



**UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO**

---

---

**División de Ciencias e Ingeniería**

**Determinación de la toxicidad total del efluente de la  
Planta de Tratamiento Primer Centenario en la Región  
Lagunar Norponiente de Chetumal Q. Roo, mediante  
*Oreochromis niloticus*.**

**TESIS**

**Para obtener el grado de  
Licenciada en Ingeniería Ambiental**

**Presenta**

**Lucía Poot Angulo**

**Director de Tesis**

**Dr. Víctor Hugo Delgado Blas**

**Chetumal, Quintana Roo, México, noviembre de 2013.**



# UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO

División de Ciencias e Ingeniería

Tesis elaborada bajo la supervisión del comité de Tesis del programa de Licenciatura y aprobada como requisito para obtener el grado de:

Licenciada en Ingeniería Ambiental

## COMITÉ DE TESIS

Director: \_\_\_\_\_

Dr. Víctor Hugo Delgado Blas

Asesor: \_\_\_\_\_

M.C. Martín Rivero Rodríguez

Asesor: \_\_\_\_\_

Dr. Adrián Cervantes Martínez



Chetumal, Quintana Roo, México, noviembre de 2013.

## **DEDICATORIA**

A mi madre, por ser mi guía, por ser la amiga y compañera que me ha ayudado a crecer, mi motivo principal para luchar en la vida y mi sustento para no decaer en situaciones difíciles.

A mi abuelo, el Sr. Florencio Angulo por ser mi mayor ejemplo de superación y de vida, y por estar ahí para apoyarme en todo momento que lo necesité.

A mis hermanos, que siempre han confiado en mí, me han tenido paciencia y junto con mi madre han sido el motor que me da fuerzas para salir adelante. Gracias por su apoyo en este momento tan importante de mi vida.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi director de tesis, el Dr. Víctor Hugo Delgado Blas, por sus enseñanzas, paciencia y consejos durante la realización del presente trabajo.

A mis asesores de tesis, por la dedicación y el tiempo que tuvieron para la revisión de mi proyecto.

A los profesores de Ing. Ambiental, que durante cinco años compartieron sus conocimientos y aportaron a mi superación.

A mis amigos durante toda la carrera, Zain, Eloy, Diego, Suleyma, Chin, gracias por su apoyo, por las pláticas y la paciencia que tuvieron.

Al profesor Walter Magaña Landero por su apoyo en la realización de los cálculos del presente trabajo.

Al Ing. Marco Jiménez, por las facilidades brindadas con los permisos para la realización de los muestreos en la Planta de Tratamiento Primer Centenario.

A la Dirección General de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente del H. Ayuntamiento de Othón P. Blanco por la información proporcionada acerca del sistema lagunar.

Al profesor Víctor Miranda Soberanis por sus asesorías en el área de estadística.

## CONTENIDO

1	RESUMEN .....	6
2	INTRODUCCIÓN .....	8
3	MARCO TEÓRICO.....	10
3.1	Bioensayos.....	10
3.2	Bioensayos de toxicidad aguda y crónica.....	11
3.3	Concentración letal media (CL <sub>50</sub> ).....	12
3.4	Toxicidad total del efluente .....	12
3.5	Aguas Residuales.....	13
3.6	Índice de efectos tóxicos potenciales (IETP) .....	13
3.7	Tilapia .....	14
3.7.1	Importancia de la tilapia: .....	14
3.7.2	Hábitat.....	14
3.7.3	Distribución geográfica .....	16
3.8	<i>Oreochromis niloticus</i> .....	16
3.8.1	Rasgos biológicos .....	16
3.8.2	Hábitos alimenticios .....	17
4	ANTECEDENTES .....	20
5	AREA DE ESTUDIO .....	23
5.1	Agua superficial.....	24
5.2	Flora.....	24
5.3	Ambiente.....	25
5.4	Descarga de agua residual.....	25
6	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA .....	28
6.1	JUSTIFICACIÓN.....	28
6.2	OBJETIVOS .....	28
6.3	PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN .....	28
6.4	HIPÓTESIS.....	28
6.5	METODOLOGÍA.....	29
6.5.1	Bioensayos.....	29

6.5.2	Transporte y aclimatación.....	31
6.5.3	Bioensayo agudo del efluente de la planta de tratamiento.....	31
7	RESULTADOS .....	39
7.1	Cálculo de la CL <sub>50</sub> .....	39
7.2	Índice toxicológico del efluente .....	47
7.3	Análisis estadístico de una vía (ANOVA). .....	47
7.4	Bioensayo agudo cualitativo .....	49
8	DISCUSIÓN.....	51
8.1	Bioensayo agudo cualitativo .....	52
8.2	Bioensayo agudo cuantitativo.....	54
8.3	Bioensayos de Toxicidad total de efluentes.....	56
9	CONCLUSIONES .....	58
10	RECOMENDACIONES .....	59
11	BIBLIOGRAFÍA .....	60
12	ANEXOS .....	67

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Fig. 1.</b> <i>Oreochromis niloticus</i> (Tomado de FAO, 2005). .....	16
<b>Fig. 2.</b> Área de estudio (Tomada de Google Earth, 2013). .....	23
<b>Fig. 3.</b> Puntos de donde se recolectaron las muestras de agua (Tomada de Google Earth, 2013). .....	30
<b>Fig. 4.</b> Comportamiento de la mortalidad con respecto de las concentraciones seleccionadas para el bioensayo agudo. ....	40
<b>Fig. 5.</b> Representación de la obtención de la CL <sub>50</sub> por el método Probit .....	41
<b>Fig. 6.</b> Mortandad a una exposición de 75 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo. ....	45
<b>Fig. 7.</b> Mortandad a una exposición de 50 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo. ....	45
<b>Fig. 8.</b> Mortandad a una exposición de 40 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo. ....	46
<b>Fig. 9.</b> Mortandad a una exposición de 35 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo. ....	46
<b>Fig. 10.</b> Mortandad a una exposición de 25 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo. ....	47
<b>Fig. 11.</b> Promedio de la variable muertos por concentración de efluente. ....	48
<b>Fig. 12.</b> Esquematización del bioensayo agudo cuantitativo .....	73
<b>Fig. 13.</b> Esquematización del bioensayo agudo cualitativo. ....	74
<b>Fig. 14.</b> Transporte de tilapias .....	75
<b>Fig. 15.</b> Canal al cual es descargado el efluente de la planta de Tratamiento Primer Centenario. ....	75
<b>Fig. 16.</b> Disminución del cristalino del ojo en algunas especies expuestas a agua residual recolectada directamente del tubo de desagüe. ....	76
<b>Fig. 17.</b> Unión del canal con el Sistema Lagunar Norponiente de Chetumal Q. Roo. ....	76

**Fig. 18.** Comparación en la coloración de los peces expuestos a agua residual y los que no fueron probados. Los peces encerrados en color azul representan a los que fueron expuestos y los encerrados en color rojo los que no fueron utilizados durante los bioensayos..... 77

## ÍNDICE DE TABLAS

<b>Tabla 1.</b> Rangos óptimos o recomendables de los principales parámetros físico-químicos del agua en que las especies pueden crecer (Carta nacional acuícola, 2012). .....	17
<b>Tabla 2.</b> Límites para algunos metales, plaguicidas y otros compuestos químicos en el agua de cultivo de peces de agua dulce (ASTILAPIA A.C. <i>et al.</i> , 2009). .....	19
<b>Tabla 3.</b> Volumen de descarga de Agua Tratada 2011 y 2012. (CAPA, 2012).....	26
<b>Tabla 4.</b> Análisis de parámetros de calidad de agua del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario de Chetumal arrojados trimestralmente durante 2011 (CAPA, 2012). .....	27
<b>Tabla 5.</b> Bitácora para registro de mortandad durante el bioensayo agudo.....	33
<b>Tabla 6.</b> Relación de % de mortalidad/Probit empírico .....	34
<b>Tabla 7.</b> Factor ponderado (w) para el cálculo de Probit (CP) .....	36
<b>Tabla 8.</b> Clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (UT) (Saldaña <i>et al.</i> , 2002). .....	37
<b>Tabla 9.</b> Relación hipotética de concentración entre porcentaje de mortalidad. ....	39
<b>Tabla 10.</b> Datos de toxicidad para el análisis de probit empírico y calculado. ....	42
<b>Tabla 11.</b> Datos para el cálculo del error patrón .....	43
<b>Tabla 12.</b> Bitácora del bioensayo agudo cuantitativo para las concentraciones de 100 %, 75, 50 % y 25 % de agua residual. ....	67
<b>Tabla 13.</b> Bitácora del bioensayo agudo cuantitativo para las concentraciones 40 % y 35 % de efluente.....	68



<b>Tabla 14.</b> Bitácora del bioensayo agudo cualitativo. ....	69
<b>Tabla 15.</b> Análisis de varianza de la variable número de organismos muertos.....	48
<b>Tabla 16.</b> Comparación de medias con la prueba t de student.....	49
<b>Tabla 17.</b> Parámetros fisicoquímicos para las distintas concentraciones de agua residual y sus réplicas tomadas diariamente durante el tiempo que duro el bioensayo (11:30 hrs del 14 a 11:30 hrs del 17 de febrero de 2013).....	72
<b>Tabla 18.</b> Parámetros fisicoquímicos para las muestras de agua de los distintos puntos y sus réplicas tomados diariamente durante el tiempo que duró el bioensayo agudo cualitativo (12:00 hrs del 27 de febrero a 12:00 hrs del 2 de marzo de 2013).....	74
<b>Tabla 19.</b> Criterio de toxicidad según estudio realizado en aguas estatales de Maryland (Fisher, <i>et al.</i> , 1998).....	55
<b>Tabla 20.</b> Clasificación de efluentes a partir del índice toxicológico (Costan <i>et al.</i> , 1993).....	56

**Determinación de la toxicidad total del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario en la Región Lagunar Norponiente de Chetumal Q. Roo mediante *Oreochromis niloticus*.**

## **1 RESUMEN**

El medio acuático frecuentemente recibe las consecuencias de las actividades antrópicas por medio de los efluentes, vertiendo una serie de sustancias contaminantes, tanto orgánicas como inorgánicas. Una manera de evaluar la toxicidad de esos contaminantes, es mediante los bioensayos de laboratorio permitiendo tener un primer acercamiento al posible impacto que produce un tóxico aislado o una mezcla de ellos.

La selección de los organismos prueba para la realización de los bioensayos es determinada por su relevancia, prevalencia, accesibilidad, simplicidad de mantenimiento y cultivo, bajo coste y efectos de fácil observación y cuantificación (Carballeira, 2003).

Se seleccionó para este trabajo a la tilapia *Oreochromis niloticus* ya que aparte de que presentan características idóneas para ser un buen bioindicador (como son tasa de crecimiento acelerado, adaptación al cautiverio, abundancia, amplia distribución en aguas semicálidas y cálidas y fácil cultivo), es una especie presente en el Sistema Lagunar Norponiente y está siendo capturada para consumo y venta por pobladores de la ciudad.

Los organismos para el presente trabajo fueron obtenidos de una granja acuícola del poblado Sergio Butrón Casas con la finalidad de que fueran organismos sanos y no estuvieran contaminados. Posteriormente en el laboratorio se aclimataron durante 7 días y se vigilaron síntomas de enfermedad, estrés, daños físicos y mortalidad.

Se midió el nivel de toxicidad del efluente de la planta de Tratamiento Primer Centenario en el Sistema Lagunar Norponiente de la ciudad de Chetumal mediante la  $CL_{50}$  en una población de *O. niloticus*. Para la medición de toxicidad se llevó a cabo dos series de bioensayos en la laboratorio en los cuales se observó y registró la mortandad (bioensayo

agudo cuantitativo), para lo cual se utilizó concentraciones del 100, 75, 50, 40, 35 y 25% de agua residual tomada directamente del tubo de desagüe de la planta; y comportamiento (bioensayo agudo cualitativo) de los organismos, exponiendo a los organismos a muestras de agua colectada de distintas distancias a partir del tubo de desagüe, con el objetivo de determinar un gradiente de contaminación. Se registraron efectos visibles cada 2 hrs durante las 72 hrs que duró cada bioensayo. Se cuantificó la mortandad en bitácoras para la realización del análisis estadístico mediante el método Probit (Norma Mexicana NMX-AA-087-1995-SCFI), y poder obtener la  $CL_{50}$ . Se determinó que la  $CL_{50}$  para el efluente de la planta es de  $29.51 \pm 8.83 \%$ .

También se obtuvo unidades de toxicidad (UT) de 3.39 durante las pruebas indicando que el efluente de la planta es “tóxico” para el ambiente.

Mediante el análisis de varianza (ANOVA) de una vía con un índice de confianza de 95 % se determinó que existen diferencias significativas entre los promedios de muertes de organismos a diferentes concentraciones.

No se encontró un gradiente de contaminación en el Sistema Lagunar Norponiente, y al finalizar el bioensayo agudo cualitativo los organismos adquirieron una coloración oscura debido a la exposición al agua residual.

## 2 INTRODUCCIÓN

El medio acuático frecuentemente recibe las consecuencias de las actividades antrópicas por medio de los efluentes, vertiendo una serie de sustancias contaminantes, tanto orgánicas como inorgánicas. Una manera de evaluar la toxicidad de esos contaminantes, es mediante los bioensayos de laboratorio posibilitando tener un primer acercamiento al posible impacto que produce un tóxico aislado o una mezcla de ellos, máxime cuando se considera una batería de bioensayos con organismos con un nicho ecológico particular, en los ambientes dulceacuícolas.

Conforme la tecnología mejora, las características de las fuentes de descarga industrial se vuelven más complejas y la toxicidad del agua industrial puede también volverse más complicada. Estas aguas influyen en la eficiencia de operación de las instalaciones de tratamiento de aguas residuales y no permiten que satisfagan las más estrictas normas de calidad de los efluentes. Además, pueden influir en el comportamiento de los organismos acuáticos, cuando las sustancias tóxicas más difíciles de detectar entran al agua en una forma tradicional (Chen *et al.*, 1999).

Dado que los organismos responden al del total efecto de las perturbaciones actuales y potenciales, los ensayos biológicos se han convertido en importantes herramientas de evaluación de las actividades químicas perjudiciales (Blaise *et al.*, 1988).

Ambientalmente, los bioensayos proporcionan información sobre los niveles iniciales de contaminación y ayudan en el desarrollo de medidas preventivas y estrategias para la gestión ambiental (Slabbert, 1986; Blaise *et al.*, 1988; Slabbert, 1996). Estas pruebas miden la toxicidad aguda y los correspondientes efectos letales y subletales detectando una amplia gama de efectos de sustancias liberadas en el ambiente acuático, mediante la utilización de organismos en los diferentes niveles de la red trófica, así como celular y sistemas subcelulares. Varios países están utilizando las pruebas de toxicidad en el marco de seguimiento del programa de la calidad del agua.

También, la respuesta biológica inducida en diferentes organismos es medida mediante diversas sustancias químicas y depende de su sensibilidad a los tóxicos. Los bioensayos

pueden proporcionar una medida del impacto tóxico total del efluente, una mezcla compleja de productos químicos integrados por diferentes factores, tales como el pH, la solubilidad, el antagonismo o sinergismo y biodisponibilidad (Farré y Barceló, 2003).

Según la EPA (1991), la toxicidad de efluente puede medirse mediante el uso de sustancias químicas específicas, las cuales tienen como ventaja que los sistemas de tratamiento se diseñan más fácilmente para cumplir con los requisitos de control de sustancias químicas; y se puede predecir el destino de un contaminante a través de modelos; en ocasiones los análisis químicos, pueden ser más económicos que las pruebas de toxicidad si hay pocas sustancias tóxicas presentes en el ambiente acuático. Por otro lado, la ventaja del uso de la toxicidad total de un efluente es que mide la toxicidad global de la mezcla y los efectos se pueden limitar controlando un solo parámetro que es la toxicidad total del efluente; también se detecta la toxicidad causada por compuestos comúnmente no analizados en análisis químicos; se evalúa la biodisponibilidad de constituyentes tóxicos para organismos vivos y se miden los efectos de las interacciones de los constituyentes, mediante las pruebas de toxicidad total de efluente, y se puede predecir el impacto ecológico que causará un efluente antes de que este ocurra.

La planta de tratamiento “Primer Centenario” se encuentra instalada en la ciudad de Chetumal, y se encuentra funcionando desde marzo de 1999, opera con el tipo de proceso de lodos activados en su modalidad de aireación extendida dando tratamiento diario a 6912 m<sup>3</sup> (80 lps) de agua residual y produciendo 3.0 m<sup>3</sup>/día (aproximadamente) de lodos residuales en base seca con un 77.5 % de humedad (CAPA, 2005). La planta cuenta con dos reactores de mezcla completa de 3200 m<sup>3</sup> cada uno para eliminar la contaminación por materia orgánica soluble y nitrógeno amoniacal. Sin embargo actualmente el crecimiento de la población en Chetumal se ha incrementado y en consecuencia se ha originado un incremento en la cantidad de aguas residuales de tipo municipal, contaminadas principalmente con materia orgánica y nitrógeno que son vertidas directamente a la Región Lagunar Norponiente.

## 3 MARCO TEÓRICO

### 3.1 Bioensayos

Durante las últimas dos décadas se han desarrollado numerosos bioensayos, más o menos estandarizados para estudiar los efectos de los contaminantes en el agua o en los sedimentos utilizando adultos, larvas o embriones de numerosos organismos marinos, pelágicos y bentónicos, como: anfípodos, poliquetos, copépodos, anélidos, moluscos, peces, etc.

La selección de los organismos prueba es determinada por su relevancia, prevalencia, accesibilidad, simplicidad de mantenimiento y cultivo, bajo coste y efectos de fácil observación y cuantificación (Carballeira, 2003).

Recientemente en Alemania se planteó cual sería la batería mínima de ensayos para evaluar la calidad de sus ecosistemas marinos. Los criterios utilizados para seleccionar los bioensayos fueron: que las especies deben representar diferentes taxones y niveles tróficos para cubrir las diferentes vías de entrada de los tóxicos, y ser nativas; ser sensibles a un amplio espectro de contaminantes; y las pruebas deben ser estandarizadas, ser razonablemente prácticos y sus costes adecuados a los resultados (Carballeira, 2003).

Existen numerosas clasificaciones para los diversos tipos de bioensayos. En forma general, según el objetivo de los bioensayos, se distinguen los siguientes tipos:

- De toxicidad (ecotoxicidad). Se estudian los efectos de una sustancia o una mezcla compleja sobre el comportamiento, reproducción, crecimiento y la sobrevivencia de los organismos indicadores.
- De bioacumulación. Se evalúa el potencial de bioacumulación de xenobióticos en los tejidos orgánicos.
- De bioestimulación. Se evalúa el efecto de una sustancia sobre el crecimiento poblacional en productores primarios.
- Crecimiento corporal. Se evalúa el efecto sobre la tasa de crecimiento individual.

- Respuesta de la comunidad (*in situ*): Se evalúa el efecto sobre la estructura y composición de las comunidades.

De acuerdo con el manejo que se le dé a la mezcla de agua y tóxico, los bioensayos pueden también ser catalogados como:

- Estáticos, sin renovación.
- De recirculación.
- De recambio
- De flujo continuo y de mezcla.

Según su duración (plazo), se clasifican en corto, mediano y largo tiempo (Sierra Ramírez, 2011).

### **3.2 Bioensayos de toxicidad aguda y crónica.**

Las pruebas de toxicidad aguda y crónica son las más empleadas en estudios sobre toxicidad acuática y se diferencian básicamente en el nivel y duración de la exposición. En los ensayos de toxicidad aguda, se expone al organismo prueba a concentraciones de la sustancia tóxica que garanticen una respuesta en un corto tiempo en relación con el ciclo de vida. Dado que la duración del ciclo de vida varía según la especie, la extensión de la prueba difiere entre 48 y 96 horas o incluso se puede prolongar por dos o tres semanas. A pesar de que una de las mayores críticas a los ensayos de toxicidad aguda es que altas concentraciones de contaminantes no se presentan frecuentemente en los ambientes acuáticos, esta técnica permite inferir las fuentes principales de contaminación, establecer el valor antibiótico de efluentes industriales y domésticos y usar factores de aplicación para estimar niveles de seguridad. Además, este tipo de ensayos constituyen una herramienta adecuada para establecer la sensibilidad relativa de los organismos (Sierra Ramírez, 2011).

### **3.3 Concentración letal media (CL<sub>50</sub>)**

Se refiere a la concentración del material en agua, suelo o sedimento que se estima letal para el 50 % de los organismos de ensayo. La CL<sub>50</sub> y sus límites de confianza (95 %) son usualmente derivados de análisis estadísticos (Díaz Báez *et al.*, 2004).

Los resultados de las pruebas de toxicidad aguda generalmente se caracterizan por la concentración letal media CL<sub>50</sub>, cuando la mortalidad es el punto final. La CL<sub>50</sub> es una estimación de la verdadera concentración letal media del material de ensayo para todas las especies utilizadas. Por lo tanto, también proporciona una medida de confianza estadística en la estimación puntual, con un intervalo de confianza del 95 % de la CL<sub>50</sub>.

Numerosos procedimientos están disponibles para el análisis de los datos de toxicidad cuánticos. Los cálculos de la CL<sub>50</sub> incluyen procedimientos paramétricos como el análisis probit, logit, y modelos lineales generalizados (GLIM, por sus siglas en inglés).

Los procedimientos paramétricos transforman los datos de dosis-respuesta de una forma funcional conocida o que se espera antes de la determinación de la CL<sub>50</sub>. El método probit probablemente es el procedimiento más ampliamente utilizado de cálculo de CL<sub>50</sub> y usa la transformación probit de los datos de mortalidad en combinación con una técnica de ajuste de curvas estándar. Un segundo procedimiento paramétrico utiliza una transformación logit de los datos de mortalidad. Las desventajas comunes de los métodos computacionales paramétricos es que las propiedades de los datos de distribución deben cumplir los modelos de hipótesis o la CL<sub>50</sub> producida no se considera apropiada. Los métodos probit y logit producen curvas dosis-respuesta simétricas, y no son válidas si la verdadera curva es asimétrica (APHA, *et al.*, 1999).

### **3.4 Toxicidad total del efluente**

De acuerdo a la EPA (2013), la toxicidad total del efluente (WET, por sus siglas en inglés) se refiere al efecto tóxico agregado a los organismos acuáticos, de todos los contaminantes contenidos en las aguas residuales de una instalación (efluente). Es una manera de poner



en práctica la prohibición de la Ley de Agua Limpia de la descarga de contaminantes tóxicos en altas concentraciones. Las pruebas de toxicidad total del efluente miden la capacidad de sobrevivir, crecer y reproducirse de organismos específicos expuestos a los efectos de agua residual.

### **3.5 Aguas Residuales**

Según el Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales (2002), las aguas residuales se definen como las aguas de composición variada provenientes de las descargas de usos público urbano, doméstico, industrial, comercial, de servicios, agrícola, pecuario, de las plantas de tratamiento y en general, de cualquier uso, así como la mezcla de ellas.

### **3.6 Índice de efectos tóxicos potenciales (IETP)**

El índice de efectos tóxicos potenciales (IETP) fue originalmente desarrollado como un sistema de evaluación de riesgos basado en efectos, para comparar el potencial tóxico de una serie de descargas de aguas residuales al ecosistema de un cuerpo de agua común. Con la investigación del grupo de las fuentes de emisiones puntuales, el índice expresa la carga tóxica de cada uno como un solo valor numérico que integra tanto su potencial tóxico (determinado por con una batería de bioensayos a pequeña escala representando diferentes niveles biológicos y los tipos de efectos tóxicos) y su flujo. La fórmula del IETP con sus correspondientes unidades ha sido formulada de tal forma que los valores resultantes varíen generalmente de 0 a 10, simulando un tipo de “escala de Richter ambiental” que señala fácilmente muestras de efluente que son más problemáticas que otras en términos de cargas tóxicas para un ambiente acuático (por ejemplo, mientras más alta sea la toxicidad de un efluente, más alto será el daño potencial para la biota acuática). Por lo tanto, el IETP es de ayuda útil y además costo-efectivo para hacer decisiones relacionadas con la protección medio ambiental porque permite priorizar acciones curativas de aguas residuales mostrando las más altas cargas tóxicas (Blaise y Féraud, 2005).

## 3.7 Tilapia

### 3.7.1 Importancia de la tilapia:

Las Tilapias han sido introducidas en forma acelerada hacia países tropicales y subtropicales en todo el mundo, recibiendo el sobrenombre de las “gallinas acuáticas”, ante la "aparente facilidad de su cultivo" soportado en la rusticidad para su manejo, alta adaptabilidad a diferentes condiciones del medio, en algunos casos aún las más extremas, fácil reproducción, alta resistencia a enfermedades, alta productividad, aunque aceptan todo tipo de alimentos tanto naturales como artificiales, incluyendo los producidos por intermedio de la fertilización orgánica o química lo que las convierte en peces omnívoros. (ASTILAPIA A.C. *et al.*, 2009).

Las Tilapias son el segundo grupo de peces más producidos por la acuicultura mundial, con una contribución a la producción de aproximadamente el 20 % del volumen total de peces, incrementándose en más del 85 % exclusivamente entre 1984 y 1992. Siendo la especie *Oreochromis niloticus* (Tilapia nilotica) equivalente al 80 % de la producción, seguida de la *Oreochromis mossambicus* con el 5 %.

### 3.7.2 Hábitat

En el medio natural, las tilapias habitan en aguas de zonas tropicales y subtropicales, se les encuentra en aguas lénticas principalmente (presas, lagunas, etc.) y en aguas lólicas a orillas de ríos, entre piedras y plantas acuáticas (Morales, 1991).

Son euritermas, siendo el rango de tolerancia de 18°C a 42°C, pero la temperatura adecuada para su cultivo es de 28°C a 30°C. Son eurihalinas, por lo que pueden vivir en agua dulce, salobre y marina. El rango de tolerancia es de 0 a 40 partes por mil, reportándose casos con salinidades mayores (laguna de Cuyutlán, Colima). Soportan concentraciones de oxígeno bastante bajas, su requerimiento mínimo es de 0.5 mg/l. Pero se destaca que para su cultivo, la concentración recomendada es de 5 mg/l en la columna de agua y de un mínimo de 3 mg/l en el agua residual. (ASTILAPIA A.C. *et al.*, 2009).

La creciente popularidad de la Tilapia entre los consumidores (Lovell, 1995) y desde su introducción a México en 1964 (Arredondo y Lozano, 2003), ha sido muy apreciada en la acuicultura por su resistencia a las enfermedades (Mathew y Gopakumar 1992; Stickney 1993), su tolerancia a una amplia variación de la temperatura y por la facilidad de su reproducción (Basurto, 1984).

El cultivo de la tilapia se inició en México en 1964, con la importación de los primeros ejemplares procedentes de la Universidad de Alabama, EE.UU. confinándose al centro de la acuicultura tropical de Temascal, Oaxaca (Morales, 1974). Las especies introducidas identificadas son: *Tilapia rendalli*, *Oreochromis mossambicus* y *Oreochromis aureus* (Arredondo, 1983), las cuales fueron distribuidas ampliamente en una gran cantidad de cuerpos de agua naturales y artificiales en las zonas tropical, semitropical y templada del país, instituyendo así las primeras acciones de fomento a su cultivo. Posteriormente en 1978 se importaron de Panamá, Centro América, las crías de *O. niloticus* y en 1981 los primeros organismos de *O. hornorum* y de una línea albina de *O. mossambicus* para la producción de híbridos (Arredondo y Guzman, 1986); la última introducción fue efectuada en 1985, al donar la Universidad de Sterling, Escocia, 500 ejemplares de *O. niloticus* (línea roja), al país.

Actualmente las tilapias se encuentran en la mayoría de los cuerpos de agua del país, siendo los más relevantes los que se localizan en las entidades de: Jalisco, Michoacán, Guerrero, Oaxaca, Chiapas y Tamaulipas, ocupando ya el primer lugar en la producción pesquera de aguas continentales con un 40 % de la producción nacional (Ceballos Orozco y Velazquez Escobar, 1988).

Las especies presentes en México son: *T. rendalli*, *O. mossambicus*, *O. urolepis hornorum*, *O. aureus*, *O. niloticus* y el híbrido de *O. hornorum* y *O. mossambicus*. (Ceballos Orozco y Velazquez Escobar, 1988).

Las más utilizadas en la acuicultura son las que tienen hábitos alimentarios micrófagos como la *O. Niloticus*, *O. mossambicus* y *O. aureus* (Ceballos Orozco y Velazquez Escobar, 1988).

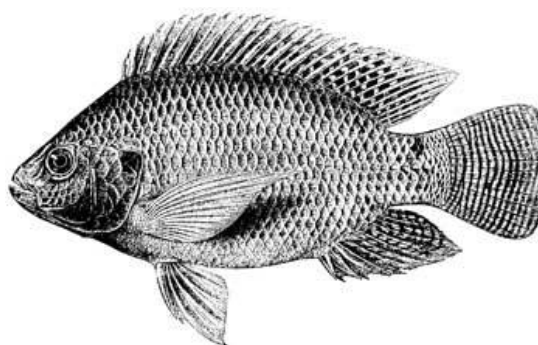
### 3.7.3 Distribución geográfica

Los ciclidos están muy diversos y distribuidos ampliamente en África, Sudamérica, parte de la India y Ceilán. Sin embargo; la tilapia, la cual pertenece a la familia Cichlidae, son principalmente de África donde pueden encontrarse algunas 100 especies (Balarin y Hatton, 1979).

## 3.8 *Oreochromis niloticus*.

### 3.8.1 Rasgos biológicos

Cuerpo comprimido; la profundidad del pedúnculo caudal es igual a su longitud. Escamas cicloideas. Protuberancia ausente en la superficie dorsal del hocico. La longitud de la quijada superior no muestra dimorfismo sexual. El primer arco branquial tiene entre 27 y 33 filamentos branquiales. La línea lateral se interrumpe. Espinas rígidas y blandas continuas en aleta dorsal. Aleta dorsal con 16 o 17 espinas y entre 11 y 15 rayos. La aleta anal tiene 3 espinas y 10 u 11 rayos. Aleta caudal trunca. Las aletas pectoral, dorsal y caudal adquieren una coloración rojiza en temporada de desove; aleta dorsal con numerosas líneas negras (Ceballos Orozco y Velazquez Escobar, 1988)(Fig. 1).



**Fig. 1.** *Oreochromis niloticus* (Tomado de FAO, 2005).

### 3.8.2 Hábitos alimenticios

En las especies del género *Oreochromis* la alimentación es omnívora, aunque en etapa juvenil es casi siempre zooplanctófaga (Morales, 1991). En cultivo acepta con facilidad alimentos artificiales o balanceados (Purina, 1999). En la siguiente tabla se presentan los rangos óptimos de parámetros fisicoquímicos que debe tener el medio en el que las tilapias puedan crecer (Carta nacional acuícola, 2012).

**Tabla 1.** Rangos óptimos o recomendables de los principales parámetros físico-químicos del agua en que las especies pueden crecer (Carta nacional acuícola, 2012).

Parámetros	OPTIMO	LIMITES
Temperatura	24 °C-29 °C	<22 < 32 °C
Oxígeno disuelto	< 5 mg/l	>3 mg/l
pH	7.5	> 6.5- < 8.5
CO <sub>2</sub>	< 30	< 50
Amonio	0.1	<0.1 mg/l
Nitritos	4.6	<5 mg/l
Salinidad	< 20	< 20
Turbidez	25	< 30

La reproducción se inhibe a temperaturas <20°C, y resulta letal <11°C (Carta nacional acuícola, 2012).

Aun cuando estas especies presentan una gran resistencia física a diferentes condiciones ambientales, son buenos organismos para trabajos toxicológicos y adicionalmente, cuentan con diferentes características que son ideales para evaluar los efectos de los compuestos tóxicos. Entre estas características podemos mencionar las siguientes (Zapata Pérez y Pedrero Ríos, 2008):

- Tasa de crecimiento acelerado. Permite evaluar los efectos causados por los contaminantes a corto, mediano y largo plazo.
- Periodos reproductivos continuos y alta tasa de fecundidad. Características ideales para poder evaluar los efectos generacionales, lo que es ideal en estudios de carcinogénesis y teratogénesis.
- Adaptación al cautiverio. Aspecto que nos permite realizar diferentes pruebas toxicológicas sin estresar a los organismos y, por lo tanto, disminuir la variabilidad de los resultados. Adicionalmente, nos ayuda a no perder ejemplares durante el periodo de experimentación, evitando así retrasos y pérdidas económicas.
- Alto valor proteínico. Estos organismos tienen una amplia aceptación en el consumo humano y, adicionalmente, están descritas como especies con un alto valor proteínico y una excelente calidad en la carne.
- Distribución en aguas semicálidas y cálidas. Esto permite encontrar a estas especies en diferentes estados del país y así poder desarrollar los ensayos toxicológicos en diferentes regiones, cuyos resultados pueden ser extrapolados y comparados.
- Fácil cultivo. Esta característica ha permitido seleccionar a estos organismos en las granjas acuícolas por su fácil cultivo, el cual está asociado a la resistencia a vivir tanto en aguas dulces como salobres, e incluso pueden acostumbrarse a las aguas poco oxigenadas. Pueden ser cultivadas en estanques o en jaulas y soportan altas densidades poblacionales.

Con respecto a las características de compuestos químicos para que los peces puedan cultivarse sin problemas se presentan en la Tabla 2.

**Tabla 2.** Límites para algunos metales, plaguicidas y otros compuestos químicos en el agua de cultivo de peces de agua dulce (ASTILAPIA A.C. *et al.*, 2009).

Sustancia	Límite Máximo
Mercurio (Hg)	0.05 µg/l
Plomo (Pb)	0.03 mg/l Incubación de huevos 0.07 mg/l
Cadmio (Cd)	Aguas blandas 0.004 mg/l Aguas duras 0.012 mg/l
Cobre (Cu)	0.10 mg/l
Niquel (Ni)	0.02 mg/l
Cromo (Cr)	0.05 mg/l
Aluminio (Al)	0.10 mg/l
Arsénico (As)	0.05 mg/l
Manganeso (Mg)	0.1 mg/l, tolerancia hasta 8 mg/l dependiendo de la química del agua
Bifenilos pliclorados	14 ng/l
DDT	1.0 ng/l
Lindano (γ-HCH)	80 ng/l
Fenoles	6-17 ng/l
Gasolina	1.0 mg/l

#### 4 ANTECEDENTES

Antes de 1940, no había uniformidad en la realización o en los reportes de los bioensayos de contaminantes acuáticos. Para mediados de los años 40, era obvia la necesidad de una técnica estandarizada. La Atlantic Refining Company publicó la primera declaración de lo que hoy es nuestro método estandarizado (Hart *et al.*, 1945). Esta fue mejorada y ampliamente reconocida a nivel industrial, académica y gubernamentalmente en 1951. Este método fue desarrollado inicialmente para su uso en peces, pero ha sido adaptado para una amplia variedad de organismos.

Gerhardt (1998) midió la supervivencia, respuestas de comportamiento de alerta temprana, y el comportamiento de los efectos de la trucha arco iris *Oncorhynchus mykiss*, como biosensor de las aguas residuales de la compañía Richards Bay Minerals, en Natal, Sudáfrica, donde utilizaron tres réplicas de ocho peces jóvenes expuestos a una serie de diluciones (0, 5, 10, 20, 50, 75, 100 %) del efluente. Se observó que la supervivencia disminuyó con el aumento de la concentración del efluente y antes de la muerte, la coloración de *O. mykiss* oscureció y se deformaron subsecuentemente con la muerte. También disminuyó la actividad e incremento la ventilación combinada con el incremento de la frecuencia de ventilación dentro de las primeras 2 hrs de exposición a una concentración igual o mayor a la CL<sub>50</sub> que tuvo un valor de 10 % de concentración del efluente, indicando respuestas de alerta temprana y durante 4 días de exposición disminuyó la actividad y se incrementó la ventilación en concentraciones cercanas a la CL<sub>50</sub> a 96 hrs, indicando efectos tóxicos.

Hemming *et al.*, en el 2002, plantean que la toxicidad de efluentes también se evalúa regularmente con pruebas de toxicidad crónica a corto plazo mediante el cladóceros *Ceriodaphnia dubia* y la bacteria *Vibrio fischeri*. El factor de condición y hematocrito de peces se han utilizado recientemente para evaluar la salud de los peces tras una exposición a xenoestrógenos en situaciones complejas de efluentes municipales. Para evaluar la capacidad de un humedal de tratamiento para reducir o eliminar la toxicidad de efluentes municipales, se compararon bioensayos de *C. dubia* y *V. fischeri* con el pez



*Pimephales promelas* y sus respuestas *in situ*. El efluente completo fue desviado a un humedal artificial y se tomaron muestras diariamente de cuatro sitios, a distancias incrementales de la entrada del efluente en el humedal, para un estudio de 3 semanas. Se llevó a cabo al mismo tiempo los ensayos de *C. dubia* de siete días de vida y *V. fischeri* con muestras de cada sitio de humedal simultáneamente con una exposición de 3 semanas de los peces. Haciendo un análisis estadístico se determinó que la supervivencia y la fecundidad de *C. dubia* fueron significativamente ( $<0,0001$ ) reducidas en la entrada, pero mejoraron constantemente con la distancia de la entrada. El factor condición y hematocrito fueron menores ( $\alpha <0,05$ ) en los sitios del humedal cercanos a la entrada que en otros sitios del humedal y en los controles de laboratorio. Sin embargo, la toxicidad del efluente no fue detectada mediante los bioensayos de *V. fischeri*. Los resultados indicaron que los bioensayos de *C. dubia* de 7 días de vida fueron los más sensibles a la toxicidad de efluentes y sugieren que se debe utilizar simultáneamente otros bioensayos junto con los ensayos de *V. fischeri* para pruebas de toxicidad de efluentes municipales.

Fisher *et al.*, (1998) estudiaron un total de 284 efluentes separados de los cuales 163 fueron industriales y 121 fueron de aguas municipales. Los efluentes municipales representaron descargas de plantas de tratamiento y retrolavado del sistema de filtración de aguas. Los organismos utilizados fueron el pez *Pimephales promelas*, las dafnias *Daphnia magna* y *Ceriodaphnia dubia*, y para los efluentes considerados de baja salinidad el pez *Cyprinodon variegatus* y el camarón místico *Mysidopsis bahía*. Se consideró que el efluente es de toxicidad aguda si la  $CL_{50}$  a 48 horas es de 100 % o menos, es decir, cualquier efluente que afecte al 50 % o más de los organismos de prueba en una concentración de 100 % de efluente es considerado de toxicidad aguda. De los 284 efluentes estudiados desde 1987, 19 % fueron tóxicos, este porcentaje representa 28 % de descargas industriales y el 8 % de aguas municipales. Se analizó por cada año y se observó que hubo un aumento en el promedio de la  $CL_{50}$ , pero una disminución de la toxicidad, de 42 % a 67 % para invertebrados y de 49 % a 86% para peces a partir de 1987 hasta 1994. Se clasificó la  $CL_{50}$  en diferentes categorías:  $CL_{50} < 10$  % (muy tóxica),  $CL_{50}$  entre 10 y 25 %,  $CL_{50}$  entre 25 y 50% y  $CL_{50}$  entre 50 y 100 % (ligeramente tóxica).

Smolders *et al.*, 2002 realizaron una prueba con distintas concentraciones del efluente, tomando en cuenta que la exposición tóxica de organismos que interfiere con la integridad organismal a nivel bioquímico y en última instancia da lugar a efectos a nivel individual. Estos efectos pueden resultar en una reducción de las características ecológicas relevantes, tales como el crecimiento, reproducción y supervivencia. Una prueba de toxicidad crónica con el pez cebra *Danio rerio*, donde los peces se expusieron a 50, 75, y 100 % de efluente durante 28 días bajo condiciones de flujo continuo. En este caso se determinaron los efectos de la exposición al efluente utilizando criterios de valoración fisiológica (respiración durante el nado), crecimiento (condición, longitud y peso), y procesos reproductivos (desove y eclosión) dentro de la misma población. Los resultados indicaron claramente que la condición y el crecimiento del pez cebra fueron presionados por la exposición al efluente. Además, se encontró un aumento del consumo de oxígeno después de 14, 21, y 28 días de exposición. En cuanto a la reproducción quedó demostrado que en la muestra control la madre no presenta alguna alteración, pero la exposición al efluente presionó el desove y la eclosión significativamente. Estos resultados indican que la evaluación de los criterios de valoración que describen diferentes procesos ecológicamente relevantes proporciona una evaluación racional de las relaciones causa-efecto de la toxicidad del efluente. Este enfoque puede cuantificar los efectos en diferentes procesos biológicos y puede determinar las interacciones que se producen entre estos diferentes procesos.

## 5 AREA DE ESTUDIO

La zona de descarga de la Planta de Tratamiento Primer Centenario se ubica en las coordenadas 18°32'14.02"N y 88°18'58.76"O, en la región lagunar de la zona Norponiente de la Ciudad de Chetumal, Municipio de Othón P. Blanco (Fig. 2).

La región lagunar norponiente de la ciudad de Chetumal posee una gran diversidad de flora y fauna, muchas de las cuales son especies endémicas sujetas a protección especial enlistadas en la NOM-059-ECOL-2001, "Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-lista de especies en riesgo". Dentro de la fauna relevante del sitio podemos encontrar gran variedad de aves, peces, serpientes, lagartos y mamíferos como el puerco espín. En lo que a flora respecta, abunda la presencia de mangle, más en *Rhizophora mangle* (mangle rojo), seguido de *Avicennia germinans* (mangle negro) (Dirección General de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente, 2012).



**Fig. 2.** Área de estudio (Tomada de Google Earth, 2013).

## 5.1 Agua superficial

La topografía de la ciudad de Chetumal y de su entorno inmediato es básicamente plana con pendientes en todos los casos inferiores al 5 %. Sin embargo, se presentan algunas depresiones en las que se localizan humedales, principalmente en los límites norponiente de la ciudad, donde propician inundaciones en épocas de lluvias, por lo que estos territorios no son aptos para el desarrollo urbano, y exigen obras de protección (PDU, 2005).

## 5.2 Flora

El área metropolitana, donde se encuentra la Región Lagunar Norponiente, es escasa en vegetación, en razón de que los asentamientos humanos la han sustituido por infraestructura. Sin embargo en los terrenos no ocupados todavía, el tipo de asociación vegetal presente es la selva mediana subperennifolia altamente modificada, donde se observa la presencia de algunos árboles de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo originales.

Los más numerosos ejemplares observados como parte de la vegetación secundaria corresponden a las especies (PDU, 2005):

- *Piscidia piscipula* (Habin)
- *Talisia olivaeformis* (Hualla)
- *Sideroxylon foetidissimum* (Caracolillo)
- *Potera campechiana* (Kanisté)
- *Swartzia cubensis* (Katalox)
- *Sabal yapa* (Huano)
- *Brosimum alicastrum* (Ramón)
- *Swietenia macrophylla* (Caoba)
- *Piscidia piscipula* (Habin)
- *Sida acuta* (Chichibe)
- *Manilkara zapota* (Zapote)

### **5.3 Ambiente**

El área metropolitana de Chetumal presenta los problemas ambientales de toda población en crecimiento. La tendencia actual de crecimiento en extensión, incorporando nuevas áreas al centro de población propicia la invasión de sus áreas de entorno, con la consiguiente deforestación y pérdida del espacio natural. Esto fundamentalmente se está produciendo hacia el norte de Chetumal con el riesgo de que se ocupen zonas bajas e inundables.

Los cuerpos de agua y humedales de la ciudad de Chetumal representan 591.31 Ha y 1,140.55 Ha, respectivamente. Las 1,140.55 Ha de humedades como zona apta para ser considerada de amortiguamiento y que son susceptibles en su entorno de constituirse como parques naturales recreativos al servicio del área metropolitana. En este contexto se incluyen las 591.31 Ha de cuerpos de agua.

### **5.4 Descarga de agua residual**

Los afluentes a la Planta de Tratamiento Primer Centenario tienen origen del Cárcamo Caribe, Cárcamo Final (Maxuxac con 4 de marzo) y el Cárcamo No. 8 (Col. Arboledas, Av. Chicozapote con Manuel Cresencio Rejón) y su volumen al finalizar el proceso de tratamiento se presenta en la tabla 3.

**Tabla 3.** Volumen de descarga de Agua Tratada 2011 y 2012. (CAPA, 2012).

		2011	2012	Semestral 2011	Semestral 2012		
<b>Enero</b>	m <sup>3</sup>	210,828.00	269,982.70				
	Lps	78.71	100.8				
<b>Febrero</b>	m <sup>3</sup>	212,232.00	253,817.00				
	Lps	87.73	101.3				
<b>Marzo</b>	m <sup>3</sup>	220,521.00	274,536.00				
	Lps	82.33	102.5				
<b>Abril</b>	m <sup>3</sup>	218,656.00	207,360.00				
	Lps	84.36	80				
<b>Mayo</b>	m <sup>3</sup>	217,850.00	0				
	Lps	81.34	0				
<b>Junio</b>	m <sup>3</sup>	259,200.00	0			1,339,287.00	1,005,695.7
	Lps	100	0			85.74	64.09
<b>Julio</b>	m <sup>3</sup>	207360	0				
	Lps	77.4193548	0				
<b>Agosto</b>	m <sup>3</sup>	211360	0				
	Lps	78.9127838	0				
<b>Septiembre</b>	m <sup>3</sup>	77760	0				
	Lps	30	0				
<b>Octubre</b>	m <sup>3</sup>	246240	0				
	Lps	91.9354839	0				
<b>Noviembre</b>	m <sup>3</sup>	233280	0				
	Lps	90	0				
<b>Diciembre</b>	m <sup>3</sup>	220320	0			1,196,320.00	0
	Lps	82.2580645	0			75.08	0

Se presentan a continuación los resultados de los parámetros del efluente de la Planta que se evaluaron cada tres meses durante el 2011 (CAPA, 2012). Se puede observar que al momento de la descarga del efluente se rebasan los límites permisibles de grasas y aceites por 13.19 mg/l durante el primer trimestre y por 0.36 mg/l durante segundo trimestre de 2011; de nitrógeno total por 35.83 mg/l durante el primer trimestre y de sólidos suspendidos totales (SST) por 60 mg/l durante el tercer y cuarto trimestre de 2011 (Tabla 4).

**Tabla 4.** Análisis de parámetros de calidad de agua del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario de Chetumal arrojados trimestralmente durante 2011 (CAPA, 2012).

PARAMETRO	UNIDAD	NOM´S*	TRIMESTRE			
			I	II	III	IV
ARSENICO	mg/L	<b>0.2</b>	0.0049	0.001	0.0019	0.0019
CADMIO	mg/L	<b>0.2</b>	0.006	0.029	0.029	0.029
CIANURO	mg/L	<b>1</b>	0.0194			
COLIFORMES FECALES	NMP/100 ml	<b>1,000</b>	299	3	4	3
COBRE	mg/L	<b>4</b>	0.02	0.102	-	
CROMO TOTAL	mg/L	<b>1</b>	0.0765	0.127	0.1274	0.1274
DBO5 TOTAL	mg/L	<b>150</b>	60.79	50.25	136.23	110.56
DQO	mg/L		190.79	178.6	314	328.7
FOSFORO TOTAL	mg/L	<b>20</b>	2.44	2.52	5.64	5.85
GRASAS Y ACEITES	mg/L	<b>15</b>	28.19	15.36	6.13	4.84
HUEVOS DE HELMINTO	org/L		Ninguno			
MATERIA FLOTANTE	mg/L	<b>AUSENTE</b>	Ausente	ausente		Presente
MERCURIO	mg/L	<b>0.01</b>	0.0056	0.009	0.0093	0.0093
NITROGENO TOTAL KJELDAHL	mg/L		75.26	78.97	58.87	57.9
NITROGENO TOTAL	mg/L	<b>40</b>	75.83			
NIQUEL	mg/L	<b>2</b>	0.0704	0.1174	0.1174	0.1174
PLOMO	mg/L	<b>0.5</b>	0.02	0.099	0.099	0.099
pH	Unidades	<b>5 a 10</b>	7.21	7.48	8.58	7.33
SST	mg/L	<b>150</b>	20	18	210	210
SOLIDOS SEDIMENTABLES	ml/L	<b>1</b>	0.1	0.1	0.8	0.8
ZINC	mg/L	<b>10</b>	1.0721	0.034	0.039	0.0401
COLORO LIBRE RESIDUAL					1.33	0.04

## **6 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA**

### **6.1 JUSTIFICACIÓN**

El sistema lagunar de la zona norponiente de la ciudad de Chetumal, es un humedal que posee una gran diversidad de flora y fauna y es una zona que genera ingresos económicos a los pobladores de la ciudad, principalmente debido a la pesca de tilapia, que es una especie introducida. La importancia de este humedal radica en que es un sitio de reproducción de peces y aves y también de alimentación de los mismos. A su vez, en este cuerpo de agua se realiza la descarga del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario de la misma ciudad y actualmente no cuenta con estudios de caracterización físico químicos por lo que se pretende realizar una evaluación de la toxicidad de la descarga de este afluente en el cuerpo de agua mediante bioensayos utilizando a la especie *Oreochromis niloticus*.

### **6.2 OBJETIVOS**

Determinar la toxicidad total del efluente de la Planta de Tratamiento Primer Centenario mediante la  $CL_{50}$  en una población de *O. niloticus*.

Determinar un gradiente de toxicidad en la región lagunar de la zona norponiente de Chetumal.

### **6.3 PREGUNTAS DE INVESTIGACIÓN**

¿A qué distancia del efluente el agua residual es más tóxica?

¿Qué tan tóxicas son las aguas residuales de la planta de tratamiento?

### **6.4 HIPÓTESIS**

El mayor nivel de toxicidad se encontrará mientras más cerca tomemos la muestra del área de descarga ya que habrá menos dilución de tóxicos.



## 6.5 METODOLOGÍA

### 6.5.1 Bioensayos

Se fijaron cinco estaciones de muestreo en el sistema lagunar de la zona Norponiente de Chetumal a lo largo de un gradiente de contaminación a partir del efluente de la planta de tratamiento (Fig. 2), la toma de las muestras se realizó en febrero de 2013.

Se ubicó la primera estación en el efluente o zona de descarga, donde se tomaron 80 lts de agua residual en recipientes de plástico de 20 lts.

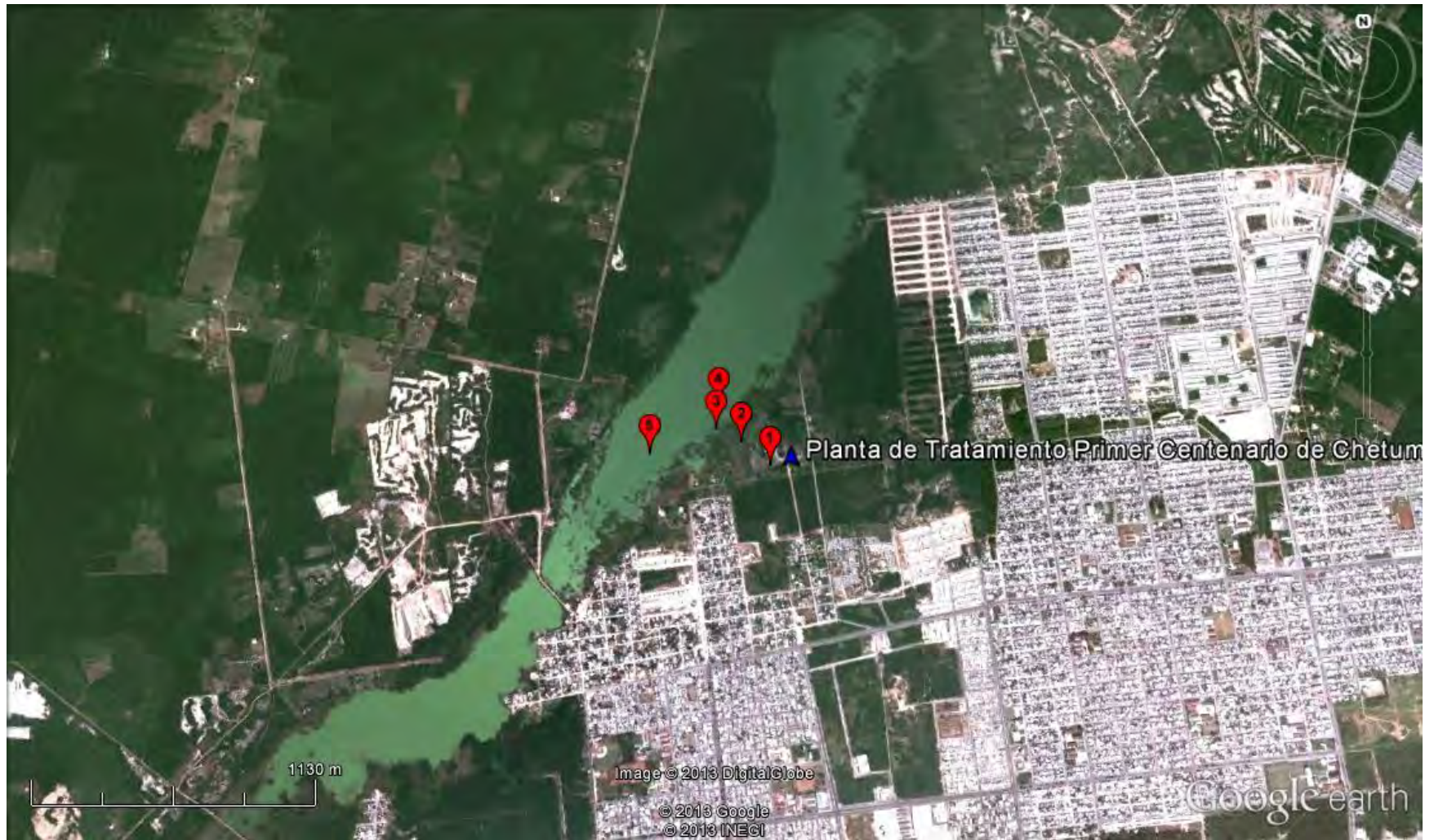
La segunda estación estuvo ubicada en la zona de mezcla del canal, como se denominó, donde penetran las aguas tanto de la Región Lagunar Norponiente como de las aguas residuales (aproximadamente a 135 mts del tubo de descarga).

La tercera estación se ubicó en la bocana o unión del canal de descarga con el Sistema Lagunar de la Región Norponiente de Chetumal (aproximadamente a 270 mts del tubo de descarga).

La cuarta estación se ubicó en la laguna a una distancia de 100 mts de la bocana hacia el norte del Sistema Lagunar.

La quinta estación se ubicó a 300 mts de la unión del canal con el Sistema Lagunar hacia el sur (Fig. 3), muestreando sobre la pluma de las aguas residuales pretendiendo determinar el gradiente de toxicidad.

En general, siempre es preferible obtener mediciones directas de las descargas de sustancias químicas o sus mezclas (Thomann, 2001). En este contexto, la toma de muestras se realizó superficialmente y se midieron los parámetros físico-químicos oxígeno disuelto, y pH y temperatura para lo cual se utilizó un oxímetro HANNA-9142 y un potenciómetro-termómetro HANNA-HI-99131, para cada punto de muestreo.



**Fig. 3.** Puntos de donde se recolectaron las muestras de agua (Tomada de Google Earth, 2013).

### **6.5.2 Transporte y aclimatación**

Las pruebas se llevaron a cabo con tilapias juveniles del mismo tamaño y edad las cuales obtuvimos de una granja de cultivo de Tilapias del poblado Sergio Butrón. Las tilapias se transportaron al laboratorio en bolsas de plástico de 90 x 60 cm cerradas y previamente oxigenadas (Fig. 14). En el laboratorio, se pusieron los organismos en depósitos de plástico de 14 lts y se adicionó 1 g de sal desinfectante para prevenir enfermedades, parásitos o bacterias. Los peces se alimentaron con una dieta de purina a base de proteínas, grasas, carbohidratos y fibra en base seca una vez al día durante 7 días de aclimatación y se vigilaron síntomas de enfermedad, estrés, daños físicos y mortalidad. Se retiraron inmediatamente los individuos muertos o anormales. Se tomó en cuenta la condición de que si la tasa de mortalidad excedía un 10 % durante la aclimatación se descartaría la población (APHA *et al.*, 1992).

Los parámetros fisicoquímicos que se midieron en el laboratorio son la temperatura, concentración de oxígeno disuelto y pH. Se mantuvo la temperatura entre 25 y 29° C, la concentración de oxígeno disuelto entre 6 y 7 mg/l, y el pH entre 7 y 8.

### **6.5.3 Bioensayo agudo del efluente de la planta de tratamiento**

#### **6.5.3.1 Número de organismos**

Se seleccionaron 18 peces aclimatados para exponer a cada muestra del agua residual, cada muestra fue dividida en tres réplicas y se introdujeron seis peces por depósito. En total se utilizaron 192 peces para realizar dos series de bioensayos: 114 para el bioensayo agudo cualitativo y 78 para el bioensayo agudo cuantitativo. Así mismo, se seleccionaron peces de tamaño uniforme, sin que tenga el más largo una longitud superior a 1.5 veces la del más corto en cada depósito.

### **6.5.3.2 Realización de los bioensayos**

El desarrollo del método de bioensayos fue de acuerdo a Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales de la APHA *et al.*, 1992.

Los peces se dejaron de alimentar 48 horas antes de iniciar los ensayos. Se tuvo en cuenta la limitación del peso de peces/l de solución de ensayo para todos los ensayos para reducir el empobrecimiento de oxígeno, la acumulación de residuos metabólicos y el estrés inducido por el apiñamiento (APHA *et al.*, 1992).

### **6.5.3.3 Bioensayo agudo cuantitativo**

Se recolectaron muestras de agua residual directamente del tubo de desagüe y se colocaron en garrafones de 20 lts de capacidad. En total se recolectó 100 lts de agua y estos se separaron en diluciones al 100 % (10 lts de agua residual), 75 % (7.5 lts de agua residual), 50 % (5 lts de agua residual), y 25 % (2.5 lts de agua residual) y se aforaron a 10 lts con agua purificada en recipientes de 14 lts de capacidad. Posteriormente se colocaron 18 peces en cada concentración con sus respectivas réplicas, colocando 6 peces por cada réplica. En total se utilizaron 12 recipientes para el agua residual y uno para el control (10 lts de agua purificada). Al finalizar esta primera serie de bioensayos se observó que hubo un alto índice de mortandad en las concentraciones más altas por lo cual se optó por realizar una segunda serie de diluciones a 40 % (4 lts de agua residual y 6 lts de agua purificada) y 35 % (3.5 lts de agua residual y 6.5 lts de agua purificada) de concentración de agua residual y exponiendo a otros nuevos organismos, es decir que no fueron expuestos antes a agua residual (Fig. 12). Se colocó una malla en la parte superior de los recipientes para evitar que los peces saltaran de los recipientes.

### **6.5.3.4 Bioensayo agudo cualitativo**

Los peces se distribuyeron en 12 recipientes con agua residual tomada de las distintas distancias de la Laguna y uno con agua a una concentración de 0.00 mg/l, que fue nuestro control (Fig. 13). El muestreo del sitio número 1, correspondiente al desagüe de la planta de tratamiento se utilizó como referencia para observaciones y registro de mortandad de



### 6.5.3.5 Determinación de la $CL_{50}$

Para la obtención de la  $CL_{50}$  (concentración letal media) se utilizó el “Método de Unidades Probabilísticas “Probit” que consiste en lo siguiente según la Norma Mexicana NMX-AA-087-1995-SCFI:

Preparar una tabla con los siguientes datos:

- 1) Concentración del efluente usado en la prueba (%)
- 2)  $\log_{10}$  de la concentración del efluente (%)
- 3) Número de organismos por concentración (N)
- 4) Mortalidad observada por concentración (p)
- 5) Porcentaje de mortalidad por concentración (P)
- 6) Probit empírico (EP)
- 7) Probit calculado (CP)

- Los puntos de 1 a 5, son obtenidos directamente de los resultados del bioensayo,
- El valor de Probit empírico se obtiene de la tabla 5, a partir del % de mortalidad por concentración.

**Tabla 6.** Relación de % de mortalidad/Probit empírico

%	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9
0		2.67	2.95	3.12	3.25	3.36	3.45	3.52	3.59	3.66
10	3.72	3.77	3.82	3.87	3.92	3.96	4.01	4.05	4.08	4.12
20	4.16	4.19	4.23	4.26	4.29	4.33	4.36	4.39	4.42	4.45
30	4.48	4.50	4.53	4.56	4.59	4.61	4.64	4.67	4.69	4.72
40	4.75	4.77	4.80	4.82	4.85	4.87	4.90	4.92	4.95	4.97
50	5.00	5.03	5.05	5.08	5.10	5.13	5.15	5.18	5.20	5.23
60	5.25	5.28	5.31	5.33	5.36	5.39	5.41	5.44	5.47	5.50
70	5.52	5.55	5.58	5.61	5.64	5.67	5.71	5.74	5.77	5.81
80	5.84	5.88	5.92	5.95	5.99	6.04	6.08	6.13	6.18	6.23
90	6.28	6.34	6.41	6.48	6.55	6.64	6.75	6.88	7.05	7.33
%	0.00	0.10	0.20	0.30	0.40	0.50	0.60	0.70	0.80	0.90
99a	7.33	7.37	7.41	7.46	7.51	7.58	7.65	7.75	7.88	8.09

NOTA– a Valores entre 99 y 99.7

Se graficó en papel el  $\text{Log}_{10}$  de las concentraciones en el eje "X" y los Probit empíricos en el eje "Y".

Posteriormente se efectuó el ajuste de la recta por el "método de mínimos cuadrados", utilizando la ecuación de la recta que se describe a continuación:

$$Y = mX + b \quad (1)$$

Una vez finalizado esto, se trazó una recta perpendicular al eje "Y" exactamente en el valor de Probit igual a 5. En el punto de intersección con la recta ajustada, proyectar hacia el eje "X" para obtener el  $\text{Log}_{10}$  de la  $CL_{50}$ , determinar la  $CL_{50}$  mediante la relación:

$$CL_{50} = \text{Antilog}_{10} X (\text{en } Y = 5) \quad (2)$$

**Para la determinación del error patrón se procedió de la siguiente manera:**

Determinar "S", que está definido como el intervalo de incremento de  $\text{Log}_{10}$  de la concentración (X) por unidad de incremento en el Probit empírico (EP) y tiene la siguiente relación:

$$S = \frac{X_2 - X_1}{CP_2 - CP_1} \quad (3)$$

**Donde:**

**$X_2$  y  $X_1$ :** son los valores más altos y más bajos respectivamente obtenidos a partir de la concentración en  $\text{Log}_{10}$  (X):

**$CP_1$  y  $CP_2$ :** son los valores más bajos y más altos respectivamente obtenidos a partir del Probit calculado (CP).

**Determinar el error patrón del  $\text{Log}_{10} \text{CL}_{50}$ , preparando una tabla con los siguientes datos:**

- 1) logaritmo de la concentración (X)
- 2) Número de organismos en cada concentración (N)
- 3) Probit calculado (CP)
- 4) Factor ponderado (w), obtenido a partir de la tabla 6 considerando los valores de Probit calculado (CP)
- 5) Productos: Nw, NwX y NwX<sup>2</sup>
- 6) Sumatorias: Nw, NwX y NwX<sup>2</sup>

**Tabla 7.** Factor ponderado (w) para el cálculo de Probit (CP)

	0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9
1	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.003	0.005	0.006	0.008	0.01
2	0.015	0.019	0.025	0.031	0.04	0.05	0.062	0.076	0.092	0.11
3	0.131	0.154	0.18	0.208	0.238	0.269	0.302	0.336	0.37	0.4
4	0.439	0.471	0.503	0.532	0.558	0.581	0.601	0.616	0.627	0.63
5	0.637	0.634	0.627	0.616	0.601	0.581	0.558	0.532	0.503	0.47
6	0.439	0.405	0.37	0.336	0.302	0.269	0.238	0.208	0.18	0.15
7	0.131	0.11	0.092	0.076	0.062	0.05	0.04	0.031	0.025	0.01
8	0.015	0.011	0.008	0.008	0.005	0.003	0.002	0.002	0.001	0

Una vez obtenido el factor ponderado (w) y calculado los productos: Nw, NwX, NwX<sup>2</sup> y sumatorias, se obtiene el error patrón ( $\text{Eslog}_{10}$ ) de  $\text{CL}_{50}$  utilizando la siguiente relación:

$$\text{Eslog}_{10}\text{CL}_{50} = S^2 \left[ \left( \frac{1}{\sum Nw} + \frac{\sum Nw(m - z)^2}{\sum Nw(\sum NwX^2) - (\sum NwX)^2} \right) \right]^{0.5} \quad (4)$$

Donde:

$\text{Eslog}_{10}$ : es el error patrón de la  $\text{CL}_{50}$



**S:** es el intervalo de incremento:

**m:** es la pendiente obtenida por mínimos cuadrado:

$$z: \text{ es igual a } \frac{NwX}{Nw} \quad (5)$$

**El intervalo de confianza de la CL50 está dado por la siguiente relación:**

$$IC_{CL_{50}} = (CL_{50}) (Eslog_{10}CL_{50}) (In_{10}) \quad (6)$$

**Las unidades de toxicidad aguda se obtienen a partir de la siguiente solución:**

$$U.T.a = \frac{1}{CL_{50}} \times 100 \quad (7)$$

**Donde:**

**U.T.a:** es la unidad de toxicidad aguda;

**CL<sub>50</sub>:** es la concentración teórica que origina el 50 % de mortalidad de organismos expuestos con la muestra evaluada.

Para la clasificación de la toxicidad del efluente se utilizó como referencia la **tabla 8** utilizada por Saldaña *et al.*, 2002.

**Tabla 8.** Clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (UT) (Saldaña *et al.*, 2002).

Toxicidad (UT)	Clasificación
>4	Altamente tóxico
2-4	Tóxico
1.33-1.99	Moderadamente tóxico
<1.33	Ligeramente tóxico

#### 6.5.3.6 Índice toxicológico del efluente

Para el cálculo de la carga tóxica, se utilizó la siguiente ecuación, expresada en unidades tóxicas (UT):

$$\text{Carga tóxica (UT)} = (100 * Q) / \text{CL}_{50} \quad (8)$$

En donde:

$\text{CL}_{50}$  = concentración letal 50 (concentración del efluente que produjo la mortalidad del 50 % de los organismos expuestos).

Q= caudal promedio del efluente ( $\text{m}^3/\text{día}$ ).

Para la obtención del caudal promedio diario tomamos como referencia el caudal del último mes registrado, que fue abril de 2012. Luego lo dividimos entre 30 que son los días que tiene ese mes.

Posteriormente con el cálculo y la transformación logarítmica en base 10 de la carga tóxica, se obtiene el índice toxicológico.

#### *6.5.3.7 Métodos estadísticos*

Para hacer el análisis de las diferencias de la variable muertos entre las distintas concentraciones de efluente se aplicó el análisis de varianza (ANOVA) de una vía, la cual es una herramienta que permite comparar más de dos medias poblacionales (Rubio Arias, 2003), con un nivel de confianza del 95 % y para este nivel de confianza se acepta o rechaza la hipótesis nula. De esta forma se establecieron dos hipótesis.

$H_0$  o nula = La mortalidad evaluada entre las concentraciones no presenta diferencias estadísticas significativas.

$H_a$  o alterna =Existe alguna diferencia significativa en la mortalidad evaluada entre las concentraciones.

Posteriormente, para sustentar el resultado del análisis ANOVA también se realizó la prueba t de student la cual se utiliza para comparación de variables.

Los análisis anteriores se llevaron a cabo con el software estadístico JMP 8 y el programa Excel 2010.

## 7 RESULTADOS

### 7.1 Cálculo de la CL<sub>50</sub>

Al concluir el bioensayo de toxicidad aguda se observó que los mayores porcentajes de mortandad se obtuvieron en la concentración del 50, 75 y 100 % y la menor mortandad al 25 % de concentración de efluente de agua residual (Tabla 9).

**Tabla 9.** Relación hipotética de concentración entre porcentaje de mortalidad.

Concentración en porcentaje del efluente (%)	No. De organismos expuestos	No. De organismos muertos	% mortalidad
25	18	1	5.6
35	18	1	5.6
40	18	7	38.9
50	18	17	94.4
75	18	18	100.0
100	18	18	100.0

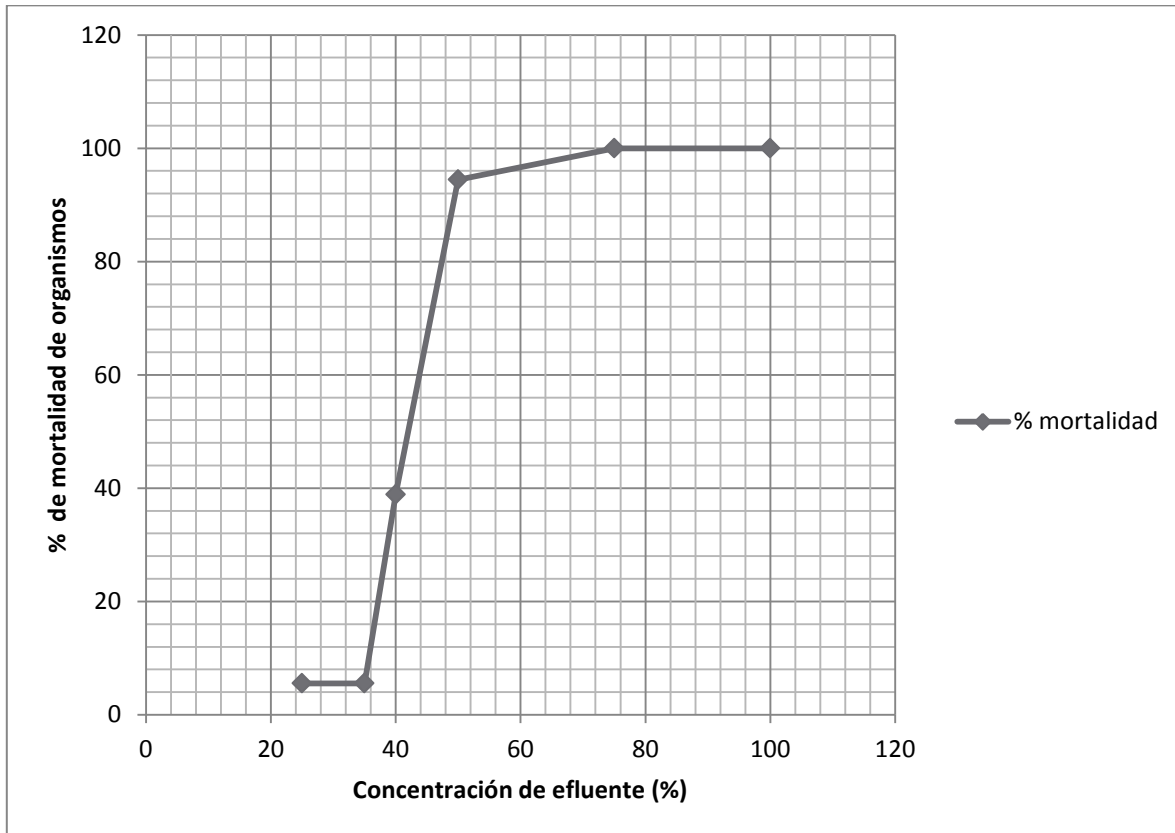
El 100 % de la mortalidad de los organismos se observa a partir del 75 al 100 % de la concentración. Se puede observar que el porcentaje de mortandad fue de 5.5% y se mantiene constante entre el 25 y 35 % de concentración de efluente pero aumenta de manera significativa en el intervalo de concentración del 35 al 50 % (Fig. 4).

Utilizando la fórmula de la pendiente podemos obtener el aumento de mortandad por concentración, de acuerdo a la fórmula se obtiene que la mortandad aumenta de manera significativa de 35 al 40 % en 33.3 % por cada 5 % de concentración de efluente; y en el intervalo de 40 a 50 %, en 55.5 % por cada 10 % de concentración de efluente. Sustituyendo la fórmula de la pendiente quedó de la siguiente manera:

$$m = \frac{X_2 - X_1}{Y_2 - Y_1}$$

$$m = \frac{40 - 35}{38.9 - 5.6} = \frac{5}{33.3}$$

$$m = \frac{50 - 40}{94.4 - 38.9} = \frac{10}{55.5}$$



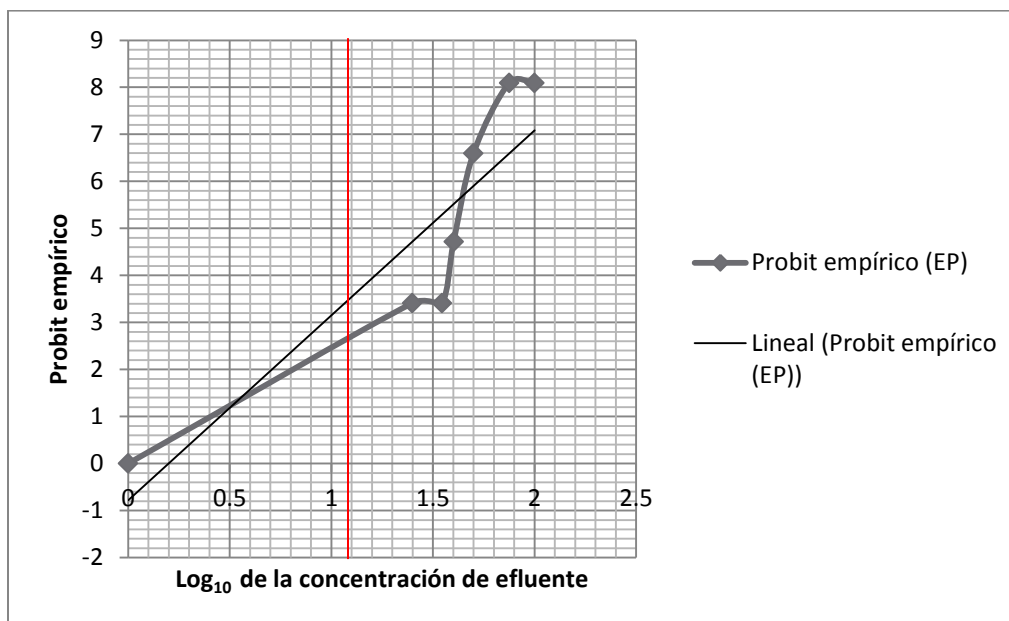
**Fig. 4.** Comportamiento de la mortalidad con respecto de las concentraciones seleccionadas para el bioensayo agudo.

Se calcularon los valores de Probit empírico a partir del porcentaje de mortandad de cada concentración (Tabla 4) con los valores establecidos en la Norma Oficial Mexicana (NMX-AA-087-1995-SCFI). Cabe señalar que debido a que los porcentajes de mortandad tuvieron decimales por lo que fue necesario realizar interpolaciones para lo cual se utilizó la fórmula de interpolación lineal ( $Y_2 = Y_1 + \frac{(Y_3 - Y_1) - (X_2 - X_1)}{(X_3 - X_1)}$ ).

Se realizó la gráfica trazando el  $\text{Log}_{10}$  de las concentraciones en el eje "X" y los Probit empíricos en el eje "Y" (Fig. 5). Por el método de los mínimos cuadrados se obtuvo el ajuste lineal utilizando la ecuación 1 que es la ecuación de la recta:

$$Y = 3.93X - 0.78b$$

Resultando  $m = 3.93$  y  $b = 0.78$ , con una  $R^2$  de 0.8021.



**Fig. 5.** Representación de la obtención de la  $CL_{50}$  por el método Probit

Para obtener el  $\text{Log}_{10}$  de la  $CL_{50}$  se trazó una recta perpendicular al eje "Y" exactamente en el valor de Probit igual a 5 en el punto de intersección con la recta ajustada y se proyectó hacia el eje "X".

Para la obtención de este valor se despejó la X de la ecuación de la recta quedando la expresión siguiente:

$$X = \frac{5 + 0.78}{3.93} = 1.47$$

Conociendo que X, o sea el Log<sub>10</sub> de la CL<sub>50</sub> es igual a 1.47 se procedió a determinar la concentración letal CL<sub>50</sub> mediante la siguiente relación:

$$CL_{50} = \text{Antilog}_{10} 1.47$$

$$CL_{50} = 29.51 \%$$

En la tabla 10 se puede observar los valores que se obtuvieron del probit empírico y del probit calculado.

**Tabla 10.** Datos de toxicidad para el análisis de probit empírico y calculado.

Concentración del efluente usado en la prueba (%)	Log <sub>10</sub> de la concentración del efluente (%)	Número de organismos por concentración (N)	Mortalidad observada por concentración (p)	Porcentaje de mortalidad por concentración (P)	Probit empírico (EP)	Probit calculado (Y)
100	2.00	18	18	100.0	8.09	7.08
75	1.88	18	18	100.0	8.09	6.59
50	1.70	18	17	94.4	6.59	5.90
40	1.60	18	7	38.9	4.72	5.52
35	1.54	18	1	5.6	3.41	5.29
25	1.40	18	1	5.6	3.41	4.71
0	0.00	18	0	0.0	0.00	0.00

Siguiendo con la metodología Probit se calculó el intervalo de crecimiento con la fórmula 3, la cual sustituimos de la siguiente manera:

$$S = \frac{2 - 1.40}{7.08 - 4.71} = 0.25$$

Resultando S = 0.25

**Tabla 11.** Datos para el cálculo del error patrón

Logaritmo de la concentración (X)	Número de organismos en cada concentración (N)	Probit calculado (CP)	Factor ponderado (w)	Nw	NwX	NwX <sup>2</sup>
2.00	18	7.08	0.11	1.98	3.96	7.92
1.88	18	6.61	0.24	4.32	8.12	15.27
1.70	18	5.90	0.47	8.46	14.38	24.45
1.60	18	5.51	0.58	10.44	16.70	26.73
1.54	18	5.27	0.62	11.16	17.19	26.47
1.40	18	4.72	0.62	11.16	15.62	21.87
0.00	18					
$\Sigma$				47.52	75.98	122.71

Para la determinación del error patrón se sustituyó en la fórmula 4, con los valores obtenidos en la tabla 11, de la forma que a continuación se presenta:

$$ESLog_{10}CL_{50} = (0.25)^2 \left[ \frac{1}{47.52} + \frac{47.52(3.93 - 1.60)^2}{47.52(122.71) - (75.98)^2} \right]^{0.5} = 0.014$$

Para obtener Z sustituimos en la fórmula 5:

$$Z = \frac{75.98}{47.52} = 1.60$$

$$ESLog_{10}CL_{50} = 0.13$$

Para determinar el intervalo de confianza se tiene la relación de la fórmula 6:

$$ICCL_{50} = (29.51) (0.13) (2.3025)$$

$$ICCL_{50} = 8.83$$

La CL<sub>50</sub> con 95 % de confiabilidad y su intervalo de confianza es:

$$CL_{50} = 29.51 \pm 8.83$$

Las unidades de toxicidad son:

$$U.T.a = \frac{1}{29.51} \times 100 = 3.39$$

Se obtuvieron 3.39 unidades de toxicidad aguda. Por lo tanto, es un efluente que a una concentración del 29.51 % resultó en una mortalidad del 50 % de los organismos de prueba, conteniendo 3.39 "unidades tóxicas", por lo que se clasificó como "tóxico" de acuerdo a Saldaña *et al.*, 2002 (Tabla 8).

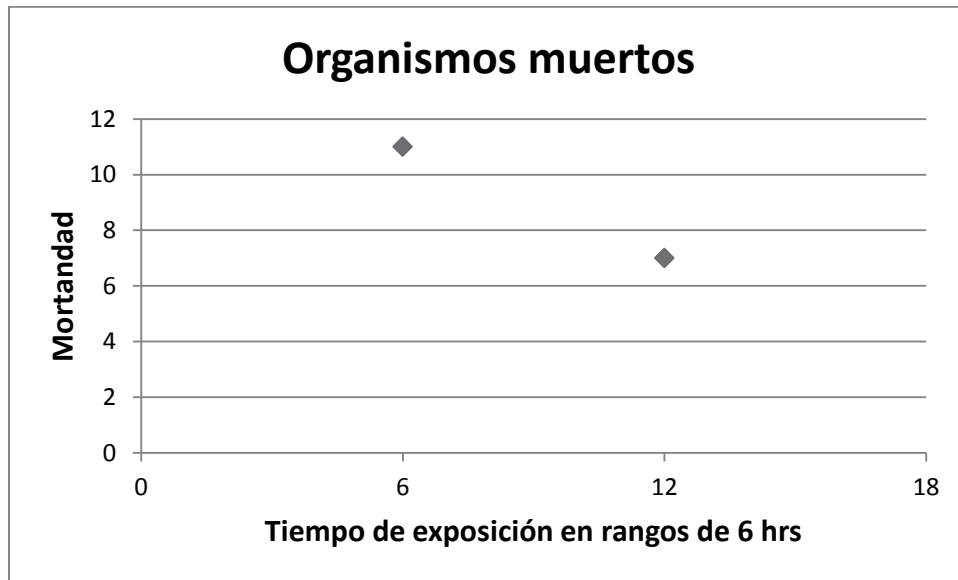
Se graficó la mortandad de los organismos en rangos de seis horas después de iniciar los bioensayos con el fin de estandarizar la representación de los resultados (a las 6, 12, 18, 24, 30, 36, 42, 48, 54, 60, 66 y 72 hrs). Los organismos expuestos a una concentración de 100 % de efluente lograron sobrevivir solo la primera media hora después de entrar en contacto con este mismo. En la Fig. 6 se observa que a las 6 horas de haber iniciado el bioensayo agudo a una concentración de 75 % de efluente hubo una mortandad de 11 organismos y 12 horas después murieron otros 7 organismos, haciendo esto un total de mortandad del 100 % de la población, es decir que la especie *Oreochromis niloticus* no es capaz de sobrevivir un día expuesto a una concentración de 75 % de efluente.

Contrario a esto, los organismos expuestos a una concentración de 50 % de efluente si sobrevivieron más de un día después de haber iniciado las pruebas, no obstante a las 30 horas de exposición se registró la muerte de 2 organismos y a las 36 hrs se registraron otros 3 organismos. La mayor mortandad se observó a las 48 hrs de haber iniciado la prueba con un total de 6 peces. A las 54 y 60 hrs hubo una mortandad de 1 organismo en cada registro y 2 organismos más al concluir el bioensayo haciendo un total de 17 organismos muertos para esta concentración (Fig. 7).

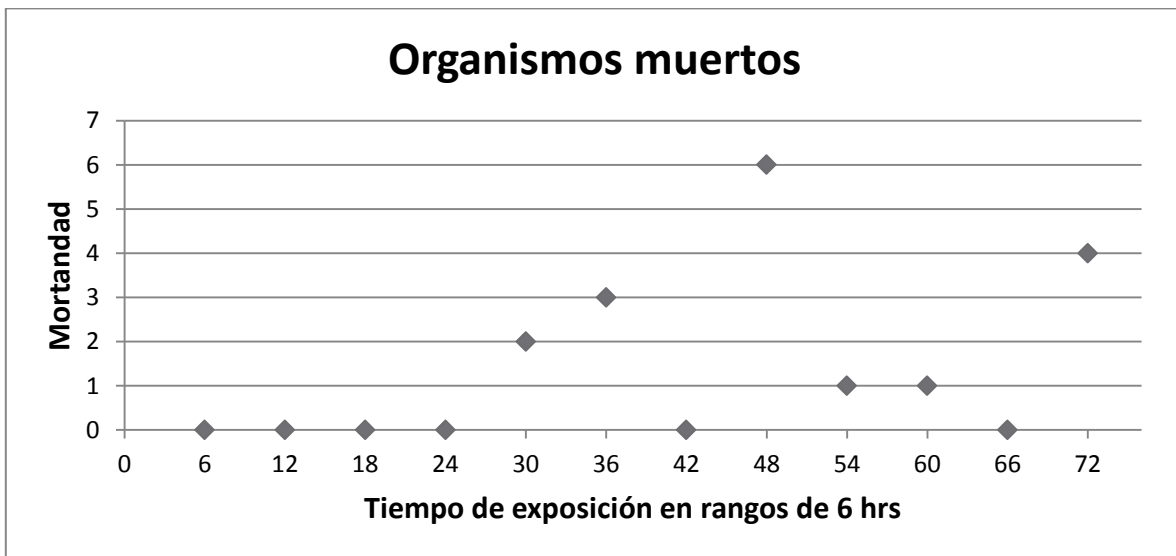
La mortandad de organismos expuestos a 40 % del efluente se presentó hasta las primeras 48 hrs de haber iniciado la prueba con 3 organismos muertos. El siguiente registro fue a las 72 hrs con 4 peces muertos (Fig. 8).



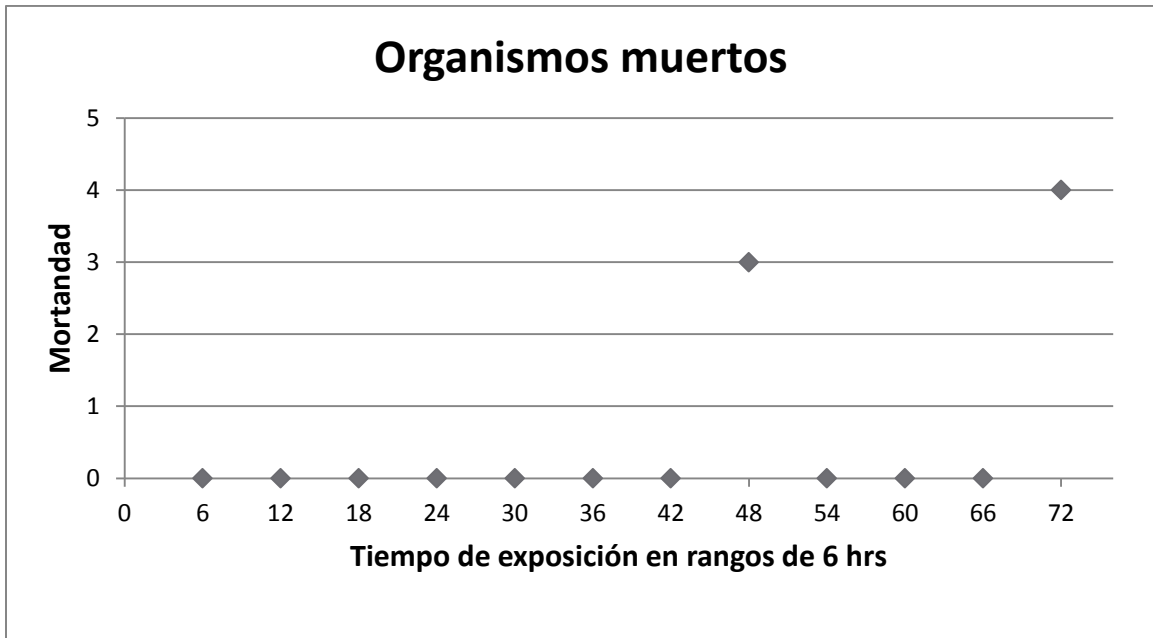
En peces expuestos a 35 y 25 % de efluente solo se registró 1 pez muerto, a las 54 y 24 horas respectivamente (Figs. 9-10).



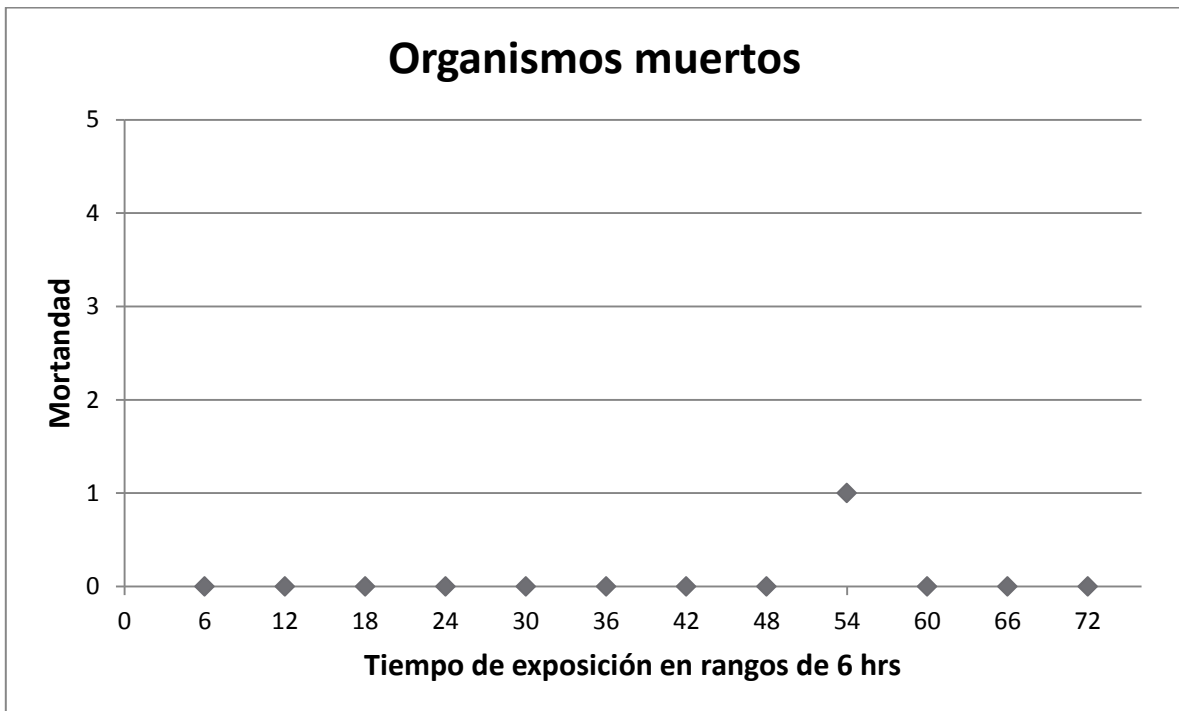
**Fig. 6.** Mortandad a una exposición de 75 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo.



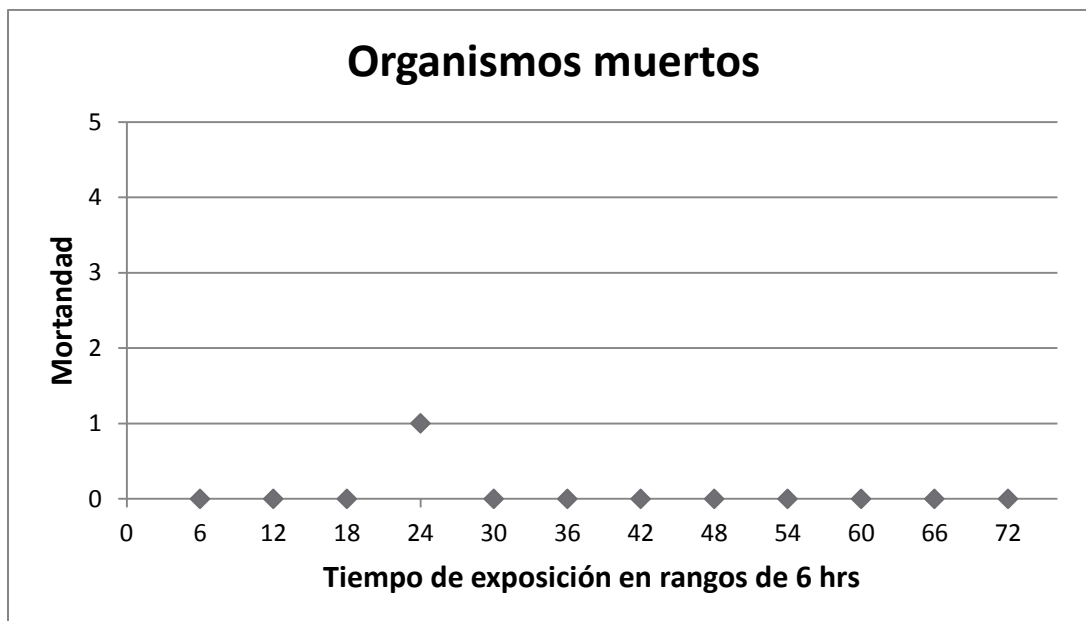
**Fig. 7.** Mortandad a una exposición de 50 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo.



**Fig. 8.** Mortandad a una exposición de 40 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo.



**Fig. 9.** Mortandad a una exposición de 35 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo.



**Fig. 10.** Mortalidad a una exposición de 25 % de efluente, en periodos de 6 horas a partir del inicio del bioensayo agudo cuantitativo.

## 7.2 Índice toxicológico del efluente

La carga tóxica del efluente, se calculó de acuerdo a Costan, 1993 y se utilizó la ecuación 8, expresada en unidades de toxicidad (UT). Sustituyendo quedó de la siguiente manera:

$$\text{Carga tóxica (UT)} = 100 \cdot 6912 / 29.51 = 23422.57$$

$$\text{Log}_{10}(23422.57) = 4.37$$

La carga tóxica del efluente de la planta de tratamiento Primer Centenario resultó de 4.37.

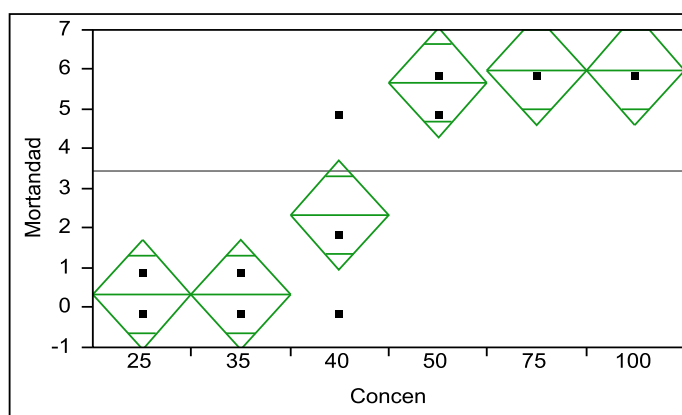
## 7.3 Análisis estadístico de una vía (ANOVA).

Como se mencionó en la sección de métodos, para verificar la posible existencia de diferencias significativas de los promedios de organismos muertos entre las distintas **concentraciones**, se realizó un análisis de varianza de una vía, considerando el *número de muertes* como variable continua y como Factor o Tratamiento, la *Concentración* (100, 75, 50, 40, 35 y 25 %) (Tabla 15).

**Tabla 15.** Análisis de varianza de la variable número de organismos muertos.

Origen de las variaciones	Grados de libertad	Suma de cuadrados	Promedio de cuadrados	F	Probabilidad (P)	Valor crítico para P
Concen	5	115.77778	23.1556	18.9455	<.0001*	0.05 o
Error	12	14.66667	1.2222			0.01
C. Total	17	130.44444				

En la Tabla 15 se observa que existen diferencias significativas ( $F=18.94$ ,  $p < 0.0001$ ) entre los promedios de muertes de organismos a diferentes concentraciones (Figura 11).



**Fig. 11.** Promedio de la variable muertos por concentración de efluente.

La Figura 11 muestra las muertes registradas para las distintas concentraciones. Es claro que para las concentraciones 50, 75 y 100 %, el número de muertes aumenta significativamente.

A continuación se comparan las medias con la prueba t de student (JMP). La siguiente tabla muestra las comparaciones múltiples a un 95 % de confianza.

**Tabla 16.** Comparación de medias con la prueba t de student.

Concentración				Media
75	A			6.0000000
100	A			6.0000000
50	A			5.6666667
40		B		2.3333333
25			C	0.3333333
35			C	0.3333333

Los niveles no conectados por la misma letra son significativamente diferentes. Con base en ello, se observa que, estadísticamente, las concentraciones 50, 75 y 100 % generan los mayores promedios de mortalidad en la especie. Mientras que las concentraciones que causan la menor tasa de mortalidad son 25 y 35 %.

#### 7.4 Bioensayo agudo cualitativo

Los peces expuestos directamente al efluente del tubo de descarga y a 135 m de distancia de este mismo (mitad del canal), se estresaron desde el momento de entrar en contacto con el agua residual presentando hiperactividad y reacciones como nado en forma espiral y con movimientos bruscos tratando de evitar el agua tóxica. Después de 20 minutos los peces se agotaron y perdieron el conocimiento, se mantuvieron en posición vertical con la boca en la superficie del agua y la aleta caudal hacia abajo, observándose movimientos operculares acelerados, cabe señalar que el oxígeno registrado en esta muestra de agua fue de 2.2 mg/l máximo y 1mg/l mínimo. Finalmente se mantuvieron en la parte inferior de los recipientes, y al poco tiempo murieron. Después de media hora de haber iniciado el bioensayo se murieron los 18 peces expuestos a las dos muestras de agua recolectada directamente del tubo de desagüe y la recolectada a 135m de distancia del tubo (Tablas 13-14). Aunado a esto, algunas especies de la población expuesta al agua residual tomada

directamente del tubo de desagüe presentaron una disminución de tamaño del cristalino del ojo, como puede apreciarse en la Fig. 16. De igual manera los peces expuestos a las diluciones del efluente presentaron coloración oscura al final de la pruebas.

Por otro lado, los peces expuestos al agua residual colectada a 270m de distancia del tubo de desagüe reaccionaron reduciendo la velocidad en sus movimientos y un organismo se aisló del resto de los demás peces durante el tiempo que duró la prueba (72 hrs).

Los peces expuestos al agua tomada a 100 m de la bocana hacia el norte y a 300 m de la bocana hacia el sur no presentaron comportamiento anormal, sin embargo, al terminar la prueba presentaron oscurecimiento en la parte superficial del cuerpo (Fig. 18).

No se registró mortandad ni comportamiento anormal en los organismos dentro del tanque de control durante el tiempo que duró el bioensayo agudo cualitativo.

## 8 DISCUSIÓN

El control de efluentes industriales se ha regulado tradicionalmente usando métodos con respuestas no específicas y midiendo parámetros globales, tales como los compuestos orgánicos disueltos (COD) o la demanda química de oxígeno (DQO). Por otra parte, la información sobre los efectos biológicos, es desconocida. Por todas estas razones se requiere de estrategias analíticas rápidas, sencillas, sensibles y, al mismo tiempo, costo-eficientes, para ofrecer información analítica y evaluación de efectos (Farré y Barceló, 2003).

Las especies propuestas como herramientas para bioensayos ecotoxicológicos, requieren para su uso no solo que sean sensibles, sino que los ensayos sean reproducibles con poca variabilidad en su respuesta (Magdaleno *et al.*, 1997; Steevens y Benson, 1998). Una de las aplicaciones más extendidas del monitoreo de efectos biológicos con ensayos de toxicidad ha sido la evaluación de descargas líquidas o efluentes (Castillo Morales, 2004).

Se pudo corroborar que la tilapia *Oeochromis niloticus* es una especie de fácil adaptación y cultivo (Zapata Pérez y Pedrero Ríos, 2008), además la facilidad de su traslado y resistencia permitió disponer de los organismos en número y forma para realizar los bioensayos.

Cada vez se usan más materiales peligrosos y tóxicos similares a los industriales en el entorno doméstico (disolventes, aceites, pinturas, ácidos, bases, tensoactivos, fitosanitarios, etc.) los cuales muchas veces no pueden eliminarse debido a que dificultan o impiden una buena depuración.

De acuerdo al análisis químico realizado por CAPA, 2012 (tabla 4) se observa que las sustancias químicas tóxicas que se han arrojado a la laguna sobrepasando los niveles permitidos por las NOM's, estas son los sólidos suspendidos totales (SST), las grasas y aceites, y nitrógeno total. Estos excesos junto con los demás químicos que se han estado vertiendo afectaron a las tilapias utilizadas para los bioensayos y en algunos casos les provocaron la muerte.

Las condiciones óptimas de oxígeno disuelto de sobrevivencia de las tilapias son de 5 mg/l en la columna de agua y un mínimo de 3 mg/l en agua residual (ASTILAPIA A.C. *et al.*, 2009), sin embargo durante los dos bioensayos agudos (cualitativo y cuantitativo) sobrevivieron a concentraciones más bajas, siendo la mínima de 2 mg/l.

### **8.1 Bioensayo agudo cualitativo**

La mortandad de los 18 organismos expuestos a la muestra de agua recolectada directamente del tubo de desagüe y los 18 expuestos a agua recolectada a una distancia de 135 mts del mismo a la media hora de haber iniciado el bioensayo agudo cualitativo puede atribuirse a que los niveles de oxígeno disuelto registrados fueron bajos, encontrándose 1.2mg/l mínimo y 3.8 mg/l máximo de OD (Tabla 17- 18); además la muestra por ser agua residual presenta altos valores de turbidez debido al alto contenido de diferentes sustancias en suspensión, en gran parte de carácter orgánico (Marín Galvín, 2003), ocasionando posiblemente la obstrucción de las branquias de las tilapias y provocando asfixia. Durante el bioensayo agudo cualitativo (gradientes de toxicidad) en los peces expuestos a las muestras de agua tomada a 270 mts del tubo de desagüe disminuyó su natación, en cambio a 100 mts de distancia de la bocana hacia el norte y a 300 mts de distancia de la bocana hacia el sur, no mostraron síntomas de alteración más que la adquisición de una coloración oscura, esta pigmentación se debió posiblemente a la presencia de metales pesados como el mercurio, cadmio y plomo, ya que en otros estudios se ha observado la misma sintomatología. Como es el caso de Menezes y Qasim, (1983), quienes estudiaron la toxicidad del mercurio, un metal contenido en el efluente vertido al sistema lagunar, demostrando por medio de bioensayos estáticos de 48 hrs con la *Tilapia mossambica* de que no hubo mortandad durante este tiempo de exposición a una concentración de 0.7 mg/l, sin embargo el nado disminuyó e incluso los movimientos operculares incrementaron significativamente y, a concentraciones de 0.9 mg/l de mercurio o más altas demostraron ser letales. Lo mismo sucedió con el estudio de Ishikawa *et al.* (2009) quienes observaron una afectación en los signos clínicos como hiperactividad, oscurecimiento del cuerpo y agresividad seguida de disnea y la muerte de



*Oreochromis niloticus* en bioensayos de exposiciones a 0.925, 0.740 y 0.370 mg/l de mercurio. Por su parte Mojan Raj *et al.* (2013), hicieron pruebas con cadmio y encontraron que el pez *Lates calcarifer* presentó síntomas parecidos en exposiciones de 2, 4, 6, 8, 10 y 12 mg/l de cadmio que es un metal que constituye el efluente de la planta de tratamiento. Algo similar ocurrió con *Oncorhynchus mykiss* en la pruebas realizadas por Gerhardt (1998), donde la sobrevivencia de los peces disminuyó conforme la concentración de efluente aumentó considerando las concentraciones 0, 5, 10, 20, 50, 75 y 100 % del mismo. Antes de la muerte, la coloración de *O. mykiss* oscureció, y mostraron cuerpos torcidos posteriormente de la muerte.

Durante el bioensayo cualitativo no se registró mortandad en la población de peces expuesta a las muestras de agua tomadas a 270 mts del tubo de desagüe de la planta de tratamiento, a 100 mts al norte de la bocana y a 300 mts a pesar de que los niveles de oxígeno disuelto también se mantuvieron relativamente bajos. Esto indica que a partir de este sitio la especie *Oreochromis niloticus* es capaz de sobrevivir, a pesar de que en esta área, de acuerdo a la imagen tomada de Google Earth (Fig. 2) y la imagen tomada al momento de recoger las muestras de agua (Fig. 17) se puede apreciar la mezcla del agua residual con la del Sistema Lagunar Norponiente. Esto coincide con lo mencionado por ASTILAPIA A.C. *et al.*, (2009), que esta especie es adaptable a diferentes condiciones del medio, en algunos casos aún las más extremas y las tilapias toleran concentraciones hasta de 0.5 mg/l de oxígeno. No obstante los organismos utilizados en los bioensayos a una concentración de 1 mg/l presentaron reacciones de alteración inmediatamente después de entrar en contacto con el agua residual y posteriormente la muerte.

Es importante mencionar que los peces expuestos al efluente de la planta Primer Centenario apuntan a que presentarían efectos negativos en los índices de supervivencia y fecundidad de continuar exponiéndolos por más tiempo tal como lo plantea Hemming *et al.* (2002) en su estudio realizado con *Ceriodaphnia dubia*, *Pimephales promelas* y *Vibrio fischeri*. Igualmente Smolders *et al.* (2002) en su estudio con el pez cebra *Danio rerio*, señala que la condición y el crecimiento del pez cebra, al igual que el desove y la eclosión

fueron presionados por la exposición al efluente. Todo esto podemos sustentarlo con los datos de ASTILAPIA A.C. *et al.*, (2009), que señalan que los rangos óptimos para el crecimiento de especies de tilapia es de >3 mg/l y en nuestras pruebas los niveles de oxígeno disuelto mínimo para la sobrevivencia alcanzaron hasta 2 mg/l, esto en combinación con el efecto de los otros contaminantes contenidos en el efluente.

## 8.2 Bioensayo agudo cuantitativo

Por otro lado, la CL<sub>50</sub> encontrada en *O.mykiss*, fue de 10 % de concentración de efluente, lo cual indica que si existe toxicidad de acuerdo al criterio de toxicidad desarrollado en la serie de bioensayos agudos realizados en Maryland de 1987 a 1991 por Fisher *et al.*, 1998. Al compararlos con nuestros resultados se puede decir que la toxicidad del efluente de la planta de tratamiento Primer Centenario es de toxicidad media (Tabla 19) ya que se encontró que la CL<sub>50</sub> = 29.51 %, o sea que es más tóxica que la CL<sub>50</sub> encontrada en los vertidos a las aguas estatales de Maryland que fue de 67 % en invertebrados y de 86 % en peces al final de las pruebas.

**Tabla 19.** Criterio de toxicidad según estudio realizado en aguas estatales de Maryland (Fisher, *et al.*, 1998).

CL <sub>50</sub> medida en concentración de agua residual	Nivel de toxicidad
CL <sub>50</sub> < 10 %	Muy tóxica
CL <sub>50</sub> entre 10 y 25 %	Tóxica
CL <sub>50</sub> entre 25 y 50 %	Toxicidad media
CL <sub>50</sub> entre 50 y 100 %	Ligeramente tóxica

El índice toxicológico del efluente es 4.37 y según la clasificación de Costan *et al.* (1993) (Tabla 20) para efluentes industriales, presenta una carga tóxica considerable, al igual que el efluente del proceso de galvanoplastia de la industria galvanoplástica que presenta una

carga de 4.6, o el efluente de la planta de cloro-soda con un índice de 4.5, medido mediante *Daphnia pulex* (Escobar Malaver, 2009).

**Tabla 20.** Clasificación de efluentes a partir del índice toxicológico (Costan *et al.*, 1993).

Índice toxicológico (IETP)	Carga tóxica (CT)
Valor entre 1.00 y 1.99	Despreciable
Valor entre 2.00 y 2.99	Reducida
Valor entre 3.00 y 3.99	Moderada
Valor entre 4 y 4.99	Considerable
Valor mayor de 5.00	Elevada

Dos de los parámetros fisicoquímicos más importantes para la determinación del estado de un cuerpo de agua son el olor y el color. Los olores desagradables liberados de un agua residual se generan cuando el proceso de degradación de contaminantes se realiza en condiciones anaerobias (San Vicente, 2003). El color en aguas residuales es causado por los sólidos en suspensión, material coloidal y sustancias en solución (Crites y Tchobanoglous, 2000).

El efluente de la planta de tratamiento que vierte al Sistema Lagunar Norponiente por su color, olor y presencia de espuma tiene aspecto de no haber llevado el tratamiento adecuado antes de ser vertido al sistema (Fig. 15). Esto puede ocasionar fenómenos de envenenamiento a los organismos acuáticos que se dan preferentemente en aguas quietas según Hopp, (2005):

- 1) Momentánea escasez de oxígeno
- 2) Materiales no putrescibles o biodegradables
- 3) Amoniaco, que incluso con poca alcalinidad (pH=08), actúa tóxicamente.
- 4) Detergentes no biodegradables (destruyen la piel de las agallas de los peces).
- 5) Contaminación con aceites minerales

- 6) Concentraciones altas de sales
- 7) Grandes concentraciones de otras sustancias extrañas.

Por la apariencia del canal se puede decir que estos factores también pueden haber influenciado en la mortandad de los peces probados con el efluente.

La disminución de oxígeno disuelto (OD) y la formación de depósitos de lodos pueden considerarse como la perturbación ambiental más importante que puede afectar al medio acuático (Ramalho, 1996). A través de los procesos de depuración de aguas residuales los lodos tienden a acumular una serie de metales y compuestos orgánicos, y al no llevar el tratamiento adecuado se contaminan y además son arrojados al Sistema Lagunar, de forma que este otro depósito de sustancias contaminantes también influye en el comportamiento y muerte de los organismos expuestos al agua la cual no lleva tratamiento previo de ser arrojada. El máximo espesor de lodos se presenta cerca de la zona de vertido y a partir de entonces el lodo se va reduciendo gradualmente por descomposición (Ramalho, 1996). De acuerdo con el estudio se atribuye que la acción de las bacterias, junto con la luz solar y el oxígeno si tienen la capacidad de actuar degradando la materia orgánica y purificando el efluente que descarga al Sistema Lagunar a partir de una distancia de 270 m del tubo de descarga del efluente de la planta de tratamiento Primer Centenario. La disminución de oxígeno es debido a su utilización por oxidación de materia orgánica que llega con las aguas residuales (Ramalho, 1996). La corriente también es un factor importante pues ayuda a que se mezcle el efluente de tal forma que se diluya y consecuentemente los organismos son capaces de tolerarlo sin ningún problema.

### **8.3 Bioensayos de Toxicidad total de efluentes**

En concordancia con la EPA (1991), el hacer un estudio del efluente como mezcla total tiene la ventaja que de esta forma se puede medir la interacción de sustancias químicas y

analizar los efectos que ocasionan en un organismo puesto que si se hiciera una serie de bioensayos por cada sustancia química individual descargada al sistema sería más complejo por dos razones: sería costoso y además nos llevaría bastante tiempo suponiendo que cada bioensayo agudo tiene una duración de 96 horas, además de que se tendría que probar con todas las sustancias para poder saber llegar a saber cuál es la que causa daño en el organismo a ser probado.

## 9 CONCLUSIONES

La  $CL_{50}$  a 96 horas del efluente de agua residual de la planta de tratamiento fue de  $29.51 \pm 8.83 \%$ .

Al llevar a cabo el análisis de varianza de una vía (ANOVA) se comprobó que existen diferencias significativas entre los promedios de muertes de organismos a diferentes concentraciones, es decir, la mortandad está estrechamente relacionada con la concentración del efluente.

El índice toxicológico del efluente resultó de 4.37 y según la clasificación de Costan *et al.* (1993) representa una carga tóxica considerable.

El agua tomada directamente del tubo de desagüe de la planta de tratamiento Primer Centenario y a 175 mts de distancia del tubo resultó de mayor toxicidad para los organismos. De tal forma que se acepta la hipótesis planteada.

No se pudo determinar un gradiente de contaminación en el cuerpo de agua debido a que los peces fueron capaces de sobrevivir en las muestras de agua recolectada a 100 mts y a 300 mts de la bocana del canal con el sistema lagunar.

Se encuentra una clara presencia de contaminación en el efluente de la planta, pues el tiempo de mortandad en peces para las muestras de agua recolectada directamente del tubo y a 135 mts del mismo fue de 20 minutos, y los organismos que sobrevivieron por más tiempo, mientras mayor fue el tiempo de exposición a agua residual adquirieron coloraciones oscuras en la parte superficial del cuerpo.

Al medir y evaluar el efecto de la contaminación del efluente de la planta de tratamiento Primer Centenario al Sistema Lagunar Norponiente utilizando a una población de tilapia *Oreochromis niloticus* mediante la  $CL_{50}$ , se encontró que esta es un buen bioindicador de contaminación pues es parte de la biota del cuerpo de agua receptor del efluente de la planta de tratamiento Primer Centenario.

## **10 RECOMENDACIONES**

Se recomienda hacer un estudio mediante bioensayos para cada nivel de la cadena trófica del sistema lagunar, para posteriormente poder comparar los resultados con los obtenidos en este trabajo.

Seguir una misma metodología de bioensayos para que al comparar los resultados obtenidos no afecten significativamente los resultados.

Hacer estudios de bioacumulación en los peces que se encuentran en el cuerpo de agua debido a los contaminantes que están sido vertidos al cuerpo de agua.

Hacer una caracterización física, química y biológica de la Región Lagunar Norponiente de la ciudad de Chetumal debido a que no existen datos oficiales publicados.

Gestionar acerca del mal funcionamiento de la Planta de Tratamiento Primer Centenario con las autoridades pertinentes.

Realizar un estudio acerca del efecto que causan las aguas residuales domésticas en peces ya que la mayoría de la información encontrada fue acerca de aguas residuales industriales.

Llevar a cabo un estudio acerca de si hay alguna relación entre la concentración de agua residual y la disminución del cristalino en los ojos de los peces pues esto podría ser un parámetro para detectar contaminación por agua residual en un cuerpo de agua.

## 11 BIBLIOGRAFÍA

- APHA, AWWA, y WPCF (1992). *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*. Madrid: Díaz de Santos S.A. 1830 p.
- APHA, AWWA, y WPCF (1999). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. USA. 1220 p.
- Arredondo, F. J. L. (1983). Especies animales acuáticas de importancia nutricional introducidas en México. *Biótica*, 8, 175-199.
- Arredondo, F. J. L., y Guzmán, A. (1986). Actual situación taxonómica de las especies de la tribu tilapiini (pisces: cichlidae) introducidas en México. *Instituto de Biología UNAM, Serie Zool (2)*, 555-527.
- Arredondo, F. J. L. y Lozano, G. S. D. (2003). *La acuicultura en México*. México: Universidad Autónoma Metropolitana. 266 p.
- ASTILAPIA A.C., SAGARPA Y CONAPESCA (2009). *CURSO TALLER: Cultivo de tilapia (Oreochromis spp) a alta densidad en módulos flotantes, con énfasis en buenas prácticas de producción acuícola para la inocuidad alimentaria y para la generación de un producto de calidad suprema*. Culiacán de Rosales, Sinaloa.
- Balarin, J. D. & Hatton, J.P. (1979). *Tilapia. A guide to their biology and culture in Africa*. University of Stirling, Scotland. 174 p.
- Basurto, M. (1984). Estudio preliminar al conocimiento biológico y pesquero de la Tilapia nilotica (Linneo) en la Laguna de Chila, Veracruz. Tesis Profesional. Universidad del Noreste, Tampico, Tamaulipas.
- Bergman, H.L., Kimerle, R.A., & Maki, A.W. (1986). *Environmental Hazard Assessment of Effluents*. Elmsford, NY, USA: Pergamon Pr. 366 p.



- Blaise, C., Sergey, G., Wells, P., Bermingham, N. & Van Coillie, N. (1988), Biological testing-development, application and trends in Canadian Environmental Protection laboratories. *Toxicity Assessment*, 3, 385-406.
- Blaise, C. & Féraud J.-F. (2005). *Small-scale Freshwater Toxicity Investigations. Volume 2: Hazzard Assessment Schemes*. Paises Bajos: Springer. 422 p.
- CAPA. (2005). Estudio para la Evaluación de la Calidad Analítica de los Lodos Producidos en las Plantas de Aguas Residuales de la Comisión de Agua Potable y Alcantarillado. Planta Primer Centenario. Chetumal: CAPA. 150 p.
- CAPA (2012). *Calidad de descarga y volumen de agua 2011 y 2012*. México: CAPA, Coordinación operativa, departamento de saneamiento. Reporte técnico, 7 p.
- Carta nacional acuícola (2012, 6 de junio). *Diario oficial de la federación*, 13 de marzo de 2012, 126 p.
- Carballeira, A. (2003). Consideraciones para el diseño de un programa de monitorización de los efectos biológicos del vertido del Prestige. *Ciencias Marinas*, 29, 123-139.
- Castillo Morales, G. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. México: IMTA. 189 p.
- Ceballos Orozco, M. L., y Velazquez Escobar, M. A. (1988). *Perfiles de la alimentación de peces y crustáceos en los centros y unidades de producción acuícola en México*. Pachuca: Secretaría de Pesca, Dirección General de Acuicultura. 139 p.
- Chen, Chiu-Yang; Chen, Jun-Nen; Chen, Shing-Der (1999), Toxicity assessment of industrial wastewater by microbial testing method, *Water Science and Technology*, 39, 139–143.

- Costan, G., Bermingham, N., Baise, C., & Ferard, J.F. (1993). Potential ecotoxic effects probe (PEEP): A novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents. *Environ. Toxicol. Water Qual.*, 8, 115-140.
- Crites, R., y Tchobanoglous, G. (2000). *Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados*. Santafé de Bogota.: Mc. Graw Hill. 1082 p.
- Delgadillo, O., Camacho, A., Pérez, L.F., Andrade, M. (2010). Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales. Cochabamba-Bolivia: Centro AGUA. 106 p.
- Díaz Báez, M. C., Pica Granados, Y., Ronco, A., Sobrero, C., Gustavo, B. R., Feola, G., y otros. (2004). *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas*. México: IMTA. 189 p.
- Dirección General de Desarrollo Urbano y Medio Ambiente (2012). *Diagnóstico preliminar para el proyecto Preservación ecosistémica de la Región Lagunar Norponiente de la ciudad de Chetumal, municipio de Othón P. Blanco*. México: H. Ayuntamiento de Othón P. Blanco. Reporte técnico, 27 p.
- EPA (1991). *Technical support document for water quality-based toxics control*. (EPA/505/2-90-001). WASHINGTON, D.C. Reporte técnico, 145 p.
- EPA (2013). *Whole effluent toxicity*. <http://water.epa.gov/scitech/methods/cwa/wet/>  
Revisado el 9 de junio de 2013.
- Escobar Malaver, P. M. (2009). Implementación de un sistema de alerta de riesgo toxicológico utilizando *Daphnia pulex* para la evaluación de muestras ambientales. *Revista Épsilon*, 12, 115-133.
- FAO. (2005, 18 de febrero). *Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO*. Recuperado el 20 de junio de 2013, de [http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis\\_niloticus/es#tcNA0019](http://www.fao.org/fishery/culturedspecies/Oreochromis_niloticus/es#tcNA0019)

- Farré, M., y Barceló, D. (2003). Toxicity testing of wastewater and sewage sludge by biosensors, bioassays and chemical analysis. *Trends in Analytical Chemistry*, 22, 299-310.
- Fisher, D. J., Knott, M. H., Turley, B. S., Yonkos, L. T., & Ziegler, G. P. (1998). Acute and chronic toxicity of industrial and municipal effluents in Maryland, U.S. *Water Environment Research*, 70, 101-107.
- Gerhardt, A. (1998). Whole Effluent Toxicity Testing with *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum 1792): Survival and Behavioral Responses to a Dilution Series of a Mining Effluent in South Africa. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35, 309-316.
- Hart, W. B., Doudoroff, P. & Greenbank J. (1945). *The evaluation of the toxicity of industrial wastes, chemicals and other substances to fresh-water fishes*. Philadelphia, Pa: The Atlantic Refining Company. 317 p.
- Hemming, J. M., Turner, P. K., Brooks, B. W., Waller, W. T., & La Point, T. W. (2002). Assessment of Toxicity Reduction in Wastewater Effluent Flowing Through a Treatment Wetland Using *Pimephales promelas*, *Ceriodaphnia dubia*, and *Vibrio fischeri*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42, 9-16.
- Hopp, V. (2005). *Fundamentos de tecnología química para formación profesional*. España: Reverté. 500 p.
- Iannacone Oliver, J. A., Neil, S. C., y Alvariño Flores, L. (2003). Variabilidad del ensayo ecotoxicológico con *Chironomus calligraphus goeldi* para evaluar cadmio, mercurio y plomo. *Ecología Aplicada*, 2, 103-110.
- Ishikawa, N. M., Ranzani-Paiva, M. J., & Lombardi, J. V. (2009). Acute toxicity of mercury (HgCl<sub>2</sub>) to Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*. *B. Instituto de Pesca*, 33, 99-104.
- Lovell, R. T. (1995). Feeding tilapia. *Aquaculture Management*, 7, 87-91.

- Magdaleno A., Gomez C.E., Velez C.G. & Accorinti J. (1997). Preliminary toxicity test using the green alga *Ankistrodesmus falcatus*. *Environmental toxicology and water quality*, 12, 11-14.
- Marín Galvín, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas*. Madrid: Díaz de Santos. 336 p.
- Matthew, W. P. & Gopakumar, Y. (1992). Effect of incorporation of vegetable colour from red sandal (*Pterocarpus santalinus*) on acceptability, colour development and growth of tilapia (*Tilapia mossambica*). *Fishery Technology*. 29, 121-126.
- Menezes, M. R., & Qasim, S. Z. (1983). Determination of acute toxicity levels of mercury to the fish *Tilapia mossambica* (Peters). *Proceedings: Animal Sciences*, 92, 375-380.
- Mohan Raj, V., Thirunavukkarasu, A. R., Kailasam, M., Muralidhar, M., Subburaj, R., & Stalin, P. (2013). Acute Toxicity Bioassays of Cadmium and Mercury on the Juveniles of Asian seabass *Lates calcarifer* (Bloch). *Indian Journal of Science and Technology*, 6, 4329-4335.
- Morales, D. A. (1974). *El Cultivo de la Tilapia en México*. Datos biológicos, Instituto Nacional de Pesca. INP. 25 p.
- Morales (1991). *La Tilapia en México, biología, cultivo y pesquerías*. México: A.G.T. Editor S. A. 190 p.
- Programa de Desarrollo Urbano del Área Metropolitana de Chetumal, Calderitas, Xul-Ha (2005, 31 de agosto). *Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo*, 29 de marzo del 2005, 243 p.
- PURINA (1999). *Plan de alimentación para Tilapia*. México. P. 50-54.
- Reglamento De La Ley De Aguas Nacionales (2011, 24 de mayo). *Diario Oficial de la Federación*, 12 de enero de 1994, 68 p.
- Ramalho, R. S. (1996). *Tratamiento de aguas residuales*. España: Reverté. 705 p.

- Rubio Arias, H. O. (2003). *Estadística Experimental*. México: Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícola y Pecuarias. 160 p.
- Saldaña P. F., Alcocer V. H., Lerdo de Tejada B. A. y Gómez M. A. (2002, octubre). *Calidad del agua en colectores de la ciudad de Puebla y la aplicación de análisis de toxicidad*. Trabajo presentado en el XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cancún, México.
- San Vicente, C. (2003). *Tratamiento de aguas industriales: Aguas litorales. Herramientas de gestión y control de la calidad*. Barcelona: Fundación Universitaria Iberoamericana. 124 p.
- Sierra Ramírez, C. A. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico*. Colombia: Ediciones de la U. 457 p.
- Slabbert J.L. (1986) Improved bacterial growth test for rapid water toxicity screening. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37, 565–569.
- Slabbert, J. L. (1996), 'Guidelines for Toxicity Bioassaying of Water and Effluents in South Africa', Contact Report for the water research commission, project No. K5/358/0/1, Division of Water Technology, Pretoria, South Africa.
- Smolders, R., Bervoets, L., De Boeck, G., & Blust, R. (2002). Integrated condition indices as a measure of whole effluent toxicity in zebrafish (*Danio rerio*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21, 87-93.
- Steevens, J. A. & Benson, W. H. (1998). *Hyalella azteca* 10-day sediment toxicity test: Comparison of growth measurement endpoints. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 13, 243-248.
- Stickney R. R. (1993). Tilapia. En R. Stickney, Culture of non-salmonid freshwater fishes (81-115). Florida, USA: CRC Press.

Thomann, R. V. (2001). Evaluación preliminar rápida. En C. P. (CEPIS), Manual de evaluación y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales (págs. 1-57). Estados Unidos: Organización Panamericana de la Salud (OPS) - División de Salud y Ambiente.

Zapata Pérez, O., y Pedrero Ríos, J. M. (2008). Ensayo de toxicidad aguda con larvas y juveniles de los peces tilapia, carpa y cíclidos. En Ramírez Romero, y Mendoza Cantú A., *Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México* (p. 155-166). México: SEMARNAT.



**Tabla 13.** Bitácora del bioensayo agudo cuantitativo para las concentraciones 40 % y 35 % de efluente.

Concentración del residuo % en volumen	Réplicas	Número de organismos de prueba	Mortandad																										
			20 febrero						21 febrero						22 febrero						23 febrero								
			14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	00:00	07:00	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	19:00	21:00	23:00	07:00	09:00	11:00	13:00	15:00	17:00	19:00	21:00	23:00	06:00	08:00	10:00
40%	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3
	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35%	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0



**Tabla 14.** Bitácora del bioensayo agudo cualitativo.

Sitio de muestreo	Réplicas	Número de organismos de prueba	Mortandad																																
			27 febrero							28 febrero							1 marzo							2 marzo											
			12:00	12:30	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	00:00	12:00	12:30	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	00:00	12:00	12:30	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	00:00	12:00	12:30	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00	00:00	
Mita d del cana l	1	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	3	6	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Boca na	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
100 mts de la boca na	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
300 mts de la boca na	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
	2	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	3	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cont rol	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

**Tabla 17.** Parámetros fisicoquímicos para las distintas concentraciones de agua residual y sus réplicas tomadas diariamente durante el tiempo que duro el bioensayo (11:30 hrs del 14 a 11:30 hrs del 17 de febrero de 2013).

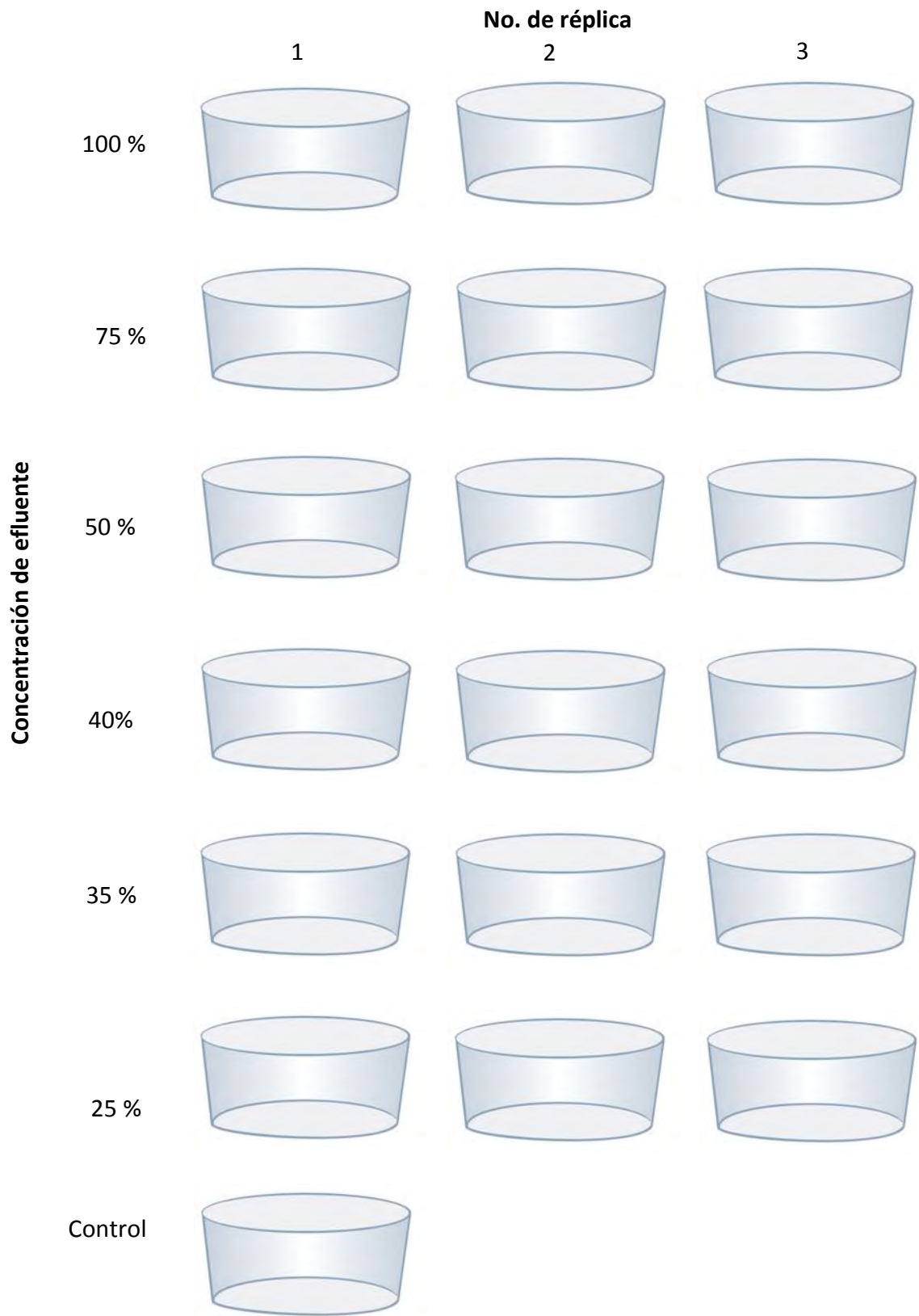
Febrero													
Concentración	R	14			15			16			17		
		pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD
100	1	8.37	27.8	1.1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	8.13	27.7	2.4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	8.05	27.6	2.5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
75	1	7.37	27.8	3.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	7.36	27.6	3.8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	8.03	27.7	2.9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
50	1	7.81	27.9	2.8	7.33	27.1	3.7	8.15	23.5	3.2	8.13	21.2	4.7
	2	7.83	27.7	2.6	8.14	27.2	3.4	-	-	-	-	-	-
	3	7.87	27.6	2.8	8.16	27.2	3	8.4	23.6	2.8	8.31	20.7	2.5
25	1	7.87	27.9	2.8	8.16	27.4	3.9	8.37	23.8	3.3	8.27	20.8	4
	2	7.79	27.7	2.8	8.09	27.3	3.5	8.25	23.9	3.9	8.22	20.7	5.5
	3	7.78	27.7	2.9	8.16	27.2	3.5	8.34	23.1	2.7	8.18	21	3.8
Control	1	7.33	29.2	7.5	8.13	27.3	8.5	8.39	23.5	8.8	8.26	20.8	4.7

**Continuación tabla 17.** Parámetros fisicoquímicos para las distintas concentraciones de agua residual y sus réplicas tomadas diariamente durante el tiempo que duro el bioensayo (12:00 hrs del 20 a 12:00 hrs del 23 de febrero de 2013).

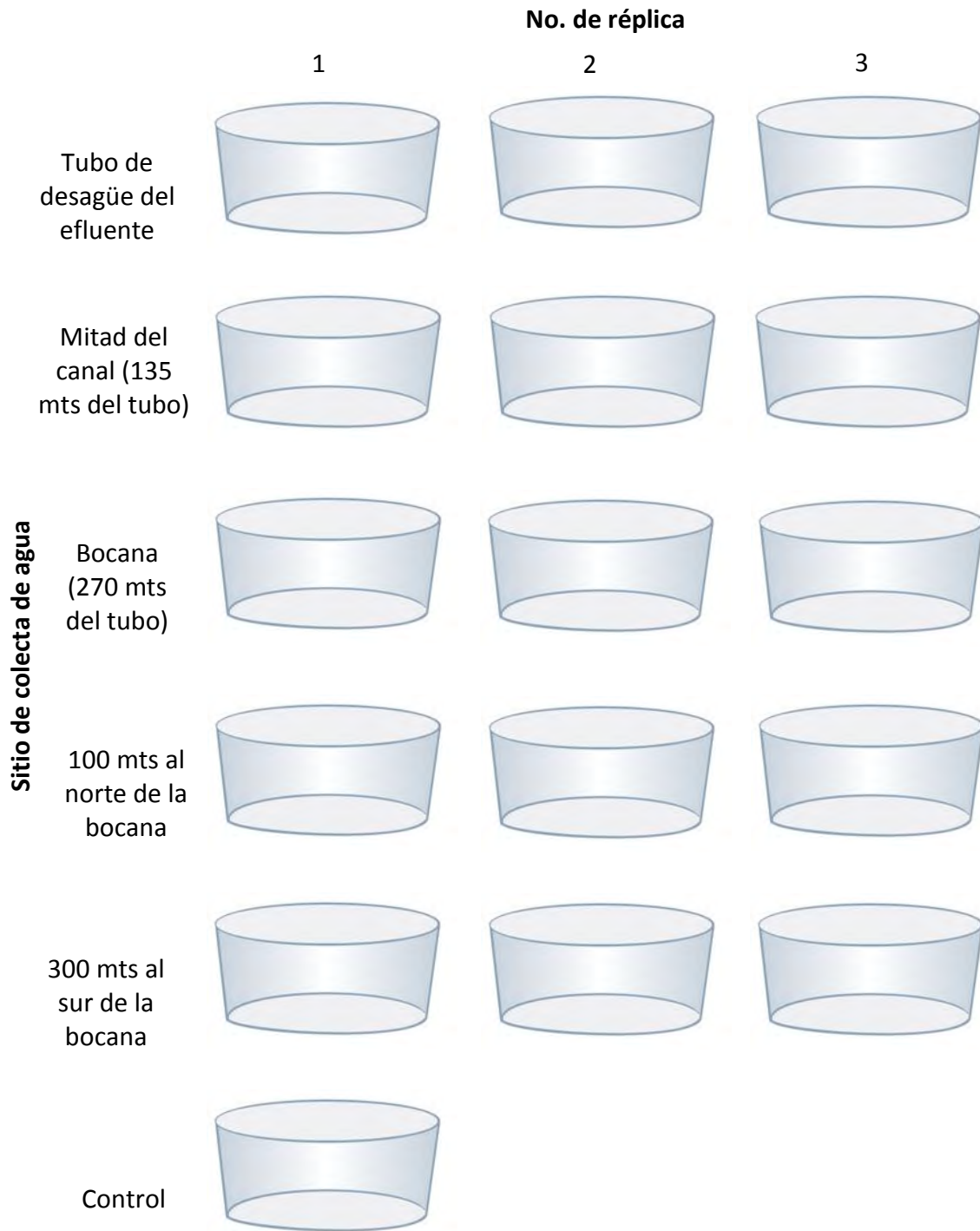
		Febrero											
		20			21			22			23		
Concentración	Réplica	pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD
<b>40</b>	1	8.34	26.4	2.9	8.16	26.4	3.6	8.46	26.6	3	8.45	27.1	5.3
	2	8.17	26.5	2.4	8.2	26.6	3.4	8.22	27	2.5	8.26	27	2.8
	3	7.95	26.6	2.9	8.21	26.7	3.2	8.29	27	2.8	8.37	27	2.4
<b>35</b>	1	8.17	26.2	2.8	8.23	26.7	4	8.32	27	3.5	8.34	27.1	4.5
	2	8.18	26.3	2.8	8.15	26.8	3.4	8.24	27.1	4.2	8.32	27.1	5.8
	3	8.03	26.7	2	8	27.3	3.5	8.09	27.6	2.7	8.16	27.7	3.6
<b>Control</b>	1	8.59	26.6	7.9	8.54	26.9	8.8	8.43	27.2	8.8	8.18	27.3	4.6

**Tabla 18.** Parámetros fisicoquímicos para las muestras de agua de los distintos puntos y sus réplicas tomados diariamente durante el tiempo que duró el bioensayo agudo cualitativo (12:00 hrs del 27 de febrero a 12:00 hrs del 2 de marzo de 2013).

Sitio	Réplica												
		27			28			1			2		
		pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD	pH	T	OD
Mitad canal	1	7.57	30.4	1.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2	7.57	30.2	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3	7.7	29	2.2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bocana	1	7.6	30	3.8	7.71	27.2	4.4	7.89	24.1	4.8	7.95	22.1	6
	2	7.5	30.1	2	7.6	27	3	7.68	24.5	4.5	7.77	21.8	6.1
	3	7.57	29.7	2.2	7.9	27.7	4.8	7.95	24.2	4.5	8.03	21.4	6.1
100 m distancia bocana	1	8.25	29.7	4.7	8.15	27.9	5.6	8.28	24.3	6.8	8.37	21.4	6
	2	8.12	29.9	3.2	7.68	27.7	3.4	7.87	24.1	5.2	8.03	21.3	6
	3	8.04	29.7	4	7.8	27.5	3.3	7.98	23.9	4.5	8.09	21.2	5.7
300 m distancia canal	1	8.15	30	3	7.73	27.6	4.1	8.02	23.9	6.5	8.2	21.2	5.9
	2	8.14	29.7	4.8	8	27.5	5.3	8.17	23.9	7	8.3	21.1	6.1
	3	8.1	29.6	4.8	7.71	27.5	4	7.98	23.9	5.7	8.1	21.2	6



**Fig. 12.** Esquematización del bioensayo agudo cuantitativo



**Fig. 13.** Esquematización del bioensayo agudo cualitativo.



**Fig. 14.** Transporte de tilapias



**Fig. 15.** Canal al cual es descargado el efluente de la planta de Tratamiento Primer Centenario.



**Fig. 16.** Disminución del cristalino del ojo en algunas especies expuestas a agua residual recolectada directamente del tubo de desagüe.



**Fig. 17.** Unión del canal con el Sistema Lagunar Norponiente de Chetumal Q. Roo.





**Fig. 18.** Comparación en la coloración de los peces expuestos a agua residual y los que no fueron probados. Los peces encerrados en color azul representan a los que fueron expuestos y los encerrados en color rojo los que no fueron utilizados durante los bioensayos.