaminada, pues las alteraciones ambientales tienen más de 50 años y continúan ocurriendo (CONABIO, 2010).

Los Manglares y Humedales de Tuxpan, conformados por la Laguna de Tampamachoco y los esteros de Tumulco y Jácome, son reconocidos como sitio Ramsar desde el 2 de febrero de 2006 (RAMSAR-CONAPO, 2010). El Programa Nacional de Zonas Húmedas tiene inscrito con el No. 18, a la Laguna de Tamiahua, la cual con base en su descripción se extiende hasta la Laguna de Tampamachoco (Basáñez-Muñoz et al., 2008).

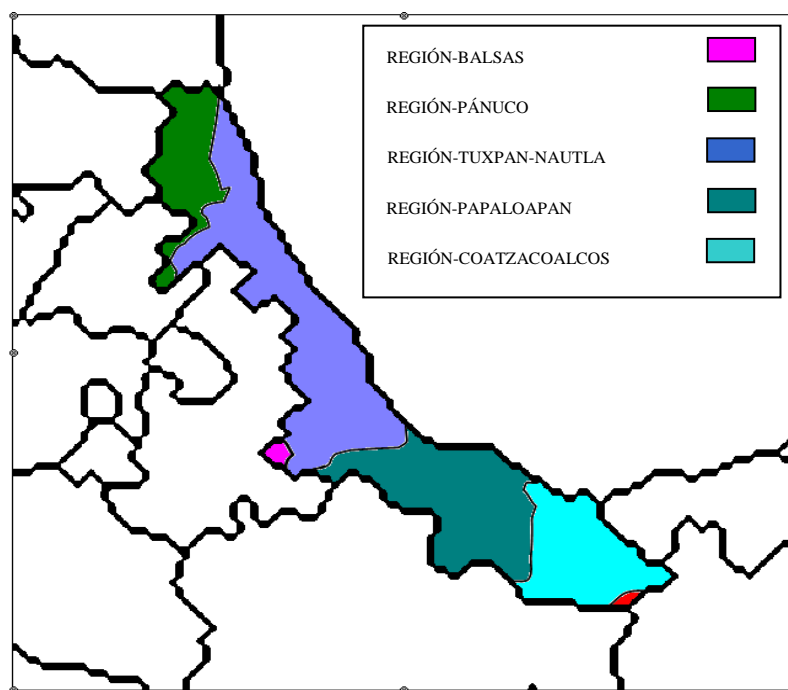


Fig. 1. Regiones hidrológicas en Veracruz, modificado de INEGI, 2008

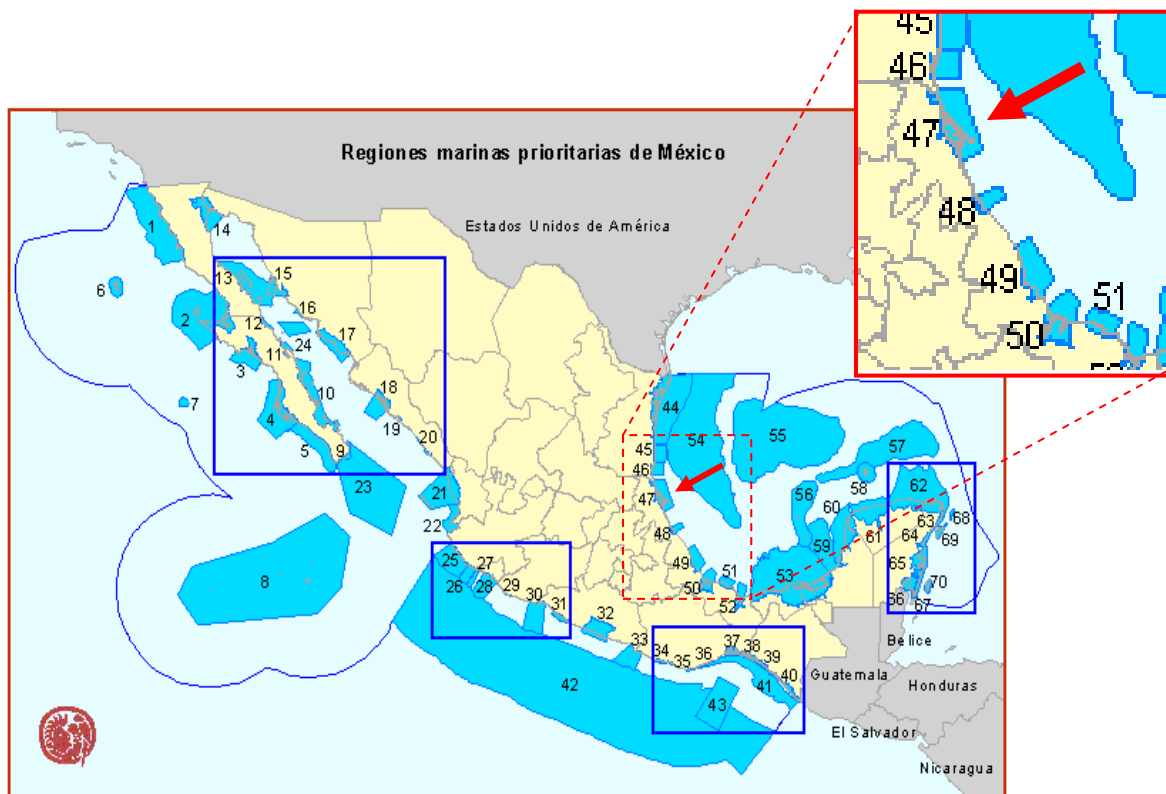


Fig. 2. Regiones Marítimas Prioritarias, modificado de CONABIO, 2008.

Los sitios de colecta se localizan en la Laguna de Tampamachoco frente a la termoeléctrica y sus coordenadas son  $97^{\circ} 22' 12''\text{W}$  y  $21^{\circ} 03' 00''\text{N}$ ; en el Río Tuxpan cerca de la desembocadura y sus coordenadas son  $97^{\circ} 22' 12''\text{W}$  y  $21^{\circ} 03' 00''\text{N}$  (Fig 3).

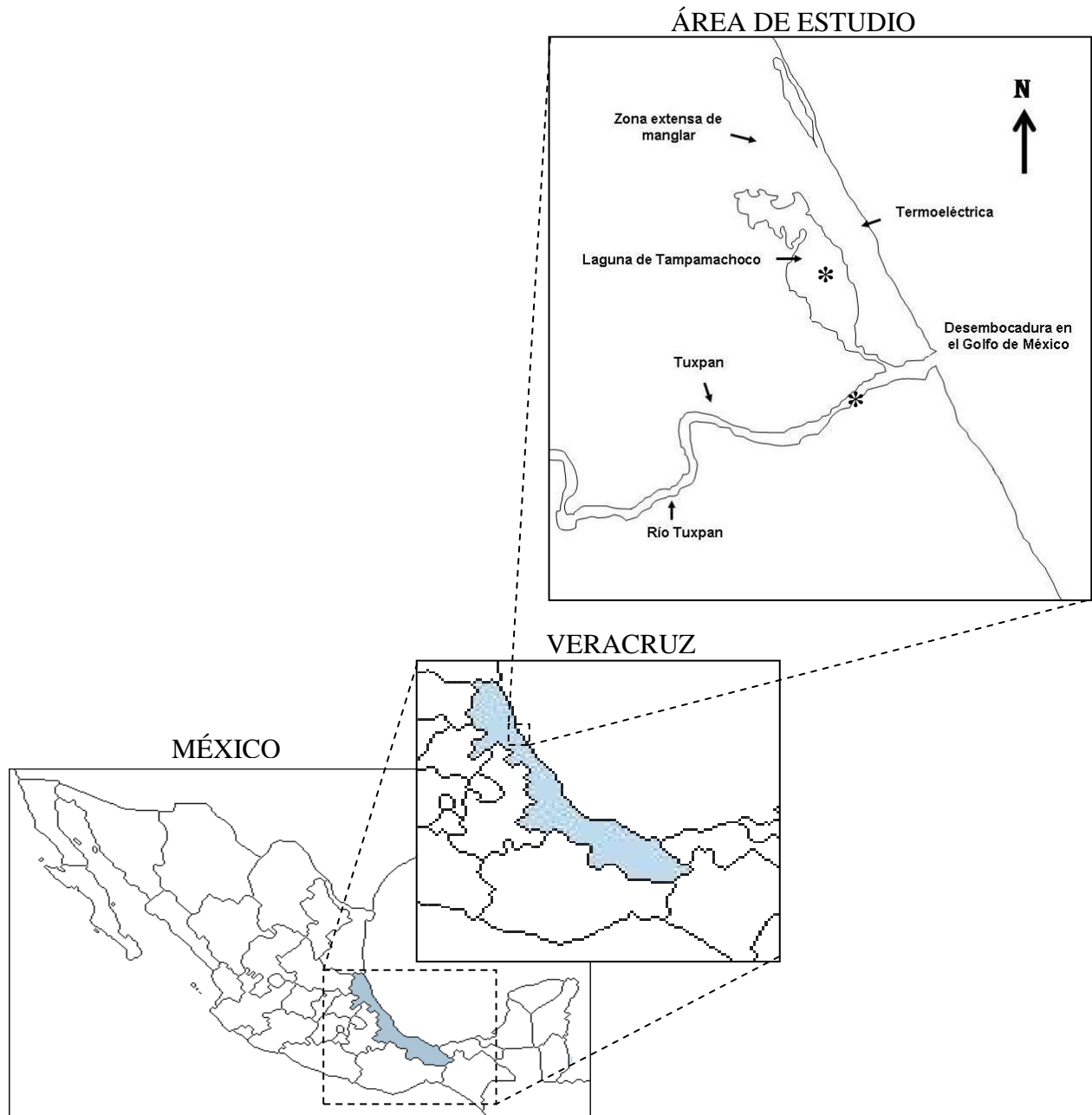


Figura 3. Localización del área de estudio, Laguna de Tampamachoco, Tuxpan, Veracruz.  
\*Puntos de muestreo.

## 5.2 Especie centinela

La liseta o lebrancha *Mugil curema* Valenciennes 1836, pertenece a la clase Actinoptergios, orden Perciformes, familia Mugilidae. En cuanto a su morfología presenta 4 o 5 espinas dorsales; 8 o 9 radios blandos dorsales, 3 espinas anales, 9 o 10 radios anales y usualmente 38 o 39 escamas en una serie lateral; su talla máxima registrada es de 90 cm de longitud total (Robins y Ray, 1986).

Es una especie cosmopolita de mares tropicales y templados que pasan la mayor parte de su vida en aguas protegidas (Schultz *et al.*, 1993). La especie se distribuye en ambas costas de América tropical y también en el Atlántico oriental. En el Pacífico oriental, desde la bahía Sebastián Vizcaino, costa oeste de la península de Baja California hasta Coquimoi, Chile; en el Atlántico occidental, desde Cabo Cod hasta Brasil, inclusive el Golfo de México y Antillas (Castro-Aguirre, 1999). En México *Mugil curema* se encuentra dentro del área geográfica 8 denominada “Antiamericana y Anfiatlántica”; su ubicación ecótica es 2A que se refiere a “Especies estenohalinas del componente marino”, y sus intervalos de tolerancia a la salinidad son de 0 - 44.5 o/oo (Castro-Aguirre *et al.*, 2002).

En cuanto a los aspectos de reproducción, Anderson (1957) realizando un estudio con *Mugil curema* en la costa del Atlántico Sur de los Estados Unidos, menciona que los individuos maduros sexualmente desovan frente a las costas de Florida y las larvas pasan las primeras semanas de su vida en el océano abierto y a finales de abril. También, resalta que cuando presentan una longitud de unos 17 a 25 mm se mueven a las playas y luego a las zonas de estuarios pantanosos en mayo; los jóvenes viven y crecen en hábitats estuarinos y los

individuos maduros sexualmente desaparecen de estos sitios para desovar en el mar desde enero hasta finales de abril, por lo cual sugiere que la especie presenta un patrón de crecimiento y circulación costera. Además, Ibáñez-Aguirre y Gallardo-Cabello (2004), mencionan que la proporción sexual en la especie es de 1:1.4.

López-López et al. (1991) reportan que es un organismo iliófago (se alimenta de sedimentos) y que se encuentra durante todo el año en la Laguna de Tampamachoco.

*Mugil curema* tiene importancia en pesquerías de las zonas litorales y estuarinas del país, por ejemplo, en 1992 la producción nacional fue de 3,605 toneladas, siendo Veracruz el líder de la producción nacional, por lo cual esta especie constituye un recurso pesquero crítico en el Golfo de México y es necesario conocer los diferentes aspectos inherentes de esta pesquería (sociales, económicos y biológicos) con el objetivo de tener una administración adecuada del recurso (Schultz et al., 1993). Se han establecido programas de veda para su protección basados en el criterio de protección del período reproductivo (Schultz *et al.*, 1993). La Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca y la Secretaría de Marina han establecido dos periodos de veda para la captura de liseta o lebrancha (*Mugil curema*) en las aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe, correspondientes al litoral del Estado de Tamaulipas y en la zona norte del Estado de Veracruz, en la zona delimitada desde el Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, hasta el Río Pánuco. El primer periodo es del 1 al 31 de diciembre y el segundo del 1 al 28 de febrero de cada año; además se establecen tallas mínimas de captura que para las aguas de jurisdicción federal del litoral del Golfo de México y Mar Caribe, es de 26 cm de longitud total. Para la captura se autoriza el uso de redes agalleras,

con luz de malla de 76 milímetros (3 pulgadas) como mínimo (NOM-016-PESC-1994; SAGARPA. 1994).

Esta especie puede actuar como organismo centinela por varias razones. Se alimenta de detritus asociados al sedimento (López-López et al, 1991), siendo susceptible de absorber diversos xenobióticos depositados en estos. Se encuentra durante todo el año en la Laguna de Tampamachoco (López-López et al, 1991) y la desembocadura del Río Tuxpan. Además tiene gran valor de importancia en pesquerías, siendo un recurso de consumo humano.

### **5.3 Trabajo de campo**

Se realizaron cuatro campañas estacionales de muestreo durante 2008 y 2009, con el propósito de incluir las diferentes temporadas anuales. Se establecieron dos sitios de colecta el primero de ellos se localiza en la Laguna de Tampamachoco frente a la termoeléctrica y sus coordenadas son  $97^{\circ} 22' 12''\text{W}$  y  $21^{\circ} 03' 00''\text{N}$ ; el segundo en el Río Tuxpan cerca de la desembocadura y sus coordenadas son  $97^{\circ} 22' 12''\text{W}$  y  $21^{\circ} 03' 00''\text{N}$  (Fig. 3).

### **5.4 Colecta de peces**

La colecta de los peces se realizó mediante los métodos artesanales, empleando una lancha de motor fuera de borda y un chinchorro playero con una luz de malla de 2 cm, 2 m de ancho y 200 m de longitud. Después de la pesca los ejemplares se colocaron en hielo para inmediatamente ser trasladados a tierra, dónde cada individuo fue medido con un ictiómetro marca Wildeco graduado en milímetros y pesado en una balanza analítica marca Ohaus,



modelo Scout II (capacidad 200 x 0.01g). Se extrajeron y etiquetaron un conjunto de escamas debajo de la aleta pectoral izquierda, de la parte dorsal y del pedúnculo caudal.

Se determinó el sexo en los ejemplares maduros y para el caso de los ejemplares sexualmente inmaduros se les ubicó como juveniles. Las gónadas fueron pesadas, etiquetadas y conservadas en alcohol al 70%.

Para la extracción del hígado, branquias y músculo blanco se eligieron nueve peces de diferentes tallas, en cada colecta. El hígado se pesó. Los tres tejidos de cada ejemplar fueron etiquetados y depositados de inmediato en un tanque con Nitrógeno líquido. El resto de los ejemplares fueron desechados una vez que se midieron, pesaron y sexaron.

### **5.5 Parámetros fisicoquímicos y toma de muestras de agua y sedimento**

En el sitio se empleó de una sonda multiparamétrica Quanta (Quanta-G) para la determinación de los valores de los siguientes factores ambientales: temperatura del agua (°C), oxígeno disuelto (mg/L), pH, turbiedad (NTU), conductividad (mS/cm) y salinidad (UPS). La transparencia se determinó con disco de Secchi (cm).

En cada localidad se tomaron tres muestras de agua en recipientes de plástico con tapa de rosca, con una capacidad de 500 mL, para la determinación de metales, la estimación de otros parámetros de calidad del agua y el análisis de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>). Se recolectó un kilogramo de sedimento mediante una draga metálica marca Wildeco y se transportó en bolsas oscuras de plástico.

## **5.6 Trabajo de laboratorio**

### **5.6.1 Parámetros de calidad del agua**

Para el análisis de parámetros de calidad del agua en el laboratorio se emplearon las técnicas de la EPA (APHA, 2005) mediante un espectrofotómetro Hach DR/2500; se determinaron nitritos, nitratos, amonio, nitrógeno total, ortofosfatos, fósforo total, color, sólidos suspendidos y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>). La determinación de coliformes totales y fecales se hizo mediante la incubación en medios específicos siguiendo las técnicas del APHA (2005).

### **5.6.2 Determinación de metales pesados**

La concentración de cadmio (Cd), arsénico (As) y plomo (Pb) en agua, tejidos y sedimentos se estimó mediante una digestión con ácido (ácido nítrico concentrado) y lectura en espectrofotómetro de flama de absorción atómica, como lo señala la norma mexicana NOM-117-SSA1-1994 para tejidos, y la norma NMX-AA-051-SCFI-2001 para agua y sedimentos.

### **5.6.3 Análisis en peces**

En todos los peces colectados se calculó el factor de condición (K), el índice gonadosomático (IGS) y el índice hepatosomático (IHS) de acuerdo con las siguientes relaciones:

$$K = \frac{Pt}{Lp^3}$$

$$IGS = \frac{Pg}{Pt} \times 100$$

$$IHS = \frac{Ph}{Pt} \times 100$$

Donde:

Pt = peso total del pez; Lp = longitud patrón; Pg = peso de la gónada; y Ph = peso del hígado.

Para analizar la edad y el crecimiento se establecieron clases de talla mediante el método de Petersen (1892), haciendo un análisis de las frecuencias de tallas en las dos poblaciones, basándose en la suposición de que las tallas correspondientes a los diferentes grupos de edad o mejor conocidas como cohortes, presentan una distribución normal. De esta manera la representación gráfica de la distribución de las frecuencias de talla de una población, muestra una serie de máximos modales correspondientes a las tallas promedio de los peces a una edad determinada. Para asegurar la estimación de la edad de cada clase modal, sobre todo de aquellas que no se encontraron claramente definidas, se realizó la lectura de anillos de crecimiento en las escamas de todos los peces, como lo establece Tesch (1968).

#### **5.6.4 Batería de biomarcadores**

Las alteraciones ambientales causantes de estrés oxidativo y otras modificaciones fisiológicas, fueron evaluadas mediante la estimación de una batería de biomarcadores en las branquias, el hígado y el músculo blanco. El análisis se realizó en una cohorte de edad que se encontró presente en los dos sitios de muestreo, durante las cuatro estaciones del año. En este análisis se emplearon diferentes técnicas:

La presencia de estrés oxidativo causado por las especies reactivas de oxígeno (EROS) producidas por xenobióticos y otras alteraciones, se determinó mediante la estimación del nivel de lipoperoxidación (LPOX) según Buege y Aust (1978). El contenido de proteínas se estimó por el método de Bradford (1976) y utilizando una curva de calibración con albúmina sérica bovina.

La acción de la defensa antioxidante responsable de de eliminación de las EROS se observó mediante la determinación de tres enzimas antioxidantes en el hígado y las branquias:

1. La actividad de la superóxido dismutasa (SOD) se estimó como lo señalan Sun et al. (1988). Esta enzima es la responsable de la eliminación del anión superóxido (Farombi et al., 2007; Tjalkens et al., 1998).
2. La actividad de la catalasa (CAT) se evaluó según los criterios de Cohen, et al. (1970). Pues esta enzima actúa en la descomposición del peróxido de hidrógeno (Farombi et al., 2007; Tjalkens et al., 1998).
3. La actividad de la glutatión peroxidada (GPx) siguiendo los criterios de Lawrence y Burk (1976). Debido a que esta enzima al igual que la CAT, actúa en la eliminación del peróxido de hidrógeno, pero cuando este se encuentra en concentraciones bajas (Farombi et al., 2007; Tjalkens et al., 1998).

La actividad de la enzima Acetilcolinesterasa (AChE) se evaluó como lo indica Hestrin (1949) en el hígado, las branquias y el músculo. La inhibición de esta enzima indica

exposición a neurotóxicos. La inhibición de la AchE está considerada como el biomarcador específico más sensible del efecto de los insecticidas carbámicos y organofosforados en peces de agua dulce y marinos (Grue et al., 1997).

La actividad de las Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> ATPasas se determinó por el método de Zaugg (1982). Las adenosintrifosfatasa son un grupo de enzimas de importancia por sus funciones intracelulares y son consideradas indicadores sensibles de toxicidad, especialmente la ATPasa Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> juega un papel crucial en la regulación osmótica de los organismos acuáticos (Yadward y Kallapur-Basalingappa., 1990).

#### **5.6.5 Análisis estadístico**

Para establecer diferencias significativas entre el conjunto de medias de cada biomarcador, se empleó el software XLSTAT versión 3.5 (Modelación de datos), mediante el Análisis de varianza (ANOVA), seguido de la prueba de Tukey HSD (Honestly Significantly Different), con un nivel de significancia de 95%. También se empleó la ANOVA seguida de la prueba de Tukey (HSD) (significancia = 95%), para la comparación de cada conjunto de medias de cada índice somático (IHS e IGS) y para el factor de condición (K). Además, estos mismos estadísticos (ANOVA; Tukey (HSD), significancia = 95%) se emplearon para la comparación entre tejidos para cada biomarcador. Los resultados de estos estadísticos se encuentran en el “Anexo”.

Para observar las relaciones entre el conjunto biomarcadores para cada tejido (branquias, hígado y músculo), se empleó el software XLSTAT versión 3.5, mediante el Análisis de componentes principales (ACP).

Para observar la interacción entre todos los factores involucrados, se realizó un análisis multivariado, utilizando el software XLSTAT-ADA, ver. 2010. mediante el Análisis de discriminantes (AD), que permitió identificar aquellas variables cuyas respuestas espacio-temporales se asocian entre sí, y que pudieran discriminar grupos de individuos; además, sirvió como herramienta en la identificación de un patrón en el espacio y el tiempo, utilizando datos de individuos de una misma cohorte. Las variables involucradas se organizaron en dos matrices de datos de la siguiente forma:

- a) Matriz de variables ambientales, 17 columnas corresponden a factores fisicoquímicos de calidad del agua (nitratos, nitritos, amonio, nitrógeno total, ortofosfatos, fósforo total, DBO<sub>5</sub>, O<sub>2</sub> disuelto, pH, salinidad, transparencia, turbiedad, color, sólidos suspendidos, T° del agua, precipitación pluvial y presencia de *Eschechia coli*) y seis corresponden a concentraciones de metales (As, Cd y Pb) en agua y en sedimento.
- b) Matriz de variables de la respuesta de los organismos, 15 columnas corresponden a biomarcadores, seis en hígado y en branquia (LPOX, CAT, GPx, SOD, AchE y ATPasas) y tres en músculo (LPOX, AchE y ATPasas) ; tres corresponden al valor obtenido de la RIB, en hígado, branquia y músculo; tres son bioindicadores, de los cuales dos son los índices somáticos (IHS y IGS) y el otro el factor de condición (K). Además nueve variables de la concentración de metales, As, Cd y Pb, en hígado, branquias y músculo.

- c) En cuanto al espacio y el tiempo, tenemos dos localidades (el río y la laguna) y cuatro estaciones del año (primavera, verano, otoño e invierno).

## 6. RESULTADOS

### 6.1 Caracterización ambiental

#### 6.1.1 Factores fisicoquímicos

Los resultados del análisis fisicoquímico de las muestras de agua se presentan en la Tabla 1. Se observa que tanto en la laguna como en el río los valores de nitratos se encuentran en mayor concentración en el verano y disminuyen a partir del otoño; en tanto que los nitritos, el amonio y el nitrógeno total, se ven disminuidos a partir del verano, presentando su pico más alto en la primavera. Se observa una mayor concentración de compuestos nitrogenados en la laguna en comparación con el río.

Tabla 1. Valores de parámetros de calidad del agua en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, Veracruz, durante 2008 y 2009.

	Primavera		Verano		Otoño		Invierno	
	Laguna	Río	Laguna	Río	Laguna	Río	Laguna	Río
Nitratos (mg/L)	0,60	0,60	0,90	0,70	0,20	0,50	0,50	0,30
Nitritos (mg/L)	0,09	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01
Amonio (mg/L)	12,80	13,05	7,51	1,37	9,12	9,01	8,18	9,01
N total (mg/L)	15,40	16,10	12,20	11,40	11,40	9,20	10,00	9,60
Ortofosfatos (mg/L)	0,37	0,41	0,17	0,32	0,22	0,18	0,46	0,47
Fósforo tot. (mg/L)	0,47	0,55	0,98	0,54	0,75	0,65	0,68	0,70
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	4,60	3,70	5,60	6,00	11,26	10,40	8,20	7,40
O <sub>2</sub> disuelto (mg/L)	5,56	4,67	6,72	7,37	7,18	7,18	7,29	7,65
pH	8,98	9,00	8,99	9,36	9,68	9,54	10,10	9,79
Salinidad (UPS)	35,13	22,81	24,30	5,39	16,64	5,96	32,02	26,00
Transparencia (cm)	52,00	20,00	27,00	40,00	44,00	52,00	30,00	90,00
Turbiedad (NTU)	45,00	315,00	99,30	58,10	51,30	42,40	69,40	26,40
Color (UPt-Co)	18,00	21,00	16,00	7,00	35,00	38,00	84,00	20,00
Sólidos susp (mg/L).	24,00	526,00	210,00	31,00	28,10	22,00	119,00	18,50
T° Agua (°C)	31,10	31,30	31,00	31,36	26,63	25,77	24,00	24,90

Conductividad (mS/cm)	56,10	35,90	38,10	9,59	28,10	11,33	49,10	40,10
Precipitación (mm)	58,40	58,40	59,00	59,00	189,25	189,25	181,60	181,60
T° Ambiente (°C)	19,30	19,30	26,90	26,90	24,10	24,10	23,20	23,20
Coliformes totales (NMP)	8	1600	23	1600	2	1600	4	1600
<i>E. coli</i> (NMP)	4	1600	23	1600	2	1600	2	1600

Los mayores niveles de precipitación se observaron durante el otoño y los menores en la primavera (figura 4). La mayor profundidad en ambas localidades se observó en el otoño, además siempre fue mayor en el río. En tanto que la mayor temperatura tanto ambiental como en el agua, se alcanzó durante el verano.

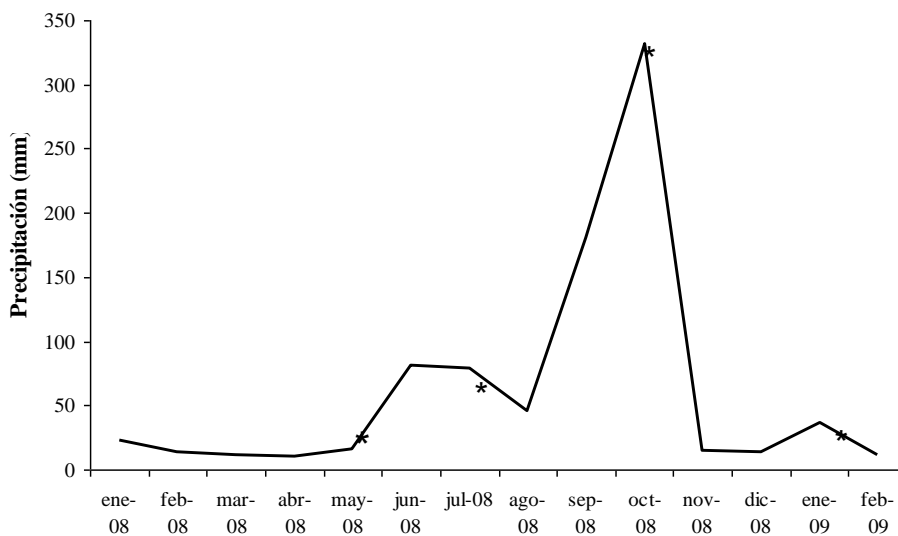


Figura 4. Precipitación en Tuxpan Veracruz durante 2008 y 2009. Medias mensuales. Datos obtenidos de la estación meteorológica No. 766400, 20° 95' N y 97° 40' O, 0028 m (CONAGUA, 2010). \*Fechas de colecta.

Los ortofosfatos disminuyeron en el verano y el otoño en ambas estaciones, en tanto que en la laguna el valor más alto de fósforo total se observó en el verano y en el río en el otoño. El fósforo total aumenta durante el otoño y el invierno en el río y en la laguna alcanza su pico más alto durante el verano.



La salinidad y la conductividad en todas las estaciones del año fueron considerablemente mayores en la laguna que en el río y en el verano y el otoño se abatió en ambas localidades. El pH fue mayor en el invierno tanto en la laguna como en el río.

Se observó una mayor transparencia en el río que en la laguna en el verano, el otoño y el invierno, en tanto que en la primavera la transparencia fue mayor en la laguna. La turbiedad y los sólidos suspendidos se comportaron de manera inversa, siendo mayores en la laguna durante el verano, el otoño y el invierno. El color fue mayor en la laguna durante la primavera, el verano y el invierno, en el otoño los valores entre río y laguna fueron muy similares.

La DBO<sub>5</sub> en ambos sitios aumenta en el verano alcanzando sus máximos valores en el otoño. En la primavera se observaron los menores niveles de DBO<sub>5</sub>. El O<sub>2</sub> disuelto aumentó durante el verano y se mantuvo hasta el invierno.

La presencia de coliformes totales y fecales fue mucho mayor en el río en comparación con la laguna.

### **6.1.2 Determinación de metales en agua y sedimento**

La concentración de plomo en el agua del río durante el otoño rebasa los límites máximos permisibles establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, en tanto que en los sedimentos de la laguna se encuentra por arriba en todas las temporadas y en el río sólo en la primavera y el verano. El arsénico está particularmente elevado en agua y sedimento durante el otoño y el invierno, pero en la laguna en la primavera y el verano no se detectó por el método empleado (Tablas 1 y 2).

En cuanto al cadmio no se detectó en el agua del río en ninguna temporada y en la laguna solo se detectó en la primavera y el verano.

Tabla 2. Análisis de metales en muestras de agua de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

	Laguna				Río			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
As (mg/L)	ND	ND	8.28* ±0.8	8.87* ±0.8	0.23* ±0.02	0.25* ±0.02	8.31* ±0.8	9.38* ±0.9
Cd (mg/L)	0.015 ±0.001	0.0001 ±0.00001	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Pb (mg/L)	0.14 ±0.01	0.06 ±0.006	0.08 ±0.008	0.12 ±0.01	0.1 ±0.01	0.07 ±0.007	0.9* ±0.09	0.13 ±0.01

Los valores corresponden a la media  $\pm$  SD; \* valores superiores a límites máximos permisibles para metales pesados para las descargas de aguas residuales y bienes nacionales en ríos (protección a la vida acuática), estuarios, humedales y suelo de humedales, asentados en la NOM-001-ECOL-1996. ND= No detectable por el método empleado.

Tabla 3. Análisis de metales en muestras de sedimento de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

	Laguna				Río			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
As (mg/L)	1.75 ±0.1	2.05 * ±0.2	5.27 * ±0.5	4.31* ±0.4	2.13* ±0.2	3.5* ±0.3	3.44* ±0.3	2.78* ±0.2
Cd (mg/L)	0.002 ±0.0002	0.011 ±0.001	ND	ND	0.001 ±0.0001	0.009 ±0.0009	ND	ND
Pb (mg/L)	0.36* ±0.03	0.43* ±0.04	0.14* ±0.01	0.13* ±0.01	0.37* ±0.03	0.47* ±0.04	0.14 ±0.01	0.13 ±0.01

Los valores corresponden a la media  $\pm$  SD; \* valores superiores a límites máximos permisibles para metales pesados para las descargas de aguas residuales y bienes nacionales en ríos (protección a la vida acuática), estuarios, humedales y suelo de humedales, asentados en la NOM-001-ECOL-1996. ND= No detectable por el método empleado.

## 6.2 Análisis en peces

### 6.2.1 Acumulación de metales en tejidos

Algunos valores de concentración de metales pesados en tejidos de los peces fueron superiores a los encontrados en agua y sedimento. Las concentraciones de cadmio en

branquias, hígado y músculo en todas las temporadas y en los dos sitios superaron los valores encontrados en agua y sedimento. En cuanto a plomo, las concentraciones en el músculo durante el otoño y el invierno en la laguna y en el invierno en el hígado fueron superiores a las encontradas tanto en agua como en sedimento para esas temporadas. Por el contrario, no se detectó arsénico en las muestras de tejidos de peces.

Tabla 4. Análisis de metales en las branquias de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

	Laguna				Río			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
As (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cd (mg/L)	0.148*	0.151*	0.182*	0.193*	0.113*	0.124*	0.169*	0.163*
	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01
Pb (mg/L)	0.051	ND	0.021	0.074	0.109	ND	0.099	ND
	±0.005		±0.002	±0.007	±0.01		±0.009	

Los valores corresponden a la media  $\pm$  SD; \* valores superiores a los encontrados en agua y sedimento. ND= No detectable por el método empleado.

Tabla 5. Análisis de metales en el hígado de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009

	Laguna				Río			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
As (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cd (mg/L)	0.056*	0.111*	0.114*	0.114*	0.022*	0.113*	0.104*	0.09*
	±0.005	±0.01	±0.01	±0.01	±0.002	±0.01	±0.01	±0.009
Pb (mg/L)	ND	ND	ND	ND	0.071	ND	0.004	0.021
					±0.007		±0.0004	±0.002

Los valores corresponden a la media  $\pm$  SD; \* valores superiores a los encontrados en agua y sedimento. ND= No detectable por el método empleado.

Tabla 6. Análisis de metales en el músculo de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

	Laguna				Río			
	Primavera	Verano	Otoño	Invierno	Primavera	Verano	Otoño	Invierno
As (mg/L)	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Cd (mg/L)	0.146*	0.135*	0.156*	0.195*	0.232*	0.205*	0.22*	0.206*
	±0.01	±0.01	±0.01	±0.01	±0.02	±0.02	±0.02	±0.02
Pb (mg/L)	0.016	0.011	0.141*	0.15*	0.11	0.017	ND	0.36*
	±0.001	±0.001	±0.01	±0.01	±0.01	±0.001		±0.03

Los valores corresponden a la media  $\pm$  SD; \* valores superiores a los encontrados en agua y sedimento. ND= No detectable por el método empleado.

### 6.2.2 Bioindicadores poblacionales

El índice hepatosomático presenta algunas diferencias significativas entre periodos en cada uno de los sitios de estudio (ANOVA,  $p < 0,0001$ ; Tukey,  $p < 0,0001$ ). Los valores del IHS en la laguna en invierno y la primavera, son mayores a los del otoño y el verano (Tukey (HSD),  $p < 0,0001$ ). Algo similar ocurre en el río, no hay diferencias significativas entre el invierno y la primavera (Tukey,  $p = 0,0001$ ); pero sí los valores de IHS en el invierno y en la primavera son mayores que en el otoño y el verano (Tukey,  $p = 0,0001$  y  $p < 0,0001$ ). En la laguna se observó el pico más alto durante el invierno ( $1.74 \pm 0.11$ ,  $\pm$  SE) y en el río en la primavera ( $1.54 \pm 0.15$ ,  $\pm$  SE); en cambio en las estaciones de verano y otoño se encontraron los valores más bajos.

Para el K no se observaron diferencias significativas entre las medias del invierno y la primavera para la laguna (Tukey,  $p = 0.255$ ). Sin embargo, sí se detectaron diferencias entre sitios en algunas de las estaciones del año (ANOVA,  $p < 0,0001$ ; Tukey,  $p < 0,0001$ ). En el verano el valor de K en el río es mayor al valor de la laguna ( $p < 0,0001$ ), en el resto de las estaciones del año no se encontraron diferencias entre sitios ( $p > 0,05$ ). En la laguna el valor de K durante el otoño, es menor que en el invierno (Tukey,  $p = 0.03$ ). En cambio, en el río los valores de K durante el verano y el otoño, son menores a la primavera (Tukey,  $p = 0.003$  y  $p = 0.013$ ) (Figura 5).

Con respecto al IGS, no se encontraron diferencias entre sitios para cada estación del año (ANOVA,  $p < 0,0001$ ; Tukey,  $p < 0,05$ ). En la laguna durante el invierno el valor de IGS ( $3.22 \pm 0.84$  ( $\pm$ SE)), se incrementa considerablemente con respecto a la primavera, el verano y

el otoño (Tukey,  $p < 0,0001$ ). En cambio, en el río no hay diferencias significativas a lo largo del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) y aunque el valor de la media en el río durante la primavera es de  $1.86 \pm 0.84$  ( $\pm$ SE), la dispersión que presenta ese conjunto de valores no la hace diferente del resto de las medias para este sitio (Fig. 5).

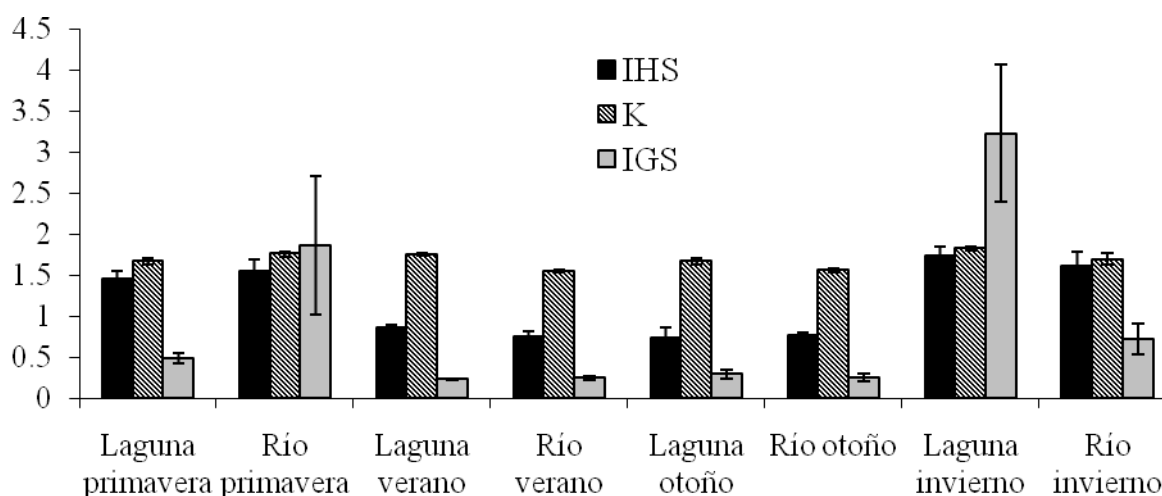


Figura 5. Índices somáticos en *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

### 6.2.3 Edad y crecimiento

En la laguna, durante todas las temporadas de estudio, se observaron cuatro grupos de edad (0+, 1+, 2+ y 3+); en cambio en el río se observaron cinco grupos (0+, 1+, 2+, 3+ y 4+). Los individuos más longevos, correspondientes a los grupos de edad 3+ y 4+ sólo se colectaron durante la primavera y el verano. Aunque el esfuerzo de captura fue el mismo en las dos localidades, en cada campaña se colectaron más ejemplares en la laguna que en el río (Anexo), por lo cual en la laguna fue posible observar mejor la estructura poblacional. La estimación de la edad mediante la lectura de anillos de crecimiento permitió identificar con exactitud los grupos de edad (Figura 6).

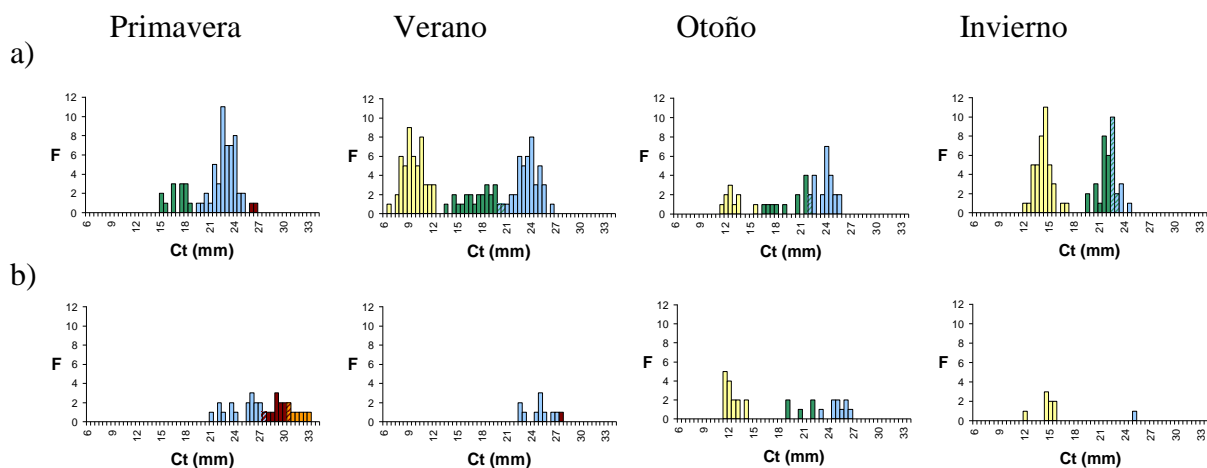


Figura 6. Estructura por edades de las poblaciones de de *Mugil curema* de a) la Laguna de Tampamachoco y b) el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. 0+: amarillo, 1+: verde, 2+: azul, 3+: marrón y 4+: naranja. F: frecuencia.

## 6.2.4 Biomarcadores

### 6.2.4.1 La lipoperoxidación (LPOX)

El ANOVA de laLPOX entre los niveles en las branquias, el hígado y el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan (95% de confianza), demostró que la probabilidad de que estos tres grupos sean iguales es  $< 0,0001$ . La prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de LPOX entre tejidos (95% de confianza), indicó que los niveles de LPOX que se alcanzan en las branquias son significativamente diferentes a los niveles en el músculo ( $p < 0,0001$ ), del mismo modo que los niveles de LPOX en las branquias son significativamente diferentes a los niveles en el hígado ( $p < 0,0001$ ), además se observó que no hay diferencias significativas en los niveles del hígado y el músculo ( $p = 0.388$ ). El valor promedio mayor para la LPOX en las branquias se observó en la laguna en el invierno con un valor de  $5.449 \pm 1.055$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE) y el menor se dio en el río en el otoño y fue de  $1.5047 \pm 0.202$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE).

En el hígado el valor mayor de LPOX fue en la laguna en el verano con  $2.594 \pm 0.336$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE) y el más bajo en el río en el invierno con  $0.732 \pm 0.1$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE). En el músculo el valor más alto de LPOX fue en la laguna en el otoño con  $1.707 \pm 0.442$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE) y el valor más bajo en el río en el verano con  $0.616 \pm 0.055$  nmol de MDA/mg de proteína ( $\pm$  SE).

En cuanto a los valores de LPOX en las branquias, en la laguna en el invierno se alcanzan valores significativamente mayores a los del río en el verano y en el otoño (ANOVA,  $p = 0.001$ ; Tukey (HDS),  $p > 0.05$ ). Sin embargo no existen diferencias significativas entre la laguna y el río, para cada una de las estaciones del año (Tukey (HDS),  $p < 0.05$ ) (Fig 7).

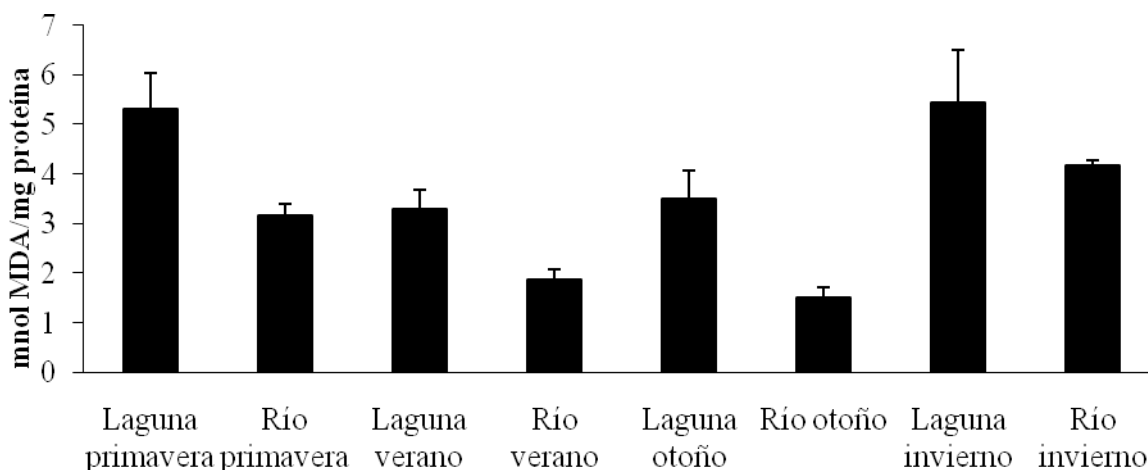


Figura 7. Lipoperoxidación en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

En cuanto a la LPOX en el hígado, se encontraron diferencias estacionales en la laguna (ANOVA,  $p = 0.001$ ; Tukey,  $p > 0.05$ ). El valor promedio de LPOX en la laguna en el verano es mayor que en el invierno y en la primavera (Tukey,  $p < 0.05$ ). No se encontraron

diferencias significativas entre la laguna y el río, para cada una de las estaciones del año

(Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 8).

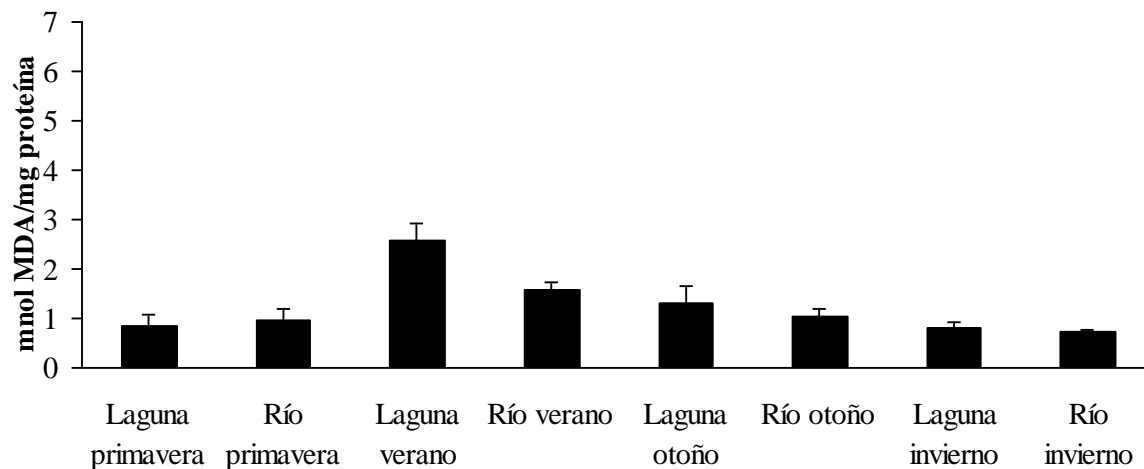


Figura 8. Lipoperoxidación en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

Aunque se encontró que existen diferencias entre medias de la variable LPOX en el músculo entre la laguna en el otoño y el río en el verano (ANOVA,  $p = 0.048$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ), no se encontraron diferencias estacionales para cada localidad y tampoco entre sitios para cada estación del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 9).



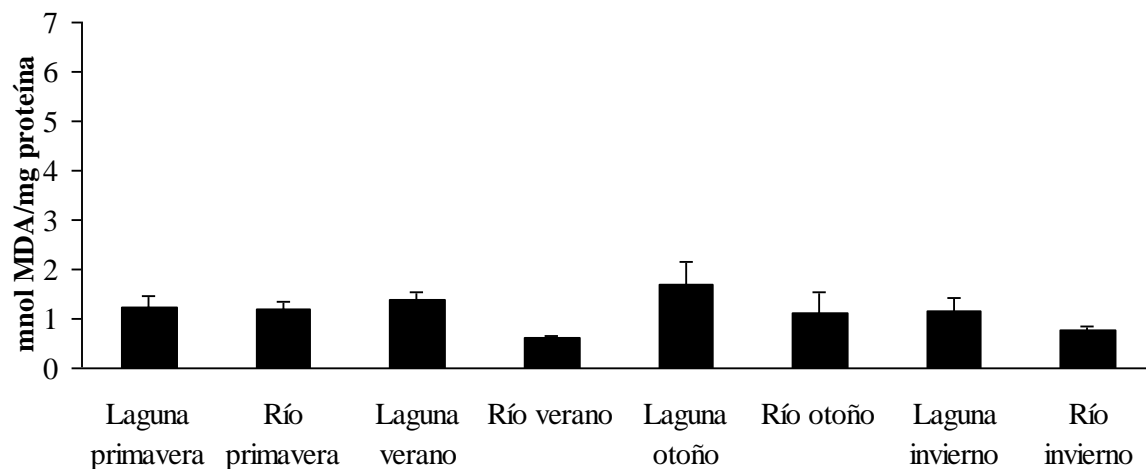


Figura 9. Lipoperoxidación en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

#### 6.2.4.2 La catalasa (CAT)

Existen diferencias significativas entre la actividad de la CAT entre las branquias y el hígado (ANOVA,  $p < 0.0001$ ), la actividad de la CAT es mayor en las branquias que el hígado (Tukey,  $p = 0.004$ ).

El nivel de catalasa más alto en las branquias se registró en la laguna en el verano con  $0.79 \pm 0.04 \text{ k} \times 10^{-2} \text{ min}$  ( $\pm$  SE) y el menor en la en el río en el invierno con un valor de  $0.15 \pm 0.01 \text{ k} \times 10^{-2} \text{ min}$  ( $\pm$  SE). En el hígado el valor más alto fue de  $0.9 \pm 0.06 \text{ k} \times 10^{-2} \text{ min}$  ( $\pm$  SE) en la laguna en la primavera y el más bajo de  $0.07 \pm 0.01 \text{ k} \times 10^{-2} \text{ min}$  ( $\pm$  SE) en el río en el invierno (Anexo).

Con respecto a la actividad de la CAT en las branquias, se encontraron tanto diferencias estacionales, como entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La

actividad de la CAT en la laguna durante la primavera y el verano, es mayor que en el otoño y en el invierno (Tukey,  $p < 0.0001$ ); además, no existen diferencias entre la actividad de primavera y verano (Tukey,  $p = 0.28$ ). En cuanto al río, la actividad de esta enzima es mayor en el verano que en la primavera, el invierno y el otoño (Tukey,  $p < 0.01$ ). Mientras que en la primavera el valor de la actividad en la laguna es mayor a la del río (Tukey,  $p = 0.002$ ), en cambio en las otras estaciones del año, no se observan diferencias entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 10).

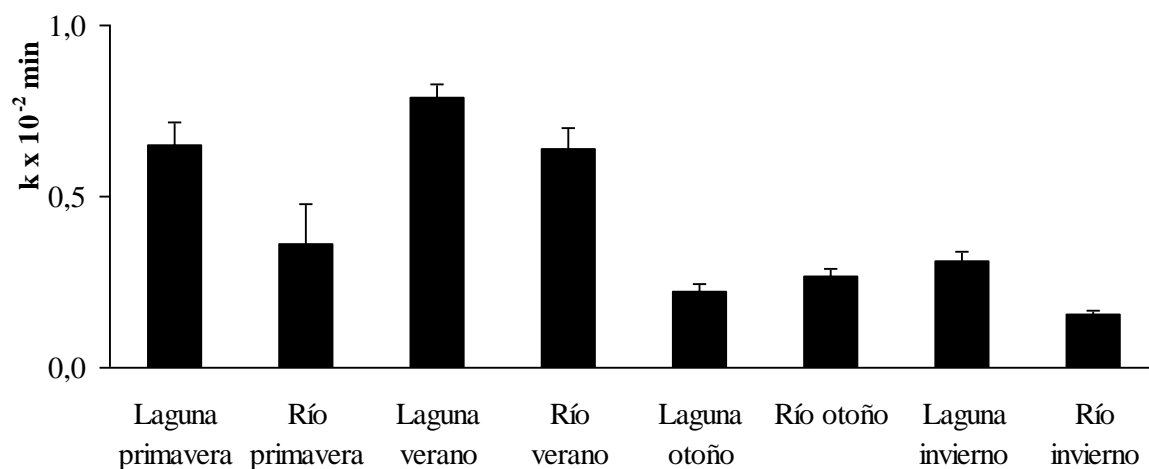


Figura 10. Catalasa en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

La actividad de la CAT en el hígado presenta diferencias tanto estacionales, como entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). El valor de la CAT en la laguna durante la primavera es mayor a los valores del otoño, invierno y verano (Tukey,  $p < 0.0001$ ); también, el valor de actividad durante el verano es mayores al otoño y al del invierno (Tukey,  $p < 0.01$ ). En tanto que en el río durante el verano la actividad de la CAT es mayor que en el otoño (Tukey,  $p < 0.0001$ ). Además, se observó que durante la primavera, la CAT en el

hígado de los ejemplares de la laguna es mayor a los del río (Tukey,  $p < 0.0001$ ), en cambio, no existieron diferencias significativas entre sitios, para las demás estaciones del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 11).

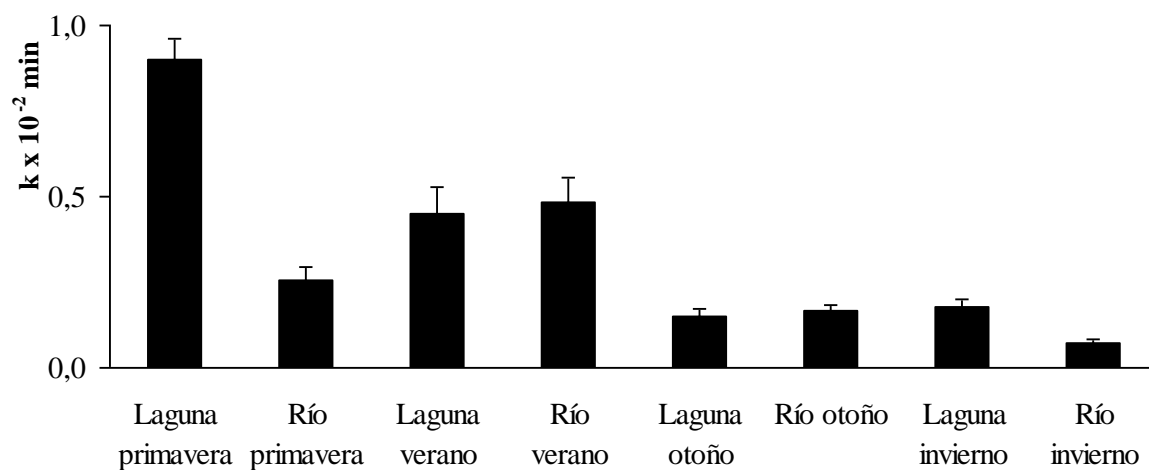


Figura 11. Catalasa en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE; \*  $p < 0.05$ .

#### 6.2.4.3 La glutatión peroxidasa (GPx)

La actividad de la GPx en las branquias es mayor que en el hígado (Tukey,  $p < 0.0001$ ). El valor más alto de GPx en las branquias fue de  $1.56 (\pm 0.08)$  nmoles de NADP+H/mg de proteína/min ( $\pm$  SE) y se observó en la laguna en el verano, en cambio en valor más bajo fue de  $0.1 \pm 0.02$  nmoles de NADP+H/mg de proteína/min ( $\pm$  SE) y se observó en la laguna en la primavera. En el hígado el valor más alto se observó en el río en la laguna en el otoño y fue de  $0.91 \pm 0.01$  nmoles de NADP+H/mg de proteína/min ( $\pm$  SE), en cambio el valor más bajo se dio en la laguna en el verano y fue de  $0.29 \pm 0.02$  nmoles de NADP+H/mg de proteína/min ( $\pm$  SE) (Anexo).

La actividad de la GPx en las branquias presenta diferencias estacionales (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). Los niveles de la GPx en las branquias en ambas localidades se abatieron significativamente durante la primavera en comparación con las otras estaciones del año (Tukey,  $p < 0.01$ ). En tanto que el valor de GPx en la laguna durante el verano es mayor que durante la primavera y el invierno (Tukey,  $p < 0.05$ ). En el río durante el verano, se observó la mayor actividad de la GPx en este tejido. No existen diferencias significativas entre los valores de la GPx en la branquias de los sitios para cada estación del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 12).

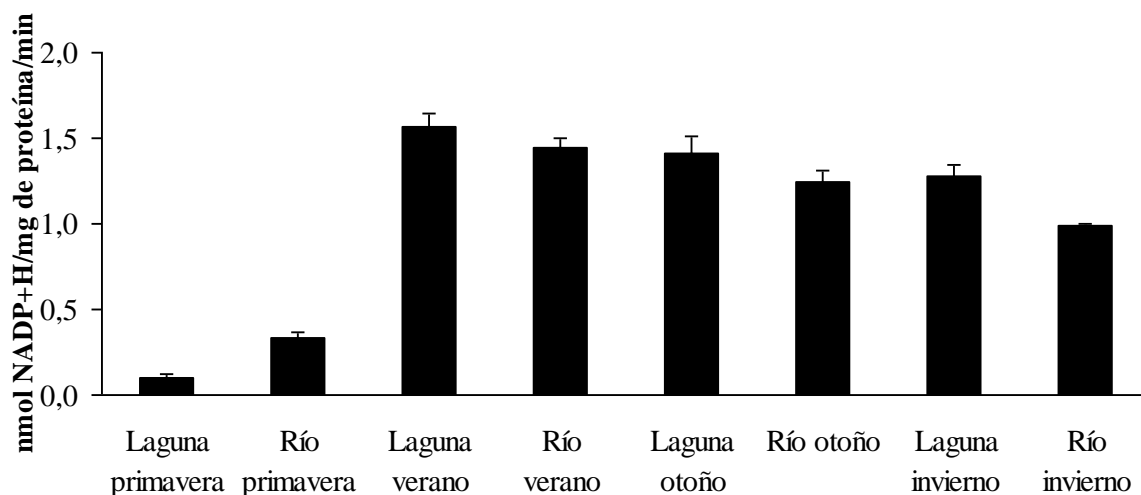


Figura 12. Glutación peroxidasa en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

La actividad de la GPx en el hígado presenta diferencias tanto estacionales, como entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de la GPx en el hígado de los ejemplares de la laguna durante el otoño y el invierno, fue mayor que en la primavera y el verano (Tukey,  $p \leq 0.0001$ ). En cuanto al río el valor de GPx en el hígado durante la primavera, es menor que en el invierno y el verano (Tukey,  $p < 0.05$ ). También existen

diferencias en la actividad de esta enzima en entre sitios, pues durante el otoño la actividad es mayor en la laguna y el verano en el río (Tukey,  $p < 0.01$ ) (Fig 13).

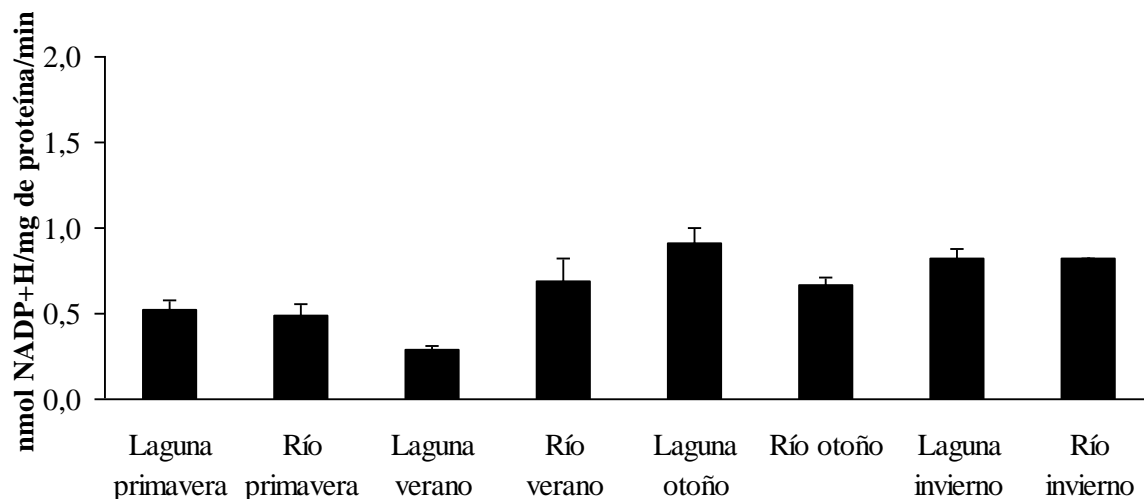


Figura 13. Glutación peroxidasa en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

#### 6.2.4.4 La superóxido dismutasa (SOD)

La actividad de la SOD en las branquias es mayor que en el hígado (Tukey,  $p < 0.0001$ ). El valor más alto de SOD en las branquias se observó en la laguna en la primavera y fue de  $25.75 \pm 1.72$  Unidades totales/mg de proteína ( $\pm$ SE) y el más bajo en el río en el verano y fue de  $4.39 \pm 0.25$  Unidades totales/mg de proteína ( $\pm$ SE). En el hígado el valor más alto fue de  $6.31 \pm 0.20$  Unidades totales/mg de proteína ( $\pm$ SE) en el río en el verano y el más bajo de  $1.55 \pm 0.014$  Unidades totales/mg de proteína ( $\pm$ SE) en la laguna en el verano (Anexo).

La actividad de la SOD en las branquias presenta diferencias estacionales, como entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de la SOD en las branquias de ambos sitios es mayor durante la primavera y el otoño y se abate durante el verano y el invierno (Tukey,  $p < 0.05$ ). En la primavera la actividad de la SOD en este tejido muestra diferencia entre sitios, pues es mayor en la laguna (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En las otras estaciones del año no se encontraron diferencias significativas entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 14).

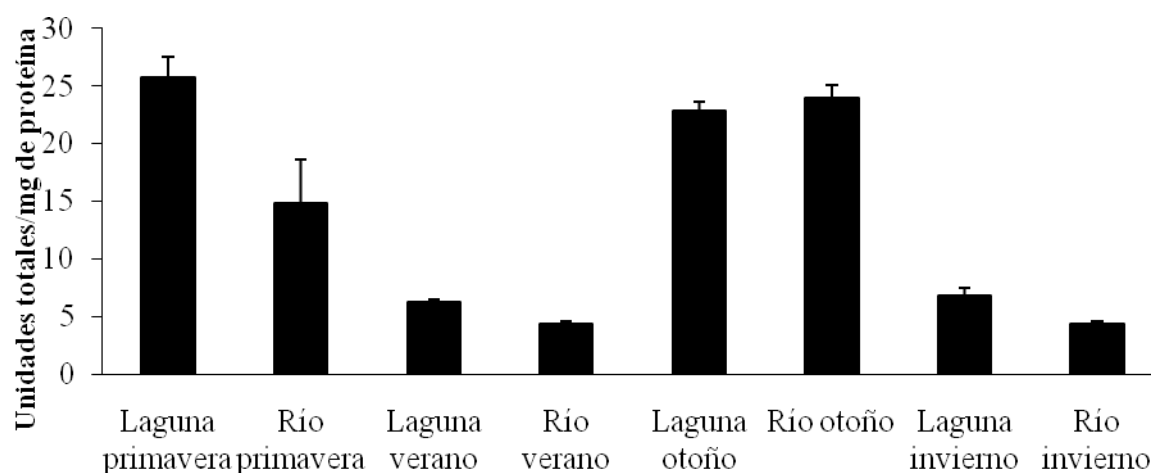


Figura 14. Superóxido dismutasa en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

La actividad de la SOD en el hígado presenta diferencias estacionales, como entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). En la laguna durante el otoño e invierno los niveles de la SOD en el hígado son mayores que en el verano y la primavera (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En el río los valores de la SOD en este tejido durante el verano y el otoño, son mayores que en la primavera y el invierno (Tukey,  $p < 0.0001$ ). Existen diferencias entre sitios en el verano, cuando en el río se presenta el valor más alto de SOD para este tejido ( $6.31 \pm 0.20$  Unidades totales/mg de proteína ( $\pm$ SE)) (Tukey,  $p < 0.0001$ ); también el valor de la

SOD en el hígado es mayor en el río durante el otoño (Tukey,  $p = 0.001$ ), en tanto que en el invierno y la primavera no hay diferencias entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 15).

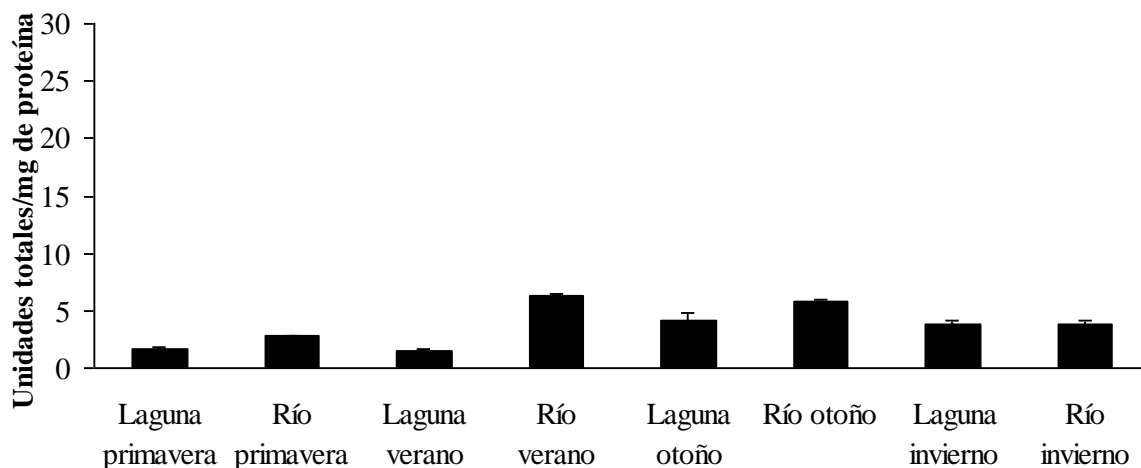


Figura 15. Superóxido dismutasa en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

#### 6.2.4.5 La acetilcolinesterasa (AChE)

Existen diferencias en la actividad de la AChE entre branquias, hígado y músculo (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). Las actividad de la AChE en las branquias es mayor que en el hígado y que en el músculo (Tukey,  $p < 0.001$ ); además, no existen diferencias entre los niveles de actividad de la AChE entre músculo e hígado (Tukey,  $p = 0.98$ ). El valor más alto de AChE en la branquia fue de  $97.98 \pm 6.26$  nmoles de AChE/mg prot/min ( $\pm$ SE) y se observó durante la primavera en la laguna y el valor más bajo en el río en el otoño y fue de  $40.27 \pm 3.91$  nmoles de AChE/mg prot/min ( $\pm$ SE). En el hígado el valor más alto de AChE se observó en el río en la primavera y fue de  $53.76 \pm 6.66$  nmoles de AChE/mg prot/min ( $\pm$ SE) y el más bajo en la laguna en el otoño y fue de  $29.35 \pm 1.38$  nmoles de AChE/mg

prot/min ( $\pm$ SE). En el músculo el valor más alto de AchE se observó en el río en la primavera y fue de  $49 \pm 2.65$  nmoles de ACh/mg prot/min ( $\pm$ SE) y el más bajo en el río en el verano y fue de  $18.99 \pm 2.96$  nmoles de ACh/mg prot/min ( $\pm$ SE) (Anexo).

La actividad de la AchE en las branquias presenta diferencias estacionales (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). En la laguna durante la primavera se observó una mayor actividad que en el verano, el otoño y el invierno (Tukey,  $p < 0.01$ ). En el río durante la primavera la actividad de esta enzima fue mayor que en el otoño (Tukey,  $p = 0.005$ ). No se encontraron diferencias entre sitios para cada estación del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 16).

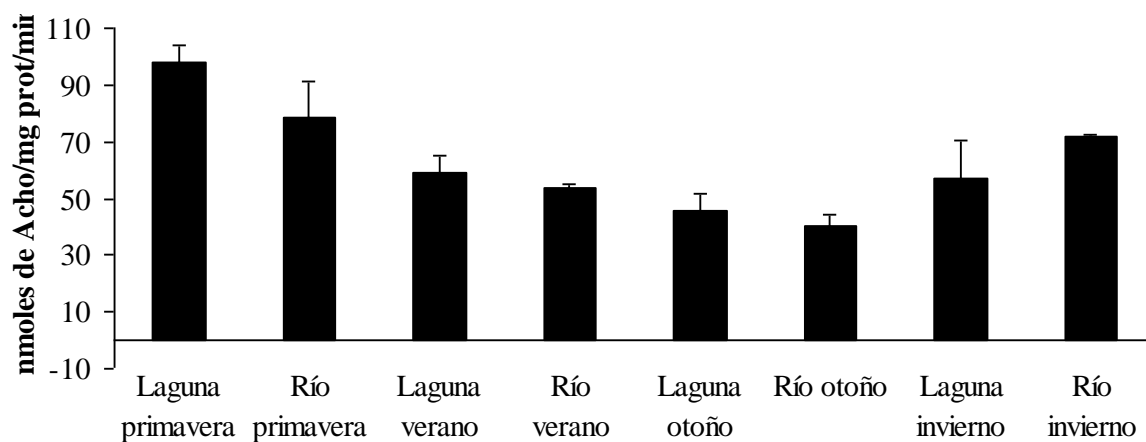


Figura 16. Acetilcolinesterasa en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

La actividad de la AChE en el hígado presenta diferencias estacionales en la laguna (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de la AchE en el hígado en la laguna durante la primavera y el verano, es mayor que en el otoño e invierno (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En cambio, en el río la actividad de esta enzima en el hígado no presenta diferencias estacionales.



Además no hay diferencias significativas entre los sitios, para cada estación del año (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 17).

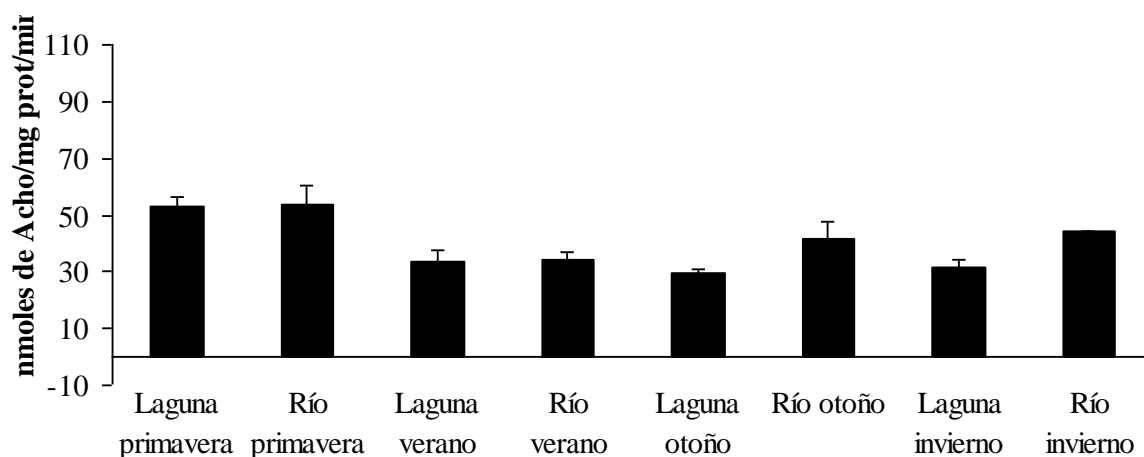


Figura 17. Acetilcolinesterasa en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE; \*  $p < 0.05$ .

La actividad de la AChE en el músculo presenta diferencias estacionales (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de la AchE en el músculo en la laguna durante el otoño, es mayor a la actividad durante el verano y el invierno (Tukey,  $p < 0.05$ ). En el río durante el otoño, la actividad de esta enzima es mayor que durante el verano (Tukey,  $p < 0.01$ ) (Fig 18).

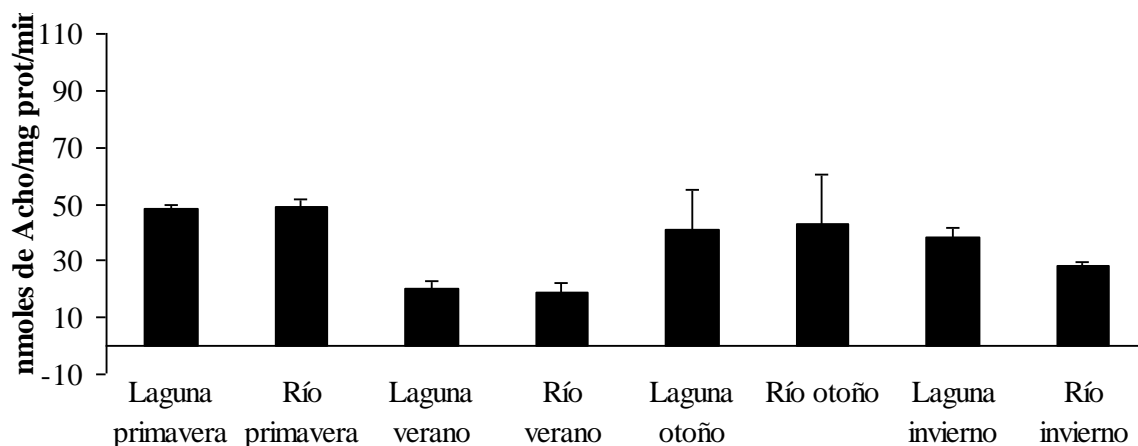


Figura 18. Acetilcolinesterasa en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE; \*  $p < 0.05$ .

#### 6.2.4.6 Las Na<sup>+</sup>- K<sup>+</sup>- ATPasas

La actividad de las ATPasas entre las branquias, el hígado y el músculo no presenta diferencias significativas (ANOVA,  $p = 0.57$ ), es decir el nivel de actividad de este conjunto de enzimas es similar en los tres tejidos. En las branquias el valor más alto de ATPasas se detectó en la laguna en el verano y fue de  $33.75 \pm 1.54$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE) y el más bajo en el río en el invierno y fue de  $1.99 \pm 1.0$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE). El valor más alto de ATPasas en el hígado se constató en el río en el verano y fue de  $25.94 \pm 2.36$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE) y el más bajo en el río en el invierno y fue de  $0.81 \pm 0.1$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE). En el músculo el valor más alto de ATPasas fue de  $17.39 \pm 2.55$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE) y se observó en el río en el verano y el más bajo fue de  $3.96 \pm 0.2$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE) y se observó en la laguna en la primavera (Anexo).

La actividad de las ATPasas en las branquias presenta diferencias estacionales y entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de las ATPasas en las branquias en la laguna durante el verano es mayor que en el otoño, invierno y primavera (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En el río durante el verano, la actividad de las ATPasas en las branquias es mayor al invierno, otoño y primavera (Tukey,  $p < 0.01$ ). La actividad de las ATPasas durante el verano y el otoño, es mayor en la laguna que en el río (Tukey,  $p < 0.05$ ). En cambio, tanto en la primavera como en el invierno, no existen diferencias entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 19).

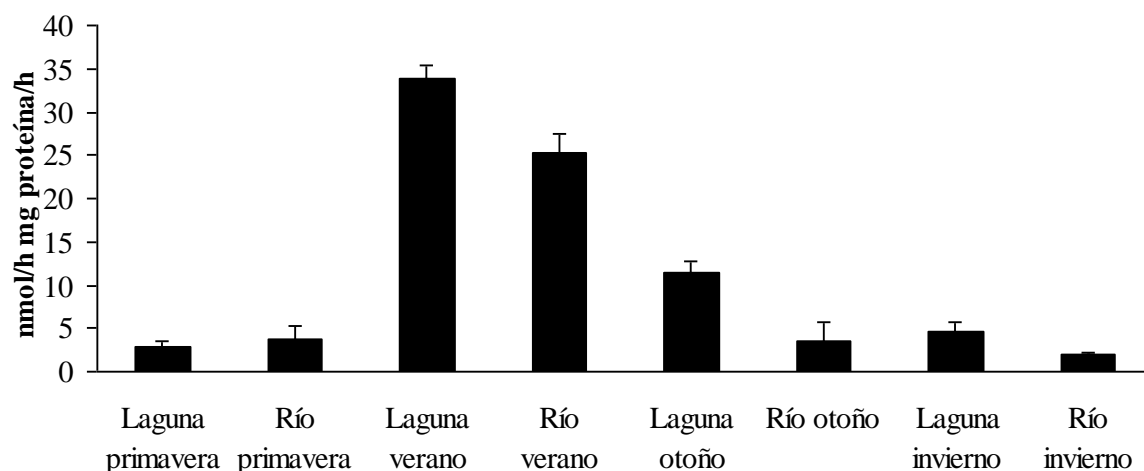


Figura19. ATPasas en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

La actividad de las ATPasas en el hígado presenta diferencias estacionales y entre sitios (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). La actividad de las ATPasas en el hígado en la laguna durante la primavera y el verano es mayor que en el otoño e invierno (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En el río durante el verano, la actividad de las ATPasas en el hígado es mayor al invierno, otoño y primavera (Tukey,  $p < 0.01$ ). La actividad de las ATPasas en este tejido

durante la primavera es mayor en la laguna que en el río (Tukey,  $p < 0.0001$ ). En el verano, el otoño y el invierno no existen diferencias entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 20).

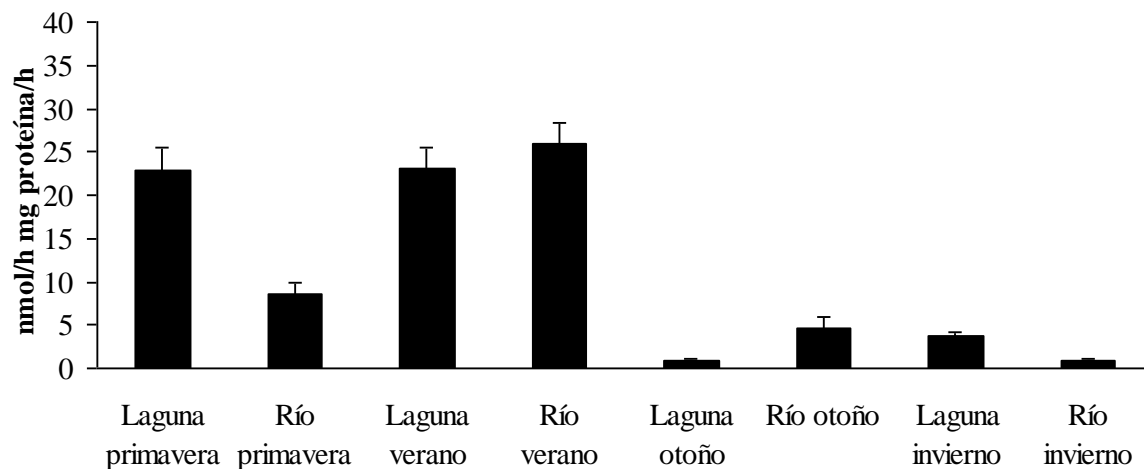


Figura 20. ATPasas en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

En cuanto a la actividad de las ATPasas en el músculo, sólo se encontraron diferencias entre el río en el verano ( $17.39 \pm 2.55$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE)) y laguna en la primavera ( $3.96 \pm 0.2$  nmol/h mg proteína/h ( $\pm$ SE)) (ANOVA,  $p = 0.031$ ; Tukey,  $p = 0.027$ ). No se encontraron diferencias significativas a lo largo del año para cada localidad, tampoco entre sitios (Tukey,  $p > 0.05$ ) (Fig 21).

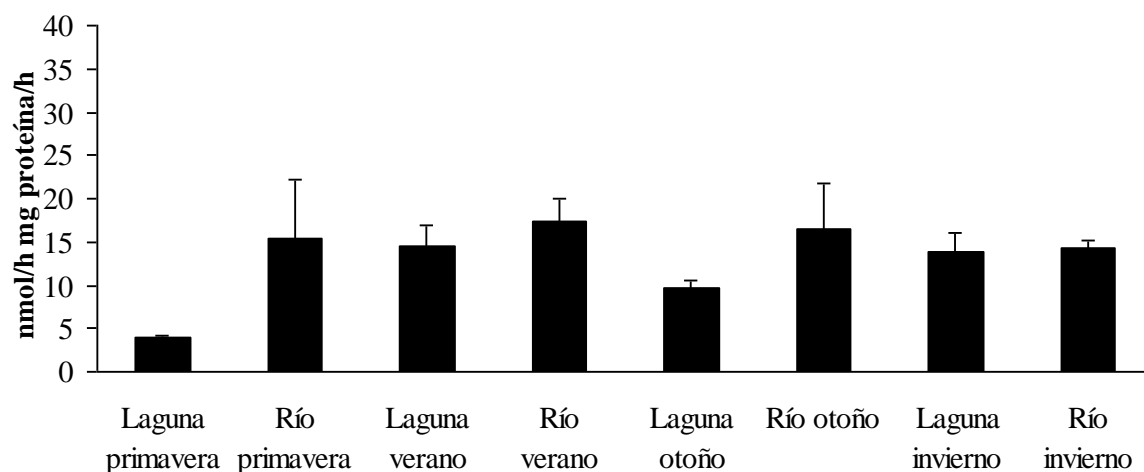


Figura 21. ATPasas en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009. Los barras corresponden a la media  $\pm$  SE.

## 6.2.5 La actividad de los biomarcadores en los tejidos

### 6.2.5.1 La actividad de los biomarcadores en las branquias

El ACP en las branquias de *Mugil curema* de los sitios de estudio, presentó una varianza explicada de 65.95 % entre los componentes 1 y 2. Se observa que la LPOX, la SOD y la AchE muestran una relación directamente proporcional, mientras que las enzimas antioxidantes CAT, GPX y ATPasas muestran una relación inversamente proporcional con la LPOX, la SOD y la AchE. Por lo que es evidente que no intervienen al mismo tiempo. Al parecer los niveles de ATPasas en la branquia disminuyen cuando aumenta la LPOX en este tejido, en cambio los niveles de AchE parecen incrementarse al mismo tiempo que la LPOX (Fig 22).

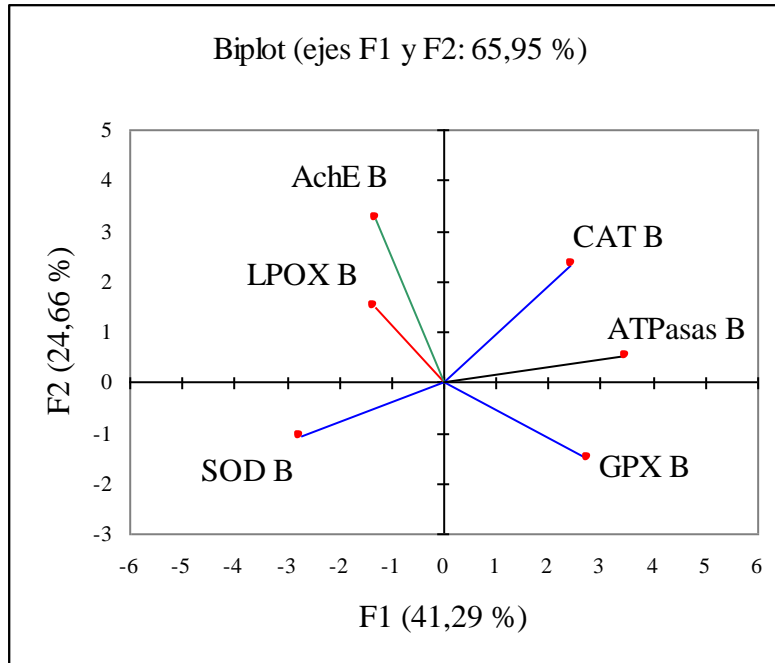


Figura 22. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, CAT, GPx, SOD, ATPasas y AchE en las branquias de *Mugil curema* de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009. Rojo: lipoperoxidación; azul: enzimas antioxidantes; verde: AchE; negro: ATPasas.

### 6.2.5.2 La actividad de los biomarcadores en el hígado

El ACP en el hígado de *Mugil curema* de los sitios de estudio, presentó una varianza explicada de 67.13 % entre los componentes 1 y 2 (Fig 23). Se encontró que cuando los niveles de LPOX en el hígado aumentan, la actividad de las enzimas antioxidantes disminuye. La CAT y la SOD se incrementan al mismo tiempo, pero la GPx se incrementa cuando estas disminuyen. En cuanto a la AchE en el músculo, no se aprecia un claro incremento de su actividad al mismo tiempo que se incrementa el nivel de LPOX, pero cuando los valores de LPOX disminuyen, la actividad de esta enzima se mantiene elevada.

En cambio el vector de las ATPasas presenta una pendiente negativa con respecto al vector de la LPOX.

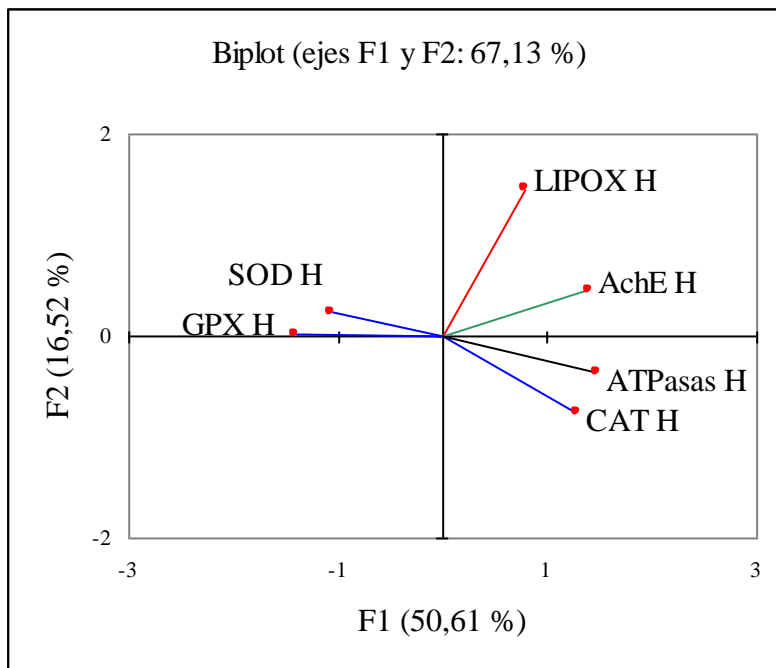


Figura 23. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, CAT, GPx, SOD, ATPasas y AchE en el hígado de *Mugil curema* de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009. Rojo: lipoperoxidación; azul: enzimas antioxidantes; verde: AchE; negro: ATPasas.

### 6.2.5.3 La actividad de los biomarcadores en el músculo

El ACP en el músculo de *Mugil curema* de los sitios de estudio, presentó una varianza explicada de 79.13 % entre los componentes 1 y 2 (Fig 24). El vector de las ATPasas demuestra que hay un incremento cuando los valores de LPOX en este tejido disminuyen. En cambio la AchE parece mostrar una relación directamente proporcional con la LPOX en este tejido.

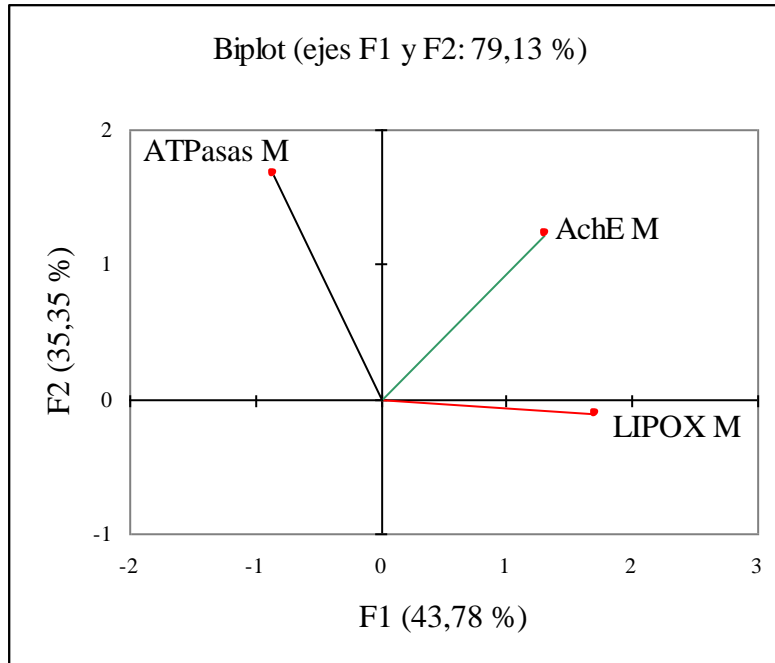


Figura 24. Gráfico de Análisis de Componentes principales para LPOX, ATPasas y AchE en el músculo de *Mugil curema* de la laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, durante 2008 y 2009.

## 6.2.6 Relación entre los biomarcadores de las dos poblaciones de estudio y factores ambientales en las cuatro épocas del año.

### 6.2.6.1 Análisis de discriminantes

En cuanto al análisis de discriminantes se obtuvo que los dos primeros componentes contribuyen con una varianza explicada de 79.09%. Se identifican siete conjuntos de individuos: la laguna en la primavera, el río en la primavera, la laguna en el verano, el río en el verano, la laguna en el otoño, el río en el otoño y el último formado por la laguna y el río en el invierno que forman un solo conjunto. Se observa un patrón estacional en sentido inverso a las manecillas del reloj, donde la primavera se encuentra en el cuadrante III, el verano entre el cuadrante II y I. El otoño en la parte superior izquierda del cuadrante IV y el invierno entre los cuadrantes IV y I, cerca del centro de los ejes (Fig 25).



Las variables ambientales y las respuestas de los organismos que permitieron discriminar los siete conjuntos de individuos se presentan en las figuras 26 y 27, en donde se analizan por separado las respuestas en los peces (variables intrínsecas) y los factores ambientales (variables extrínsecas).

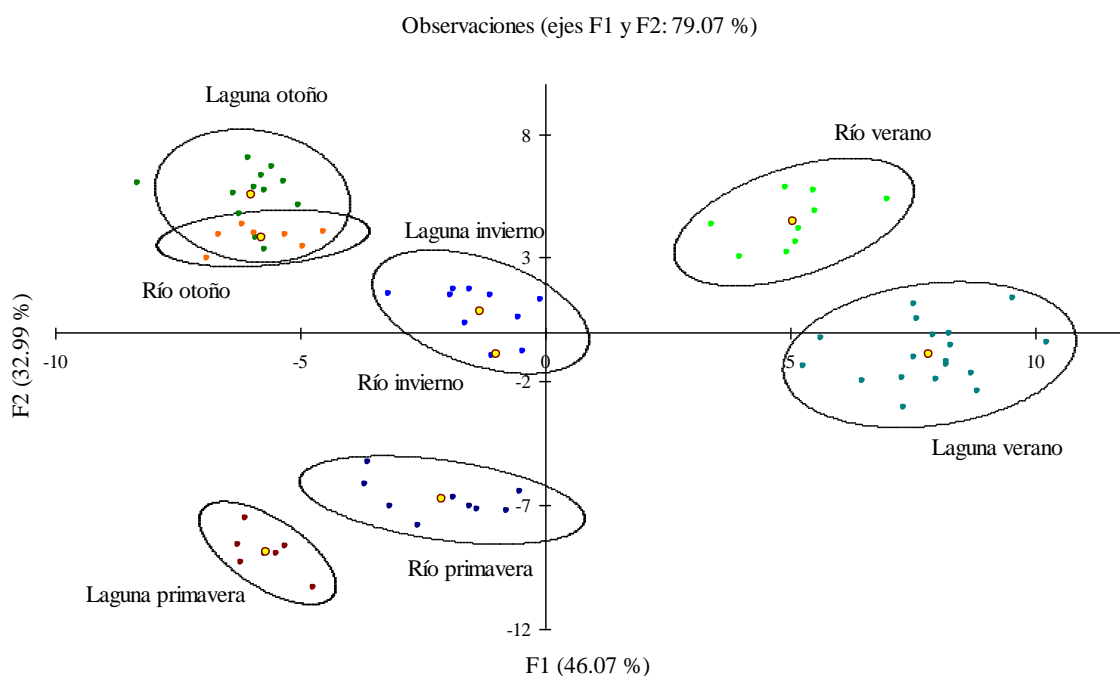


Figura 25. Análisis de discriminantes en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

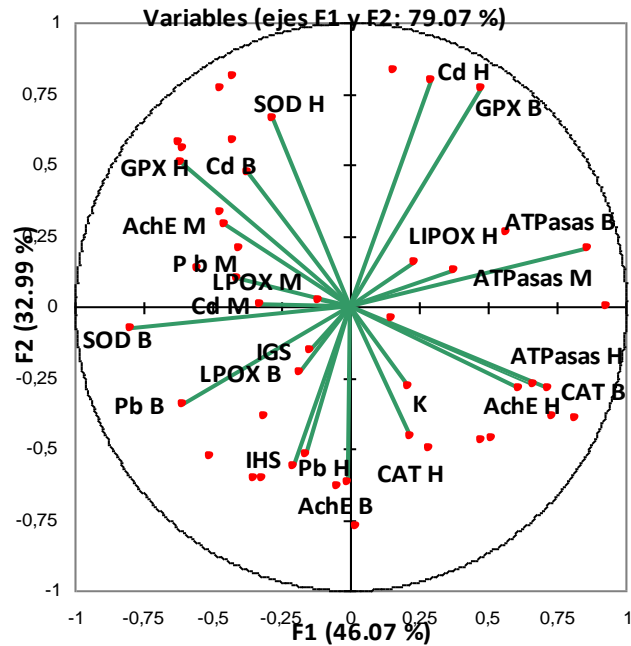


Figura 26. Vectores de las variables intrínsecas (respuesta de los organismos) en individuos de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

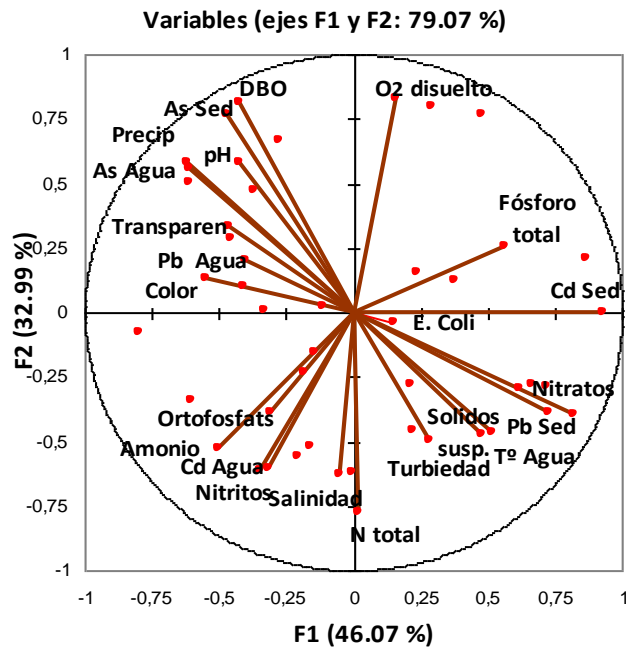


Figura 27. Vectores de las variables extrínsecas (factores ambientales) en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009.

### **6.2.6.1 La primavera**

Las variables respuesta que permitieron discriminar el periodo de la primavera son los altos valores del IGS, el IHS, la LPOX y la AchE en las branquias, para ambos conjuntos (río y laguna). Así también, la primavera se caracterizó por que fue cuando se presentaron bajos valores de Cd en el hígado, SOD y LPOX en el hígado, GPx en las branquias y las ATPasa están abatidas, sobre todo en las branquias y en el músculo. Los individuos de la laguna además se encuentran asociados a una mayor actividad de la SOD en las branquias y los del río a una mayor actividad de la CAT en el hígado y a la presencia de plomo en el hígado y las branquias (Fig 25 y 26).

Los factores ambientales que se ven aumentados y caracterizan a la primavera son el amonio, los nitritos y para el grupo de la laguna se encontraron mayores valores de los ortofosfatos y el Cd en el agua, en tanto que en el río la salinidad y el N alcanzaron los valores más altos. En cuanto a las variables extrínsecas que se abaten para esta temporada y son importantes en el agrupamiento se observó al O<sub>2</sub> disuelto, al fósforo total, a la DBO<sub>5</sub>, a la precipitación, al pH, al As en agua y en sedimento (Fig 25 y 27).

### **6.2.6.2 El verano**

En el verano las respuestas en los peces que permitieron discriminar el grupo de la laguna son la mayor actividad de la CAT en las branquias, las ATPasas en los tres tejidos, la LPOX y la AchE en el hígado. Y para el río es importante la actividad de la GPx en las branquias, las ATPasas en el músculo y en las branquias, además del incremento en la

concentración de Cd en el hígado. En el verano en general hay bajos niveles del IHS y de la actividad de la AchE en las branquias y en el músculo, pero la actividad de la GPx en el hígado es especialmente importante en el grupo de la laguna y de la CAT en el hígado para el grupo del río (Fig 25 y 26).

Para la laguna las variables extrínsecas que mantienen valores altos y agrupan a estos individuos son la turbiedad, los sólidos suspendidos, los nitratos, las concentraciones altas del Pb y el Cd en el sedimento, en tanto que las variables que se abaten para este conjunto son la DBO<sub>5</sub>, el pH, la precipitación, la transparencia del agua y el color, además se encontraron bajos niveles de concentración de As en el agua y en el sedimento y de Pb en el agua. Por otro lado, el fósforo total fue alto tanto para la laguna como para el río, mientras que los valores altos del O<sub>2</sub> disuelto de manera individual caracterizan al río en esta temporada. Para el río las variables que disminuyen y son importantes en la discriminación son los ortofosfatos, el amonio, los nitritos, el nitrógeno total y la salinidad (Fig 25 y 27).

### **6.2.6.3 El otoño**

Los biomarcadores que se encuentran operando en la discriminación del otoño para ambos conjuntos (laguna y río) son los mayores valores de la SOD y la GPx en el hígado, los valores altos de la AchE y el Cd en las branquias que son más altos para la laguna que para el río y es importante para la laguna el Pb en el músculo. Además, para el río la SOD en las branquias. Para ambos conjuntos en esta temporada se encuentran abatidas la AChE en el hígado, un poco más en la laguna, la CAT en las branquias y en el hígado y las ATPasas en los tres tejidos, además en el otoño los valores de K y del IHS están disminuidos (Fig 25 y 26).

Los factores ambientales importantes en la discriminación del otoño son los valores elevados de la DBO<sub>5</sub>, el pH, la precipitación, la transparencia del agua, la presencia de As en agua y en sedimento. En cuanto a las variables que caracterizan al otoño por sus bajos valores están la temperatura del agua, la turbiedad, los sólidos suspendidos, los nitratos, el nitrógeno total, la salinidad, el Pb y el Cd en los sedimentos (Fig 25 y 27).

#### **6.2.6.4 El invierno**

Las respuestas de los individuos que discriminan a la laguna y el río en el invierno son la LPOX en el músculo y en las branquias, el Pb y el Cd en el músculo, además de los mayores valores del IGS. Por otro lado, para esta agrupación es importante el abatimiento de las ATPasas y la AchE en el hígado y de la GPx y la CAT en las branquias (Figs 25 y 26).

Con relación a las variables ambientales en el invierno los mayores valores del color y de Pb en el agua son importantes en el agrupamiento. También, el abatimiento del fósforo total, los nitratos, el Pb y el Cd en el sedimento, la temperatura del agua, los sólidos suspendidos y la turbiedad (Fig 25 y 27).

## **7. DISCUSIÓN**

El aumento de la concentración de compuestos nitrogenados tanto en ríos como en lagunas ocurre durante la época de estiaje, mientras que durante la temporada lluviosa hay una dilución de estos, pues el nitrógeno se pierde en los flujos de recambio de agua (Boyd, 2002).

La temporada de estiaje en Tuxpan en el periodo que correspondió a 2008 y 2009 ocurrió de noviembre a mayo, por lo cual los compuestos nitrogenados fueron más bajos conforme se incrementaron las lluvias. Por el contrario el fósforo total se favoreció con la presencia de las lluvias. Boyd (2002) menciona que los fertilizantes pueden generar una excesiva concentración de fósforo en el agua. Durante las lluvias las escorrentías depositan este tipo de nutrientes en el agua.

El área que comprende a los dos sitios de estudio presenta dos temporadas de lluvias, una durante el verano-otoño y otra por efecto de los nortes. En el área de estudio se producen precipitaciones originadas por el desplazamiento de masas de aire frío procedentes de las regiones polares del norte, las cuales provocan lluvias de baja intensidad y de larga duración. Aunque estos nortes pueden ocurrir en cualquier época del año, se ha observado que se presentan con mayor frecuencia entre septiembre y febrero, principalmente durante la temporada de invierno (CNA, 2010). La campaña de primavera se realizó en el mes de mayo, por lo que ese momento correspondió al final de la temporada de estiaje y fue entonces cuando se registró la menor precipitación de las cuatro campañas de muestreo. El muestreo de verano se realizó en el mes de julio, es decir al inicio del verano, la estación de lluvias, pero la precipitación no fue tan abundante como la registrada para la campaña de otoño en el mes de octubre. En tanto que la campaña de invierno se realizó en enero y se registró una precipitación ligeramente mayor a la registrada en la última primavera.

La mayor concentración de compuestos nitrogenados en la laguna se puede explicar debido a que este sistema presenta un recambio de agua mucho más lento que en el río en donde el recambio es instantáneo y continuo, lo cual explica también los mayores valores de

salinidad de la laguna en comparación con el río. La salinidad promedio del agua de mar es de 34.5 ppm pero en el agua salobre varía de acuerdo a la salinidad de la fuente de agua, por lo tanto la salinidad en las aguas estuarinas puede ser similar a la del agua dulce durante la época de lluvia y aumentar durante la sequía (Boyd, 2002).

Durante las lluvias a causa de las escorrentías, son arrastrados hacia los cuerpos de agua una gran cantidad de sólidos en suspensión, las partículas mayores se depositan en el fondo y las más pequeñas permanecen suspendidas por largo tiempo, generando turbidez y disminuyendo la transparencia (Boyd, 2002). Entre estos sólidos en suspensión, se encuentra la materia orgánica. Durante el verano y el otoño la laguna además de las lluvias, recibe aporte de agua procedente del río, lo cual provoca un aumento en la profundidad y una mayor concentración de sólidos, asociados a una mayor turbiedad.

Las lluvias están asociadas también al incremento en la turbulencia y a una disminución en la temperatura del agua, que provocan un aumento en la concentración de oxígeno disuelto (Boyd, 2002), por tal motivo tanto en la laguna como en el río se observó un aumento en la concentración de  $O_2$  disuelto a partir del inicio de las lluvias.

La mayor concentración de coliformes en el río, indicativo de presencia de materia fecal, se debe que este cuerpo de agua en su recorrido atraviesa diversas poblaciones incluyendo la ciudad de Tuxpan. En cambio la mayor parte del perímetro que rodea a la laguna aún está compuesto por manglar y aunque existen algunos asentamientos humanos, los resultados de coliformes señalan que el aporte de descargas domésticas es mucho menor que en el río.

Los contrastes que existen en cuanto a factores fisicoquímicos entre el río y la laguna se deben principalmente a las diferencias en profundidad, en su forma, en su capacidad de almacenaje y en la dinámica hidrológica. El río presenta un recambio continuo de agua en tanto que el recambio de agua de la laguna es mucho más lento.

En México la normatividad en materia de metales en cuerpos de agua naturales se limita a valores máximos permisibles para metales pesados en las descargas de aguas residuales y bienes nacionales en ríos (protección a la vida acuática), estuarios, humedales y suelo de humedales, estableciendo límites en la NOM-001-ECOL-1996 (Anexo). Sin embargo, algunos de los valores determinados en agua y sedimento en el presente estudio, superan estos límites.

Puede haber diversas fuentes de contaminación por metales pesados. Algunos de los agroquímicos que han sido empleados desde los años 20's contienen arsénico y plomo (Moreno-Mena y López-Limón, 2005) y son susceptibles de ser arrastrados hacia los cuerpos de agua durante la temporada de lluvias. Las concentraciones de arsénico en el Río Tuxapan pueden estar asociadas a estas circunstancias, puesto que en su trayectoria el río atraviesa la gran zona de cultivo de cítricos de importancia a nivel nacional y perteneciente al municipio de Álamo. Los resultados del Análisis de discriminantes muestra que en la temporada de mayor precipitación (otoño), se incrementa el arsénico en el agua y en el sedimento. Por otro lado, la combustión del petróleo y las gasolinas son la fuente principal de la contaminación por plomo (Marquez, et al., 2008) y uno de los aportes de plomo al río pueden relacionarse con esto, puesto que la ciudad de Tuxpan, en donde el desarrollo industrial requiere de estos combustibles, se ubica a orillas del Río Tuxapan. Sin embargo, las concentraciones de



metales fluctúan durante el año, y pueden estar asociadas al dragado tanto de la laguna como del río, que produce la remoción de los contaminantes alojados en los sedimentos y su resuspensión en la columna de agua, puesto que comparado con la columna de agua, el sedimento es un mejor reservorio ambiental para diversos contaminantes (Connor, 1984).

La Administración Portuaria Integral de Tuxpan, año con año proporciona el dragado de mantenimiento, con la finalidad de mantener el calado oficial de 33 pies a lo largo del canal de navegación (APIT, 2010). En las temporadas de colecta se observaron actividades de dragado en la laguna durante la primavera, el verano y el invierno y para el río sólo en el invierno.

Una de las mayores fuentes de contaminación de cadmio son las fundidoras industriales que poseen chimeneas altas, las cuales provocan la gran dispersión y dilución de las emisiones de partículas, de las cuales a menudo menos del 10% de ellas se depositan a nivel local, siendo el resto transportadas a larga distancia (Krell y Roeckner, 1988). El cadmio es removido de la atmósfera por deposición seca y por las precipitaciones (WHO, 1992). Por lo tanto la fuente de origen de la concentración de cadmio en el área de estudio puede ser mucho más difícil de establecer, sin embargo, las concentraciones de este metal en agua y sedimento durante la primavera y el verano, son suficientes para que los tejidos de la lebrancha sean capaces de acumularlo.

Los límites aceptables de estos metales para el consumo humano son los siguientes: plomo 0.29 ppm, cadmio 0.05 ppm y arsénico 0.01 ppm (UNEP, 1986 y WHO, 1993). Las concentraciones de Cd en todos los tejidos y todas las temporadas fueron superiores al

límite aceptable para el consumo humano, según las normas internacionales, a excepción del hígado de los ejemplares del río en la primavera en donde se presentó un valor de 0.022 mg/L equivalente a 0.022 ppm.

Además de las concentraciones de metales pesados registradas en agua y sedimento, en el Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, pueden existir otros contaminantes asociados a estos sitios que generen daños en las poblaciones, pues Ferreira et al. (2005) mencionan que es imposible evaluar los niveles de todos los contaminantes que se encuentran causando estrés oxidativo y los datos deben ser analizados teniendo en cuenta estas limitaciones. Botello y Calva (1998) indica que en parte de la zona costera del estado de Veracruz, los mayores niveles de Hidrocarburos Aromáticos Policíclicos (HAP) se reportan en diferentes sitios de la Laguna de Tampamachoco, indican que existen 9.36 mg/L, frente a la Central Termoeléctrica, que corresponde al sitio de colecta dentro de la laguna, además señalan que en la estación que recibe las descargas del Río Tuxpan, se registró una concentración de 3.16 mg/L de HAP.

Farombi et al., (2007), haciendo un estudio con metales pesados en diferentes órganos del pez gato africano (*Clarias gariepinus*), encontraron una tendencia de acumulación que es la siguiente: en las branquias  $Pb > Cd > As$ ; en el corazón  $Pb > As > Cd$ , y en el hígado  $Pb > As > Cd$ , además establecen el orden de la concentración de los metales en los órganos que es como sigue:  $Pb$  en Hígado  $>$   $Pb$  en branquias  $>$   $Pb$  en Corazón;  $Cd$  en hígado  $>$   $Cd$  en branquias  $>$   $Cd$  en corazón;  $As$  en hígado  $>$   $As$  en branquias  $>$   $As$  en corazón. Comparando en este sentido los resultados, en *Mugil curema* se muestra lo siguiente: en las branquias  $Cd > Pb > As$ ; en el hígado  $Cd > Pb > As$ ; en el

músculo  $Cd > Pb > As$ , y el orden de la concentración de los metales en los órganos queda de la siguiente manera:  $Pb$  en músculo  $>$   $Pb$  en branquias  $>$   $Pb$  en hígado;  $Cd$  en músculo  $>$   $Cd$  en branquias  $>$   $Cd$  en hígado y el arsénico no fue detectado en los tres tejidos. Esta comparación muestra por un lado, que mientras que para el pez gato africano existen concentraciones apreciables de arsénico, para la lebrancha no se determinó en ninguno de los tejidos estudiados. También, se puede observar que la concentración de plomo siempre es mayor a la concentración de cadmio en el pez gato, lo mismo que se registró para la lebrancha. Además, se observa que para los tres metales el órgano con mayor acumulación en el pez gato es el hígado, seguido de las branquias y el que presenta menor concentración es el corazón, en cambio para la lebrancha se encontró que tanto para plomo, como para cadmio el tejido con mayor acumulación de metales es el músculo, seguido de las branquias y el de menor acumulación es el hígado. Dichos resultados demuestran que el órgano más afectado con la presencia de metales en la lebrancha es el músculo, lo cual genera preocupación por tratarse de una especie de carácter comercial de la cual lo que se aprovecha principalmente es este tejido.

La investigación en el campo hasta la fecha sugiere que los peces silvestres expuestos a altas concentraciones de metales pueden sufrir daños fisiológicos, sin embargo, los efectos de la exposición de metales sobre el estado general, el rendimiento físico, y las capacidades metabólicas en los peces silvestres aún se desconocen (Rajjote y Couture, 2002). Y aunque muchos de los efectos perjudiciales de los metales pesados se reportan en estudios de laboratorio, generalmente estas observaciones carecen de realidad ecológica debido a la ausencia de muchos factores, tanto en los entornos bióticos y abióticos, que pueden influir en las respuestas de estrés en todos los niveles de organización biológica

(Adams, 1990). Algunos valores de concentración de metales pesados en los tejidos de los peces, fueron superiores a las encontradas en agua y sedimento; estos resultados pueden asociarse al hecho de que los metales pesados no pueden ser destruidos por degradación biológica y tienen la capacidad de acumularse (Farombi et al., 2007). Además, existe otro fenómeno que agrava el problema, la bioacumulación, puesto que las concentraciones más bajas de metales se encuentran en peces pequeños no depredadores y pueden aumentar varias veces conforme se asciende en la cadena alimentaria (Van der Oost et al., 2003). Todo lo anterior hace que estos tóxicos sean perjudiciales para el medio acuático y en consecuencia para los seres humanos que dependen de los productos acuáticos como fuente de alimentos (Farombi et al., 2007).

Los metales pesados acumulados en los tejidos de la lebrancha son capaces de producir reacciones que generen especies reactivas del oxígeno (ROS), que como lo menciona Van der Oost et al (2003), pueden dar lugar a estrés oxidativo y estimular los mecanismos de defensa antioxidante. La LPOX, como indicador de estrés oxidativo tiene un potencial considerable como biomarcador para la evaluación de ambientes contaminados (Stegeman et al., 1992), aunque puede ser una consecuencia del daño celular por el estrés oxidativo debido a una variedad de xenobióticos (Kappus, 1987).

Ferreira et al. (2005) reportan mayores niveles de TBARS en la lisa, *Mugil cephalus*, durante la primavera, indicando un incremento en el estrés oxidativo en esa temporada, además mencionan que en el verano y otoño, los niveles de TBARS hepáticos después del período de depuración aumentaron, mientras que se observó un descenso durante la primavera y el invierno (Ferreira et al., 2005), Gabryelak et al. (1983) reportan diferencias

estacionales significativas e interespecíficas en las actividades de enzimas antioxidantes en los eritrocitos de la carpa común, *Tinca tinca* y el pez rojo, *Carassius auratus*. La actividad reportada fue mayor en primavera que en otoño, la mayor variación se observó en la actividad de SOD.

En la lebrancha los resultados indican que los niveles de LPOX y de actividad de la AchE en las branquias son significativamente diferentes que en el hígado y el músculo; además, los valores de la CAT, la GPx y la SOD son mayores en las branquias que en el hígado (ANOVA,  $p < 0.0001$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ). Esto se puede deberse a que las branquias son el primer órgano expuesto a sustancias químicas transmitidas por el agua y el epitelio branquial es uno de las principales rutas de captación de xenobióticos solubles (Kopecka-Pilarczyk, 2010), además sus funciones incluyen el intercambio de gases, el transporte de una variedad de iones, la excreción de residuos nitrogenados (amonio y urea) y la captación y excreción de varios xenobióticos (Alam y Frankel, 2006; Parvez et al., 2006; Wilson et al., 2007).

En el análisis de discriminantes, como en la comparación entre medias, se observó que en el otoño e invierno cuando hay una disminución de la CAT, tanto en la laguna como en el río, los niveles de GPx aumentan y al menos en la laguna en la primavera cuando la CAT aumenta la GPx disminuye, pero para el verano, en la branquia se encuentran actuando tanto la CAT como la GPx. En el ACP para branquias e hígado de la lebrancha se observó que la CAT y la GPx de estos sitios de estudio, no actúan al mismo tiempo. Tanto la CAT como la GPx interviene en la eliminación del peróxido de hidrógeno ( $H_2O_2$ ) el cual en su mayoría proviene de la eliminación del  $O_2^-$  por la SOD (aunque también algunas

oxidasas lo producen) (Hansberg, 2002). Las CATs sólo pueden reducir el  $H_2O_2$  y están implicadas en el metabolismo de ácidos grasos, a diferencia de algunas peroxidasas, como la GPx que puede reducir varios lípoperóxidos, por lo cual los cambios en sus actividades a menudo pueden ser difíciles de interpretar (Stegeman et al., 1992; Hansberg, 2002). Sin embargo, Hansberg (2002) menciona que entre las enzimas que desechan  $H_2O_2$ , las más eficientes son las CAT's, y que la GPx tiene una eficiencia intermedia.

Farombi et al. (2007) encontraron que hubo una disminución en la actividad de la Catalasa (CAT) en branquias de *Clarias gariepinus*, en el hígado y en el corazón; también señalan que los niveles de estrés oxidativo indicados por el Malondialdehído (MDA), fueron significativamente más elevados en el hígado, las branquias y el corazón, comparados con los ejemplares del sitio no contaminado. Ferreira et al. (2005) realizan un análisis de biomarcadores en el hígado de la lisa *Mugil cephalus*, del estuario Duero, Portugal, en el momento de la colecta y un mes después de mantenerlo depurando en cautiverio, encontrando que en un medio ambiente limpio, las defensas antioxidantes primarias CAT y SOD de la lisa, disminuyeron, lo que indica que los animales que viven en el estuario Duero se enfrentan a un estrés oxidativo, concluyendo que la lisa en presencia de contaminantes induce una respuesta de estrés oxidativo. También Rodríguez-Ariza et al. (1993), encuentran en la misma especie una mayor actividad antioxidante en los animales del estuario Huelva, sitio contaminado con PCB, hidrocarburos aromáticos policíclicos y plaguicidas, que con un sitio de referencia (Bahía Cadiz) y mencionan que los animales contaminados están sometidos a un estrés oxidativo, como lo indica su estado redox de glutatión oxidado, pero mostraron niveles bajos de malondialdehído y lipohidroperóxidos.

En la laguna de Tampamachoco en la primavera la actividad de la CAT en la lebrancha fue significativamente mayor, algo similar ocurrió con la lisa del estuario Duero en la primavera (Ferreira et al., 2005), cuando se presentó el valor más alto de actividad en la CAT. La primavera es la temporada de menor precipitación, por lo cual el recambio de agua en la laguna es mucho más lento en esta estación, esta situación provoca la concentración de algunos compuestos que pudieran estar involucrados en el aumento de la actividad de la CAT.

Por otro lado la actividad de la SOD en las branquias de los peces de la laguna durante la primavera es mayor, pero el valor más alto en la actividad de la SOD en el hígado de la lebrancha, fue de  $6.31 \pm 0.20$  Unidades total/mg de proteína en el río en el verano, pero también se registraron valores significativos en el otoño. Ferreira et al. (2005) en la lisa, muestran que en el otoño existió una mayor actividad ( $14,16 \pm 1,01$  U / mg de proteína). Roberts et al., (1987) en un estudio en peces encuentra que la actividad de la SOD aumenta ante la exposición a los contaminantes que contienen compuestos organoclorados. De igual manera Livingstone (1998) reporta un incremento en la actividad de la SOD a causa de hidrocarburos. Van der Oost et al. (2003) y Livingstone (1998) menciona que en algunos estudios de laboratorio se ha observado un aumento en la actividad de la SOD en peces expuestos a paraquat e hidrocarburos, del mismo modo Roberts et al. (1987), reportan que la actividad de la SOD aumenta en peces expuestos a contaminantes organoclorados. Roche y Bogé (1996) demostraron que la intoxicación química por un conjunto de distintas sustancias en presencia de un aumento en la salinidad y la temperatura estimularon la actividad de la SOD en la lubina. Farombi et al. (2007) encontraron que la actividad de la Superóxido dismutasa (SOD) aumentó en un 61% en el hígado, en un 28%

en el corazón, mientras que disminuyó significativamente (44%) en las branquias de *Clarias gariepinus* del río Ogun, que presenta contaminación por metales pesados, en comparación con un área no contaminada. En el verano y el otoño, el incremento en los niveles de precipitación provoca el arrastre de diferentes contaminantes, entre ellos pueden encontrarse los organoclorados, que se pueden asociar al incremento de la SOD en el hígado de la lebrancha en el río, pues durante las lluvias el río recibe un mayor aporte de contaminantes, como el As que está asociado a agroquímicos.

En las tres enzimas antioxidantes analizadas en la lebrancha, se encontraron diferencias estacionales y entre sitios (ANOVA,  $p < 0.05$ ; Tukey,  $p < 0.05$ ), sin embargo, los niveles de lipoperoxidación en los tres tejidos no presentan diferencias significativas entre la laguna y el río, para cada una de las estaciones del año (Tukey (HDS),  $p < 0.05$ ). Además se encontró que en la laguna durante la primavera los niveles de CAT y SOD en las branquias y de ATPasas en el hígado, son mayores a los del río (Tukey (HDS),  $p < 0.05$ ). En cambio en el río durante las estaciones de lluvia (otoño e invierno), se incrementan los valores de SOD y GPx en el hígado (Tukey (HDS),  $p < 0.05$ ). Aún sin la presencia de contaminantes, Ferreira et al. (2005) mencionan que se producen fluctuaciones en el estrés oxidativo y las defensas antioxidantes, lo que puede estar respondiendo a factores involucrados en el ciclo de vida y la reproducción, o en el caso del estudio de la lisa en Duero, al cautiverio. Los peces pueden experimentar períodos de carencia de alimentos durante el ciclo anual, por lo cual la disponibilidad de alimentos puede constituir otro problema nutricional que pueden afectar a las defensas antioxidantes (Martínez-Álvarez, 2005). El factor de condición es un indicador del estado general del pez. Ferreira et al. (2005) observan un ligero aumento en el factor de condición en la lisa *Mugil cephalus*, del estuario Duero, Portugal (sitio



contaminado) tras un mes de depuración, que fue de  $0,78 \pm 0,01$  a  $0,80 \pm 0,01$ . En el caso de la lebrancha el factor de condición se mantuvo muy estable a lo largo del año, con un ligero decremento en la temporada de verano.

## 8. CONCLUSIONES

El IGS mostró que las dos poblaciones se reproducen entre el invierno y la primavera. El Factor de condición se mantiene constante y el IHS muestra algunos cambios, lo cual indica que las poblaciones de Lebrancha en la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, mantienen estrategias que hacen posible completar su ciclo de vida exitosamente a pesar de las adversidades ambientales.

Las diferencias ambientales entre el Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, están asociadas principalmente a la dinámica de sus aguas, pero también a las actividades antropogénicas que generan contaminantes, como los metales pesados.

Los cambios estacionales y el ciclo de vida de la lebrancha provocan diferencias en las respuestas de las enzimas antioxidantes y las ATPasas, que se ven modificadas entre las poblaciones del Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, por las diferentes alteraciones ambientales, como las concentraciones de metales, la salinidad, la profundidad y la dinámica de estos ambientes.

Las concentraciones de plomo y cadmio tanto en el Río Tuxpan, como en la Laguna de Tampamachoco, están involucradas en la inducción de estrés oxidativo en la lebrancha,

*Mugil curema*, lo cual provoca alteraciones en el balance enzimático y la generación de productos de lipoperoxidación como el malonildialdehído. Esto revela que existen alteraciones fisiológicas en momentos tempranos de la exposición a adversidades ambientales; por lo que se requiere de estudios que continúen evaluando el estrés oxidativo en otros organismos y su posible asociación con los agentes contaminantes en el sitio de estudio.

## LITERATURA CITADA

Adams, S. M. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. American Fisheries Society Symposium. 8:1-8.

Adams S. M., M. S. Bevelhimer, M. S. Greeley, D. A. Levine and S. J. Teh. 1999. Ecological risk assessment in a large river-reservoir: 6. Bioindicators of fish population health. Environmental Toxicology and Chemistry. 18(4): 628-640.

Administración Portuaria Integral de Tuxpan, S. A. de C. V. (APIT). SCT. 2010. Última actualización martes, 02 de Marzo de 2010 13:11.  
<http://www.puertotuxpan.com.mx/puertotuxpan>. Fecha de consulta: 19 de julio de 2010.

Alam, M. and Frankel, T. L. 2006. Gill ATPase activities of silver perch, *Bidyanus bidyanus* (Mitchell), and golden perch, *Macquaria ambigua* (Richardson); effects of environmental salt and ammonia. Aquaculture. 251: 118-133.

Anderson, W. W. 1957. Early development, spawning, growth, and occurrence of the silver mullet (*Mugil Curema*) along the south atlantic coast of The United States. Fishery Bulletin. 119 (57): 397-414.

APHA. 2005. Standard methods for the examination of water and waste water. America Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation. Washington, D. C. USA.

- Arriaga, L., J. M. Espinoza, C. Aguilar, E. Martínez, L. Gómez y E. Loa (coordinadores).  
2000. Regiones terrestres prioritarias de México. Comisión Nacional para el  
Conocimiento y uso de la Biodiversidad. México.  
<http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/regionalizacion/doctos/terrestres.html>. Fecha  
de consulta: 13 de enero de 2008.
- Basañez Muñoz, A. J., M. A. Cruz-Lucas, C. Dominguez-Barradas, C. González-Gándara, A.  
Serrano-Solís y A. Hernández-Azuara. 2008. Estructura y producción de *Conocarpus*  
*erectus* L. en el Sitio Ramsar “Manglares y Humedales de Tuxpan”, Veracruz, México.  
Revista Científica UDO Agrícola. 8 (1): 78-87.
- Bayne, B.L., D.A. Brown, K. Burns, D.R. Dixon, A. Ivanovici, D.A. Livingstone, D.M. Lowe,  
M.N. Moore, A.R.D. Stebbing and J. Widdings, 1985. The Effects of Stress and  
Pollution on Marine Animals. Praeger, New York, USA. 384 pp.
- Beyer, J., Sandvik, M., Hylland, K., Fjeld, E., Egaas, E., Aas, E., Skaare, J.U. and Goksøyr, A.  
1996. Contaminant accumulation and biomarker responses in flounder (*Platichthys*  
*flesus* L.) and Atlantic cod (*Gadus morhua* L.) exposed by caging to polluted sediments  
in Sorfjorden, Norway. Aquatic Toxicology. 36: 75-98.

- Botello, A.V. y B.L.G. Calva. 1998. Polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from Pueblo Viejo, Tamiahua and Tampamachoco Lagoons in the southern Gulf of Mexico. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 60: 96-103.
- Boyd, C. E. 2002. Consideraciones sobre la Calidad del Agua y del suelo en cultivos de camarón. En *Métodos para mejorar la camaronicultura en Centroamérica*. Department of Fisheries and Allied Aquacultures Auburn University, Alabama 36849, USA. 30 pp.
- Bradford, M. M. 1976. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical Biochemistry*. 72: 248-254.
- Bucheli, T.D. and Fent, K., 1995. Induction of cytochrome P450 as a biomarker for environmental contamination in aquatic ecosystems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 25: 201-268.
- Buege, A. and S. D. Aust. 1978. Microsomal lipid peroxidation. *Methods in Enzymology*. 52: 302-310
- Castro-Aguirre J. L. 1999. *Ictiofauna: Estuarino-lagunar y vicaria de México*. Ed. Limusa. 708 pp.
- Castro-Aguirre J. L., H. Espinoza-Pérez y J. J. Schmitter-Soto. 2002. Lista sistemática, biogeográfica y ecológica de la ictiofauna estuarino lagunar y vicaria de México. pp

- 117-140. In: Lozano Vilano M. de L. y S. Contreras Balderas. Libro jubilar en honor al Dr. Salvador Contreras Balderas. UANL. 325 pp.
- Chinni, S., R. Yallapragda. 2000. Toxicity of copper, cadmium, zinc and lead to *Penaeus indicus* postlarvae: Effects of individual metals. *Journal of Environmental Biology*. 21: 255-258.
- Cohen, G., D. Dembiec, J., Marcus. 1970. Measurement of catalase activity in tissue extracts. *Analytical Biochemistry*. 34: 30-38.
- Comisión Nacional del Agua. 2010. <http://www.cna.gob.mx>. Fecha de consulta: 3 de junio de 2010.
- CONABIO. 2010. <http://www.conabio.gob.mx>. Fecha de consulta: 2 de enero de 2010.
- Connor, M.S. 1984. Fish/sediment concentration ratios for organic compounds. *Environmental Science and Technology*. 18:31-35.
- Contreras, E.F. 1996. Informe Final del proyecto de investigación: Evaluación geoquímica ambiental y diagnosis de la zona costera de Veracruz: Lagunas de Tamiahua, Pueblo Viejo y Tampamachoco. Informe UAMCONACyT clave 3232T9308, México, 285 pp.
- Depledge, M.H. and M.C. Fossi. 1994. The role of biomarkers in environmental assessment (2). *Ecotoxicology* 3:161-172.

Environmental Protection Agency, U. S. 2002. Biological Indicators of Watershed Health.

United States Environmental Protection Agency (EPA).

<http://www.epa.gov/bioindicators/index.html>. Fecha de consulta: 15 de febrero de 2010.

Esteves J. L. 2008. Contaminación costero marina. En: Atlas de sensibilidad de la costa y el mar argentino. Ed. D. Boltovskoy. Versión electrónica. Fecha de consulta: 14 de enero de 2010. [http://atlas.ambiente.gov.ar/tematicas/mt\\_04/index\\_mt\\_04.htm](http://atlas.ambiente.gov.ar/tematicas/mt_04/index_mt_04.htm)

Farombi, E. O., O. A. Adelowo and Y. R. Ajimoko. 2007. Biomarkers of Oxidative Stress and Heavy Metal Levels as Indicators of Environmental Pollution in African Cat Fish (*Clarias gariepinus*) from Nigeria Ogun River. International Journal of Environmental Research and Public Health. 4(2): 158-165

Ferreira, M., P. Moradas-Ferreira and M. A. Reis-Henriques. 2005. Oxidative stress biomarkers in two resident species, mullet (*Mugil cephalus*) and flounder (*Platichthys flesus*), from a polluted site in River Douro Estuary, Portugal. Aquatic Toxicology. 71: 39–48.

Gabryelak, T., M. Piatrowska, W. Leyko and G. Peres. 1983. Seasonal variation in the activities of peroxide metabolism enzymes in erythrocytes of freshwater fish species. Comparative Biochemistry and Physiology. 75C: 383–385.

Ganasan, V. and R.M. Hughes. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*. 40(2):367-383.

García-Cabrera J., C. Martínez-Saúl, L. Colón-Téllez, R. Cuevas-Meza y P. Memije-Neri. 1997. Técnicas alternativas de evaluación de la calidad del agua en el sistema Lagunar del Carmen, Tabasco Técnicas Alternativas de Evaluación de la Calidad del Agua en el Sistema Lagunar del Carmen, Tabasco. Comisión Nacional del Agua; Gerencia de Saneamiento y Calidad del Agua y Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales; AIDIS. FEMISCA. 1-11.

Grue C.E., P.L. Gilbert y M.E. Seely. 1997. Neurophysiological and behavioral changes in non-target wildlife exposed to organophosphate and carbamate pesticides: thermoregulation, food consumption and reproduction. *American Zoologists*. 37: 369-388.

Habit, E. 2001. Metodología e Instrumentación de Terreno y Laboratorio para el Estudio de las Poblaciones de Peces. *Ecología Acuática*, Centro EULA-Chile, 16 pp.

Hansberg T.W. 2002. "Biología de las especies de oxígeno reactivas" En: Cea-Bonilla A., I.P. del Arenal-Mena, H. Riveros-Rosas y E. Vázquez-Contreras (Eds.). *Mensaje Bioquímico*, Vol XXVI. Departamento de Bioquímica, Facultad de Medicina, Universidad Nacional Autónoma de México. Cd Universitaria, México. 19-54.



- Hestrin, S. 1949. Reaction of the acetylcholine and other carboxylic acids derivates with hidroxilamine and its analytical application. *Journal of Biological Chemistry*. 180: 249-261.
- Ibáñez-Aguirre, L. y M. Gallardo-Cabello. 2004. Reproduction of *Mugil cephalus* and *M. curema* (Pisces: Mugilidae) from a coastal lagoon in the Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*. 75(1): 37- 49.
- INEGI. 2008. Mapas. <http://mapserver.inegi.gob.mx>. Fecha de consulta: 14 de noviembre de 2008.
- INEGI. 2010. <http://www.inegi.org.mx>. Fecha de consulta: 18 de abril de 2010.
- Kappus, H. 1987. A survey of chemicals inducing lipid peroxidation in biological systems. *Chemistry and Physics of Lipids*. 45: 105-115.
- Kopecka-Pilarczyk, J. 2010. Effect of exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons on Na<sup>+</sup> - K<sup>+</sup> - Atpase in juvenile gilthead seabream *Sparus aurata*. *Journal of Fish Biology*. 76: 716-722.
- Krell, U. and E. Roeckner. 1988. Model simulation of the atmospheric input of lead and cadmium into the North Sea. *Atmospheric Environment*. 22(2): 375-381.
- Lawrence, R. A. and R. F. Burk. 1976. Glutathione peroxidase activity in selenium-deficient rat liver. *Biochemical and biophysical research communications*. 71(4): 952-958.

- Livingstone, D.R. 1998. The fate of organic xenobiotics in aquatic ecosystems: quantitative and qualitative differences in biotransformation by invertebrates and fish. *Comparative Physiology and Biochemistry*. 120: 43–49.
- López-López, E., M. Salgado-Mejía y S. A. Guzmán-del Proo. 1991. Un análisis estacional de la Laguna de Tampamachoco, Ver., y sus hábitos alimentarios. *Anales de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. 34: 81-107.
- López-López, E, J. E. Sedeño-Díaz, L. Favari y C. Soto. 2009. Actividades de las enzimas antioxidantes, y de la Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup> Atpasa y nivel de lipoperoxidación en hígado del pez *Goodea atripinnis*, expuesto a las aguas de la laguna de Yuriria. En: Ortega-Reyes, J., J. E. Sedeño-Díaz y E. López-López (Eds.). *Sesenta y cinco años de la Escuela Nacional de Ciencias Biológicas*. Instituto Politécnico Nacional. Mexico. 352-367.
- Marcovecchio, J.E., V.J. Moreno and A. Perez. 1991. Metal accumulation in tissues of sharks from the Bahía Blanca Estuary, Argentina. *Marine Environmental Research*. 31: 263-274.
- Martínez-Álvarez, R.M., A. E. Morales y A. Sanz. 2005. Antioxidant defenses in fish: Biotic and abiotic factors. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 15: 75–88.
- Marquez, A., W. Señor y G. Martinez. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castillero, Venezuela. *Revista Científica (Maracaibo)*. 18 (2):121-133.

Moreno-Mena., J. A. y M. G. López-Limón. 2005. Desarrollo agrícola y uso de agroquímicos en el valle de Mexicali. *Estudios Fronterizos*. 6(12): 119-153. pp.

Norma oficial mexicana NOM-117-SSA1-1994. Método de prueba para la determinación de cadmio, arsénico, plomo, estaño, cobre, fierro, zinc y mercurio en alimentos, agua potable y agua purificada por espectrometría de absorción atómica.

Norma oficial mexicana NMX-AA-051-SCFI-2001. Análisis de agua, determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba (cancela a la nmx-aa-051-1981).

Norma oficial mexicana NOM-001-ECOL-1996. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. *Diario Oficial de la Federación*, 23 de abril de 2003.

Norma oficial mexicana NOM-016-PESC-1994. Para regular la pesca de lisa y liseta o lebrancha en aguas de jurisdicción federal del Golfo de México y Mar Caribe. *Diario oficial de la Federación*, 13 de enero de 1995.

NRC: Committee on Biological Markers of the National Research Council. 1987. Biological markers in environmental health research. *Environmental Health Perspectives*. 74: 3-9.

- Peakall, D.W. 1994. Biomarkers: the way forward in environmental assessment. *Toxicology and Ecotoxicology News*. 1:55-60.
- Parvez, S., I. Sayeed and S.Raisuddin. 2006. Decreased gill ATPase activities in the freshwater fish *Channa punctata* (Bloch) exposed to a diluted paper mill effluent. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 65: 62-66.
- Pérez-Hernández, M. A, y R. E. B. Torres-Orozco. 2000. Evaluación de la riqueza de especies de peces en las lagunas costeras mexicanas: Estudio de un caso en el Golfo de México. *Revista de Biología Tropical*. 48 (2/3):425-438.
- Petersen, C. G. J. 1892. Fiskeribiologiske forhold i Holboek Fjord, 1890-91. Beretning tra de Danste Biologiske Station for 1890-91. 1: 121-183.
- Powers, D.A. 1989. Fish as model systems. *Science*. 246: 352-358.
- Rajotte J. W. and P. Couture. 2002. Effects of enviromental metal contamination on the condition, swimming performance, and tissue metabolic capacities of wild yellow perch (*Perca flavescens*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 59: 1296-1304.
- RAMSAR-CONAPO. 2010. La Convención Ramsar en México. Fecha de consulta: 22 de mayo de 2010. <http://ramsar.conanp.gob.mx/index.html>.

- Roberts, M.H., D.W. Sved and S.P. Felton, 1987. Temporal changes in AHH and SOD activities in feral spot from the Elizabeth River, a polluted sub-estuary. *Marine Environmental Research*. 23: 89–101.
- Robins, C.R. and G.C. Ray. 1986. A field guide to Atlantic coast fishes of North America. Houghton Mifflin Company, Boston, U.S.A. 354 pp. In: Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2007. FishBase. World Wide Web electronic publication. <http://www.fishbase.org>. Fecha de consulta: 10 de octubre de 2007.
- Roche, H. and G. Bogé. 1996. Fish blood parameters as a potential tool for identification of stress caused by environmental factors and chemical intoxication. *Marine Environmental Research*. 41: 27–43.
- Rodríguez-Ariza, A., J. Peinado, C. Pueyo and J. López-Barea. 1993. Biochemical indicators of oxidative stress in fish from polluted littoral areas. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 50: 2568–2573.
- Rosas P.I., A. Báez y R. Belmont. 1983. Oyster (*Crassostrea virginica*) as indicator of heavy metals pollution in some lagoons of the Gulf of Mexico. *Water, Air, and Soil Pollution*. 20:127-135.
- SAGARPA. 1994. Aviso por el que se modifica el primer periodo de veda para la captura de lisa (*Mugil cephalus*) y liseta o lebrancha (*Mugil curema*), en las aguas de jurisdicción federal del golfo de México correspondientes al litoral del estado de Tamaulipas y en la

zona norte del estado de Veracruz, en la zona delimitada desde el Río Tuxpan y la Laguna de Tampamachoco, hasta el Río Panuco. Diario Oficial de la Federación, 4 de marzo de 1994.

Salanki, J. 1985. Biological Monitoring of the State of the Environment: Bioindicators.

International Union of Biological Sciences (IUBS), Monograph Series, N° 1. Oxford: IRL Press Limited. 74 pp.

Schultz R. L. E., S. Sánchez- González y J. Vasconcelos -Pérez. 1993. Lisa y Lebrancha:

Sinopsis Biológico-Pesquera. EPOMEX Serie Científica. (7): 496.

Stegeman, J.J., M. Brouwer, T.D.G. Richard, L. Förlin, B.A. Fowler, B.M. Sanders and P.A.

Van Veld. 1992. Molecular responses to environmental contamination: enzyme and protein systems as indicators of chemical exposure and effect. In: Huggett, R.J., R.A. Kimerly, P.M. Mehrle and H.L. Bergman Jr. (Eds.). Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological markers of Anthropogenic Stress. Lewis Publishers, Chelsea, MI, USA. 235-335.

Stegeman, J.J. and M.E. Hahn. 1994. Biochemistry and molecular biology of monooxygenase:

current perspective on forms, functions, and regulation of cytochrome P450 in aquatic species. In: Malins, D.C. and G.K Ostrander (Eds.). Aquatic toxicology; Molecular, Biochemical and Cellular Perspectives. 87- 206.

- Sun, Y., L.W. Oberley and Y. Li. 1988. A simple method for clinical assay of Superoxide dismutase. *Clinical Chemistry*. 34/3:497-500.
- Tesch, F. W. 1968. Age and growth. In: Ricker, W.E (Ed). *Methods for Assessment of Fish production in Fresh Waters*. Blackwell Sci. Pub. Oxford. 93-123 pp.
- Tjalkens, R. B., L. G. Valerio Jr., Y. C. Awasthi and D. R. Petersen. 1998. Association of glutathione Stransferase isozyme-specific induction and lípido peroxidation in two inbred strains of mice subjected to chronic dietary iron overload. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 151: 174-81.
- UNEP. 1986. Document UNEP/WG. 144/11. Assessment of the present state of pollution by Cadmium, Copper, Zinc and Lead in the Mediterranean Sea. June 1986. Fecha de consulta: 26 de mayo de 2010. <http://www.unepmap.org>.
- USGS. 2000. Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and Their Effects in Aquatic Ecosystems. Schmitt C.J and G.M. Dethloff. (Eds.). U.S. Geological Survey Biological Resources Division, Columbia (MO): Information and Technology Report USGS/BRD-2000-0005. 81 pp.
- Van der Oost R., J. Beyer and N. P. E. Vermeulen. 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 13(2):57-149.

Villanueva, S. y Botello A.V. 1992. Metales Pesados en la Zona Costera del Golfo de Mexico y Caribe Mexicano: una Revision. Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 8 (1):47-61.

WHO. 1981a.Arsenic. Environmental Health Criteria, (Geneva: WHO), Vol 18. de 2010.  
<http://www.who.int>. Fecha de consulta: 1 de junio.

WHO.1992.Cadmium. Environmental Health Criteria, (Geneva: WHO), Vol. 134. de 2010.  
<http://www.who.int>. Fecha de consulta: 28 de mayo.

WHO1981b.Plomo. Environmental Health Criteria, (Geneva: WHO), Vol 18. de 2010.  
<http://www.who.int>. Fecha de consulta: 1 de junio.

WHO, International Programme on Chemical Safety (IPCS). 1993. Biomarkers and risk assessment: concepts and principles. Environmental Health Criteria 155, World Health Organization, Geneva. <http://www.who.int>. Fecha de consulta: 11 de marzo de 2008.

Wilson, J. M., J. C. Antunes, C. Pereira-Wilson and J. Coimbra. 2007. Modulation of branchial ion transport protein expression by salinity in glass eels (*Anguilla anguilla* L.). Marine Biology. 151: 1633-1645.

Yadward, V.B. y V.L.S. Kallapur-Basalingappa. 1990. Inhibition of gill Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>-ATPase activity in dragonfly larva, *Pantala flareasens* by endosulfan. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology. 44: 585-589.



Zaugg, W. S. 1982. A simplified preparation for adenosine triphosphatase determination in Gill tissue. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 39: 215-217.

Zuk M., V. Garibay, R. Iniestra, M. T. López, L. Rojas e I. Laguna. 2006. Introducción a la evaluación de los impactos de las termoeléctricas de México; un estudio de caso Tuxpan en Veracruz. SEMARNAT, INE. 128 pp.

## ANEXO

Tabla 7. Biomarcadores en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009

	BRANQUIAS					
	LPOX B	CAT B	GPX B	SOD B	AchE	ATPasas
<b>Primavera</b>						
Laguna	5,30	0,65	0,10	25,75	97,97	2,79
	± 0,74	± 0,07	±0,02	±1,72	±6,26	±0,62
Río	3,16	0,36	0,33	14,88	78,75	3,83
	0,24±	±0,11	±0,03	±3,70	±12,71	±1,50
<b>Verano</b>						
Laguna	3,29	0,79	1,56	6,26	59,00	33,75
	±0,39	±0,04	±0,08	±0,27	±6,39	±1,54
Río	1,88	0,64	1,44	4,39	53,65	25,24
	±0,20	±0,06	±0,06	±0,25	±1,43	±2,25
<b>Otoño</b>						
Laguna	3,50	0,22	1,41	22,86	45,91	11,37
	±0,56	±0,02	±0,10	±0,76	±5,73	±1,48
Río	1,50	0,27	1,25	24,00	40,27	3,59
	±0,20	±0,02	±0,06	±1,09	±3,92	±2,14
<b>Invierno</b>						
Laguna	5,45	0,31	1,28	6,85	57,25	4,58
	±1,06	±0,03	±0,06	±0,59	±13,52	±1,24
Río	4,18	0,15	0,99	4,40	71,81	2,00
	±0,04	±0,01	±0,01	±0,04	±0,07	±0,02
<b>PROM</b>	3,53	0,42	1,05	13,67	63,08	10,89
<b>Desv Std</b>	1,43	0,23	0,54	9,35	18,88	12,05

Los valores corresponden a la media ± SE.

Tabla 8. Biomarcadores en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009

	HÍGADO					
	LIPOX	CAT H	GPX H	SOD H	AchE	ATPasas
<b>Primavera</b>						
Laguna	0,85	0,90	0,52	1,66	52,93	22,94
	±0,21	±0,06	±0,06	±0,20	±3,25	±2,57
Río	0,96	0,25	0,49	2,76	53,76	8,48
	±0,22	±0,08	±0,06	±0,12	±6,66	±1,33
<b>Verano</b>						
Laguna	2,59	0,45	0,29	1,55	33,57	23,12
	±0,34	±0,08	±0,02	±0,14	±3,86	±2,30
Río	1,56	0,49	0,68	6,31	33,94	25,94
	±0,18	±0,07	±0,13	±0,20	±2,78	±2,36
<b>Otoño</b>						
Laguna	1,32	0,15	0,91	4,19	29,35	0,86
	±0,34	±0,02	±0,10	±0,61	±1,39	±0,30
Río	1,04	0,16	0,67	5,73	41,94	4,60

	±0,17	±0,02	±0,04	±0,21	±5,84	±1,40
<b>Invierno</b>						
Laguna	0,81	0,18	0,82	3,88	31,38	3,67
	±0,10	±0,02	±0,06	±0,21	±2,97	±0,41
Río	0,73	0,07	0,82	3,79	44,12	0,81
	±0,07	±0,01	±0,08	±0,30	±0,40	±0,01
<b>PROM</b>	1,23	0,33	0,65	3,74	40,12	11,30
<b>Desv Std</b>	0,58	0,26	0,19	1,62	8,96	10,12

Los valores corresponden a la media ± SE.

Tabla 9. Biomarcadores en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan durante 2008 y 2009

	MÚSCULO		
	LIPOX	AchE	ATPasas
<b>Primavera</b>			
Laguna	1,24	48,09	3,96
	±0,23	±1,78	±0,20
Río	1,21	49,00	15,40
	±0,13	±2,65	±6,76
<b>Verano</b>			
Laguna	1,38	20,09	14,44
	±0,16	±2,91	±2,51
Río	0,62	18,99	17,39
	±0,06	±2,96	±2,55
<b>Otoño</b>			
Laguna	1,71	41,27	9,66
	±0,44	±13,54	±0,90
Río	1,11	42,94	16,39
	±0,44	±17,59	±5,45
<b>Invierno</b>			
Laguna	1,16	38,44	13,81
	±0,27	±3,26	±2,27
Río	0,75	28,43	14,21
	±0,01	±0,20	±0,15
<b>PROM</b>	1,15	35,91	13,16
<b>Desv Std</b>	0,34	11,93	4,37

Los valores corresponden a la media ± SE.

Tabla 10. Límites máximos permisibles para metales pesados para las descargas de aguas residuales y bienes nacionales en ríos (protección a la vida acuática), estuarios, humedales y suelo de humedales, asentados en la NOM-001-ECOL-1996.

Metal pesado	Promedio mensual mg/l	Promedio diario Mg/l
Arsénico (As)	0.1	0.2
Cadmio (Cd)	0.1	0.2
Plomo (Pb)	0.2	0.4

Análisis de varianza de la variable LPOX en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	94,484	13,498	3,907	0,001
Error	66	227,998	3,455		
Total corregido	73	322,482			

Calculado contra el modelo

$Y = \text{Media}(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de LPOX en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna invierno vs Río verano</b>	<b>3,569</b>	<b>4,179</b>	<b>3,130</b>	<b>0,002</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Río otoño</b>	<b>3,006</b>	<b>3,281</b>	<b>3,130</b>	<b>0,033</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río primavera	2,294	2,687	3,130	0,145	No
Laguna invierno vs Laguna verano	2,157	2,943	3,130	0,080	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	1,950	2,450	3,130	0,235	No
Laguna invierno vs Río invierno	1,273	0,884	3,130	0,987	No
Laguna invierno vs Laguna primavera	0,153	0,167	3,130	1,000	No
<b>Laguna primavera vs Río verano</b>	<b>3,416</b>	<b>3,647</b>	<b>3,130</b>	<b>0,012</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río otoño	2,853	2,872	3,130	0,095	No
Laguna primavera vs Río primavera	2,142	2,287	3,130	0,316	No
Laguna primavera vs Laguna verano	2,005	2,421	3,130	0,249	No
Laguna primavera vs Laguna otoño	1,798	2,034	3,130	0,468	No
Laguna primavera vs Río invierno	1,121	0,752	3,130	0,995	No
Río invierno vs Río verano	2,295	1,580	3,130	0,760	No
Río invierno vs Río otoño	1,732	1,163	3,130	0,940	No
Río invierno vs Río primavera	1,021	0,703	3,130	0,997	No
Río invierno vs Laguna verano	0,884	0,638	3,130	0,998	No
Río invierno vs Laguna otoño	0,677	0,477	3,130	1,000	No
Laguna otoño vs Río verano	1,619	1,975	3,130	0,506	No
Laguna otoño vs Río otoño	1,056	1,194	3,130	0,931	No
Laguna otoño vs Río primavera	0,344	0,420	3,130	1,000	No
Laguna otoño vs Laguna verano	0,207	0,299	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Río verano	1,412	1,860	3,130	0,582	No
Laguna verano vs Río otoño	0,848	1,025	3,130	0,969	No
Laguna verano vs Río primavera	0,137	0,181	3,130	1,000	No
Río primavera vs Río verano	1,274	1,454	3,130	0,828	No
Río primavera vs Río otoño	0,711	0,759	3,130	0,995	No
Río otoño vs Río verano	0,563	0,601	3,130	0,999	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Análisis de varianza de la variable LPOX en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	34,715	4,959	3,730	0,002

Error	66	87,756	1,330
Total corregido	73	122,472	

Calculado contra el modelo  
 $Y = \text{Media}(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de LPOX en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
Laguna verano vs Río invierno	1,863	2,168	3,130	0,384	No
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>1,780</b>	<b>3,914</b>	<b>3,130</b>	<b>0,005</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna primavera</b>	<b>1,745</b>	<b>3,398</b>	<b>3,130</b>	<b>0,024</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río primavera</b>	<b>1,633</b>	<b>3,469</b>	<b>3,130</b>	<b>0,020</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Laguna otoño	1,271	2,957	3,130	0,078	No
Laguna verano vs Río verano	1,036	2,202	3,130	0,364	No
Laguna verano vs Río otoño	0,638	1,242	3,130	0,916	No
Río otoño vs Río invierno	1,225	1,325	3,130	0,886	No
Río otoño vs Laguna invierno	1,142	2,010	3,130	0,483	No
Río otoño vs Laguna primavera	1,107	1,796	3,130	0,625	No
Río otoño vs Río primavera	0,995	1,712	3,130	0,679	No
Río otoño vs Laguna otoño	0,633	1,154	3,130	0,942	No
Río otoño vs Río verano	0,398	0,685	3,130	0,997	No
Río verano vs Río invierno	0,827	0,917	3,130	0,983	No
Río verano vs Laguna invierno	0,744	1,404	3,130	0,852	No
Río verano vs Laguna primavera	0,709	1,220	3,130	0,923	No
Río verano vs Río primavera	0,597	1,098	3,130	0,955	No
Río verano vs Laguna otoño	0,234	0,461	3,130	1,000	No
Laguna otoño vs Río invierno	0,592	0,673	3,130	0,997	No
Laguna otoño vs Laguna invierno	0,509	1,032	3,130	0,968	No
Laguna otoño vs Laguna primavera	0,474	0,865	3,130	0,988	No
Laguna otoño vs Río primavera	0,362	0,712	3,130	0,996	No
Río primavera vs Río invierno	0,230	0,255	3,130	1,000	No
Río primavera vs Laguna invierno	0,147	0,278	3,130	1,000	No
Río primavera vs Laguna primavera	0,112	0,193	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Río invierno	0,118	0,128	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Laguna invierno	0,035	0,062	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río invierno	0,083	0,093	3,130	1,000	No

Valor crítico del d de Tukey: 4,427

Análisis de varianza de la variable LPOX en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	7,188	1,027	2,171	0,048
Error	66	31,211	0,473		
Total corregido	73	38,399			

Calculado contra el modelo  
 $Y = \text{Media}(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de LPOX en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna otoño vs Río verano</b>	<b>1,090</b>	<b>3,596</b>	<b>3,130</b>	<b>0,014</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río invierno	0,957	1,822	3,130	0,608	No
Laguna otoño vs Río otoño	0,602	1,841	3,130	0,595	No
Laguna otoño vs Río primavera	0,556	1,833	3,130	0,600	No
Laguna otoño vs Laguna invierno	0,545	1,849	3,130	0,590	No
Laguna otoño vs Laguna primavera	0,466	1,426	3,130	0,842	No
Laguna otoño vs Laguna verano	0,328	1,280	3,130	0,903	No
Laguna verano vs Río verano	0,762	2,716	3,130	0,136	No
Laguna verano vs Río invierno	0,629	1,227	3,130	0,921	No
Laguna verano vs Río otoño	0,274	0,895	3,130	0,986	No
Laguna verano vs Río primavera	0,228	0,812	3,130	0,992	No
Laguna verano vs Laguna invierno	0,217	0,799	3,130	0,993	No
Laguna verano vs Laguna primavera	0,138	0,452	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Río verano	0,624	1,801	3,130	0,622	No
Laguna primavera vs Río invierno	0,490	0,890	3,130	0,986	No
Laguna primavera vs Río otoño	0,136	0,369	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Río primavera	0,090	0,259	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Laguna invierno	0,078	0,231	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río verano	0,546	1,728	3,130	0,670	No
Laguna invierno vs Río invierno	0,412	0,774	3,130	0,994	No
Laguna invierno vs Río otoño	0,057	0,169	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río primavera	0,011	0,036	3,130	1,000	No
Río primavera vs Río verano	0,534	1,649	3,130	0,719	No
Río primavera vs Río invierno	0,401	0,746	3,130	0,995	No
Río primavera vs Río otoño	0,046	0,133	3,130	1,000	No
Río otoño vs Río verano	0,488	1,409	3,130	0,850	No
Río otoño vs Río invierno	0,355	0,644	3,130	0,998	No
Río invierno vs Río verano	0,134	0,248	3,130	1,000	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable LPOX entre branquias, hígado y músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	2	237,206	118,603	53,737	< 0,0001
Error	219	483,353	2,207		
Total corregido	221	720,560			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de LPOX entre tejidos de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Branquia vs Músculo</b>	<b>2,336</b>	<b>9,563</b>	<b>2,360</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Branquia vs Hígado</b>	<b>2,014</b>	<b>8,248</b>	<b>2,360</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Hígado vs Músculo	0,321	1,315	2,360	0,388	No

Valor crítico del d de Tukey:

3,337

## CATALASA

Análisis de varianza de la variable CAT en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	3,844	0,549	31,417	< 0,0001
Error	66	1,154	0,017		
Total corregido	73	4,997			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de CAT en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna verano vs Río invierno</b>	<b>0,632</b>	<b>6,409</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,564</b>	<b>11,444</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>0,520</b>	<b>8,824</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>0,475</b>	<b>9,102</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río primavera</b>	<b>0,424</b>	<b>7,848</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Río verano	0,148	2,743	3,130	0,128	No
Laguna verano vs Laguna primavera	0,139	2,354	3,130	0,281	No
<b>Laguna primavera vs Río invierno</b>	<b>0,493</b>	<b>4,650</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>0,425</b>	<b>6,763</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río otoño</b>	<b>0,381</b>	<b>5,392</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>0,336</b>	<b>5,156</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río primavera</b>	<b>0,285</b>	<b>4,277</b>	<b>3,130</b>	<b>0,002</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río verano	0,009	0,141	3,130	1,000	No
<b>Río verano vs Río invierno</b>	<b>0,484</b>	<b>4,678</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,416</b>	<b>7,132</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río otoño</b>	<b>0,372</b>	<b>5,577</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>0,327</b>	<b>5,375</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>0,276</b>	<b>4,421</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Río invierno	0,208	2,013	3,130	0,482	No
Río primavera vs Laguna otoño	0,140	2,406	3,130	0,256	No
Río primavera vs Río otoño	0,096	1,442	3,130	0,834	No
Río primavera vs Laguna invierno	0,051	0,840	3,130	0,990	No
Laguna invierno vs Río invierno	0,157	1,533	3,130	0,787	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	0,089	1,577	3,130	0,762	No
Laguna invierno vs Río otoño	0,045	0,692	3,130	0,997	No
Río otoño vs Río invierno	0,112	1,056	3,130	0,963	No
Río otoño vs Laguna otoño	0,044	0,703	3,130	0,997	No
Laguna otoño vs Río invierno	0,068	0,671	3,130	0,997	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Análisis de varianza de la variable CAT en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	3,739	0,534	17,733	< 0,0001
Error	66	1,988	0,030		
Total corregido	73	5,726			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de CAT en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia		Valor		Significativo
	Diferencia	estandarizada	crítico	Pr > Dif	
<b>Laguna primavera vs Río invierno</b>	<b>0,831</b>	<b>5,970</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>0,752</b>	<b>9,110</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río otoño</b>	<b>0,738</b>	<b>7,960</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>0,726</b>	<b>8,490</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río primavera</b>	<b>0,650</b>	<b>7,431</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>0,454</b>	<b>5,868</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río verano</b>	<b>0,417</b>	<b>4,769</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Río invierno	0,414	3,049	3,130	0,062	No
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,335</b>	<b>4,376</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río otoño</b>	<b>0,321</b>	<b>3,674</b>	<b>3,130</b>	<b>0,011</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>0,309</b>	<b>3,876</b>	<b>3,130</b>	<b>0,006</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Río primavera	0,233	2,845	3,130	0,101	No
Río verano vs Laguna verano	0,037	0,516	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Río invierno	0,377	2,916	3,130	0,086	No
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,298</b>	<b>4,613</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>0,285</b>	<b>3,684</b>	<b>3,130</b>	<b>0,010</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>0,272</b>	<b>3,981</b>	<b>3,130</b>	<b>0,004</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Río primavera	0,196	2,770	3,130	0,121	No
Río primavera vs Río invierno	0,181	1,333	3,130	0,883	No
Río primavera vs Laguna otoño	0,102	1,334	3,130	0,882	No
Río primavera vs Río otoño	0,089	1,012	3,130	0,971	No
Río primavera vs Laguna invierno	0,076	0,956	3,130	0,979	No
Laguna invierno vs Río invierno	0,105	0,778	3,130	0,994	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	0,026	0,348	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río otoño	0,012	0,144	3,130	1,000	No
Río otoño vs Río invierno	0,092	0,664	3,130	0,998	No
Río otoño vs Laguna otoño	0,014	0,164	3,130	1,000	No
Laguna otoño vs Río invierno	0,079	0,595	3,130	0,999	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de los valores de CAT entre branquias e hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia		Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
	Diferencia	estandarizada			
<b>Branquia vs Hígado</b>	<b>0,132</b>	<b>2,958</b>	<b>1,976</b>	<b>0,004</b>	<b>Si</b>

Valor crítico del d de Tukey:

2,795



## GPx

Análisis de varianza de la variable GPx en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	18,693	2,670	62,650	< 0,0001
Error	66	2,813	0,043		
Total corregido	73	21,507			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de GPx en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna verano vs Laguna primavera</b>	<b>1,462</b>	<b>15,902</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río primavera</b>	<b>1,233</b>	<b>14,628</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río invierno</b>	<b>0,575</b>	<b>3,740</b>	<b>3,130</b>	<b>0,009</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>0,316</b>	<b>3,433</b>	<b>3,130</b>	<b>0,022</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>0,281</b>	<b>3,456</b>	<b>3,130</b>	<b>0,020</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Laguna otoño	0,155	2,018	3,130	0,478	No
Laguna verano vs Río verano	0,120	1,421	3,130	0,844	No
<b>Río verano vs Laguna primavera</b>	<b>1,343</b>	<b>12,905</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>1,113</b>	<b>11,438</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Río invierno	0,456	2,824	3,130	0,107	No
Río verano vs Río otoño	0,196	1,884	3,130	0,567	No
Río verano vs Laguna invierno	0,162	1,704	3,130	0,685	No
Río verano vs Laguna otoño	0,035	0,390	3,130	1,000	No
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>1,307</b>	<b>13,313</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>1,078</b>	<b>11,837</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río invierno	0,420	2,665	3,130	0,152	No
Laguna otoño vs Río otoño	0,160	1,635	3,130	0,728	No
Laguna otoño vs Laguna invierno	0,126	1,427	3,130	0,841	No
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>1,181</b>	<b>11,608</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Río primavera</b>	<b>0,952</b>	<b>10,031</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río invierno	0,294	1,839	3,130	0,597	No
Laguna invierno vs Río otoño	0,034	0,337	3,130	1,000	No
<b>Río otoño vs Laguna primavera</b>	<b>1,147</b>	<b>10,391</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Río primavera</b>	<b>0,917</b>	<b>8,815</b>	<b>3,130</b>	<b>0,0001</b>	<b>Si</b>
Río otoño vs Río invierno	0,260	1,569	3,130	0,767	No
<b>Río invierno vs Laguna primavera</b>	<b>0,887</b>	<b>5,358</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt;</b>	<b>Si</b>

				<b>0,0001</b>	
<b>Río invierno vs Río primavera</b>	<b>0,657</b>	<b>4,074</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Laguna primavera	0,230	2,206	3,130	0,362	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable GPx en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	3,721	0,532	32,393	0,0001
Error	66	1,083	0,016		
Total corregido	73	4,804			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de GPx en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna otoño vs Laguna verano</b>	<b>0,619</b>	<b>12,961</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>0,421</b>	<b>7,450</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>0,386</b>	<b>6,334</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río otoño</b>	<b>0,236</b>	<b>3,870</b>	<b>3,130</b>	<b>0,006</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río verano</b>	<b>0,223</b>	<b>3,951</b>	<b>3,130</b>	<b>0,005</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río invierno	0,090	0,919	3,130	0,983	No
Laguna otoño vs Laguna invierno	0,086	1,566	3,130	0,768	No
<b>Laguna invierno vs Laguna verano</b>	<b>0,533</b>	<b>10,548</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Río primavera</b>	<b>0,335</b>	<b>5,691</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>0,300</b>	<b>4,753</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río otoño	0,150	2,374	3,130	0,271	No
Laguna invierno vs Río verano	0,137	2,333	3,130	0,292	No
Laguna invierno vs Río invierno	0,004	0,040	3,130	1,000	No
<b>Río invierno vs Laguna verano</b>	<b>0,529</b>	<b>5,539</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río invierno vs Río primavera</b>	<b>0,331</b>	<b>3,305</b>	<b>3,130</b>	<b>0,031</b>	<b>Si</b>
Río invierno vs Laguna primavera	0,296	2,882	3,130	0,093	No
Río invierno vs Río otoño	0,146	1,420	3,130	0,845	No
Río invierno vs Río verano	0,133	1,331	3,130	0,884	No
<b>Río verano vs Laguna verano</b>	<b>0,396</b>	<b>7,565</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>0,198</b>	<b>3,273</b>	<b>3,130</b>	<b>0,034</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Laguna primavera	0,163	2,521	3,130	0,205	No
Río verano vs Río otoño	0,013	0,195	3,130	1,000	No
<b>Río otoño vs Laguna verano</b>	<b>0,383</b>	<b>6,713</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río otoño vs Río primavera	0,185	2,867	3,130	0,096	No
Río otoño vs Laguna primavera	0,150	2,193	3,130	0,369	No
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>0,233</b>	<b>4,081</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río primavera	0,035	0,541	3,130	0,999	No
<b>Río primavera vs Laguna verano</b>	<b>0,198</b>	<b>3,785</b>	<b>3,130</b>	<b>0,008</b>	<b>Si</b>

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de los valores de GPx entre las branquias y el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Branquia vs Hígado</b>	<b>0,547</b>	<b>7,839</b>	<b>1,976</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Valor crítico del d de Tukey:			2,795		

## SOD

Análisis de varianza de la variable SOD en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	5188,367	741,195	50,291	< 0,0001
Error	66	972,720	14,738		
Total corregido	73	6161,087			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de SOD en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna primavera vs Río verano</b>	<b>21,364</b>	<b>11,043</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río invierno</b>	<b>21,354</b>	<b>6,937</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>19,489</b>	<b>11,397</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>18,900</b>	<b>9,990</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río primavera</b>	<b>10,868</b>	<b>5,617</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Laguna otoño	2,887	1,581	3,130	0,760	No
Laguna primavera vs Río otoño	1,747	0,851	3,130	0,989	No
<b>Río otoño vs Río verano</b>	<b>19,618</b>	<b>10,140</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Río invierno</b>	<b>19,607</b>	<b>6,370</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna verano</b>	<b>17,742</b>	<b>10,375</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna invierno</b>	<b>17,153</b>	<b>9,067</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Río primavera</b>	<b>9,121</b>	<b>4,715</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
Río otoño vs Laguna otoño	1,140	0,624	3,130	0,998	No
<b>Laguna otoño vs Río verano</b>	<b>18,477</b>	<b>10,915</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río invierno</b>	<b>18,467</b>	<b>6,298</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna verano</b>	<b>16,602</b>	<b>11,604</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna invierno</b>	<b>16,013</b>	<b>9,742</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>7,981</b>	<b>4,715</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Río verano</b>	<b>10,496</b>	<b>5,800</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Río invierno</b>	<b>10,486</b>	<b>3,494</b>	<b>3,130</b>	<b>0,018</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Laguna verano</b>	<b>8,621</b>	<b>5,500</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Laguna invierno</b>	<b>8,032</b>	<b>4,553</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río verano	2,464	1,397	3,130	0,855	No
Laguna invierno vs Río invierno	2,454	0,825	3,130	0,991	No
Laguna invierno vs Laguna verano	0,589	0,389	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Río verano	1,876	1,197	3,130	0,930	No

Laguna verano vs Río invierno	1,865	0,652	3,130	0,998	No
Río invierno vs Río verano	0,010	0,003	3,130	1,000	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable SOD en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	210,286	30,041	57,079	< 0,0001
Error	66	34,736	0,526		
Total corregido	73	245,022			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de SOD en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Río verano vs Laguna verano</b>	<b>4,757</b>	<b>16,062</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna primavera</b>	<b>4,649</b>	<b>12,715</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>3,548</b>	<b>10,376</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río invierno</b>	<b>2,517</b>	<b>4,438</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>2,426</b>	<b>7,277</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>2,114</b>	<b>6,607</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Río otoño	0,576	1,575	3,130	0,763	No
<b>Río otoño vs Laguna verano</b>	<b>4,181</b>	<b>12,940</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna primavera</b>	<b>4,073</b>	<b>10,503</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Río primavera</b>	<b>2,972</b>	<b>8,130</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Río invierno</b>	<b>1,941</b>	<b>3,337</b>	<b>3,130</b>	<b>0,029</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna invierno</b>	<b>1,850</b>	<b>5,174</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna otoño</b>	<b>1,538</b>	<b>4,457</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna verano</b>	<b>2,644</b>	<b>9,778</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>2,535</b>	<b>7,347</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>1,435</b>	<b>4,484</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río invierno	0,403	0,728	3,130	0,996	No
Laguna otoño vs Laguna invierno	0,312	1,004	3,130	0,972	No
<b>Laguna invierno vs Laguna verano</b>	<b>2,332</b>	<b>8,149</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>2,223</b>	<b>6,218</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Río primavera</b>	<b>1,123</b>	<b>3,368</b>	<b>3,130</b>	<b>0,026</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río invierno	0,091	0,162	3,130	1,000	No
<b>Río invierno vs Laguna verano</b>	<b>2,240</b>	<b>4,143</b>	<b>3,130</b>	<b>0,002</b>	<b>Si</b>
<b>Río invierno vs Laguna primavera</b>	<b>2,132</b>	<b>3,665</b>	<b>3,130</b>	<b>0,011</b>	<b>Si</b>
Río invierno vs Río primavera	1,031	1,819	3,130	0,610	No
<b>Río primavera vs Laguna verano</b>	<b>1,209</b>	<b>4,082</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Laguna primavera	1,100	3,010	3,130	0,068	No
Laguna primavera vs Laguna verano	0,108	0,336	3,130	1,000	No

Valor crítico del d de Tukey: 4,427

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de los valores de SOD entre las branquias y el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Branquia vs Hígado</b>	<b>9,837</b>	<b>9,033</b>	<b>1,976</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Valor crítico del d de Tukey:			2,795		

## ACHe

Análisis de varianza de la variable AChE en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	19068,480	2724,069	7,177	< 0,0001
Error	66	25051,042	379,561		
Total corregido	73	44119,522			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de AchE en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna primavera vs Río otoño</b>	<b>57,703</b>	<b>5,541</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>52,061</b>	<b>5,619</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río verano</b>	<b>44,325</b>	<b>4,515</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>40,722</b>	<b>4,241</b>	<b>3,130</b>	<b>0,002</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>38,973</b>	<b>4,491</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río invierno	26,160	1,675	3,130	0,703	No
Laguna primavera vs Río primavera	19,224	1,958	3,130	0,517	No
<b>Río primavera vs Río otoño</b>	<b>38,480</b>	<b>3,919</b>	<b>3,130</b>	<b>0,005</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Laguna otoño</b>	<b>32,837</b>	<b>3,822</b>	<b>3,130</b>	<b>0,007</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Río verano	25,102	2,733	3,130	0,131	No
Río primavera vs Laguna invierno	21,498	2,402	3,130	0,258	No
Río primavera vs Laguna verano	19,749	2,483	3,130	0,221	No
Río primavera vs Río invierno	6,936	0,455	3,130	1,000	No
Río invierno vs Río otoño	31,544	2,019	3,130	0,477	No
Río invierno vs Laguna otoño	25,901	1,741	3,130	0,661	No
Río invierno vs Río verano	18,166	1,193	3,130	0,931	No
Río invierno vs Laguna invierno	14,562	0,965	3,130	0,978	No
Río invierno vs Laguna verano	12,813	0,882	3,130	0,987	No
Laguna verano vs Río otoño	18,731	2,158	3,130	0,390	No
Laguna verano vs Laguna otoño	13,088	1,803	3,130	0,621	No
Laguna verano vs Río verano	5,352	0,673	3,130	0,997	No
Laguna verano vs Laguna invierno	1,749	0,228	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río otoño	16,982	1,769	3,130	0,643	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	11,339	1,359	3,130	0,872	No
Laguna invierno vs Río verano	3,603	0,403	3,130	1,000	No
Río verano vs Río otoño	13,378	1,363	3,130	0,871	No

Río verano vs Laguna otoño	7,736	0,900	3,130	0,985	No
Laguna otoño vs Río otoño	5,642	0,609	3,130	0,999	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable AChE en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	11362,918	1623,274	13,660	< 0,0001
Error	66	7843,332	118,838		
Total corregido	73	19206,250			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de AchE en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>31,766</b>	<b>7,819</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>29,733</b>	<b>6,915</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>19,179</b>	<b>3,950</b>	<b>3,130</b>	<b>0,005</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Río invierno	16,995	2,092	3,130	0,431	No
Laguna verano vs Laguna primavera	11,140	2,294	3,130	0,312	No
Laguna verano vs Río primavera	10,345	2,325	3,130	0,296	No
Laguna verano vs Río verano	2,506	0,563	3,130	0,999	No
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>29,261</b>	<b>6,087</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>27,227</b>	<b>5,436</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Río otoño	16,673	3,035	3,130	0,064	No
Río verano vs Río invierno	14,489	1,700	3,130	0,687	No
Río verano vs Laguna primavera	8,634	1,572	3,130	0,765	No
Río verano vs Río primavera	7,840	1,526	3,130	0,791	No
<b>Río primavera vs Laguna otoño</b>	<b>21,421</b>	<b>4,456</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Laguna invierno</b>	<b>19,387</b>	<b>3,871</b>	<b>3,130</b>	<b>0,006</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Río otoño	8,833	1,608	3,130	0,744	No
Río primavera vs Río invierno	6,649	0,780	3,130	0,994	No
Río primavera vs Laguna primavera	0,794	0,145	3,130	1,000	No
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>20,627</b>	<b>3,978</b>	<b>3,130</b>	<b>0,004</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>18,593</b>	<b>3,461</b>	<b>3,130</b>	<b>0,020</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río otoño	8,039	1,380	3,130	0,863	No
Laguna primavera vs Río invierno	5,855	0,670	3,130	0,998	No
Río invierno vs Laguna otoño	14,772	1,774	3,130	0,639	No
Río invierno vs Laguna invierno	12,738	1,509	3,130	0,800	No
Río invierno vs Río otoño	2,184	0,250	3,130	1,000	No
Río otoño vs Laguna otoño	12,588	2,428	3,130	0,246	No
Río otoño vs Laguna invierno	10,554	1,965	3,130	0,513	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	2,033	0,436	3,130	1,000	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable AChE en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	12723,305	1817,615	6,780	0,0001
Error	66	17693,921	268,090		
Total corregido	73	30417,226			

Calculado contra el modelo

$Y = \text{Media}(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de AchE en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
Laguna otoño vs Río invierno	34,842	2,786	3,130	0,116	No
<b>Laguna otoño vs Río verano</b>	<b>33,813</b>	<b>4,683</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna invierno</b>	<b>31,013</b>	<b>4,424</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna verano</b>	<b>29,540</b>	<b>4,841</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>25,279</b>	<b>3,246</b>	<b>3,130</b>	<b>0,037</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>24,597</b>	<b>3,407</b>	<b>3,130</b>	<b>0,024</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río otoño	0,090	0,012	3,130	1,000	No
Río otoño vs Río invierno	34,752	2,647	3,130	0,158	No
<b>Río otoño vs Río verano</b>	<b>33,723</b>	<b>4,087</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna invierno</b>	<b>30,923</b>	<b>3,832</b>	<b>3,130</b>	<b>0,007</b>	<b>Si</b>
<b>Río otoño vs Laguna verano</b>	<b>29,450</b>	<b>4,038</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
Río otoño vs Laguna primavera	25,189	2,878	3,130	0,094	No
Río otoño vs Río primavera	24,508	2,970	3,130	0,075	No
Río primavera vs Río invierno	10,245	0,800	3,130	0,993	No
Río primavera vs Río verano	9,215	1,194	3,130	0,931	No
Río primavera vs Laguna invierno	6,416	0,853	3,130	0,989	No
Río primavera vs Laguna verano	4,942	0,739	3,130	0,995	No
Río primavera vs Laguna primavera	0,682	0,083	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Río invierno	9,563	0,728	3,130	0,996	No
Laguna primavera vs Río verano	8,534	1,034	3,130	0,967	No
Laguna primavera vs Laguna invierno	5,734	0,711	3,130	0,996	No
Laguna primavera vs Laguna verano	4,260	0,584	3,130	0,999	No
Laguna verano vs Río invierno	5,302	0,434	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Río verano	4,273	0,639	3,130	0,998	No
Laguna verano vs Laguna invierno	1,474	0,228	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río invierno	3,829	0,302	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río verano	2,799	0,372	3,130	1,000	No
Río verano vs Río invierno	1,029	0,080	3,130	1,000	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Análisis de varianza de la variable AchE entre branquias, hígado y músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Análisis de la varianza (Variable AchE):

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	2	8751,136	4375,568	10,222	< 0,0001
Error	219	93742,998	428,050		

Total corregido 221 102494,134

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de AChE entre tejidos de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Branquia vs Hígado</b>	<b>13,599</b>	<b>3,998</b>	<b>2,360</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Branquia vs Músculo</b>	<b>13,020</b>	<b>3,828</b>	<b>2,360</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Músculo vs Hígado	0,579	0,170	2,360	0,984	No

Valor crítico del d de Tukey: 3,337

### ATPasas

Análisis de varianza de la variable ATPasas en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	11932,323	1704,618	84,854	< 0,0001
Error	66	1325,865	20,089		
Total corregido	73	13258,188			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de ATPasas en las branquias de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna verano vs Río invierno</b>	<b>31,757</b>	<b>9,506</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna primavera</b>	<b>30,962</b>	<b>15,508</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>30,160</b>	<b>15,107</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río primavera</b>	<b>29,925</b>	<b>16,354</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>29,172</b>	<b>16,503</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>22,383</b>	<b>13,400</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río verano</b>	<b>8,512</b>	<b>4,652</b>	<b>3,130</b>	<b>0,000</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río invierno</b>	<b>23,245</b>	<b>6,634</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna primavera</b>	<b>22,450</b>	<b>9,939</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río otoño</b>	<b>21,649</b>	<b>9,584</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>21,413</b>	<b>10,135</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>20,661</b>	<b>10,033</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>13,871</b>	<b>7,018</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna otoño vs Río invierno	9,374	2,738	3,130	0,129	No
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>8,579</b>	<b>4,025</b>	<b>3,130</b>	<b>0,004</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río otoño</b>	<b>7,778</b>	<b>3,649</b>	<b>3,130</b>	<b>0,012</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Río primavera</b>	<b>7,542</b>	<b>3,816</b>	<b>3,130</b>	<b>0,007</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna otoño vs Laguna invierno</b>	<b>6,790</b>	<b>3,538</b>	<b>3,130</b>	<b>0,016</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río invierno	2,585	0,744	3,130	0,995	No
Laguna invierno vs Laguna primavera	1,790	0,810	3,130	0,992	No
Laguna invierno vs Río otoño	0,988	0,447	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río primavera	0,753	0,365	3,130	1,000	No



Río primavera vs Río invierno	1,832	0,523	3,130	0,999	No
Río primavera vs Laguna primavera	1,037	0,459	3,130	1,000	No
Río primavera vs Río otoño	0,235	0,104	3,130	1,000	No
Río otoño vs Río invierno	1,597	0,444	3,130	1,000	No
Río otoño vs Laguna primavera	0,802	0,335	3,130	1,000	No
Laguna primavera vs Río invierno	0,795	0,221	3,130	1,000	No
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

Análisis de varianza de la variable ATPasas en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	7653,707	1093,387	38,367	< 0,0001
Error	66	1880,859	28,498		
Total corregido	73	9534,566			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de ATPasas en el hígado de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Río verano vs Río invierno</b>	<b>25,125</b>	<b>6,021</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna otoño</b>	<b>25,074</b>	<b>10,652</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Laguna invierno</b>	<b>22,268</b>	<b>9,078</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río otoño</b>	<b>21,334</b>	<b>7,930</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río verano vs Río primavera</b>	<b>17,456</b>	<b>6,937</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Laguna primavera	2,996	1,114	3,130	0,952	No
Río verano vs Laguna verano	2,817	1,293	3,130	0,898	No
<b>Laguna verano vs Río invierno</b>	<b>22,308</b>	<b>5,607</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>22,256</b>	<b>11,187</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna invierno</b>	<b>19,450</b>	<b>9,238</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río otoño</b>	<b>18,517</b>	<b>7,787</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Río primavera</b>	<b>14,639</b>	<b>6,717</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Laguna primavera	0,179	0,075	3,130	1,000	No
<b>Laguna primavera vs Río invierno</b>	<b>22,129</b>	<b>5,170</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>22,077</b>	<b>8,696</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna invierno</b>	<b>19,271</b>	<b>7,325</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río otoño</b>	<b>18,338</b>	<b>6,427</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna primavera vs Río primavera</b>	<b>14,460</b>	<b>5,375</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Río invierno	7,669	1,838	3,130	0,597	No
<b>Río primavera vs Laguna otoño</b>	<b>7,618</b>	<b>3,236</b>	<b>3,130</b>	<b>0,038</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Laguna invierno	4,811	1,962	3,130	0,515	No
Río primavera vs Río otoño	3,878	1,442	3,130	0,834	No
Río otoño vs Río invierno	3,791	0,886	3,130	0,986	No
Río otoño vs Laguna otoño	3,739	1,473	3,130	0,819	No
Río otoño vs Laguna invierno	0,933	0,355	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Río invierno	2,858	0,691	3,130	0,997	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	2,806	1,228	3,130	0,921	No
Laguna otoño vs Río invierno	0,052	0,013	3,130	1,000	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Análisis de varianza de la variable ATPasas en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	1054,110	150,587	2,388	0,031
Error	66	4161,476	63,053		
Total corregido	73	5215,586			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de ATPasas en el músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Río verano vs Laguna primavera</b>	<b>13,432</b>	<b>3,357</b>	<b>3,130</b>	<b>0,027</b>	<b>Si</b>
Río verano vs Laguna otoño	7,731	2,208	3,130	0,361	No
Río verano vs Laguna invierno	3,582	0,982	3,130	0,975	No
Río verano vs Río invierno	3,184	0,513	3,130	1,000	No
Río verano vs Laguna verano	2,949	0,910	3,130	0,984	No
Río verano vs Río primavera	1,996	0,533	3,130	0,999	No
Río verano vs Río otoño	1,002	0,250	3,130	1,000	No
Río otoño vs Laguna primavera	12,430	2,928	3,130	0,083	No
Río otoño vs Laguna otoño	6,728	1,782	3,130	0,634	No
Río otoño vs Laguna invierno	2,580	0,659	3,130	0,998	No
Río otoño vs Río invierno	2,182	0,343	3,130	1,000	No
Río otoño vs Laguna verano	1,947	0,550	3,130	0,999	No
Río otoño vs Río primavera	0,993	0,248	3,130	1,000	No
Río primavera vs Laguna primavera	11,436	2,858	3,130	0,098	No
Río primavera vs Laguna otoño	5,735	1,638	3,130	0,726	No
Río primavera vs Laguna invierno	1,586	0,435	3,130	1,000	No
Río primavera vs Río invierno	1,188	0,191	3,130	1,000	No
Río primavera vs Laguna verano	0,954	0,294	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Laguna primavera	10,483	2,964	3,130	0,076	No
Laguna verano vs Laguna otoño	4,781	1,616	3,130	0,739	No
Laguna verano vs Laguna invierno	0,633	0,202	3,130	1,000	No
Laguna verano vs Río invierno	0,235	0,040	3,130	1,000	No
Río invierno vs Laguna primavera	10,248	1,610	3,130	0,743	No
Río invierno vs Laguna otoño	4,547	0,750	3,130	0,995	No
Río invierno vs Laguna invierno	0,398	0,065	3,130	1,000	No
Laguna invierno vs Laguna primavera	9,850	2,517	3,130	0,207	No
Laguna invierno vs Laguna otoño	4,149	1,220	3,130	0,923	No
Laguna otoño vs Laguna primavera	5,701	1,510	3,130	0,800	No

Valor crítico del d de Tukey:

4,427

Análisis de varianza de la variable ATPasas entre branquias, hígado y músculo de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Análisis de la varianza (Variable ATPasas):

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	2	144,862	72,431	0,566	0,568
Error	219	28008,340	127,892		
Total corregido	221	28153,202			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias de ATPasas entre tejidos de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia		Pr > Dif	Significativo
		estandarizada	Valor crítico		
Branquia vs Hígado	1,793	0,965	2,360	0,600	No
Branquia vs Músculo	1,621	0,872	2,360	0,659	No
Músculo vs Hígado	0,172	0,093	2,360	0,995	No
Valor crítico del d de Tukey:			3,337		

## IHS

Análisis de varianza de la variable IHS de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	11,641	1,663	27,983	< 0,0001
Error	66	3,922	0,059		
Total corregido	73	15,563			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias IHS de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia		Pr > Dif	Significativo
		estandarizada	Valor crítico		
<b>Laguna invierno vs Laguna otoño</b>	<b>1,006</b>	<b>9,642</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río otoño	0,983	8,186	3,130	< 0,0001	Si
Laguna invierno vs Río verano	0,974	8,699	3,130	< 0,0001	Si
<b>Laguna invierno vs Laguna verano</b>	<b>0,861</b>	<b>8,956</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>0,289</b>	<b>2,408</b>	<b>3,130</b>	<b>0,255</b>	<b>No</b>
Laguna invierno vs Río primavera	0,194	1,734	3,130	0,665	No
<b>Laguna invierno vs Río invierno</b>	<b>0,105</b>	<b>0,557</b>	<b>3,130</b>	<b>0,999</b>	<b>No</b>
Río invierno vs Laguna otoño	0,901	4,841	3,130	0,000	Si
<b>Río invierno vs Río otoño</b>	<b>0,878</b>	<b>4,494</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Río invierno vs Río verano</b>	<b>0,869</b>	<b>4,561</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
Río invierno vs Laguna verano	0,756	4,161	3,130	0,002	Si
Río invierno vs Laguna primavera	0,184	0,942	3,130	0,981	No

<b>Río invierno vs Río primavera</b>	<b>0,089</b>	<b>0,468</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Río primavera vs Laguna otoño	0,812	7,556	3,130	< 0,0001	Si
<b>Río primavera vs Río otoño</b>	<b>0,789</b>	<b>6,424</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Río verano</b>	<b>0,780</b>	<b>6,788</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Río primavera vs Laguna verano	0,667	6,701	3,130	< 0,0001	Si
<b>Río primavera vs Laguna primavera</b>	<b>0,095</b>	<b>0,774</b>	<b>3,130</b>	<b>0,994</b>	<b>No</b>
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>0,717</b>	<b>6,186</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna primavera vs Río otoño	0,694	5,327	3,130	< 0,0001	Si
Laguna primavera vs Río verano	0,685	5,576	3,130	< 0,0001	Si
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>0,572</b>	<b>5,266</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,145</b>	<b>1,600</b>	<b>3,130</b>	<b>0,749</b>	<b>No</b>
Laguna verano vs Río otoño	0,122	1,127	3,130	0,949	No
<b>Laguna verano vs Río verano</b>	<b>0,113</b>	<b>1,138</b>	<b>3,130</b>	<b>0,946</b>	<b>No</b>
Río verano vs Laguna otoño	0,032	0,299	3,130	1,000	No
<b>Río verano vs Río otoño</b>	<b>0,009</b>	<b>0,074</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
<b>Río otoño vs Laguna otoño</b>	<b>0,023</b>	<b>0,198</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		

## IGS

Análisis de varianza de la variable IGS de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	82,507	11,787	7,440	< 0,0001
Error	66	104,555	1,584		
Total corregido	73	187,062			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias del IGS de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
<b>Laguna invierno vs Laguna verano</b>	<b>3,008</b>	<b>6,060</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río verano	2,979	5,151	3,130	< 0,0001	Si
<b>Laguna invierno vs Laguna otoño</b>	<b>2,932</b>	<b>5,441</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río otoño	2,895	4,668	3,130	0,000	Si
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>2,742</b>	<b>4,420</b>	<b>3,130</b>	<b>0,001</b>	<b>Si</b>
<b>Laguna invierno vs Río invierno</b>	<b>2,500</b>	<b>2,565</b>	<b>3,130</b>	<b>0,188</b>	<b>No</b>
<b>Laguna invierno vs Río primavera</b>	<b>1,368</b>	<b>2,366</b>	<b>3,130</b>	<b>0,275</b>	<b>No</b>
Río primavera vs Laguna verano	1,640	3,191	3,130	0,043	Si
<b>Río primavera vs Río verano</b>	<b>1,611</b>	<b>2,714</b>	<b>3,130</b>	<b>0,137</b>	<b>No</b>
Río primavera vs Laguna otoño	1,564	2,818	3,130	0,108	No
<b>Río primavera vs Río otoño</b>	<b>1,527</b>	<b>2,407</b>	<b>3,130</b>	<b>0,255</b>	<b>No</b>
<b>Río primavera vs Laguna primavera</b>	<b>1,373</b>	<b>2,165</b>	<b>3,130</b>	<b>0,386</b>	<b>No</b>
<b>Río primavera vs Río invierno</b>	<b>1,132</b>	<b>1,150</b>	<b>3,130</b>	<b>0,943</b>	<b>No</b>
Río invierno vs Laguna verano	0,508	0,541	3,130	0,999	No
<b>Río invierno vs Río verano</b>	<b>0,479</b>	<b>0,487</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Río invierno vs Laguna otoño	0,432	0,449	3,130	1,000	No

<b>Río invierno vs Río otoño</b>	<b>0,395</b>	<b>0,392</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Río invierno vs Laguna primavera	0,241	0,239	3,130	1,000	No
<b>Laguna primavera vs Laguna verano</b>	<b>0,266</b>	<b>0,475</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Laguna primavera vs Río verano	0,237	0,374	3,130	1,000	No
<b>Laguna primavera vs Laguna otoño</b>	<b>0,191</b>	<b>0,318</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Laguna primavera vs Río otoño	0,154	0,229	3,130	1,000	No
Río otoño vs Laguna verano	0,113	0,201	3,130	1,000	No
<b>Río otoño vs Río verano</b>	<b>0,084</b>	<b>0,132</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
<b>Río otoño vs Laguna otoño</b>	<b>0,037</b>	<b>0,061</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Laguna otoño vs Laguna verano	0,076	0,162	3,130	1,000	No
Laguna otoño vs Río verano	0,047	0,084	3,130	1,000	No
Río verano vs Laguna verano	0,029	0,057	3,130	1,000	No

Valor crítico del d de Tukey: 4,427

## K

Análisis de varianza de la variable K de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Fuente	GDL	Suma de los cuadrados	Media de los cuadrados	F	Pr > F
Modelo	7	0,627	0,090	8,336	< 0,0001
Error	66	0,709	0,011		
Total corregido	73	1,336			

Calculado contra el modelo  $Y=Media(Y)$

Prueba de Tukey (HSD) para el análisis de medias del K de *Mugil curema* de la Laguna de Tampamachoco y el Río Tuxpan, con un intervalo de confianza de 95%.

Contraste	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico	Pr > Dif	Significativo
Laguna invierno vs Río verano	0,262	5,496	3,130	< 0,0001	Si
Laguna invierno vs Río otoño	0,252	4,939	3,130	0,000	Si
<b>Laguna invierno vs Río invierno</b>	<b>0,171</b>	<b>2,136</b>	<b>3,130</b>	<b>0,404</b>	<b>No</b>
<b>Laguna invierno vs Laguna primavera</b>	<b>0,154</b>	<b>3,023</b>	<b>3,130</b>	<b>0,066</b>	<b>No</b>
<b>Laguna invierno vs Laguna otoño</b>	<b>0,149</b>	<b>3,368</b>	<b>3,130</b>	<b>0,026</b>	<b>Si</b>
Laguna invierno vs Río primavera	0,063	1,328	3,130	0,885	No
<b>Laguna invierno vs Laguna verano</b>	<b>0,036</b>	<b>0,872</b>	<b>3,130</b>	<b>0,988</b>	<b>No</b>
<b>Laguna verano vs Río verano</b>	<b>0,226</b>	<b>5,342</b>	<b>3,130</b>	<b>&lt; 0,0001</b>	<b>Si</b>
Laguna verano vs Río otoño	0,217	4,692	3,130	0,000	Si
Laguna verano vs Río invierno	0,136	1,758	3,130	0,650	No
<b>Laguna verano vs Laguna primavera</b>	<b>0,119</b>	<b>2,572</b>	<b>3,130</b>	<b>0,185</b>	<b>No</b>
<b>Laguna verano vs Laguna otoño</b>	<b>0,114</b>	<b>2,947</b>	<b>3,130</b>	<b>0,079</b>	<b>No</b>
Laguna verano vs Río primavera	0,028	0,652	3,130	0,998	No
<b>Río primavera vs Río verano</b>	<b>0,198</b>	<b>4,062</b>	<b>3,130</b>	<b>0,003</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Río otoño</b>	<b>0,189</b>	<b>3,619</b>	<b>3,130</b>	<b>0,013</b>	<b>Si</b>
<b>Río primavera vs Río invierno</b>	<b>0,108</b>	<b>1,336</b>	<b>3,130</b>	<b>0,882</b>	<b>No</b>
Río primavera vs Laguna primavera	0,091	1,745	3,130	0,658	No
Río primavera vs Laguna otoño	0,086	1,887	3,130	0,564	No
Laguna otoño vs Río verano	0,112	2,456	3,130	0,233	No
<b>Laguna otoño vs Río otoño</b>	<b>0,103</b>	<b>2,085</b>	<b>3,130</b>	<b>0,435</b>	<b>No</b>

Laguna otoño vs Río invierno	0,022	0,278	3,130	1,000	No
<b>Laguna otoño vs Laguna primavera</b>	<b>0,005</b>	<b>0,100</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Laguna primavera vs Río verano	0,107	2,055	3,130	0,454	No
Laguna primavera vs Río otoño	0,098	1,767	3,130	0,644	No
Laguna primavera vs Río invierno	0,017	0,206	3,130	1,000	No
<b>Río invierno vs Río verano</b>	<b>0,090</b>	<b>1,114</b>	<b>3,130</b>	<b>0,952</b>	<b>No</b>
<b>Río invierno vs Río otoño</b>	<b>0,081</b>	<b>0,972</b>	<b>3,130</b>	<b>0,977</b>	<b>No</b>
<b>Río otoño vs Río verano</b>	<b>0,009</b>	<b>0,181</b>	<b>3,130</b>	<b>1,000</b>	<b>No</b>
Valor crítico del d de Tukey:			4,427		