



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

**Determinación temporal de los niveles de toxicidad aguda de los efluentes
que desembocan en la zona conurbada de la Bahía de Chetumal, Quintana
Roo utilizando como bioindicador al cladóceros (*Daphnia magna*).**

TESIS

Para obtener el grado de
Ingeniero Ambiental

PRESENTA

IRMA CIAU PAT

DIRECTOR DE TESIS

DR. VICTOR HUGO DELGADO BLAS

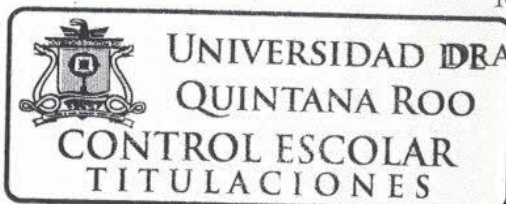
ASESORES

DR. JOSÉ MANUEL CARRIÓN JIMÉNEZ

M.I.A. JUAN CARLOS ÁVILA REVELES

M.C. RUSSELL GIOVANNI UC PERAZA

M.C. NORMA ANGELICA OROPEZA GARCÍA



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, MAYO, DE 2018



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE CIENCIAS E INGENIERÍA

TRABAJO DE TESIS ELABORADO BAJO LA SUPERVISIÓN DEL COMITÉ DE TESIS DEL
PROGRAMA DE LICENCIATURA Y APROBADA COMO REQUISITO PARA OBTENER EL
GRADO DE:

INGENIERO AMBIENTAL

COMITÉ DE TESIS

DIRECTOR: _____

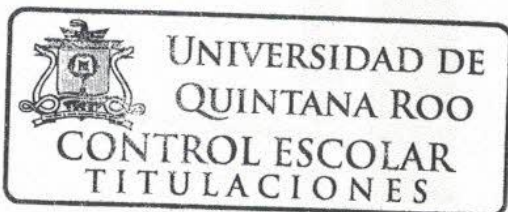
DR. VÍCTOR HUGO DELGADO BLAS

ASESOR: _____

DR. JOSÉ MANUEL CARRIÓN JIMÉNEZ

ASESOR: _____

M.I.A. JUAN CARLOS AVILA REVELES



CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO, MAYO, DE 2018

DEDICATORIA

A Dios: Por darme las fuerzas necesarias para enfrentarme a cada obstáculo y por permitirme llegar hasta aquí.

A mis padres:

Gaspar Melchor Ciau Pool y Nelli Patricia Pat.

Porque sin ellos no estaría por culminar una etapa más en mi vida, por la entrega y paciencia de mamá, por enseñarme que todo se puede lograr con dedicación, que las personas no mueren, ya que viven por siempre en el corazón y se vuelven el motor principal. Dedico este logro en especial a papá, por ser mi ejemplo perfecto y motivación diaria. Gracias por el apoyo incondicional.

A mis hermanos:

Enrique Gustavo Ciau Pat, Henry Leonel Ciau Pat, Zaynab Alejandra Ek Pat y bebé en camino.

Por ser parte importante de mi vida, por todos los sacrificios y malos momentos que tuvieron que pasar, todo con tal de ayudarme y darme la oportunidad de estudiar.

A mis abuelos (Zoila Pool, Enrique Ciau, Valentín Rubio y Fabiana Pat):

Pese a que no les pareció la idea de que estudiará, directa o indirectamente, terminaron por apoyarme.

A mis primos (EfrainCocóm y CilaCocóm) y Raúl Ek Canche:

Por darme un techo y apoyo incondicional.

A mis amigos y compañeros:

A cada uno de ustedes: Sulema Rubio, Rodrigo Hau, ReinerYah, Kasandra Rangel, Patricia Coll, Abraham Quintero, UzzielMarban, Karen Acosta, Elías Manzanero, Deysi Canul, Araceli de la Cruz, Clarrissa Ramos, Carlos Juárez, Carlos Moo, Diana Alejandra Tuz, Nelly Elizabeth, Leslie Garrete, por la amistad y apoyo brindado.

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas que han contribuido al proceso y conclusión de este trabajo de grado. En primer lugar, quiero agradecer al **Dr. Víctor Hugo Delgado Blas**, director de esta tesis, por el tiempo brindado, por su valiosa colaboración y coordinación, por sus enseñanzas y consejos.

Dr. José Manuel Carrión Jiménez, por el tiempo, consejos, así como la facilitación de material y equipo de laboratorio para la elaboración de esta tesis.

M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles, por sus consejos y valiosa colaboración. Agradezco de igual forma el haber estado bajo su tutoría y proporcionarme guía durante los 5 años de carrera.

M.C. Russell Giovanni Uc Peraza y Dra. Norma Angélica Oropeza García, a mis asesores suplentes, por el tiempo dedicado, conocimiento y valiosa colaboración.

M.I.A. Juan Carlos Ávila Reveles, Dr. José Manuel Carrión Jiménez, Biól. Laura Patricia Flores Castillo, Dra. Norma Angelica Oropeza García, Dr. José Alfonso Canche Uuh, Dr. Víctor Hugo Delgado Blas, Dr. Joel Omar Yam Gamboa, M.E.M. Geordi Chamlati; profesores de la universidad de Quintana Roo; por los conocimientos y tiempo brindado, agradezco a cada uno de ustedes por contribuir en mi formación académica.

Universidad de Quintana Roo

Máxima casa de estudios, por acogerme 5 años, por brindarme las facilidades para la realización de diversas actividades y permitirme la realización de este proyecto.

ÍNDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	IV
RESUMEN	4
CAPÍTULO I	5
INTRODUCCIÓN	5
1.1 INTRODUCCIÓN	6
1.2 ANTECEDENTES	10
1.2.1 Contaminación de cuerpos acuáticos.	10
1.2.2 Estudios ecotoxicológicos.	11
1.2.3 Bahía de Chetumal	13
1.3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	15
1.3.1 Justificación	15
1.3.2 Objetivos	16
1.3.2.1 Objetivo general	16
1.3.2.2 Objetivos específicos.	16
1.3.3 Preguntas de investigación	17
1.3.4 Hipótesis	17
1.4 ÁREA DE ESTUDIO	18
CAPÍTULO II	19
2. MARCO TEÓRICO	20
2.1. AGUAS RESIDUALES	20
2.1.1 Constituyentes de las aguas residuales.	21
2.1.2 Características físicas	21
2.1.3. Características químicas inorgánicas	24
2.1.4 Características químicas de compuestos orgánicos agregados.	25
2.1.4.1 Caracterización de la materia orgánica agregada.	25
2.1.4.2 Análisis de compuestos orgánicos individuales.	26
2.1.5 Características biológicas	26
2.1.7 Métodos de análisis.	28
2.2 TOXICIDAD	29
2.3 ECOTOXICOLOGÍA	32
2.4 BIOENSAYOS	33

2.4.1 Blanco de procedimiento	36
2.4.2 Método Probit.....	37
2.5 ORGANISMO BIOINDICADOR.....	38
2.6 <i>Daphnia magna</i>	41
CAPÍTULO III.....	44
3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	45
3.1 Organismo de prueba: <i>Daphnia magna</i>	45
3.2 Origen de las muestras (efluentes).....	46
3.3 Colecta de muestras de agua, para la evaluación toxicológica.....	49
3.4 Colecta de muestras de agua, para la determinación de DQO, DBO ₅ y sólidos.....	49
3.5 Determinación de parámetros fisicoquímicos.....	50
3.5.1 Mediciones in situ.....	50
3.5.2 Mediciones ex situ.....	50
3.6 Limpieza de material	52
3.7 Preparación de diluciones.....	52
3.8 Pruebas exploratorias	53
3.9 Pruebas definitivas	53
3.10 Cálculo de la CL ₅₀	55
3.11 Unidades de toxicidad	55
3.12 Análisis estadístico.....	55
CAPÍTULO IV	57
4. RESULTADOS.....	58
4.1 Clima mensual de Chetumal, México	58
4.2 Bioensayo exploratorio.....	59
4.2.1 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos exploratorios (temporada de nortes).....	60
4.3 Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de secas.....	62
4.4 Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de secas.....	92
4.5 Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de secas.....	93
4.6 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos (Temporada de secas).....	95
4.7 Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de lluvias.....	98
4.8 Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de lluvias.....	125

4.9	Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de lluvias.....	126
4.10	Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos de la temporada de lluvias.....	128
4.11	Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de nortes.....	131
4.12	Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de nortes.....	158
4.13	Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de nortes.....	159
4.14	Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos (temporada de nortes).....	161
4.15	Comparación de las temporadas evaluadas.....	164
4.15.1	Comparación general de la CL ₅₀	164
4.15.2	Comparación de la mortalidad	165
4.16	Comparaciones generales	166
4.16.1	Comparación de <i>Daphnia magna</i> con <i>Laeonereis culveri</i>	166
4.16.2	Comparación de DQO, DB05, OD y SST	167
4.16.3	Gráficas de relación de DBO ₅ y OD.....	169
4.17	Relación de la mortalidad de los efluentes respecto al tiempo de exposición.	170
4.17.1	Temporada de secas.....	170
4.17.2	Temporada de lluvias.....	175
4.17.3	Temporada de nortes.....	179
CAPÍTULO V.....		184
5.	DISCUSIONES.....	185
CAPÍTULO VI		197
6.	CONCLUSIONES.....	198
CAPÍTULO VII.....		200
7.	RECOMENDACIONES.....	201
CAPÍTULO VIII		202
8.	REFERENCIAS	203
CAPÍTULO IX		216
9. 1	ANEXO I.....	217
9.1.1	Comparación de la CL ₅₀ de las temporadas evaluadas.....	217
9.1.3	Gráficas de los parámetros fisicoquímicos.....	219
9.2	ANEXO FOTOGRÁFICO. EFLUENTES EVALUADOS.	225

RESUMEN

La contaminación de los ecosistemas acuáticos deriva principalmente de las actividades antropogénicas y se aceleran con el crecimiento industrial y urbano. La deficiencia del tratamiento de las aguas residuales, así como la mala disposición de los residuos sólidos y las descargas clandestinas representan fuentes potenciales de contaminación para los cuerpos de agua. La Bahía de Chetumal presenta problemas de contaminación relacionadas con las descargas de aguas residuales. El objetivo de este trabajo fue determinar los niveles de toxicidad de los efluentes que desembocan en la Bahía de Chetumal utilizando *Daphnia magna*, así como la determinación de los parámetros fisicoquímicos de cada efluente, esto se efectuó en las tres temporadas (secas, lluvias y nortes) características de la zona de estudio.

Se realizaron muestreos para la recolección de agua de cada efluente. De igual forma se efectuó la separación, conteo y aclimatación de los organismos de prueba. Se realizaron bioensayos exploratorios y definitivos para los efluentes Dina, Chevrolet, Sam's, Poder judicial, Muelle fiscal, Obelisco, Refugio de aves, Mega escultura, CETMAR y Proterritorio. Se efectuaron conteos durante un periodo de 48 horas.

Mediante el método Probit con un intervalo de confianza de 95 %, se determinó la concentración letal media (CL_{50}) correspondiente a cada efluente. Los resultados de las pruebas mostraron que *Daphnia magna* es sensible ante los diferentes efluentes evaluados. El efluente más tóxico fue Muelle fiscal (17.65 %), seguido por CETMAR (19.41 %), mientras que el menos tóxico fue Proterritorio (53.76 %). La temporada de secas fue la que presentó un mayor porcentaje de organismos muertos. Con respecto a la unidad de toxicidad aguda (U.T.) se tiene que los efluentes presentaron niveles desde moderadamente hasta altamente tóxicos. Los parámetros de DQO, DBO₅, SST y OD influyeron en la toxicidad de los efluentes, y en la mayoría de los casos incumplieron con los límites máximos permisibles establecidos por la normatividad. De acuerdo a los resultados se tiene que las descargas hacia la bahía de Chetumal resultan perjudiciales para *D. magna*, de igual forma los factores ambientales presentan influencia en la toxicidad de estas descargas.

Palabras clave: contaminación, efluentes, bioensayos, toxicidad, Daphnia magna.



CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN

1.1 INTRODUCCIÓN

La contaminación de los ecosistemas acuáticos aumenta constantemente, es un fenómeno universal (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016), derivado principalmente de las actividades antropogénicas y acelerándose con el crecimiento industrial y urbano. El impacto mayoritario viene de las descargas de origen doméstico e industrial, que contiene altas cargas de materia orgánica, convirtiéndose en la principal fuente de contaminación de los ecosistemas acuáticos. Generalmente estas aguas residuales carecen de tratamiento y al final terminan vertidas en cuerpos de aguacercanos y/o zonas costeras. De igual forma las descargas clandestinas vertidas a la red de alcantarillado pluvial representan una fuente adicional de contaminación (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009). Otras fuentes son los residuos sólidos que son arrojados en las vialidades, los lixiviados de los rellenos sanitarios y flujos de retorno generados por las actividades agropecuarias (Guzmán-Coliset *al.*, 2011) que terminan infiltrándose en los mantos acuíferos o llegan directamente a las aguas superficiales. Por esta razón, la agricultura es la fuente difusa principal de contaminación (Escobar, 2002).

Las aguas residuales varían en su composición de acuerdo con su origen, generalmente contiene una alta carga de materia orgánica, compuestos químicos, detergentes, plaguicidas (Caso-Gregori, 2016), metales pesados, grasas y aceites, organismos coliformes (Crites y Tchobanoglous, 2000), entre otros. Para el 2010 a nivel nacional se colectaba a través de los sistemas de alcantarillado el 89.9 %, equivalente a 6.7 miles de millones de metros cúbicos de las aguas residuales generadas por la población, de la cual sólo el 434 % (2.857 miles de millones de metros cúbicos) recibían algún tipo de tratamiento (CNA, 2011). La aplicación de un método de tratamiento para las aguas residuales depende de su naturaleza, así como de sus propiedades fisicoquímicas. Por lo regular se aplican tratamientos biológicos, adsorción con carbono activado, filtración con membranas o tratamientos químicos convencionales (Caso-Gregori, 2016).

Los parámetros fisicoquímicos y pruebas de toxicidad aguda sirven para valorar las condiciones del agua de los efluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales de acuerdo con la normativa de la NOM-003-SEMARNAT-1997 (Guerrero-Jiménez *et al.*,

2017). Para la determinación del nivel de contaminación de un medio acuático se puede emplear diversos análisis químicos, físicos o biológicos. Para la evaluación de la calidad del agua se usan principalmente tres parámetros indicadores (DQO, DBO₅, SST) ya que estos muestran influencia antropogénica desde el punto de vista de la afectación por la presencia de centros urbanos e industriales que producen desechos líquidos de calidad diferenciable (Compendio de estadísticas ambientales, 2010). La Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) es un indicador para la evaluación de la carga contaminante generada (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009) se usa para la determinación de la contaminación biológica del agua a través de la medición de los requerimientos de oxígeno demandado por una población de microorganismos y para evaluar los efectos de las descargas de los efluentes domésticos e industriales sobre la calidad de los cuerpos receptores y la capacidad para asimilar las descargas. La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es otro parámetro importante para evaluar la agresividad de las descargas tanto industriales como municipales, es la cantidad de materia orgánica e inorgánica susceptible de ser oxidada por un oxidante fuerte, generalmente dicromato de potasio (Juárez-Juárez *et al.*, 2009). Los sólidos, específicamente los sólidos suspendidos totales (SST) permite conocer la capacidad de un cuerpo de agua de soportar la diversidad de vida acuática, el incremento de los niveles de SST puede ocasionar que esta capacidad se pierda; la cantidad de sólidos disueltos totales (SDT) es otro indicador de la calidad de agua. La temperatura, pH, conductividad y el oxígeno disuelto son parámetros que ejercen influencia sobre los procesos químicos y biológicos que ocurren en los cuerpos acuáticos (Hem, 1985). La determinación de sulfatos, fosfatos, de compuestos de nitrógeno (Londoño-Carvajal *et al.*, 2010), silicio, salinidad, entre otros parámetros complementan la evaluación de la calidad del agua. Todos los parámetros antes mencionados son factores limitantes para la supervivencia de los organismos acuáticos. Sin embargo, la principal desventaja, es el elevado costo de los equipos y reactivos empleados, además de que no son prueba suficiente para la evaluación de la contaminación, es por eso importante los estudios de toxicidad para la valoración de los potenciales efectos sobre la vida acuática (APHA, 1992).

La toxicología es una disciplina de gran ayuda para el estudio de los efectos de sustancias tóxicas (Capó-Martí, 2007), mientras que la ecotoxicología evalúa los efectos

biológicos de sustancias tóxicas descargadas al ambiente acuático utilizando bioensayos de laboratorio (APHA, 1992). Las pruebas de toxicidad permiten recabar información necesaria para dar fundamento para la protección de los organismos, que se encuentren afectados por los niveles de contaminación, ya que evalúa los efectos adversos de un compuesto sobre organismos vivos bajo condiciones estandarizadas y reproducibles (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016). Generalmente se emplean bioensayos con organismos bioindicadores para poder monitorear los efectos de ciertas sustancias. Los organismos que se emplean tienen que ser muy sensibles, ya que, si su tolerancia es alta, será muy difícil detectar si la sustancia en estudio es tóxica o genera alguna alteración en el organismo.

Para la evaluación de la toxicidad de las aguas residuales existen diversas técnicas, en la cual se emplean organismos de los distintos niveles tróficos, entre los más destacados están las bacterias, protozoos, crustáceos, poliquetos, entre otros. El microcústaceo *Daphnia magna* ha sido ampliamente utilizado como organismo de prueba en estudios de toxicidad aguda y crónica, debido a su sensibilidad a agentes tóxicos (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016). Como ventajas principales del empleo del cladóceros, *D. magna*, se tiene la implementación de procedimientos de bajos costos, la eficiencia de la prueba, así como la capacidad de demostrar respuestas biológicas, razones por la cual fue empleado como organismo de prueba en el presente estudio.

La ciudad de Chetumal presenta serios problemas con la generación de aguas residuales ya sea por el deficiente tratamiento de las plantas de tratamiento, así como por las descargas clandestinas efectuadas en las redes de alcantarillado pluvial. Actualmente cuenta con tres plantas de tratamiento: Centenario, Santa María y Fovissste V Etapa. El destino de las aguas tratadas es el suelo o el acuífero a través de pozos de absorción, provocando serios problemas a la Bahía de Chetumal, ya que a diario recibe descargas de aguas residuales. Las filtraciones de las fosas sépticas, la disposición inadecuada de los residuos sólidos, así como los aportes de agroquímicos utilizados en la rivera del Río Hondo, representan fuentes de contaminación puntuales y dispersas (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009). La Comisión de Agua Potable y Alcantarillado (CAPA), asegura que las aguas tratadas de la ciudad cumplen el 90 % de la NOM-001-SEMARNAT-1996, teniendo un 40 % de cobertura del drenaje sanitario (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009). Sin embargo, a pesar de

encontrarse dentro de la normatividad, el impacto de los vertidos sobre la biota acuática puede ser evidente. El 60 % de la población carece de saneamiento y elimina sus aguas residuales mediante “pozos negros”, fosas sépticas “mal diseñadas” y el drenaje pluvial mediante conexiones clandestinas. Lo anterior afecta la calidad del agua de la Bahía de Chetumal, debido a que el drenaje pluvial tiene salida directa a este cuerpo de agua y a que la utilización de las “fosas” y/o “pozos negros”, ocasionan infiltraciones de las aguas residuales a las corrientes subterráneas que tienen como destino final la misma bahía (Quintal-García *et al.*, 1998).

1.2 ANTECEDENTES

1.2.1 Contaminación de cuerpos acuáticos.

La liberación de sustancias tóxicas en los ecosistemas acuáticos produce una variedad de respuestas complejas en los organismos, razón por la que es preciso su evaluación (Silva *et al.*, 2007). La contaminación del agua implica un estado cualitativo de impureza o suciedad de las aguas hidrológicas de una cierta región. Es un proceso de reducción de la pureza por acción externa (Preul, 1998). La contaminación del medio acuático tiene sus fuentes principales en las descargas municipales, emisarios submarinos directos, drenajes pluviales que recorren los sistemas de alcantarillado llevando consigo aguas servidas domésticas e industriales. La contaminación aportada a las aguas superficiales y subterráneas ha evolucionado de acuerdo con el desarrollo industrial y crecimiento poblacional, el primer impacto a los cuerpos de agua es la disminución de oxígeno disuelto y el incremento del contenido de bacterias y materia orgánica (Saldaña *et al.*, 2002). En América Latina y el Caribe las descargas domésticas e industriales son la causa principal de la contaminación hídrica. Entre el 80-90% de las aguas residuales generadas en el Caribe, son descargados al mar, contribuyendo en las zonas costeras con una carga contaminante anual de 506,482 ton/año DBO. La actividad agrícola es la principal fuente difusa de contaminación de aguas dulces, estuarinas y costeras (Escobar, 2002).

En Chile un aproximado del 82% del total de las aguas residuales municipales que se generan llega al mar a través de veintisiete cuencas hidrográficas, presentando mayores impactos las zonas costeras. En Costa Rica un aproximado del 20 % de la contaminación de las aguas residuales tiene sus orígenes de efluentes no tratados de aguas residuales urbanas. Los ríos de Porto Alegre en Brasil presentan un gran enriquecimiento de nutrientes ocasionado por los efluentes industriales y municipales que este recibe. En Perú se tiene un estimado de 52 cuencas hidrográficas contaminadas por desechos municipales y contaminantes industriales en las zonas costeras. El 90 % de los ríos de el Salvador se encuentran dragados por los vertimientos de las aguas residuales no tratadas. El río Guayas en Ecuador, es la vía de introducción de contaminantes en el Golfo Guayaquil, a través de dicho río circula el 75 % de todas las descargas domésticas e industriales. Venezuela de

igual forma presenta problemas de contaminación en sus ríos debido a efluentes industriales, provocando la contaminación al Golfo de Maracaibo. En México 20 de las 218 cuencas se encuentran fuertemente contaminadas, las altamente impactadas son el río Lerma, Panuco, San Juan, Balsas, Blanco, Papaloapan, Culiacán y Coatzacoalcos (Escobar, 2002).

1.2.2 Estudios ecotoxicológicos.

En vista de los problemas que se generan por la presencia de aguas residuales y sustancias contaminantes, se han efectuado diversos estudios para determinar la calidad del agua, los niveles de toxicidad que presentan y el grado de afectación en la biota.

Wells *et al.*, (1994) determinaron la toxicidad de efluentes de aguas residuales textiles de ciertas industrias seleccionadas, con el cladóceros *Daphnia pulex* se realizaron bioensayos agudos, estáticos a 48 horas por un periodo aproximado de 2 años (1985-1987). Los efluentes presentaron una toxicidad baja, con una CL_{50} media del 74.14 %, indicando que la fuente de problema no es estacional y no se le puede atribuir a un proceso específico de la planta. Encontraron que la presencia de Zinc en los efluentes fue el promotor de la toxicidad obtenida.

Gaete *et al.*, (2005) evaluaron la toxicidad de las aguas del río Biobío afectadas por las descargas de los efluentes de dos industrias de celulosa (Industria A e industria B), a través de bioensayos con larvas de *Chironomuspiger*. Los resultados no mostraron efectos tóxicos de las aguas receptoras. En las aguas receptoras del efluente de la industria A, se observó una estimulación significativa del crecimiento de las larvas de *C. piger*, en las aguas receptoras de la industria B, no se observó un efecto sobre el crecimiento de las larvas. Tampoco, se encontró correlación entre el crecimiento y las concentraciones de halógenos orgánicos adsorbibles (HOA) y halógenos orgánicos extraíbles (HOE).

Movahedianet *al.*, (2005) evaluaron la toxicidad de los efluentes de diferentes unidades de la Planta de tratamiento de aguas residuales de Isfahán, mediante ensayos agudos a 48 horas. La CL_{50} y U.T. para aguas residuales sin procesar fueron 30 % volumen/volumen (v/v) y 3.33, respectivamente. Para los efluentes preliminares, primarios

y secundarios la CL50 fueron de 32, 52 y 85 % (v/v), respectivamente, con 3.1, 1.9 y 1.8 de U.T. correspondientemente.

En Bogotá, Solano Padilla (2007) ante la falta de tratamiento de las aguas residuales, presentó un proyecto para los efluentes de la PTAR del municipio de Chía, donde promueve la investigación de la reutilización de las aguas residuales y formas alternativas para la mejora de la producción de cultivos. Desarrolló ensayos de toxicidad con semillas de *Lactuca sativa L* con la finalidad de determinar los riesgos y a la vez la calidad que debe tener el efluente de la PTAR para su uso agrícola y así proponer alternativas de solución; obteniendo que la dilución óptima del efluente para riego de hortalizas es del 80%.

Sung-Ra *et al.*, (2008) evaluaron la toxicidad de efluentes de nueve plantas de tratamiento de aguas residuales de Corea del Sur, utilizando *Daphnia magna*. En los ensayos con *D. magna* se observaron toxicidad en el 34 % de las muestras de efluentes, sin embargo, el valor de la unidad tóxica biológica (U.T.) mostró una respuesta no tóxica. Mediante el análisis químico y los experimentos de bioensayos se logró determinar que los metales pesados (Cu y Zn) son los causantes del efecto tóxico en el organismo evaluado.

Villamarín-Jiménez *et al.*, (2013) efectuaron pruebas de toxicidad con dos efluentes de ALCO Ltda, que vierten sus aguas a la bahía de Cartagena (el efluente Cospique descarga desechos industriales y el efluente Casimiro donde se vierten aguas de enfriamiento), para analizar su efecto en los peces estuarinos *Gambusia affinis* en un tiempo de 24, 48, 72 y 96 horas de exposición, con sistemas estáticos y sin recambio. El efluente Cospique resultó ser el de mayor letalidad, respecto al efluente ALCO Ltda, se encontró que a mayor concentración hay mayor mortalidad y menor tiempo letal medio.

Barrios-Ziolo *et al.*, (2016) analizaron la toxicidad de efluentes de aguas residuales (a la entrada y salida de los sistemas de tratamiento) de cuatro de las empresas más representativas de los sectores productivos: textil, químico, papel y saneamiento, en *Daphnia magna*. Los resultados reportan que la dosis letal a las 24 horas para las daphnias indica altos niveles de toxicidad en los vertimientos de aguas residuales de dichos sectores. Los sectores químico y textil presentaron aguas residuales más tóxicas, seguidos por el sector de papel y finalmente el sector de tratamiento de aguas residuales. La concentración

efectiva (CE₅₀) a 48 horas en los influentes de tratamiento para el sector papel fue del 12.5 %, para el tratamiento de aguas residuales 17 % y para textiles 5 %; en los efluentes, el sector químico tuvo una CE₅₀ del 6 %, para el sector papel fue del 50 %, para el tratamiento de aguas residuales 59 % y para el sector textil 28 %.

Guerrero-Jiménez *et al.*, (2017) realizaron un monitoreo de aguas residuales mediante pruebas de toxicidad con el cladóceros *Daphnia magna* y el rotífero *Lecanequadriidentata*. Como resultado se obtuvo una CL₅₀ en el influente de 25.71 % y 3.88 unidades de toxicidad (U.T.) para *L. quadriidentata* y para *D. magna* de 31.51 % y 3.17 U.T. En el efluente se obtuvo una CL₅₀ de 60.71 % con 1.64 U.T. para *L. quadriidentata*, mientras que en *D. magna* no se presentó toxicidad.

Pese a que los estudios específicos sobre toxicidad en diversos organismos no se encuentran en la reglamentación mexicana, existe una norma mexicana NMX-AA-087-SCFI-2010, en la que se establece el método para la medición de toxicidad aguda mediante *Daphnia magna*, Straus (Crustacea-Cladocera), dicha norma detalla el desarrollo de ensayos ecotoxicológicos que permiten determinar la presencia de algún grado de contaminación que esté afectando a organismos que habitan en un cuerpo de agua.

1.2.3 Bahía de Chetumal

La Bahía de Chetumal ha sido punto peculiar de investigaciones, se han realizado estudios relacionadas con la diversidad biológica, calidad del agua, metales pesados, entre otras (Nah-Song, 2016). Por ejemplo, en el año de 1996, El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR) y la Comisión Nacional del Agua (CNA) llevaron a cabo un estudio para determinar la calidad del agua de la bahía de Chetumal. Para determinar los contaminantes de origen urbano, los muestreos se realizaron en nueve diferentes puntos en transectos de 100 metros, a partir de la línea de costa hacia aguas adentro. Los resultados indicaron que el agua de la Bahía de Chetumal presenta contaminación de origen urbano en materia de coliformes fecales, detergentes, grasas y aceites y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO); contaminantes que rebasan los límites máximos permisibles de aguas para uso recreativo y vida acuática (Quintal-García, *et al.*, 1998).

El primer estudio sobre la evaluación de toxicidad de los efluentes que desembocan en la bahía de Chetumal fue efectuado por Nah-Song (2016), donde determinó la concentración letal media (CL₅₀) empleando como organismo bioindicador al poliqueto *Laeonereis culveri*. De los diez efluentes evaluados, el correspondiente al punto del muelle fiscal presentó mayor toxicidad.

En el presente estudio se empleó al cladóceros *Daphnia magna* para la evaluación de toxicidad de los efluentes que se vierten a la bahía, ya que es un organismo que pertenece al zooplancton, además de ser ampliamente recomendado, se siguió el protocolo establecido en la norma NMX-AA-087-SCFI-2010 “Análisis de agua-Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia magna*, *Stratus* (Crustacea-Cladocera)-Método de prueba”. Con el estudio preliminar realizado con el organismo bentónico (*Laeonereis culveri*) se efectuó la comparación del grado de afectación respecto a las especies a lo largo de la columna de agua. La determinación de los parámetros fisicoquímicos *in situ* y *ex situ*, permitió obtener más información sobre la calidad del agua de los efluentes y observar si estas afectan a los organismos presentes en el medio estudiado.

1.3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

1.3.1 Justificación

La Bahía de Chetumal declarada Santuario del manatí, es una zona estuarina en la cual convergen diversos efluentes a lo largo de la zona conurbada, los cuales posiblemente son originados por las infiltraciones que se presentan en las estructuras antiguas de las redes de drenaje sanitario, descargas clandestinas en la red de drenaje pluvial y finalmente por las infiltraciones de agua residual provenientes de las fosas sépticas, además de las contribuciones del río Hondo por la actividad agropecuaria de la región. De acuerdo con lo anterior y a estudios realizados en la bahía, tales como las de Ortiz-Hernández *et al.*, (1997; 2009), Bravo-Medrano (2008), Carrión-Jiménez *et al.*, (2013), Nah-Song (2016), por mencionar algunos, se considera que dicha bahía presenta un grado de contaminación, misma que pone en riesgo a la población; ya que la exposición a aguas contaminadas ya sea por actividades de consumo o de contacto (recreación), puede conducir a un riesgo significativo para la salud humana (Osuolale & Okoh, 2015).

Los estudios ecotoxicológicos son muy escasos para la bahía, hasta el momento solo se cuenta con la investigación realizada por Nah-Song (2016) en la cual determina la CL₅₀ de diez efluentes que desembocan en la zona de estudio. Por lo tanto, es importante la replicación del trabajo, para valorar la toxicidad en otras especies, tales como con el cladóceros *Daphnia magnay* de igual forma evaluar la incidencia de los factores ambientales en la toxicidad. La realización de los bioensayos en las tres temporadas (secas, lluvias y nortes) características de la ciudad permitirá comparar la variabilidad de los resultados. La determinación de parámetros fisicoquímicos (Oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad, temperatura, DQO, DBO y los sólidos en todas sus formas) brinda información complementaria sobre la calidad de los efluentes que desembocan en la Bahía de Chetumal. La medición de estos parámetros permite identificar de forma sencilla las variaciones composicionales tanto espaciales como temporales de los efluentes, además son muy útiles para la determinación del grado de contaminación orgánica e inorgánica, ya que tienen una influencia importante en el medio acuático al actuar como factores limitantes para supervivencia de los organismos presentes en el medio. Contemplando el trabajo de Nah-

Song (2016), y los resultados obtenidos en este estudio, se evaluó el grado de afectación de la columna de agua.

El empleo del cladóceros *Daphnia magna* para los bioensayos, resulta muy favorable ya que es un organismo sensible ante la presencia de perturbaciones, por lo que es factible para la determinación de la toxicidad de los efluentes en estudio. Los bioensayos con *Daphnia magna* para efluentes se encuentra normado en la NMX-AA-087-2010. En métodos normalizados (APHA, 1992) se describe el procedimiento de prueba de toxicidad para *Daphnia*, de igual forma USEPA (US Environmental Protection Agency), USEPA TSCA (US Environmental Protection Agency Toxic Substance Control Act), USEPA FIFRA (US Environmental Protection Agency Federal Insecticide, Fungicide, Rodenticide Act) y OCED (Organization for Economic Co-operation and Development) cuentan con métodos estandarizados para evaluar la toxicidad acuática con este organismo (Sánchez, 2006 citado por Uc-Peraza, 2009).

1.3.2 Objetivos

1.3.2.1 Objetivo general

- Evaluar la toxicidad aguda de los efluentes de la zona urbana que desembocan en la Bahía de Chetumal, utilizando a *Daphnia magna*.

1.3.2.2 Objetivos específicos.

- Determinar la CL_{50} para cada uno de los efluentes que desembocan en la Bahía.
- Determinar el efluente con mayor nivel de toxicidad.
- Determinar los parámetros fisicoquímicos (OD, pH, CE, DQO, DBO₅ y sólidos) in-situ y ex-situ de cada efluente tanto.
- Determinar el grado de toxicidad de cada efluente evaluado en las tres temporadas.

1.3.3 Preguntas de investigación

- ¿Cuál es la CL_{50} para cada uno de los efluentes que se vierten en la Bahía de Chetumal?
- ¿Cuál de los efluentes tendrá mayor toxicidad?
- ¿Cuáles son los valores de los parámetros fisicoquímicos de cada efluente?

1.3.4 Hipótesis

- La CL_{50} variará de acuerdo con el efluente, permitiendo clasificarlos desde tóxico hasta muy tóxico.
- En un estudio anterior se determinó que el efluente presente en el muelle fiscal es el de mayor toxicidad, por lo que se espera la mayor toxicidad en ese mismo efluente.
- Los valores de los parámetros fisicoquímicos variarán de acuerdo con el efluente, y a la época estacional evaluada.

1.4 ÁREA DE ESTUDIO

La bahía de Chetumal se encuentra ubicada en la zona sureste de la península de Yucatán, compartida geográfica y políticamente por México y Belice (Carrillo *et al.*, 2009), se encuentra entre las coordenadas 17°50'45.33''N, 88°04'00.05''O y 17°51'09.38''N, 88°12'43.71''O. Es un cuerpo de agua semi-cerrado (Carrillo *et al.*, 2009) somero, oligotrófico y con agua salobre en su parte interna la cual tiene poco intercambio con el agua de mar. Se encuentra rodeada de flora y fauna asociadas a comunidades tropicales de humedal, manglar y diversos tipos de vegetación terrestre, como las selvas bajas y medianas (Hernández-Arana *et al.*, 2009). Es una cuenca receptora de varios tributarios de agua dulce entre los que destaca: el río Hondo, el sistema lagunar Guerrero, Río Nuevo (Belice), Laguna Shipstern (Belice), así como escurrimientos de los humedales en la parte norte, a través de los arroyos Río Crik y Siete Esteros, mismos que le confirieren condiciones estuarinas.

Las características climáticas de la bahía indican que corresponde a una región tropical (Carrillo *et al.*, 2009). La temperatura media anual es de 26.1°C y la precipitación promedio anual es de 1,244.7 mm (Carrillo *et al.*, 2009). Asimismo, en la ciudad se presenta el fenómeno de “karsticidad”, que es la disolución de las calizas de origen orgánico y la circulación subterránea del agua proveniente de la infiltración de la lluvia, lo que origina cavernas y pasajes subterráneos. Presenta tres periodos estacionales bien marcados, secas, lluvias y nortes con episodios drásticos de tormentas tropicales y huracanes.



CAPÍTULO II MARCO TEÓRICO

2. MARCO TEÓRICO

2.1. AGUAS RESIDUALES

La Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996 define a las aguas residuales como aquellas cuya composición es variada y proviene de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicio, agrícola, pecuaria, doméstica, incluyendo fraccionamientos y en general cualquier otro uso, así como la mezcla de ellas, a los que puede agregarse, eventualmente aguas subterráneas, superficiales y pluviales (Blazquezy Montero, 2010) por efecto de infiltraciones a los conductos del alcantarillado o por la implementación de sistemas combinados de drenaje pluvial y sanitario. El Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA, 2014) la define como aquella cuyas características originales han sido modificadas por actividades humanas y que por su calidad requieren un tratamiento previo antes de ser reusadas, vertidas a un cuerpo natural o descargadas al sistema de alcantarillado.

Las aguas residuales pueden ser (Fernández-Alba *et al.*, 2006):

- Aguas residuales domésticas, que vienen siendo aquellas que proceden de viviendas y de servicios generadas particularmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
- Aguas residuales industriales, son aquellas vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no pertenezcan a aguas domésticas y/o aguas de esorrentía pluvial.
- Aguas urbanas, pueden ser las mismas aguas residuales domésticas o la mezcla de estas con aguas residuales industriales y/o aguas de esorrentía pluvial. Las cuales son captadas en un sistema colector y enviadas a una planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR)

Los constituyentes de las aguas residuales se pueden caracterizar como físicos, químicos y biológicos. Entre los cuales podemos encontrar sólidos, compuestos orgánicos biodegradables, constituyentes inorgánicos disueltos, metales pesados, nutrientes, patógenos y polutantes orgánicos prioritarios (Crites y Chobanoglous, 2000).

2.1.1 Constituyentes de las aguas residuales.

Entre los análisis más empleados para estimar los constituyentes de las aguas residuales son: determinación de los sólidos en todas sus formas, turbiedad, transmitancia, color, olor, temperatura, densidad, conductividad, amonio libre, nitrógeno orgánico, nitrógeno total Kjeldahl, nitritos, nitratos, fósforos (inorgánico, orgánico y total),), pH, alcalinidad, cloruros, sulfatos, metales, gases, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Carbono Orgánico Total (COT), organismos coliformes, microorganismos específicos, toxicidad, entre otras (CritesyChobanoglous, 2000).

2.1.2 Características físicas

- **Sólidos.**

El agua residual contiene una variedad de materiales sólidos, estas pueden encontrarse en materia flotante, suspendida, coloidal y disuelta (Ramos-Olmos *et al.*, 2002). Los materiales gruesos son removidos generalmente antes de ser analizados los sólidos en la muestra (CritesyTchobanoglous, 2000). Los análisis efectuados a los sólidos son importantes para el control de procesos de tratamientos biológicos y físicos de aguas residuales, de igual forma son de importancia para la evaluación del cumplimiento de las limitaciones que regulan su vertimiento (APHA, 1992). La importancia de la determinación de los sólidos en las aguas residuales radica en el aspecto que estas puedan provocar en el medio receptor, en especial cuando el cuerpo receptor tiene fines recreativos y/o de conservación. De igual forma es importante su conocimiento para el tratamiento de las aguas residuales, pues vienen impactando en los costos, ya que tiene una relación directa con la cantidad de sólidos que se requieran eliminar.

El concepto de sólidos en todas sus formas conforma diez determinaciones que complementan el análisis del contenido de residuos en una muestra de agua. Estas determinaciones se efectúan mediante procedimientos gravimétricos. Los sólidos se clasifican como:

- **Sólidos totales (ST):** es el residuo remanente después que la muestra ha sido evaporada y secada a una temperatura específica (103 a 105 °C). Representan la totalidad de material suspendido y disuelto.

- Sólidos volátiles totales (SVT): sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los ST son calcinados ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$). Los SVT al igual que los SFT indican una medida de la materia orgánica presente. La materia orgánica es oxidada perdiéndose como gas, mientras que la fracción inorgánica se queda en forma de ceniza (Ramos-Olmos *et al.*, 2002).
- Sólidos fijos totales (SFT): residuo que permanece después de incinerar los ST ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$).
- Sólidos suspendidos totales (SST): fracción de ST retenido sobre un filtro con un tamaño de poro específico medido después de que ha sido secado a una temperatura específica. El filtro más usado es el de Whatman de la fibra de vidrio que tiene un tamaño de poro de aproximadamente $1.58\ \mu\text{m}$. La determinación de este es de importancia significativa para el análisis de aguas contaminadas y de aguas residuales, puesto que permiten valorar la concentración de materia orgánica presente. Los sólidos suspendidos son los causantes de la turbidez del agua (Ramos-Olmos *et al.*, 2002).
- Sólidos suspendidos volátiles (SSV): estos pueden ser volatilizados e incinerados cuando los SST son calcinados ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$).
- Sólidos suspendidos fijos (SSF): residuo remanente después de calcinar SST ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$).
- Sólidos disueltos totales (SDT) (ST-SST): sólidos que pasa a través del filtro y luego son evaporados y secados a una temperatura específica (NMX-AA-20-1980). Son componentes que comprenden partículas del tamaño de los iones y de los coloidales, con magnitudes que oscilan entre 0.001 y una micra (Ramos-Olmos *et al.*, 2002).
- Sólidos disueltos volátiles (SDV) (SVT-SST): sólidos que pueden ser volatilizados e incinerados cuando los SDT son calcinados ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$).
- Sólidos disueltos fijos (SDF): residuo remanente después de calcinar los SDT ($500\pm 50^{\circ}\text{C}$).
- Sólidos sedimentables: sólidos suspendidos que se sedimentarán por fuera de la suspensión dentro de un periodo de tiempo específico. Para la determinación de este, se coloca una muestra de agua residual en un cono Imhoff de 1 L y anotar el

volumen de sólidos en mililitros que sedimenta después de un periodo de tiempo (1 hora). Cerca del 60% de total de sólidos suspendidos en aguas residuales municipales son sedimentables.

En la **figura 1** se muestra de forma esquemática la relación entre los diferentes tipos de sólidos.

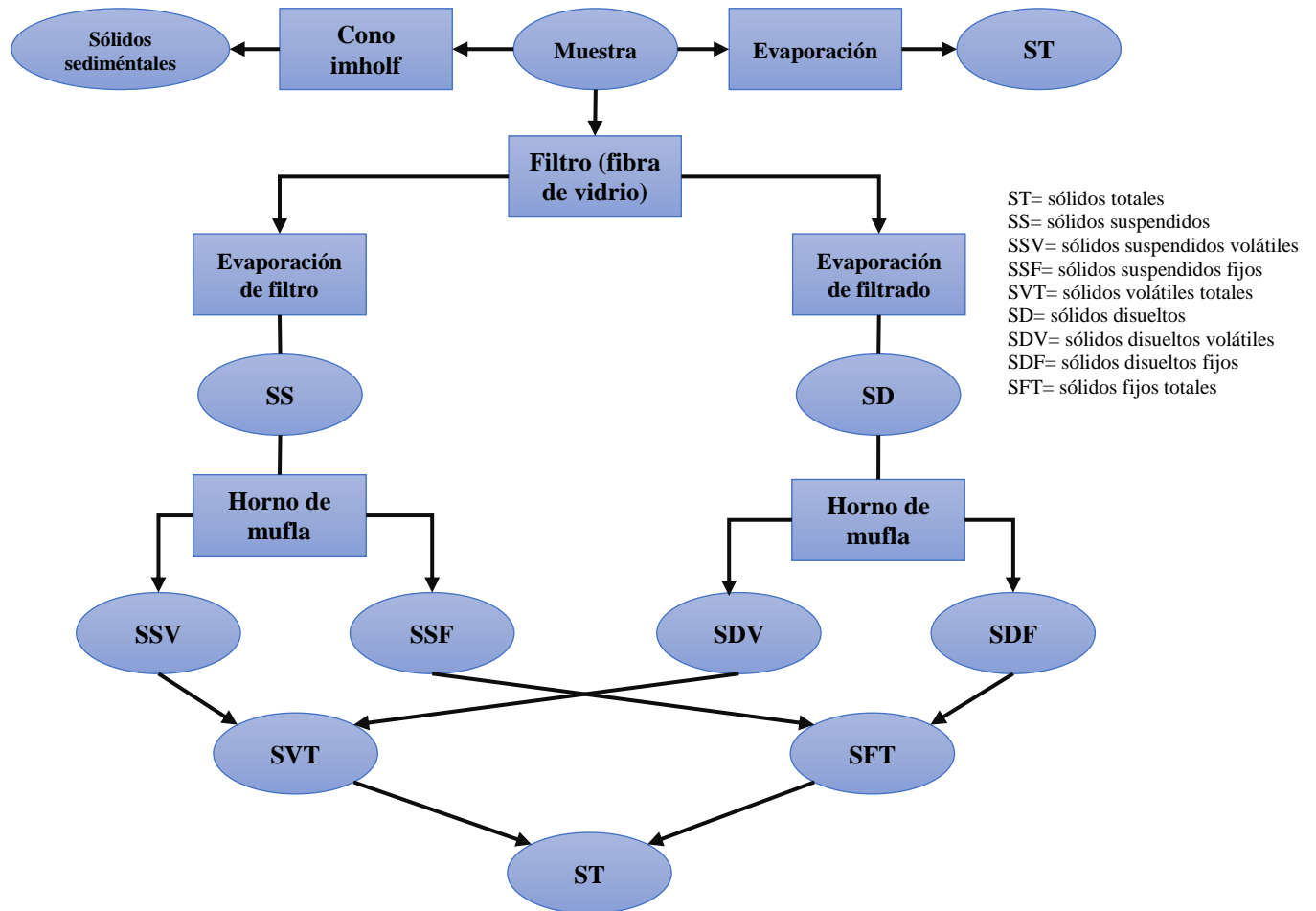


Figura 1. Interrelación de los valores de las fracciones de sólidos encontrados en aguas residuales. Fuente: Crites y Chobanoglous (2000).

- **Conductividad**

La conductividad eléctrica (CE) del agua es la medida de la capacidad de una solución para concluir la corriente eléctrica (Severiche-Sierra *et al.*, 2013), cuya capacidad depende de la presencia de iones y de su concentración total, de su movilidad, valencia, concentraciones relativas y la temperatura de la medición (APHA, 1992). El valor de la

medida de CE es usado como parámetro sustituto de la concentración de sólidos disueltos totales (SDT) y a partir de ella se determina la salinidad del agua residual y la posibilidad de que sea empleada para riego. El CE se expresa en micromhos por centímetro ($\mu\text{mho/cm}$) en unidades del sistema inglés y como miliSiemens por metro (mS/m) en unidades del sistema internacional. Para la determinación de sólidos mediante la CE, se tiene la siguiente expresión:

$$TDS\left(\frac{\text{mg}}{\text{L}}\right) \approx CE\left(\frac{\mu\text{mho}}{\text{cm}} \text{ o } \frac{\text{dS}}{\text{m}}\right) \times (550 - 700)$$

2.1.3. Características químicas inorgánicas

Entre los constituyentes químicos inorgánicos se tiene nutrientes, constituyentes no metálicos, metales y gases. Entre los nutrientes se encuentra el amoníaco libre, nitrógeno orgánico, nitritos, nitratos, fósforo orgánico y fósforo inorgánico; de estos los más importantes son el nitrógeno y el fósforo ya que son los causantes principales del crecimiento indeseable de plantas acuáticas. El pH, alcalinidad, cloruros y sulfatos son considerados para la estimación de la capacidad de reutilización de aguas residuales tratadas, de igual forma son consideradas como pruebas para el control de varios procesos de tratamiento. Las pruebas que se efectúan para los metales sirven para estimar la capacidad de digestión de biosólidos y el compostaje de lodos en aplicación sobre el suelo.

- **pH**

El pH se usa para medir la concentración de ion hidrógeno en una solución y esta concentración está relacionada con la extensión de la reacción de disociación de las moléculas del agua; y se define como el logaritmo negativo de la concentración de ion hidrógeno:

$$pH = -\log_{10}[H^+]$$

El pH se puede determinar con un pH metro o con soluciones y papeles indicadores que cambian de color a diferentes valores de pH (Crites y Tchobanoglous, 2000). La NMX-AA-008-SCFI-2016 establece los métodos de prueba para la determinación del pH, distingue entre métodos colorimétricas y electrométricos. Los colorimétricos son aquellos

en los que se emplea indicadores que desarrollan una gama de colores a diferentes pH. Mientras que el método electrométrico implica la medición de la fuerza electromotriz de una celda electroquímica, que consta de la muestra, un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia.

El pH adecuado para la existencia de la mayor parte de la vida biológica se encuentra entre 5 y 9. Cuando las aguas residuales presentan pH inferiores o superiores a los óptimos, de presenta el difícil tratamiento mediante procesos biológicos; además este parámetro debe ser ajustado antes de ser vertidos para así evitar la alteración de cuerpo receptor (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.1.4 Características químicas de compuestos orgánicos agregados

La materia orgánica presente en el agua residual se constituye de proteínas, carbohidratos y grasas y aceites, mismas que pueden determinarse por medio de diferentes análisis (Crites y Tchobanoglous, 2000), estos análisis pueden ser clasificados en dos tipos: las que determinan cuantitativamente una cantidad conjunta de materia orgánica que consta de componentes orgánicos con una característica en común, y las que determinan cuantitativamente compuestos orgánicos individuales (APHA, 1992).

2.1.4.1 Caracterización de la materia orgánica agregada.

Se realizan en las aguas residuales tratadas y no tratadas, con la finalidad de estimar el desempeño de los procesos de tratamiento y estudiar su comportamiento en las fuentes receptoras. Esta caracterización se conforma de la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno a los cinco días (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO) y el carbón orgánico total (COT).

- **DBO_5**

La Norma Mexicana (NMX-AA-028-SCFI-2001) define la DBO_5 como la estimación de la cantidad de oxígeno que requiere una población microbiana heterogénea para oxidar la materia orgánica de una muestra de agua en un periodo de 5 días a 20°C. La estimación de la DBO_5 se calcula mediante la diferencia entre el OD inicial y OD final, empleando el método de la medición del oxígeno consumido por una población microbiana

en condiciones en las que se ha inhibido los procesos fotosintéticos de producción de oxígeno en condiciones que favorecen el desarrollo de los microorganismos (NMX-AA-028-SCFI-2001). La DBO en las aguas residuales es resultado de materiales orgánicos carbónicos (utilizables como fuente de alimentación por organismos aeróbicos), nitrógeno oxidable (derivado de la presencia de nitritos, amoníaco, compuestos orgánicos nitrogenados) y compuestos químicos reductores (ion ferroso, sulfitos, sulfuros, que se oxidan por oxígeno disuelto) (Ramalho, 1996).

- **DQO**

Empleada para medir el material orgánico presente en las aguas residuales susceptibles a ser oxidadas químicamente con una solución de dicromato en medio ácido (Crites y Tchobanoglous, 2000). En la Norma Mexicana (NMX-AA-030/1-SCFI-2012) encontramos a la DQO, como la concentración de la masa de oxígeno equivalente a la cantidad de dicromato consumida por la materia disuelta y suspendida cuando una muestra de agua se trata con este oxidante bajo condiciones definidas. Esta prueba se lleva a cabo en un tiempo relativamente corto, aproximadamente en dos horas y media.

2.1.4.2 Análisis de compuestos orgánicos individuales

Para la determinación de estos compuestos, requieren de equipos sofisticados, como la cromatografía de gases (CG) y la cromatografía líquida de alta resolución (CLAR). Entre los compuestos de esta categoría se encuentran: compuestos orgánicos volátiles (COV), metano, compuestos orgánicos aromáticos volátiles, halocarbonos volátiles, trihalometanos y solventes orgánicos clorados, subproductos de la desinfección, fracción extractable con solventes básicos, ácidos y neutros, pesticidas, herbicidas, entre otros (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.1.5 Características biológicas

Son fundamentales para el control de enfermedades causados por organismos patógenos de origen humano. Entre los principales microorganismos presentes en aguas superficiales y aguas residuales, se encuentran las bacterias, hongos, algas, protozoos, plantas y animales, y virus. Estos microorganismos pueden clasificarse en eubacterias y

arqueobacterias; y de acuerdo con su requerimiento de carbono y energía, se pueden clasificar en heterótrofos, autótrofos, quimioorganótrofos, quimiolitótrofos y fotótrofos. De acuerdo con su capacidad de crecer en presencia o ausencia de oxígeno molecular, se pueden clasificar en: aerobios obligados, anaerobios obligados, anaerobios facultativos y anaerobios aerotolerantes. En función a la temperatura se tiene la clasificación siguiente: psicrófilas, mesófilas, termófilas e hipertermófilas (Crites y Tchobanoglous, 2000).

En las Normas Oficiales: NOM-001-SEMARNAT-1996, NOM-002-SEMARNAT-1996 y la NOM-003-SEMARNAT-1997, se establecen los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales, ya sea que se viertan en aguas de bienes nacionales, en sistemas de alcantarillado urbano o municipal o se empleen para el reúso a servicio públicos.

- Rotulado y cuidado de la muestra. Identificación de cada muestra con rótulos, sellamientos, registro en el libro de campo, registro de cuidado en el transporte, entrega de la muestra en el laboratorio, recepción de la muestra, y el orden del análisis de la muestra.
- Método de muestreo. Técnicas y equipos específicos usados en el muestro.
- Almacenamiento y preservación de la muestra. Clase de recipiente, método de preservación, tiempo máximo permitido para almacenamiento.
- Constituyentes de la muestra. Lista de parámetros a ser medidos.
- Métodos analíticos. Lista de los métodos y procedimientos a ser usados en el campo y en el laboratorio y los límites de detección de los diferentes métodos individuales.

En el momento de la toma de las muestras es muy recomendable que se determine la temperatura, pH y los gases disueltos de las muestras, ya que estas cambian rápidamente (APHA, 1992).

2.1.7 Métodos de análisis

Los métodos cuantitativos de análisis son gravimétricos, volumétricos o fisicoquímicos. Entre los métodos fisicoquímicos representativos se encuentran los métodos instrumentales como turbidimetría, colorimetría, potenciometría, polarografía, espectrometría de absorción, flurometría, espectroscopia y radiación nuclear. Los resultados de los análisis de muestras de agua residual son expresados en términos de unidades de medidas físicas y químicas (mg/L, g/m³, µg/L, ppm, %) (Crites y Tchobanoglous, 2000).

2.2 TOXICIDAD

La toxicología es la ciencia encargada del estudio de los efectos adversos de los agentes químicos sobre los organismos desde un punto de vista cualitativo y cuantitativo. El estudio cualitativo busca establecer la naturaleza de dichos efectos, mientras que el cuantitativo, determina la relación dosis-respuesta.

Un compuesto tóxico es aquel capaz de dañar un sistema biológico, interfiriendo en su funcionamiento normal u ocasionando la muerte. Para la comparación de los efectos tóxicos se emplea la dosis letal media (DL_{50}), que es la dosis que produce la muerte de la mitad de la población expuesta de forma aguda a un compuesto (Moreno-Grau, 2003).

La toxicidad es la capacidad de una sustancia para ejercer un efecto nocivo y/o adversos (APHA, 1992; Bartual-Sánchez, 1984) sobre un organismo o la biocenosis y dependerá tanto de las propiedades químicas del compuesto como de su concentración, tiempo de exposición y frecuencia de la exposición al tóxico, y su relación con el ciclo de vida del organismo (Ronco *et al.*, 2004). La respuesta de los organismos puede ser modificados por variables como la temperatura, formas químicas y disponibilidad (APHA, 1992).

Los ensayos de toxicidad han sido empleados para estimar la confiabilidad de las condiciones ambientales para la vida acuática, permiten establecer concentraciones aceptables de los parámetros de calidad convencionales en las aguas receptoras (oxígeno disuelto, pH, temperatura y turbiedad). De igual forma permiten estudiar los efectos de los parámetros de calidad del agua sobre toxicidad de las aguas residuales y estimar la toxicidad de estas para múltiples especies de organismos marinos, estuarinos y de agua dulce mediante ensayos; también permite establecer la sensibilidad relativa de un grupo de organismos acuáticos determinados a los efluentes y a los contaminantes habituales; permite estimar la magnitud que ha de tener el tratamiento de las aguas residuales para cumplir con los requerimientos de control de contaminación del agua, determinar la eficiencia de los métodos de tratamiento de aguas residuales, establecer los límites autorizados de descargas de efluentes y para determinar el cumplimiento de las normas de calidad del agua, y los criterios de calidad asociados con los permisos de descargas (APHA, 1992; Crites y Chobanoglous, 2000).

En los últimos años se ha demostrado la eficiencia y la gran utilidad de los resultados que brindan los ensayos de toxicidad, para la protección de la salud humana, la vida acuática y el ambiente ante los diferentes impactos generados por la descarga de los constituyentes de las aguas residuales a las aguas superficiales (Crites y Chobanoglous, 2000). Por lo general las pruebas de toxicidad acuática son utilizadas para poder detectar y evaluar los efectos potenciales toxicológicos sobre los organismos que habitan ese medio, de igual forma la información que proporcionan dichas pruebas se pueden utilizar para evaluar los riesgos de los agentes químicos del organismo y las condiciones de exposición (Villamarín-Jiménez *et al.*, 2013).

A pesar de que los organismos presentan sensibilidades variables frente a la toxicidad de los efluentes, la EPA ha podido comprobar que existe una correlación entre la toxicidad de los efluentes y las mediciones de la toxicidad en los cuerpos de aguas receptores en aquellos casos en los que se ha registrado la dilución del efluente, también ha comprobado que las predicciones de los impactos causados por la toxicidad, tanto en los efluentes como en los cuerpos receptores, realizadas a partir de los resultados obtenidos en los ensayos, se corresponden con las respuestas de la comunidad ecológica de los cuerpos receptores.

Los datos que se obtienen de las pruebas de toxicidad se utilizan para desarrollar permisos del Sistema Nacional de Eliminación de Desechos Contaminados (NPDES, por sus siglas en inglés) y para determinar el cumplimiento de los límites de toxicidad permisibles. Otra utilidad de las pruebas es para predecir el potencial de toxicidad aguda y crónica en el agua receptor, mediante la determinación de la CL₅₀ y sobre las diluciones adecuadas (EPA, 2002).

Crites y Chobanoglous (2000) determinaron que es importante obtener información estadística sobre la variabilidad de los resultados de la población de organismos estudiados, ya que la CL₅₀ es solo un valor medio. Los valores CL₅₀ se pueden determinar en forma gráfica o analítica utilizando metodología estadística como la de Spearman Karber, media móvil, método binomial o el método Probit; se especifican los resultados para un límite de confianza del 95%. Por lo común, los valores CL₅₀ son calculados con base en la supervivencia de organismos expuestos entre 48 y 96 horas.

En los Estados Unidos varias agencias han incorporado, los ensayos de toxicidad, dentro de sus normas de protección de la vida acuática, concentraciones de vertimientos expresados en términos de unidades tóxicas (UT). La unidad tóxica aguda (UTa) es el inverso de la concentración de agua residual que causa efecto agudo al finalizar el periodo de exposición (Crites y Chobanoglous, 2000).

$$UTa = 100/CL_{50}$$

Las unidades de toxicidad son una medición de la toxicidad de una muestra en múltiplos de CE₅₀, CL₅₀, mismas que deben determinarse para todas las descargas a cuerpos de agua que se sospechen sean tóxicas y también en estaciones de muestreo de este. Dichas estaciones de muestreo se deben colocar de forma que se permita obtener un perfil espacial de la toxicidad en el cuerpo de agua (Thomann, 1988).

2.3 ECOTOXICOLOGÍA

La ecotoxicología es una rama de la ciencia definida por Butler en 1978, cuya finalidad es estudiar y analizar los efectos de agentes químicos y físicos sobre organismos vivos, terrestres o acuáticos, con particular atención a poblaciones y comunidades de ecosistemas definidos (Ronco *et al.*, 2004), estudia la polución, su origen y efectos sobre los seres vivos y sus ecosistemas (Capó-Martí, 2007). El objetivo de esta ciencia es desarrollar protocolos de ensayos para ser utilizados como herramientas de predicción temprana que permitan definir umbrales permisibles, con niveles de incertidumbre aceptables y sirvan de guía a las entidades reguladoras para la toma de decisiones (Ronco *et al.*, 2004).

La ecotoxicidad acuática es un estudio cualitativo y cuantitativo de los efectos adversos o tóxicos que producen los xenobióticos, sobre los organismos acuáticos a diferentes niveles de organización, desde el nivel celular, pasando a organismos individuales, hasta comunidades y el ecosistema en general (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016).

2.4 BIOENSAYOS

La FAO indica que un bioensayo es una prueba en la cual un tejido vivo, un organismo o un grupo de organismos son usados como agentes para la determinación de la potencia de alguna sustancia fisiológicamente activa de acción desconocida (Villamarín-Jiménez, 2013). Es una herramienta de diagnóstico adecuada para determinar el efecto de agentes físicos y químicos sobre organismos de prueba bajo condiciones experimentales específicas y controladas (Ronco *et al.*, 2004; GIBA, 2014). Los bioensayos han sido ampliamente ejecutados para la evaluación de efectos tóxicos agudos o crónicos de sustancias químicas, así como de muestras ambientales de composición incierta (Silva *et al.*, 2007).

Los efectos que se pueden presentar en los organismos son tales como muerte, crecimiento, proliferación, multiplicación, cambios morfológicos, fisiológicos o histológicos, los cuales pueden manifestarse a diferentes niveles, desde estructuras subcelulares o sistemas de enzimas, hasta organismos completos, poblaciones o comunidades. También se tiene que el potencial nocivo de una sustancia tóxica puede ser contrarrestado por el sistema biológico a través de diferentes estrategias, como las reacciones metabólicas de detoxificación, excreción de tóxicos, entre otros. Por lo que se tiene que la toxicidad que se evalúa en un bioensayo es el resultado de la interacción entre la sustancia y el sistema biológico (Ronco *et al.*, 2004).

No existe ningún organismo o biocenosis que pueda ser empleado para evaluar todos los efectos posibles sobre el ecosistema bajo las diversas condiciones abióticas y bióticas presentes. Por lo general los bioensayos desarrollados para la evaluación de desechos residuales como las aguas servidas y los efluentes, traen consigo problemas experimentales, esto es debido a las mezclas complejas que se presentan en estas aguas, que por lo regular contienen sustancias poco solubles, volátiles, inestables, coloreadas y/o partículas coloidales en suspensión (Ronco *et al.*, 2004).

Los ensayos de toxicidad se clasifican de acuerdo con su duración, método de adición de las soluciones a ensayar y los objetivos del ensayo (Crites y Chobanoglous) (**Tabla 1**).

Tabla 1. Clasificación de los bioensayos.

Duración del ensayo	Método de adición de las soluciones a ensayar	Objetivos del ensayo
*Corto plazo	*Estático	*Cumplimiento de normas
*Mediano plazo	*Con recirculación	*Permisos de descarga
*Largo plazo	*Con renovación o flujo pistón	*Estudios en zona de mezcla

Los ensayos de toxicidad aguda consisten en la exposición capaz de producir una respuesta rápida, observada dentro de 48 o 96 horas (Crites y Tchobanoglous, 2000), cuyo objetivo es establecer cuantitativamente la toxicidad de un compuesto mediante su administración en dosis únicas relativamente altas, capaces de causar la muerte de parte de los organismos expuestos (Moreno-Grau, 2003).

La toxicidad aguda se puede definir mediante la concentración letal media (CL_{50}), la cual toma como punto de terminación del ensayo la mortalidad de los organismos o mediante la concentración efectiva (CE_{50}) cuyo punto de terminación es la aparición de un efecto subletal (Crites y Chobanoglous, 2000). Cuando la exposición es capaz de producir una respuesta subletal a largo plazo, que por lo general viene siendo la décima parte de la vida media de la especie, se le denomina toxicidad crónica; y se considera toxicidad acumulada cuando los efectos son ocasionados por exposiciones sucesivas (APHA, 1992).

En los ensayos crónicos se emplean por lo general la concentración máxima de ensayo que no produce efecto (NOEC, por sus siglas en inglés) y este se sitúa por debajo de la concentración más baja del ensayo que produce efectos (LOEC por sus siglas en inglés) (De la Torre *et al.*, 2004). Para la determinación de estos valores se realiza el análisis de comparación de medidas (*t Student*, Dunnet), con la finalidad de verificar la significancia estadística en el porcentaje de efecto (Sobrero y Ronco, 2004).

Los bioensayos han sido desarrollados y estandarizados por agencias internacionales como: American Section of the International Association for Testing Material (ASTM) y

Environmental Protection Agency (EPA). Los bioensayos de toxicidad representan una fuente de información para la evaluación ecológica de los efectos de los contaminantes tóxicos (Ronco *et al.*, 2004). Dentro de los cuales podemos encontrar:

- Bioensayos subletales (24h): se consideran los efectos sobre los estados de vida más sensibles de los organismos utilizados. Este tipo de ensayo se enfoca en la observación de cambios que se producen debajo del nivel que causa la muerte.
- Bioensayos agudos (24h-48h): cuantifican las concentraciones letales de un compuesto o efluente a una especie en particular. Los efectos presentados son severos o mortales y suelen expresarse en términos de la CL_{50} (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016).
- Bioensayos crónicos: son aquellos donde se mide el efecto de un compuesto durante su ciclo de vida. La respuesta por analizar es la inhibición o aumento en las tasas de reproducción o crecimiento del organismo (GIBA, 2014).

Los resultados que se obtienen en los bioensayos deben ser altamente confiables y reproducibles, razón fundamental por la cual los laboratorios deben desarrollar programas de control de calidad que aseguren la exactitud de los datos obtenidos. La validación y aprobación de los resultados obtenidos en bioensayos requieren de un programa de aseguramiento y control de calidad (ACC) bien diseñados y aplicados con regularidad (Díaz-Báez *et al.*, 2008)

- Programa de aseguramiento: sirven de guía de operación del laboratorio. Se concreta en el diseño de un plan de trabajo, consignado en un manual operativo. El plan debe ser extenso para poder ser aplicable en la mayoría de las actividades que se lleven a cabo, de igual forma debe ser lo suficientemente flexible para permitir cambios ocasionales cuando este se requiera. Otro punto que incluir en el plan es la organización del laboratorio, los objetivos de calidad con relación a precisión y exactitud, los procedimientos de muestreo y custodia de las muestras, los protocolos de prueba, los procedimientos de calibración y los sistemas de auditoría.
- Cartas de control: son herramientas de registro que brindan los elementos de juicio para establecer los intervalos aceptables de variación de la respuesta de los organismos de prueba a un compuesto tóxico de referencia, con un margen de

confianza del 95%. Representa el medio de referencia para evidenciar el control de la sensibilidad de la especie empleada, de la estabilidad de la respuesta biológica y de la repetitividad de los resultados obtenidos. Esta carta se genera a partir de los resultados de pruebas sucesivas con el compuesto tóxico de referencia seleccionado, para el cual se obtiene el valor de la concentración de efecto medio (CL₅₀/CE₅₀/CI₅₀). La carta puede iniciarse con un mínimo de cinco datos y posteriormente se realizan los ensayos complementarios, hasta conseguir una serie de veinte resultados (Díaz-Báez *et al.*, 2008).

2.4.1 Blanco de procedimiento

Se recomienda incluir por cada lote de muestras, cuando las muestras son sometidas a un proceso de extracción o concentración previo a un análisis de toxicidad. Su preparación depende del método aplicado, sin embargo, debe seguir todo el protocolo establecido para la muestra. La toxicidad resultante para el blanco no debe exceder el 10 %.

La sensibilidad de las pruebas depende del número de réplicas por concentración, el nivel de significancia establecida y el tipo de análisis estadístico que se lleve a cabo. La sensibilidad de la prueba tiene una relación directamente proporcional con el número de réplicas, ya que esta aumenta conforme aumentan las réplicas. Los factores que pudieran interferir en el éxito y precisión de un ensayo de toxicidad son:

- Experiencia y habilidad del analista
- Edad, condición y sensibilidad de los organismos de prueba
- Calidad del agua de dilución
- Control de temperatura
- Calidad de alimentos suministrados a los organismos (Díaz-Báez *et al.*, 2008).

2.4.2 Método Probit

Consiste en la aplicación de correlaciones estadísticas para estimar las consecuencias desfavorables sobre la población. La concentración letal media CL_{50} de cierto compuesto evaluado, se determina mediante una relación lineal que se obtiene a partir del porcentaje de efecto o mortalidad (reemplazados por valores PROBIT) y el logaritmo de la concentración es posible encontrar (SINCHI, 2016).

2.5 ORGANISMO BIOINDICADOR

Un organismo bioindicador es aquel cuya existencia, características estructurales, funcionamiento y reacciones, dependen del medio en el que se desarrollan y cambian al modificarse las condiciones ambientales (GIBA, 2014). Estos organismos responden a las variaciones de un determinado factor abiótico o biótico del ecosistema, de tal forma que la respuesta reflejada en el cambio de valor en una o más variables de cualquier nivel del organismo o sus cambios, puedan llamarse también variables bioindicadoras (González-Coto, 2014). Por tanto, los bioindicadores deben ser seleccionados por su sensibilidad o tolerancia a diversos parámetros (Vázquez-Silva *et al.*, 2006).

La EPA (2002) indica que las especies que se empleen en la caracterización de la toxicidad aguda de efluentes y/o recepción de aguas dependerán de los requisitos de la autoridad reguladora y de los objetivos de la prueba. Los organismos de prueba deben ser de buena calidad y estar disponibles en todo el año. Se debe identificar al organismo empleado, en caso de que no se tenga certeza, se debe enviar una muestra representativa a un experto en taxonomía para confirmar la identificación.

La pulga de agua (*Daphnia magna*) es uno de los organismos más usados en los bioensayos acuáticos (Silva *et al.*, 2003). De igual forma los poliquetos son importantes organismos de prueba debido a su diversidad y abundancia en casi todos los fondos marinos (Nah-Song, 2016).

Criterios para la selección de los organismos:

- Fácil obtención (cepario)
- Fácil mantenimiento
- Representatividad ecológica
 - De un grupo funcional (productores primarios, herbívoros, carnívoros, descomponedores)
 - De un grupo taxonómico (bacterias, peces, insectos, etc.)
 - De una ruta de exposición (dérmica, ingestión, branquial, combinadas, etc.)
- Con información sobre su sensibilidad a compuestos tóxicos (base de datos)
- Estadio más sensible

- Respuesta relevante a los compuestos tóxicos
- Sensibilidad a bajas concentraciones
- Sensibilidad a una amplia variedad de compuestos tóxicos
- Sensibilidad no redundante con otras especies
- Con información sobre su biología (Ramírez-Romero y Mendoza-Cantú, 2008).

Entre las limitaciones que se presenta al trabajar con bioindicadores se encuentra: el ajuste de índices bióticos para distintas regiones, el muestreo implica mayor tiempo, la información de cada bioindicador es cualitativa y para la identificación taxonómica se requiere experiencia (Vázquez-Silva *et al.*, 2006).

Algunos grupos de organismos que se emplean como bioindicadores de la calidad del agua son: bacterias (la presencia de coliformes indica contaminación fecal por descargas residuales), fitoplancton, macroinvertebrados bentónicos, organismos del necton y del plancton, entre otros.

El fitoplancton responde rápidamente a los cambios ambientales debido a su ciclo de vida, la mayoría de los cambios alteran la estructura de sus comunidades; en su condición de productor primario, este permite la entrada de energía al ecosistema y regula el régimen gaseoso, razón que le atribuye su importancia como indicador de alteraciones del medio marino (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016). Algunas algas microscópicas muestran una distribución amplia, mientras que otras presentan preferencias ambientales y otras presentan alta frecuencia de taxón en aguas fuertemente contaminadas, lo que sugieren su tolerancia o preferencia por algún compuesto químico o bioquímico. Las microalgas componen el primer eslabón de la cadena trófica en los sistemas acuático y se ha comprobado su sensibilidad a efluentes industriales.

Dentro de los macroinvertebrados acuáticos, los insectos representan el grupo más grande, siendo estos valiosos indicadores debido a su gran diversidad. Los macroinvertebrados bentónicos presentan una gran ventaja para su uso como indicadores de contaminación ya que se encuentran en todos los ecosistemas acuáticos, además de su naturaleza sedentaria que permite un análisis espacial efectivo de los efectos de las

perturbaciones. También presentan ventajas técnicas asociadas a los muestreos cuantitativos y análisis de las muestras, entre otras ventajas (Vázquez-Silva *et al.*, 2006).

Los bivalvos dulceacuícolas son buenos indicadores de contaminación, característica atribuible por sus hábitos sedentarios y su longevidad. De igual forma se ha demostrado que resisten prologados períodos de inanición y baja oxigenación, lo que representa una gran ventaja para su fácil en condiciones de cautiverio (Silva *et al.*, 2007).

2.6 *Daphnia magna*

Dentro del grupo de cladóceros, las especies del género *Daphnia* son las más utilizadas como organismos de prueba o de referencia en pruebas de toxicidad, debido a su amplia distribución geográfica, su importancia dentro de la comunidad zooplanctónica, facilidad de cultivo en el laboratorio, su reproducción partenogénica y el corto ciclo de vida (Díaz-Báez *et al.*, 2008).

La *Daphnia magna* comúnmente conocido como pulga de agua es un componente habitual del zooplancton, es una especie perteneciente a la familia Daphnidae, incluidas en la clase Crustacea, subclase Branchiopota, orden Diplostraca, suborden Cladóceras (Sánchez-Martínez, 2006), distribuyéndose de manera habitual en cuerpos de agua naturales, presas, bordos, charcas temporales y estanques confertilización orgánica, en diferentes partes del territorio nacional. Su reproducción es sexual y asexual, siendo la asexualidad una la modalidad característica importante en la implementación de cultivos controlados de laboratorio (Martínez-Jerónimo, 2008). Los daphnidos son crustáceos de tamaño pequeño, variando su longitud corporal entre 1-1.5 mm en los neonatos y de 4-6 mm en los neonatos (NMX-AA-087-SCFI-2010). El tamaño de estos organismos está estrechamente relacionado con la disponibilidad de alimento en el medio. López *et al.* (1996) indican que la longevidad de los cladóceros, *D. magna*, oscila entre 60 a 90 días, nunca exceden los 120 días (Gamez-Rojas y Ramírez-Riveros, 2008). En ambientes pobres de nutrientes en la cual se tienen escasos cambios referentes a supervivencia y crecimiento, las hembras tienden a producir descendientes relativamente grandes que corresponden a camadas con un pequeño número de individuos, caso contrario ocurren en ambientes enriquecidos.

La *D. magna* posee el cuerpo segmentado en tres regiones (Céfalón, pereon y pleon). El tagma cefálico está integrado por seis metámeros que tienden a fusionarse formando un caparazón bivalvo comprimido lateralmente que cubre el resto del cuerpo. Posteriormente se prolonga en una espina caudal. El caparazón no cubre el céfalón, siendo sustituido a este nivel por un escudo cefálico. Son evidentes dos pares de apéndices anteniformes: las anténulas, más reducidas en los adultos y con función sensorial en los juveniles, y las antenas con función trófica y locomotora en los juveniles y únicamente

locomotora en los adultos, que proporcionan un desplazamiento por natación “a saltos espasmódicos”, de ahí que los dafnidos sean conocidos bajo el nombre de “pulgas de agua” (**Figura 2**) (Sánchez-Martínez, 2006)

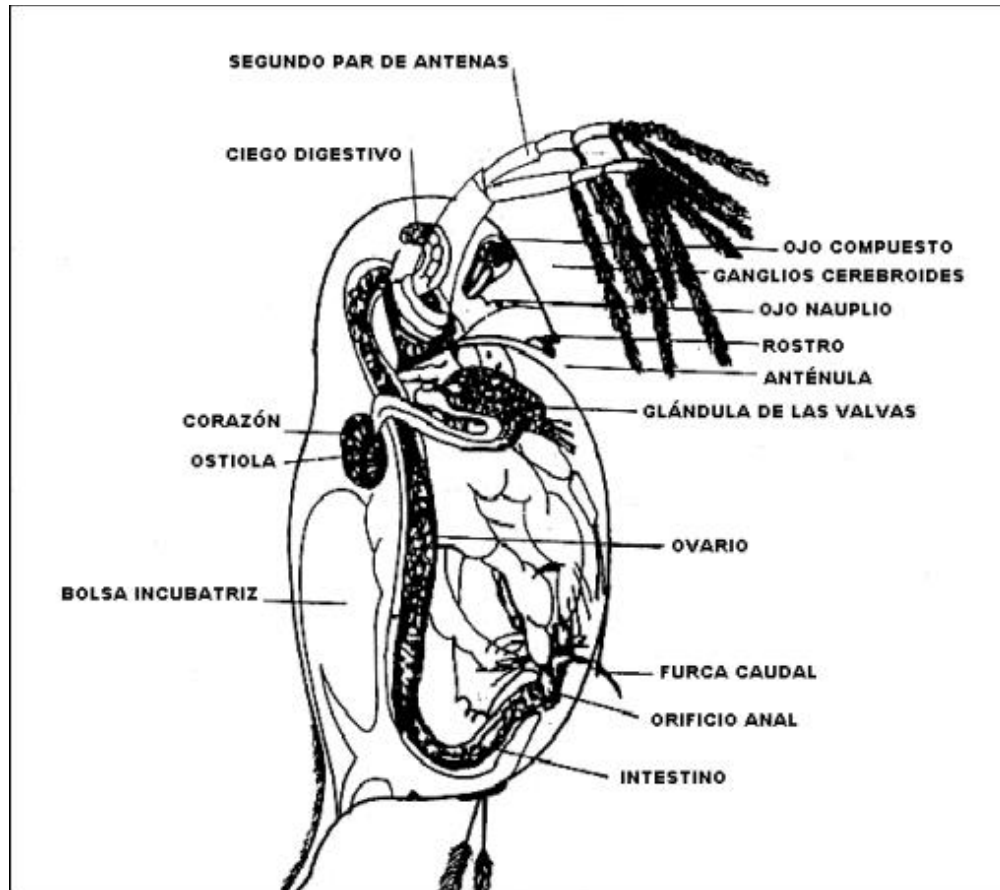


Figura 2. Morfología general de *Daphnia magna* (NMX-AA-087.SCFI-2010).

Estas especies son filtradoras, consumen una diversidad de partículas que incluyen diferentes especies de microalgas, así como materia orgánica en suspensión, esta es la razón por la cual se les considera componentes importantes en los ecosistemas acuáticos al permitir el flujo energético entre los productores primarios y órdenes superiores de consumidores, en las tramas tróficas de los sitios donde se distribuyen.

En la realización de bioensayos, por lo general se emplean los neonatos de esta especie, que vienen siendo los juveniles con edad menor a 24 horas, contada a partir de su expulsión de la cámara incubatriz (Martínez-Jerónimo, 2008). Estos organismos presentan mayor sensibilidad ante los plaguicidas (Buhl *et al.*, 1993 citado por Sánchez-Martínez

(2006)). Los ensayos de toxicidad con este organismo permiten determinar la letalidad de sustancias puras, aguas residuales domésticas e industriales, lixiviados, aguas superficiales o subterráneas, agua potables y agua de poro de sedimentos, entre otros (Díaz-Báez *et al.*, 2008).



CAPÍTULO

III

MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

Se colectaron muestras de agua en los diferentes efluentes que desembocan en la zona conurbada de la bahía de Chetumal, el monitoreo abarco las tres épocas estacionales características de la zona de estudio: secas (marzo-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-febrero) (**Figura 4**). El estudio incorporó la determinación de la CL₅₀ de cada uno de los diez efluentes contemplados, así como sus respectivas determinaciones fisicoquímicas *in situ* y *ex situ*.

3.1 Organismo de prueba: *Daphnia magna*.

Los cladóceros se obtuvieron del acuario “Albinos”. Obtenida la muestra, se efectuó la identificación y cuantificación de los organismos empleados en los bioensayos. La identificación se realizó con ayuda de un estereoscopio, para ello se colocó una sub-muestra en una caja Petri con una pipeta desechable de 3 mL de capacidad (**Figura 3**). Se seleccionaron los organismos que presentaban mayor movilidad y una longitud entre 1-1.5 mm, tamaño comprendido entre los neonatos (organismos de edad menor a 24 horas). Se requirió un total de 1510 daphnidos por temporada. Los daphnidos seleccionados fueron colocados en un recipiente con una amplia área superficial (contenedor de 30 x 150 x 40 cm, aproximadamente), con la finalidad de evitar que los organismos se estresen. Se mantuvieron durante el tiempo de aclimatación en un cuarto con una temperatura oscilante entre 18-22°C, con fotoperiodo (16 horas luz/ 8 horas oscuridad), oxígeno disuelto (OD) de 3 mg/L y pH entre 7.5-8.5.

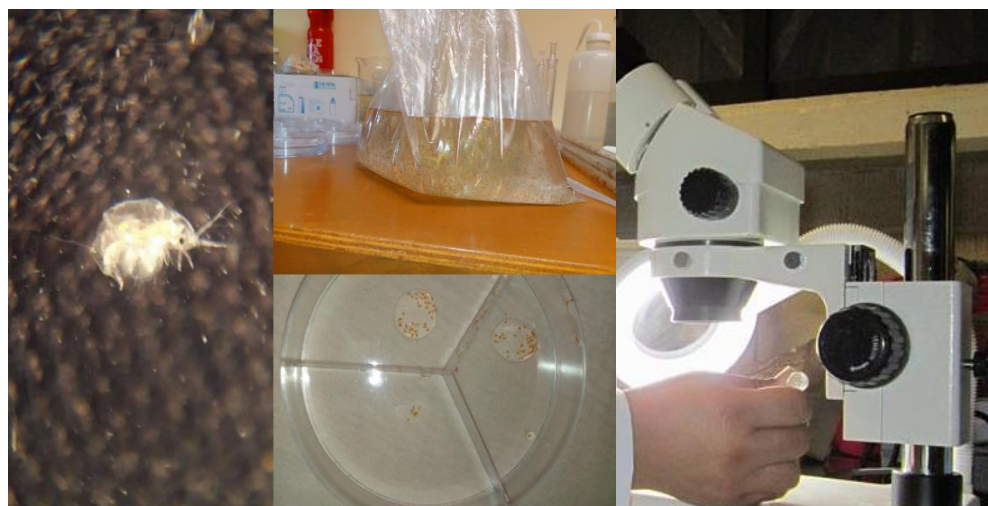


Figura 3. Identificación y cuantificación del organismo de prueba (*Daphnia magna*).

Los organismos restantes se mantuvieron en el mismo cuarto de aclimatación en un recipiente con un volumen aproximado de 180 litros, y se alimentaron con microalga *Spirulina* y levadura. Se aislaron de sustancias y/o reactivos químicos, debido a que son organismos muy sensibles, por lo que se procuró que el área esté libre de contaminantes y perturbaciones drásticas de temperatura. Las condiciones del cuarto de aclimatación son: temperatura: 18-22°C, fotoperiodo (16 horas luz/ 8 horas oscuridad) y sin aireación.

3.2 Origen de las muestras (efluentes).

Para la evaluación toxicológica y fisicoquímica de los efluentes, se tomaron muestras simples de agua de forma manual en los diez puntos de descarga señalados por Nah-Song (2016). En la **Tabla 2** se encuentran las coordenadas específicas de los puntos de muestreo (**Figura 4**).

Tabla 2. Ubicación geográfica de los efluentes.

	Efluente	Coordenadas
1	Dina	<i>18° 29' 3.07" N, 88° 18' 55.32" O</i>
2	Chevrolet	<i>18° 29' 50.70" N, 88° 18' 38.21" O</i>
3	Sam's	<i>18° 29' 39.20" N, 88° 18' 21.70" O</i>
4	Poder Judicial	<i>18° 29' 35.48" N, 88° 18' 4.04" O</i>
5	Muelle Fiscal	<i>18° 29' 34.72" N, 88° 17' 54.95" O</i>
6	Obelisco	<i>18° 29' 32.64" N, 88° 17' 51.45" O</i>
7	Refugio de aves	<i>18° 29' 1.04" N, 88° 17' 1.90" O</i>
8	Mega escultura	<i>18° 30' 9.06" N, 88° 16' 55.60" O</i>
9	CETMAR	<i>18° 30' 50.94" N, 88° 16' 31.38" O</i>
10	Proterritorio	<i>18° 31' 41.51" N, 88° 15' 58.63" O</i>



Figura 4. Ubicación de los efluentes en la Bahía de Chetumal.

3.3 Colecta de muestras de agua, para la evaluación toxicológica.

Con ayuda de una botella Niskin de 1 litro de capacidad, se colectó 1 litro de agua directamente de la desembocadura de cada efluente, la cual se depositó en una botella de plástico (previamente rotulados respecto al punto de colecta) con ayuda de un embudo. Las muestras fueron colocadas en una nevera para su posterior transporte al laboratorio para evitar que perdieran sus características y alterar los resultados en los bioensayos, este se efectuó de acuerdo a las indicaciones de la norma mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996. Se efectuaron 4 muestreos en total (febrero, marzo, septiembre, noviembre).

3.4 Colecta de muestras de agua, para la determinación de DQO, DBO₅sólidos.

Con ayuda de la botella Niskin se colectó un aproximado de 150 ml de agua directamente de la desembocadura de cada efluente (**Figura 5**). De igual forma se depositó en una botella de plástico etiquetada y se colocó en una nevera para su transporte, en el laboratorio se conservó a 4 °C, para mantener sus características. Los muestreos se efectuaron en los meses señalados con anterioridad.

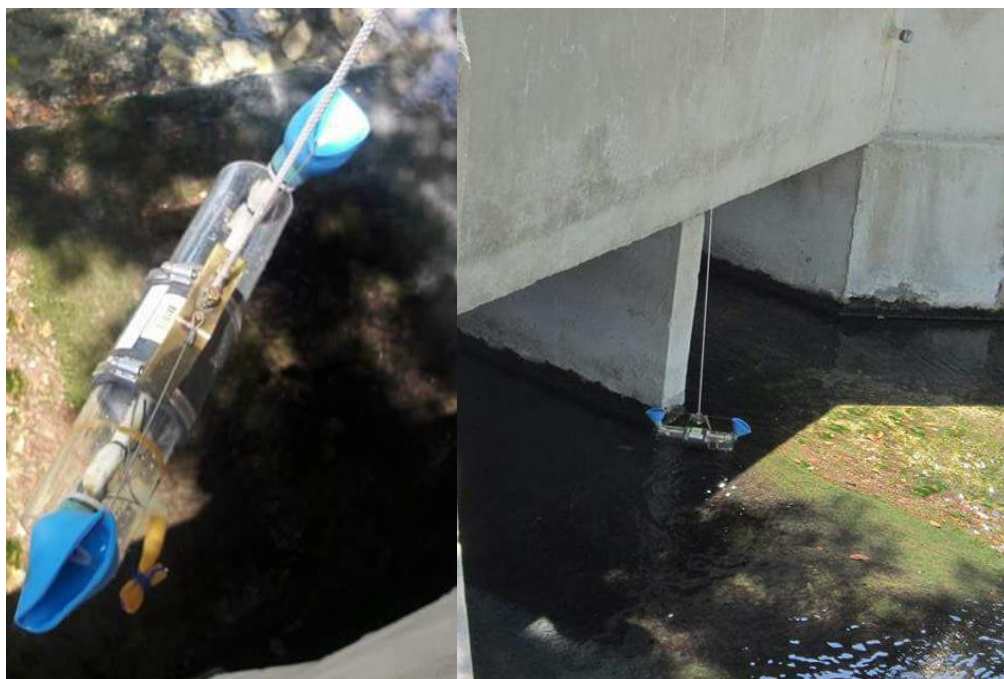


Figura 5. Toma de muestras de agua en los efluentes con ayuda de la botella Niskin.

3.5 Determinación de parámetros fisicoquímicos.

3.5.1 Mediciones in situ.

En campo, se midió para cada efluente el pH con ayuda de un potenciómetro marca HANNA, modelo HI991001, la temperatura con un termómetro de mercurio marca Brannan, oxígeno disuelto (OD) con un oxímetro marca HANNA y modelo HI9142 y la conductividad con un conductímetro marca HANNA, modelo HI9033. Estas mediciones se realizaron durante la colecta de agua para la evaluación toxicológica y para la empleada para las determinaciones de DQO, DBO5 y sólidos.

3.5.2 Mediciones ex situ.

- **Determinación de DQO**

Se realizó por medio del método de reflujo cerrado/ método espectrofotométrico, siguiendo la Norma NMX-AA-030-SCFI-2001. Se requirieron los reactivos de ácido sulfúrico (H_2SO_4), sulfato de plata (Ag_2SO_4), sulfato de mercurio ($HgSO_4$), dicromato de potasio ($K_2Cr_2O_7$) y biftalato de potasio ($HOCC_5H_4COOK$) para la curva de calibración. Se tomó una alícuota de 2.5 mL de muestra y se colocó en el tubo de ensayo, se le añadió 1.5 ml de la solución de digestión y 3.5 del reactivo de ácido sulfúrico, se agitó con un vórtex y se colocó en el digestor a 150 °C por una hora y media, posteriormente se realizó la lectura con el espectrofotómetro a 600 nm (**Figura 6**). Las pruebas se hicieron por triplicado.



Figura 6. Análisis de DQO (tubos de ensayo).

- **Determinación de DBO₅**

Se realizó siguiendo la norma NMX-AA-028-SCFI-2001 “determinación de la demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (DBO₅) y residuales tratadas”. Para ello se midió la cantidad de oxígeno que los microorganismos requieren para oxidar la materia orgánica. Se requirieron los reactivos de solución amortiguadora de fosfato, solución de sulfato de magnesio, solución de sulfato de magnesio, solución de cloruro de calcio, solución de cloruro férrico, solución de hidróxido de sodio, solución de sulfito de sodio y solución de cloruro de amonio. Se colocó 30 mL de muestra de agua en una botella Winkler y se aforo con agua de dilución, esto se realizó para cada efluente y el blanco. El oxígeno se midió antes y después de la incubación a cinco días, a una temperatura de $20 \pm 1^\circ\text{C}$. Las pruebas se hicieron por triplicado.

- **Determinación de sólidos.**

La determinación de sólidos en todas sus formas se efectuó tomando las consideraciones de Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA, 1992). Para las determinaciones se emplearon 20 ml de muestra de cada efluente, sistema de filtración (matraz Kitasato, embudo Büchner, filtros Whatman), balanza analítica, estufay mufla (**Figura 7**). Las pruebas permitieron el cálculo de sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos volátiles (SDV) y sólidos disueltos fijos (SDF).



Figura 7. Pesaje e incineración de las cápsulas de porcelana para la determinación de sólidos.

3.6 Limpieza de material

Los materiales empleados para la recolecta, bioensayos exploratorios y definitivos, y para las determinaciones fisicoquímicas, se lavaron previamente de forma cuidadosa para evitar interferencias en los resultados, por lo que se procuró eliminar todas las impurezas. Para el caso de los tubos de ensayo para la determinación de DQO, se requirió un lavado con ácido sulfúrico al 20%, mientras que el resto de material fue lavado con agua destilada.

3.7 Preparación de diluciones

Las diluciones de los efluentes que se emplearon fueron a concentraciones de 100, 75, 50, 25 y 12.5 %, tomando como referencia a Nah-Song (2016), las consideraciones de la norma NMX-AA-087-SCFI-2010 y recomendaciones de la EPA (1991).

Para el cálculo del volumen de muestra y volumen de agua destilada requerida se empleó la siguiente fórmula, contemplando un volumen total de dilución de 50 ml.

$$C_d V_{m1} = C_m V_{m2}$$

Donde:

C_d es la concentración de la dilución deseada (%), V_{m1} es el volumen de la muestra requerida para obtener la concentración deseada (50 mL), C_m es la concentración de la muestra (%), V_{m2} es la cantidad de muestra obtenida (mL). En la **Tabla 3** se indica el volumen empleado de muestra y agua destilada (**Figura 8**).



Figura 8.Preparación de las diluciones ensayadas.

Tabla 3. Volumen de agua destilada y muestra del efluente para realizar la dilución.

Concentración (%)	Volumen de muestra requerida (mL)	Volumen de agua destilada requerida.
12.5	6.25	43.75
25	12.5	37.5
50	25	25
75	37.5	12.5
100	50	0

3.8 Pruebas exploratorias

Las pruebas exploratorias permiten conocer el comportamiento general de los organismos expuestos y establecer aproximadamente la toxicidad de una solución, sirve para determinar si un efluente es tóxico o no (NMX-AA-087-1995-SCFI). La realización de ésta implica la exposición a múltiples concentraciones espaciadas con replicas únicas expuestas a un intervalo de 8 a 24 horas (APHA, 1992). En el presente estudio se efectuó el ensayo exploratorio en febrero (durante la temporada de nortes), los organismos se expusieron a 24 horas. Se emplearon las concentraciones antes mencionadas. En cajas Petri se colocaron 10 daphnias en 10 ml de dilución, se empleó un total de 510 organismos (50 cámaras más un control).

3.9 Pruebas definitivas

Considerando un factor de dilución de 0.5, se tiene las siguientes diluciones: 100, 75, 50, 25, 12.5 %. Se llevaron a cabo bioensayos de toxicidad aguda a 48 horas de tipo estático sin renovación, empleándose tres réplicas para cada concentración evaluada. La batería consistió en 150 cámaras más un control, para la cual se requirieron 1510 organismos.

Se emplearon cajas Petri de 8.5 cm de diámetro y 1.2 cm de altura, divididas en tres secciones (cada sección representó una réplica). En cada sección de la caja petri con 10 ml

de dilución, se colocaron 10 organismos utilizando una pipeta desechable. Se consideró la cantidad mínima de agua del medio que se extrajo junto con los organismos (**Figura 9**).

Todas las réplicas se monitorearon por 48 horas, realizando lecturas de mortalidad a la 1, 2, 4, 8, 18, 24, 36 y 48 horas de exposición. En cada intervalo se realizó el conteo de organismos inmóviles, los cuáles se consideraron como muertos, mismos que fueron retirados. El registro de la cantidad de organismos muertos en cada hora monitoreada se llevó a cabo en una hoja de Excel.

Se aceptó la viabilidad del bioensayo ya que el control no excedió el 10 % de mortalidad en los organismos.



Figura 9. Cámara de bioensayos de los efluentes con *Daphnia magna*.

3.10 Calculo de la CL₅₀

Para la determinación de la CL₅₀, con el límite de confianza al 95% a 48 horas, se empleó el Método Probit (Método de Unidades pirobalísticas), el cual permite evaluar la relación dosis-respuesta de un contaminante sobre un organismo (NMX-AA-087--SCFI-2010). Los resultados que se obtuvieron se graficaron mediante curvas de regresión Probit Empírico contra Log₁₀ de la concentración con ayuda de Microsoft Office Excel 2010.

3.11 Unidades de toxicidad

La unidad tóxica aguda (U.T.) permite clasificar el grado de toxicidad de las muestras, se obtiene mediante la siguiente relación:

$$UTa = 100/CL_{50}$$

Se obtuvo la U.T. de cada afluente, y con ayuda de la **Tabla 4**, se clasificó el grado de toxicidad de cada uno de los efluentes.

Tabla 4. Clasificación de toxicidad basada en Unidades de Toxicidad (Saldaña, *et al.*, 2002)

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

3.12 Análisis estadístico

Para el análisis general de los datos, se realizó un análisis exploratorio (estadística descriptiva), con el fin de conocer el comportamiento de los datos de mortalidad. Se efectuó

un análisis de varianza (ANOVA) de una vía (concentración del efluente) con un diseño de bloques al azar y un nivel de confianza del 95 %; con la finalidad de analizar las diferencias entre las concentraciones, considerando como variable de respuesta la mortalidad de *Daphnia magna* a 48 horas de exposición a los diferentes efluentes. Previamente para cubrir los requisitos del ANOVA paramétrico se aplicaron pruebas homogeneidad de varianza (Levene) y de normalidad (Shapiro-Wilk's). Los análisis estadísticos se realizaron con el software especializado STATISTICA versión 7.1. Se formularon las siguientes hipótesis de trabajo:

-Hipótesis nula= H_0 : No se encontró suficiente evidencia de la mortalidad entre las diferentes concentraciones de cada efluente.

-Hipótesis alternativa: H_A : Existe diferencia significativa de la mortalidad entre las diferentes concentraciones de cada efluente.

Al denotarse diferencias estadísticas se rechaza la hipótesis nula y se acepta la hipótesis alternativa.



CAPÍTULO IV RESULTADOS

4. RESULTADOS

4.1 Clima mensual de Chetumal, México

La temperatura ambiente de Chetumal se mantuvo dentro del intervalo de de 32.8-18.3 °C, siendo agosto con mayor temperatura y enero la de menor temperatura. La humedad se mantuvo entre el 73 y 80 %, mientras que la precipitación se encontró dentro del intervalo de 26.4 y 296.8 mm, donde septiembre fue el de mayor precipitación y marzo la de menor precipitación (**Figura 10**).

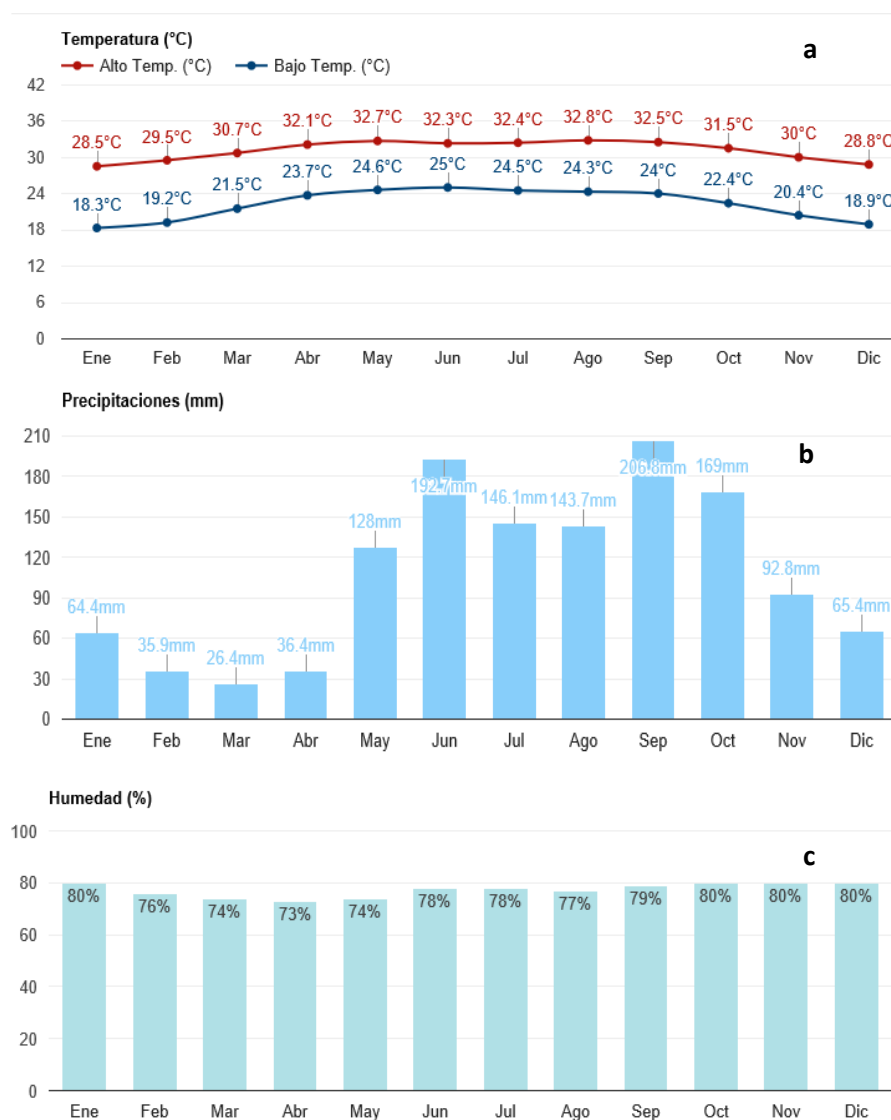


Figura 10: Temperatura media (a), precipitación media (b) y porcentaje de humedad media (c) de la ciudad de Chetumal. Fuente: Weather Atlas, 2002-2017.

4.2 Bioensayo exploratorio.

Los bioensayos exploratorios efectuados en la temporada de nortes (febrero) con los diez efluentes permitieron observar la sensibilidad de los organismos de prueba y la viabilidad de la realización de los ensayos. Con los datos de mortalidad, se calcularon los porcentajes correspondientes a cada uno de los efluentes. De los diez efluentes evaluados, nueve presentaron una mortalidad mayor o igual al 50 %, siendo Muelle fiscal el de mayor porcentaje de mortalidad con el 78 % y el de menor porcentaje registrado fue del 48 % correspondiente a Poder judicial. De acuerdo con los registros de mortalidad en cada una de las cinco concentraciones ensayadas a 48 horas, se tiene que el efluente Muelle fiscal fue el de mayor toxicidad al presentar una CL_{50} de 15.80 ± 4.46 y 6.32 de U.T., mientras que Proterritorio fue el de menor toxicidad con una CL_{50} de 42.66 ± 8.67 y 2.34 de U.T. (Tabla 5).

Tabla 5. Mortalidad registrada en los bioensayos exploratorios por cada efluente.

EFLUENTE	% MORTALIDAD	CL_{50} (%)	U.T.
Muelle fiscal	78	15.80 ± 4.46	6.32
Dina	74	19.00 ± 5.35	5.26
CETMAR	74	19.00 ± 5.40	5.26
Mega escultura	70	20.00 ± 4.56	4.99
Chevrolet	68	21.54 ± 5.57	4.64
Sam's	66	25.19 ± 7.50	3.96
Obelisco	66	22.03 ± 4.95	4.53
Refugio de aves	66	22.46 ± 3.98	4.45
Proterritorio	50	42.66 ± 8.67	2.34
Poder judicial	48	35.62 ± 9.21	2.80

De acuerdo con las unidades de toxicidad (U.T.), siete efluentes resultaron altamente tóxicos, mientras que tres resultaron tóxicos. Debido a la significativa toxicidad se realizaron bioensayos definitivos en las tres temporadas representativas de zona de estudios (secas, lluvias, nortes) con la finalidad de observar el comportamiento de los efluentes a lo largo del año.

4.2.1 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos exploratorios (temporada de nortes).

En la **tabla 6** se encuentran los valores promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* medidos en cada efluente. Los parámetros fueron medidos durante la toma de muestras de agua para la realización de los bioensayos y para la determinación de los parámetros fisicoquímicos *ex situ*. Los efluentes presentaron un pH considerablemente neutro, entre 6.07-7.00.

Tabla 6. Promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* de los efluentes en los bioensayos exploratorios correspondiente a la temporada de nortes.

Efluente	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS)	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH
Dina	28.5 ± 0.70	1.95 ± 0.07	5.15 ± 0.91	6.07 ± 0.32
Chevrolet	30 ± 0.00	1.75 ± 0.07	4.35 ± 2.47	6.12 ± 0.33
Sam's	28 ± 0.00	1.8 ± 0.00	5 ± 4.24	6.58 ± 0.84
Poder judicial	27.5 ± 3.53	1.6 ± 0.00	3.8 ± 2.68	6.52 ± 0.59
Muelle fiscal	30 ± 0.00	1.85 ± 0.07	4.2 ± 3.95	6.49 ± 0.41
Obelisco	29.5 ± 0.70	2.65 ± 0.07	5.1 ± 3.81	6.52 ± 0.13
Refugio de aves	28 ± 0.00	1.9 ± 0.28	4.7 ± 2.54	6.72 ± 0.13
Mega escultura	29 ± 1.41	1.9 ± 0.00	7.95 ± 1.20	6.81 ± 0.38
CETMAR	29.5 ± 0.70	1.85 ± 0.21	7.55 ± 0.35	6.77 ± 0.38
Protterritorio	27.5 ± 0.70	2.05 ± 0.21	8.95 ± 3.04	7.00 ± 0.19

En la **tabla 7** se encuentran los valores promedio y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *ex situ* determinados para cada efluente. El efluente correspondiente a Muelle fiscal presentó una DQO muy elevada de 557.33 mg/L con una DBO₅ de 58 mg /L, este punto mantiene una posible relación con el nivel más elevado de toxicidad. Sam's presentó una DQO de 7.33 mg/L, con una DBO₅ de 49 mg /L.

Tabla 7. Promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *ex situ* de los efluentes. Bioensayos exploratorios.

Efluente	DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)
Dina	10.33 ± 0.47	59.5 ± 0.70
Chevrolet	14.05 ± 0.07	57.5 ± 0.70
Sam's	7.16 ± 0.23	49.0 ± 0.00
Poder judicial	226.66 ± 0.94	49.0 ± 0.00
Muelle fiscal	557.29 ± 0.05	58.5 ± 0.70
Obelisco	187.16 ± 0.23	57.0 ± 0.00
Refugio de aves	60.33 ± 0.47	58.0 ± 0.00
Mega escultura	70.33 ± 0.47	58.5 ± 0.70
CETMAR	70.33 ± 0.47	47.5 ± 0.70
Proterritorio	60.33 ± 0.47	50.0 ± 0.00

4.3 Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de secas.

4.3.1 Dina

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Dina. Se registró una mortalidad del 90 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 8**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 8. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Dina.
Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos por concentración	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	27	90
75	30	25	83.33
50	30	19	63.33
25	30	12	40
12.5	30	7	23.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Dina para *Daphnia magna* fue de 29.76 ± 3.55 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9781$). En la **figura 11** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Dina (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

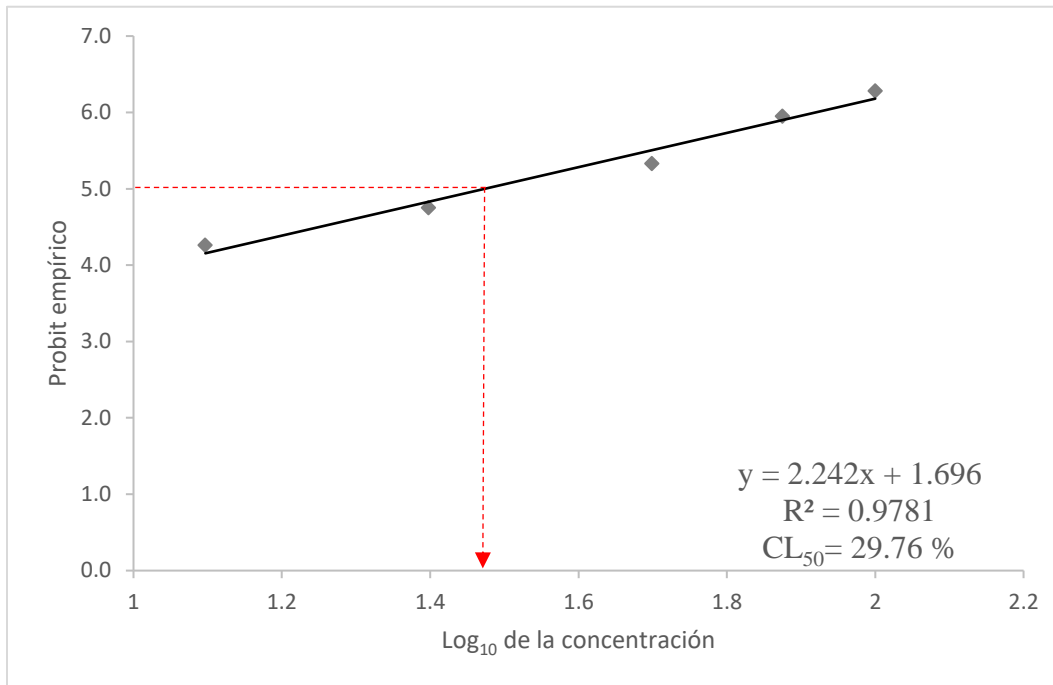


Figura 11. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Dina y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W= 0.8953$, $p=0.0477$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p<0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Dina. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 12**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F= 120$, $p<0.05$) entre las concentraciones del efluente Dina y su mortalidad respectiva. En la **figura 13** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Dina.

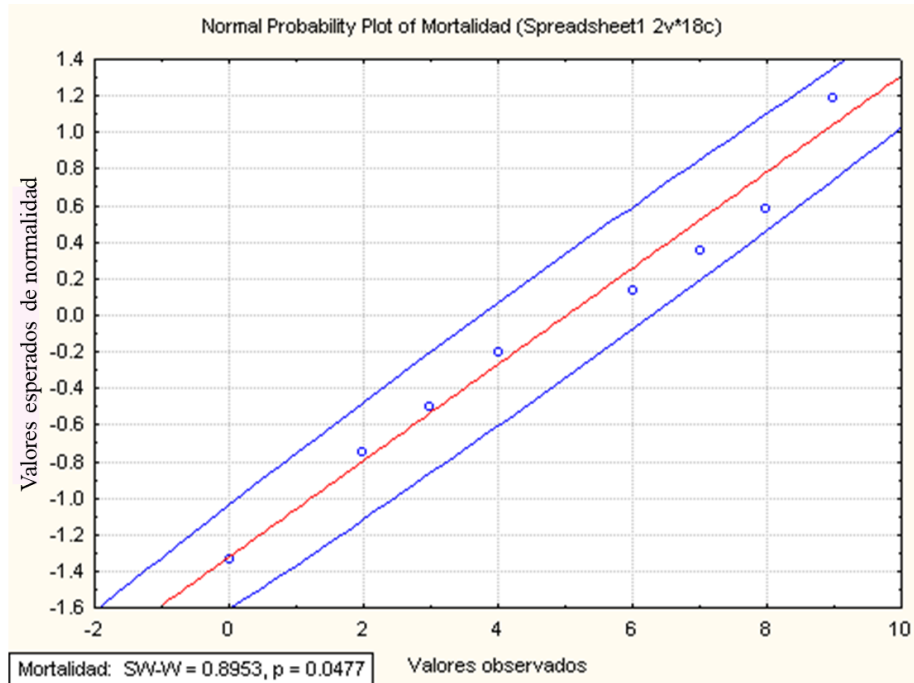


Figura 12. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Dina. Temporada de secas.

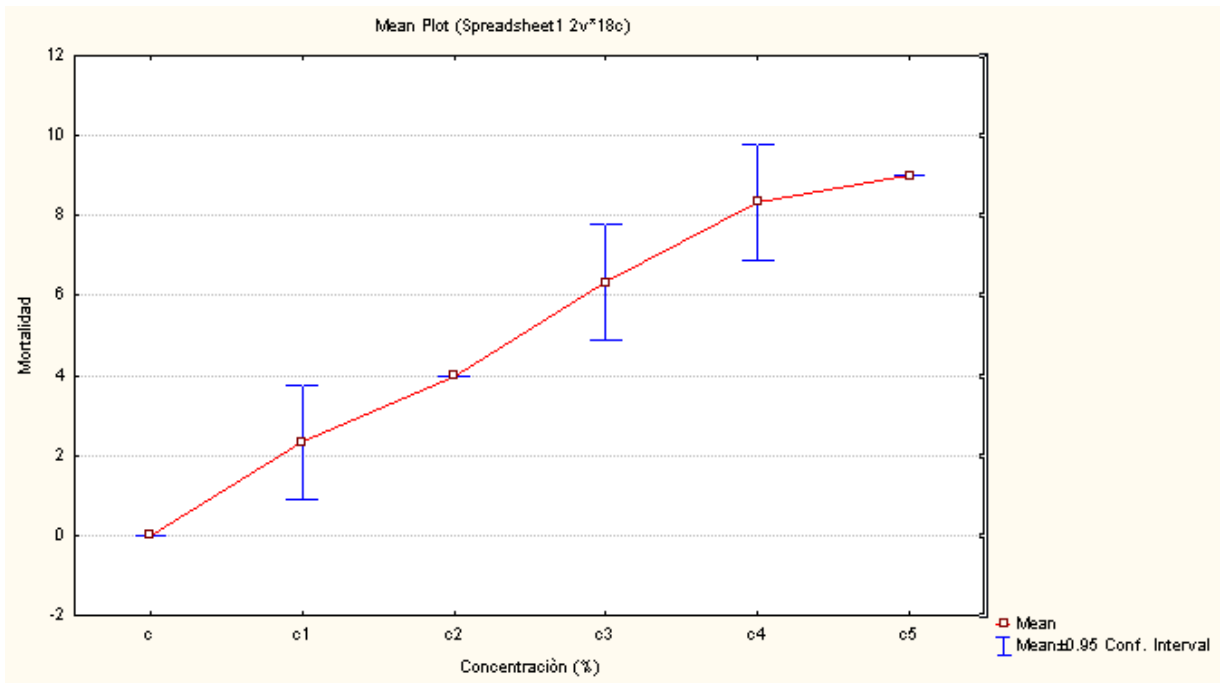


Figura 13. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Dina. Temporada de secas.

4.3.2 Chevrolet

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Chevrolet. Se registró una mortalidad del 100 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 50 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 9**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 9. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Chevrolet.
Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	30	100
75	30	28	93.33
50	30	26	86.66
25	30	21	70
12.5	30	15	50
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Chevrolet para *Daphnia magna* fue de 15.41 ± 2.75 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8126$). En la **figura 14** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Chevrolet (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

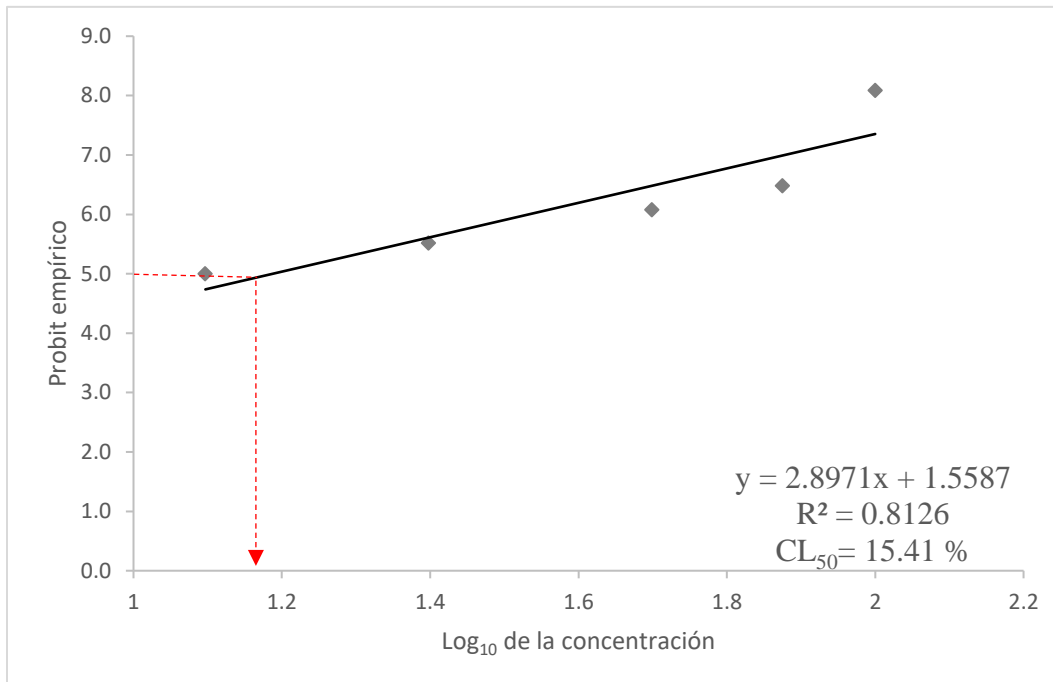


Figura 14. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Chevrolet y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8172$, $p = 0.0027$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Chevrolet. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 15**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 91.25$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Chevrolet y su mortalidad respectiva. En la **figura 16** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Chevrolet.

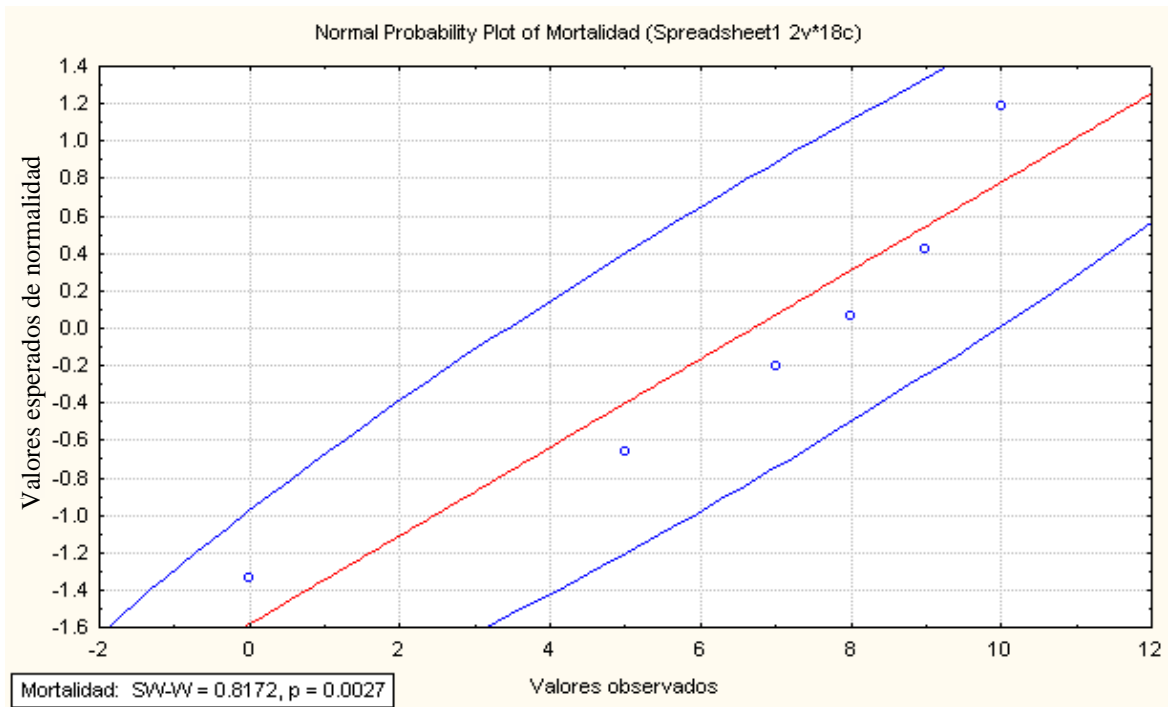


Figura 15. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Chevrolet. Temporada de secas.

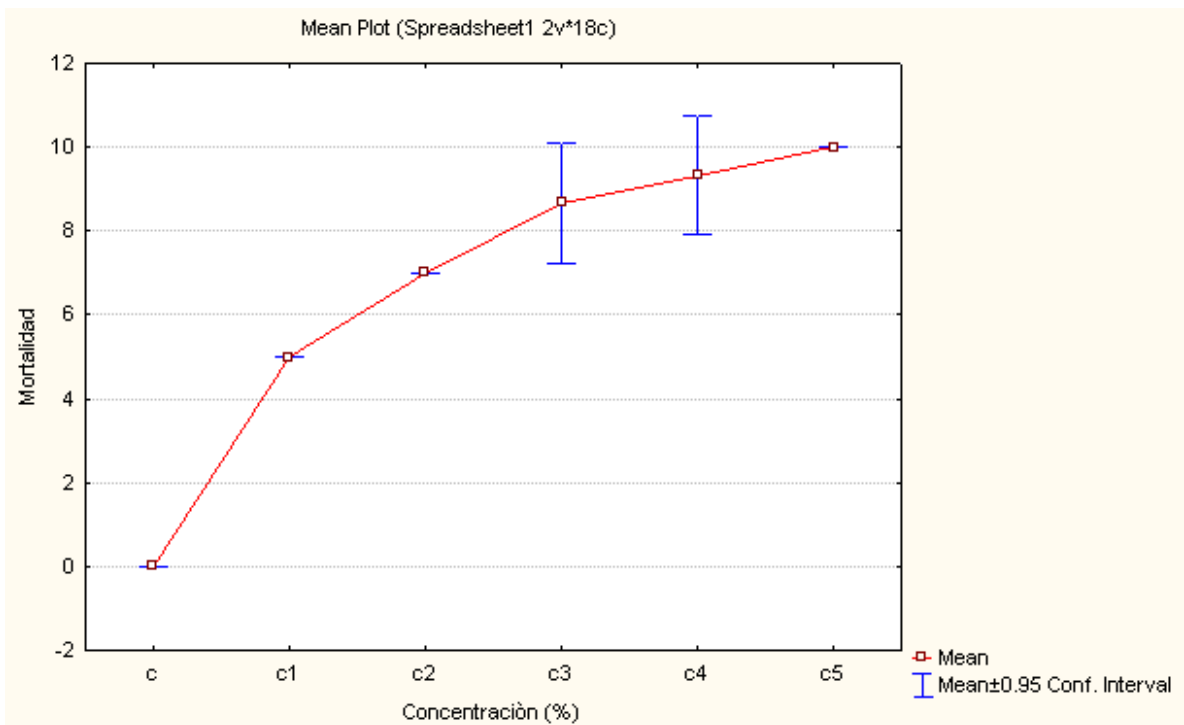


Figura 16. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.3 Sam's

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Sam's. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 30 % en la de menor concentración (12.5 %) (Tabla 10). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 10. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Sam's.
Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	25	83.33
50	30	21	70
25	30	12	40
12.5	30	9	30
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Sam's para *Daphnia magna* fue de 25.67 ± 3.16 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9193$). En la **figura 17** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Sam's (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

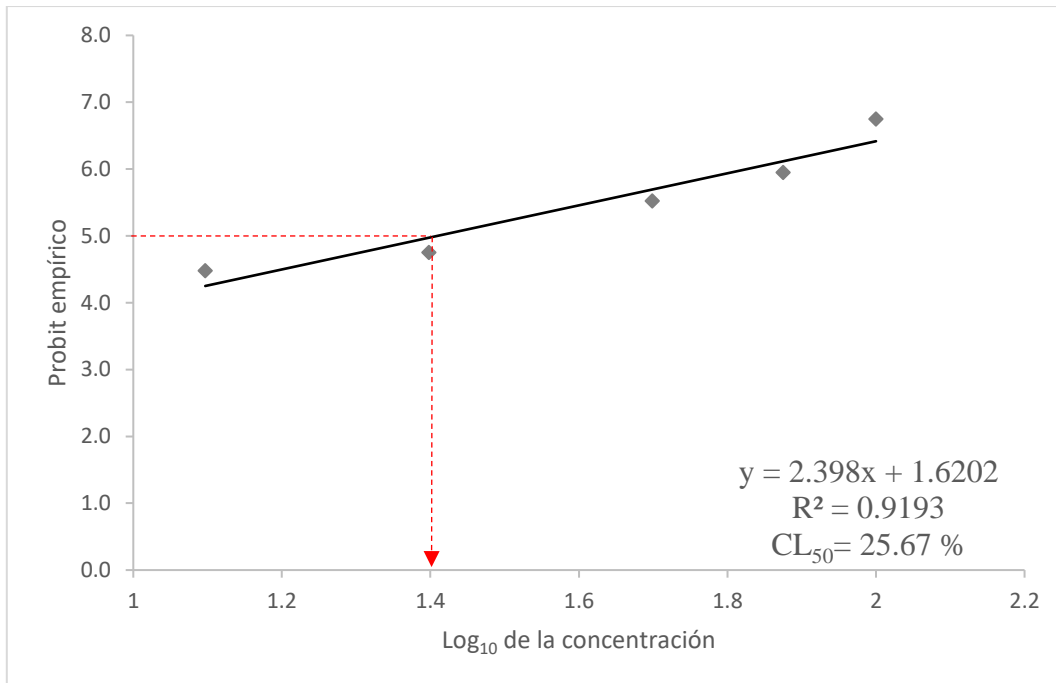


Figura 17. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Sam's y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8764$, $p = 0.0420$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Sam's. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 18**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 180.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Sam's y su mortalidad respectiva. En la **figura 19** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Sam's.

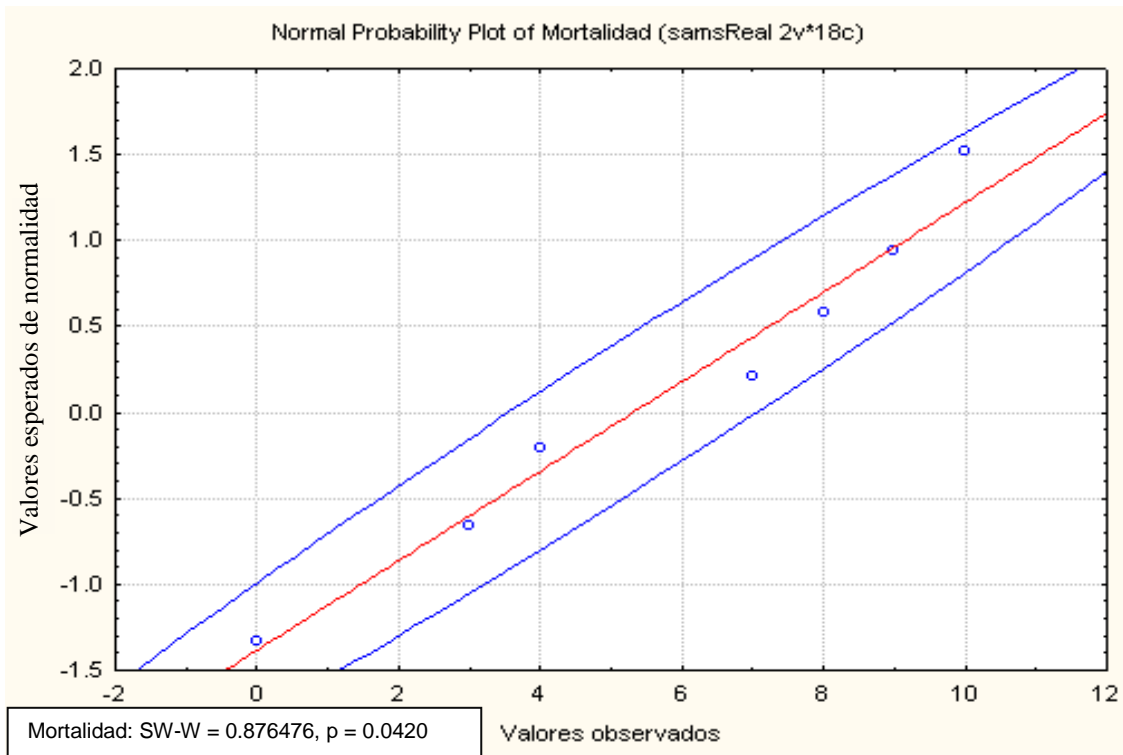


Figura 18. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Sam's. Temporada de secas.

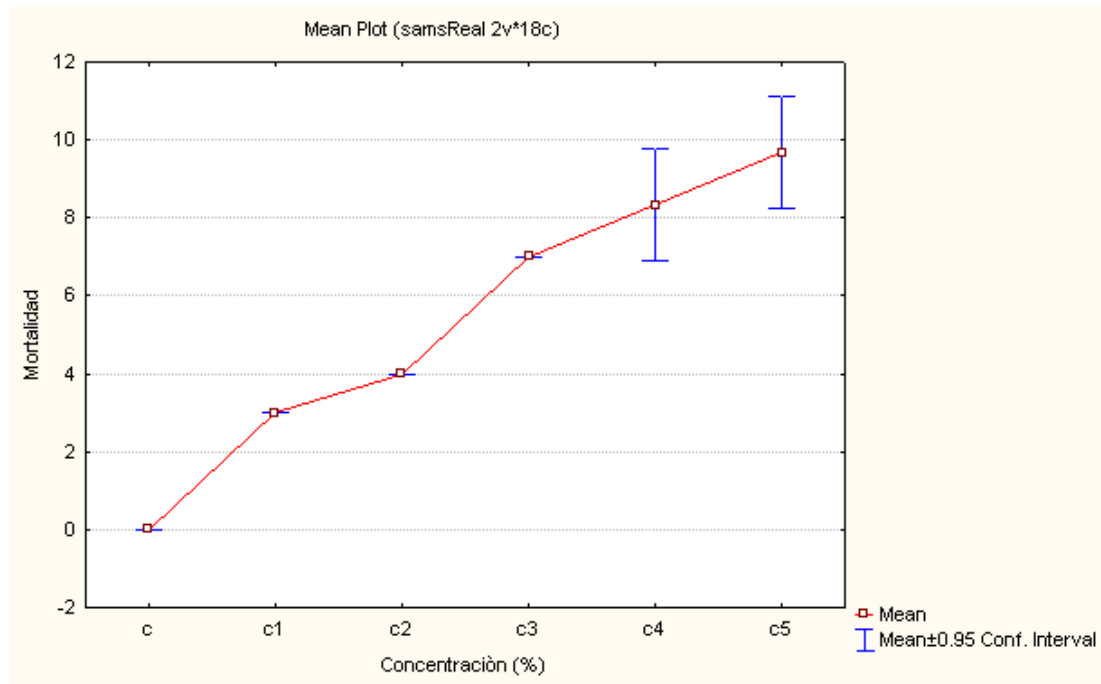


Figura 19. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.4 Poder judicial

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Poder judicial. Se registró una mortalidad del 90 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 36.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 11**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 11. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Poder judicial. Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	27	90
75	30	24	80
50	30	21	70
25	30	14	46.66
12.5	30	11	36.66
Control	30	0	0

La CL₅₀ del efluente Poder judicial para *Daphnia magna* fue de 23.48 ± 2.21 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9606$). En la **figura 20** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Poder judicial (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL₅₀.

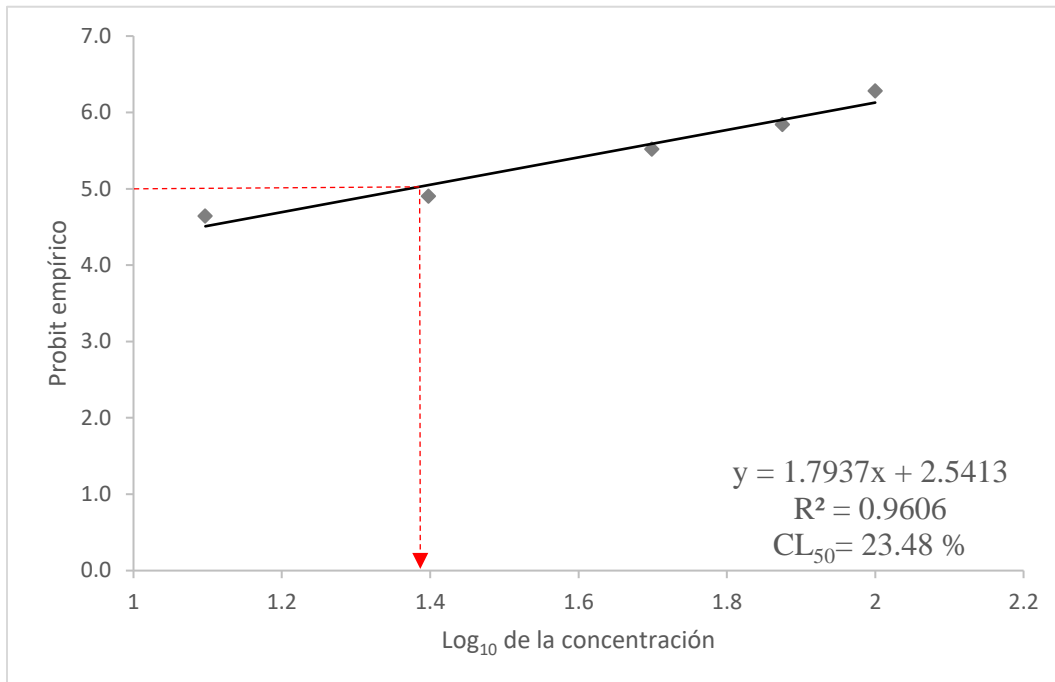


Figura 20. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Poder judicial y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8843$, $p = 0.0306$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Poder judicial. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 21**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 45.3$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Poder judicial y su mortalidad respectiva. En la **figura 22** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Poder judicial.

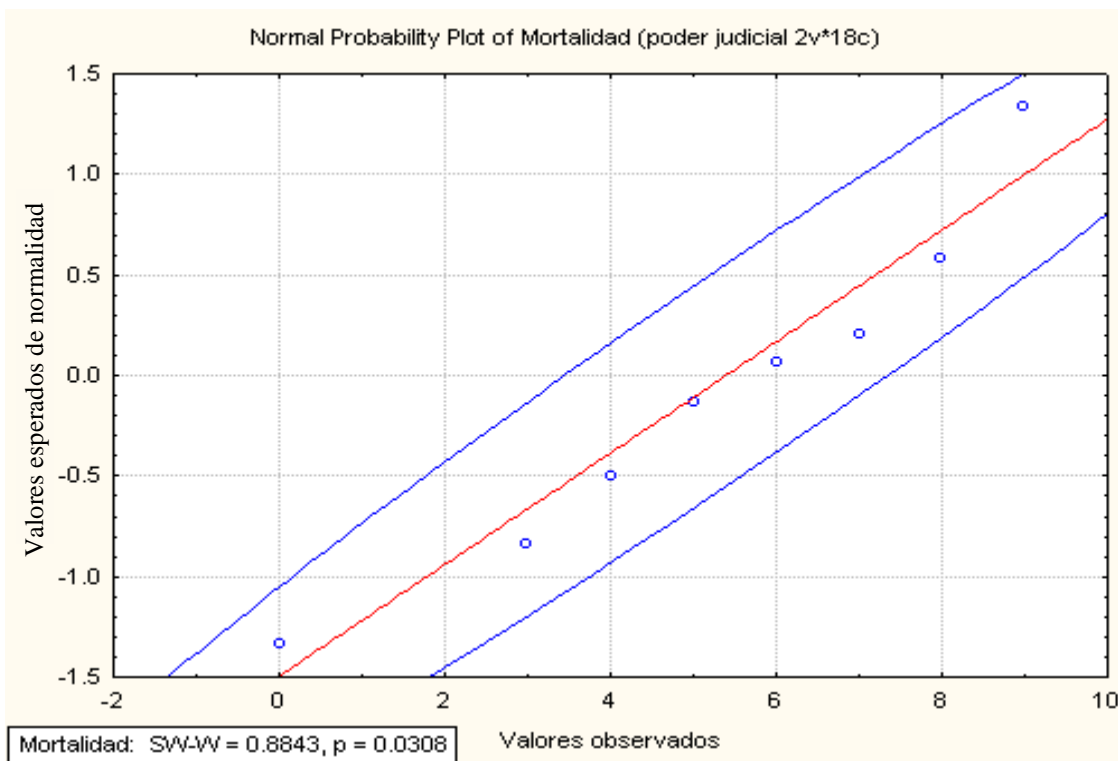


Figura 21. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Poder judicial. Temporada de secas.

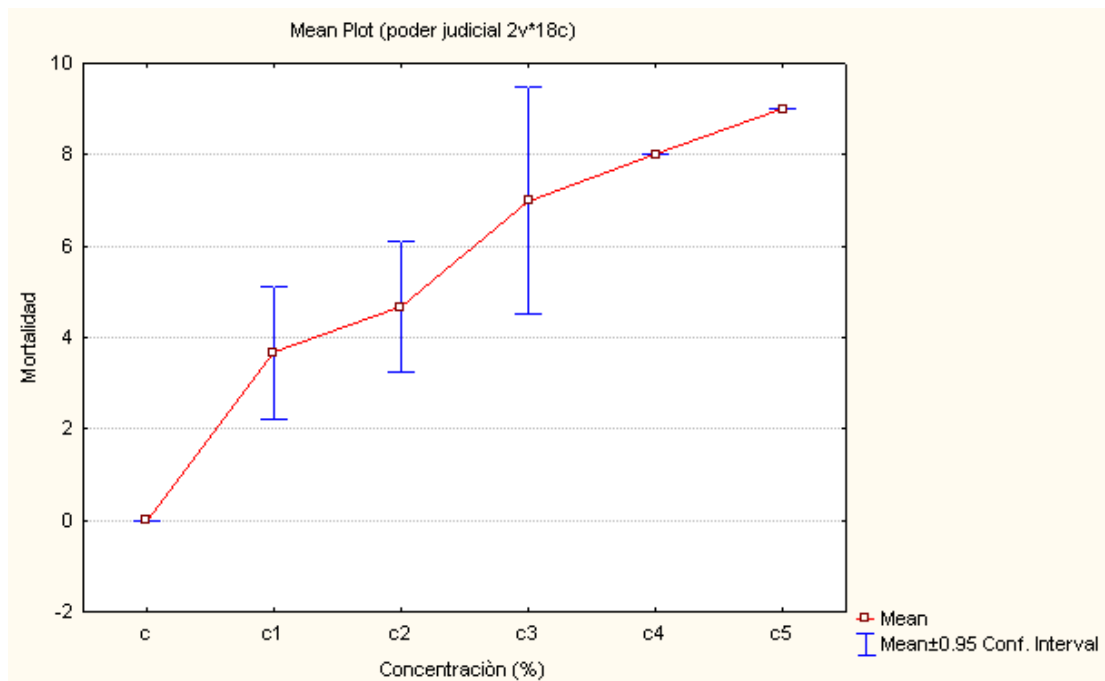


Figura 22. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.5 Muelle fiscal

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Muelle fiscal. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 53.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 12**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 12. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Muelle fiscal. Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	25	83.33
50	30	22	73.33
25	30	19	63.33
12.5	30	16	53.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Muelle fiscal para *Daphnia magna* fue de 14.12 ± 1.19 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.822$). En la **figura 23** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Muelle fiscal (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

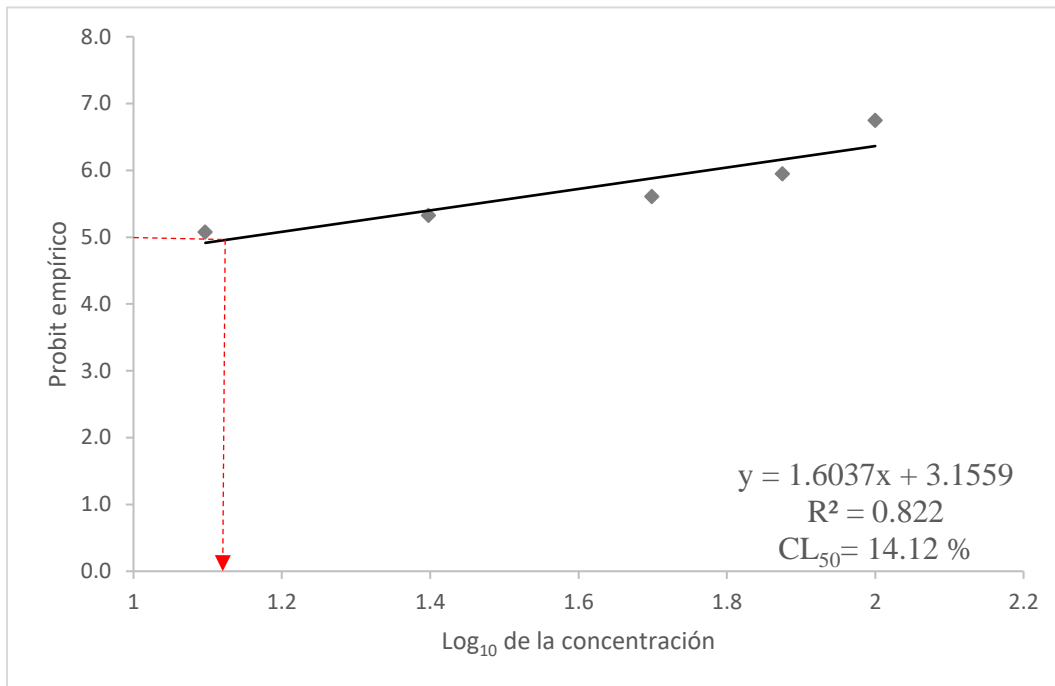


Figura 23. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Muelle fiscal y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8499$, $p = 0.0084$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Muelle fiscal. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 24**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 25.7$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Muelle fiscal y su mortalidad respectiva. En la **figura 25** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Muelle fiscal.

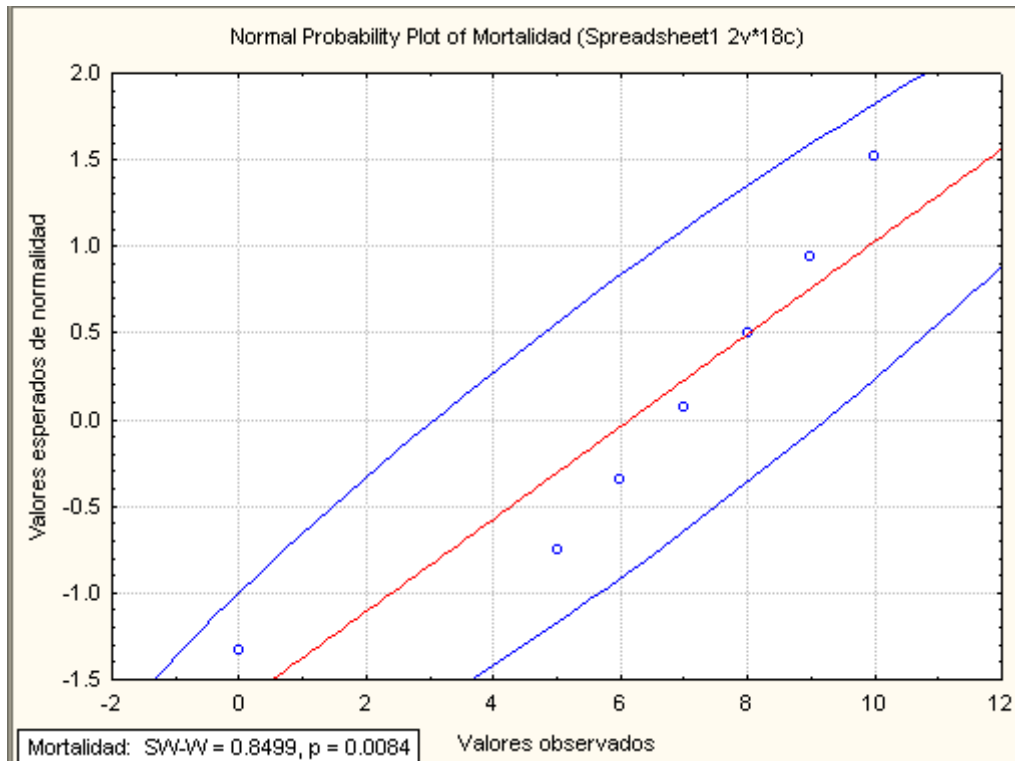


Figura 24. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Muelle fiscal. Temporada de secas.

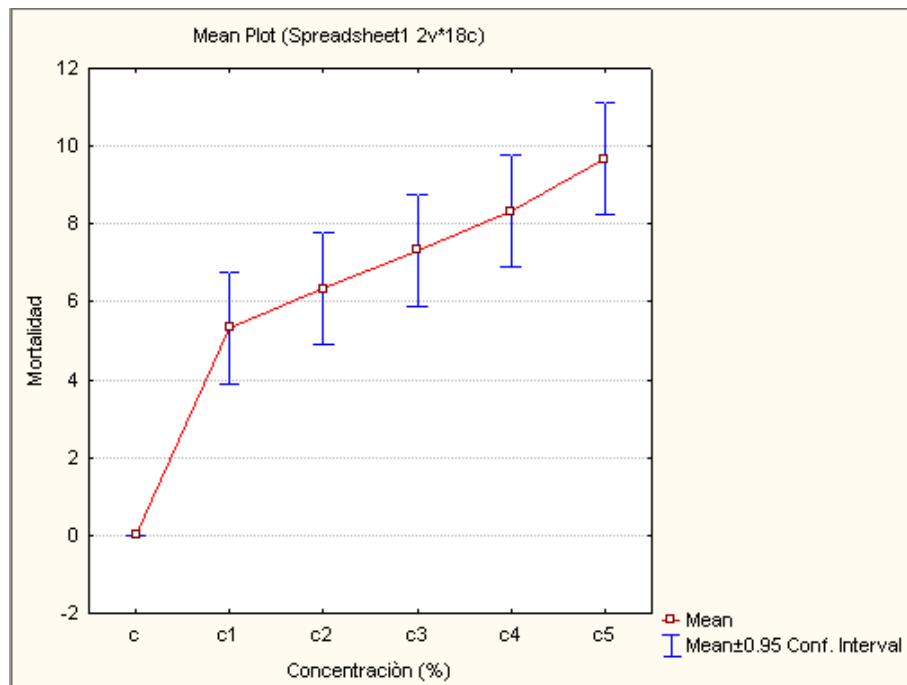


Figura 25. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas. Temporada de secas.

4.3.6 Obelisco

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Obelisco. Se registró una mortalidad del 100 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 30 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 13**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 13. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Obelisco.
Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	30	100
75	30	23	76.66
50	30	15	50
25	30	12	40
12.5	30	9	30
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Obelisco para *Daphnia magna* fue de 26.42 ± 3.37 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.6291$). En la **figura 26** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Obelisco (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

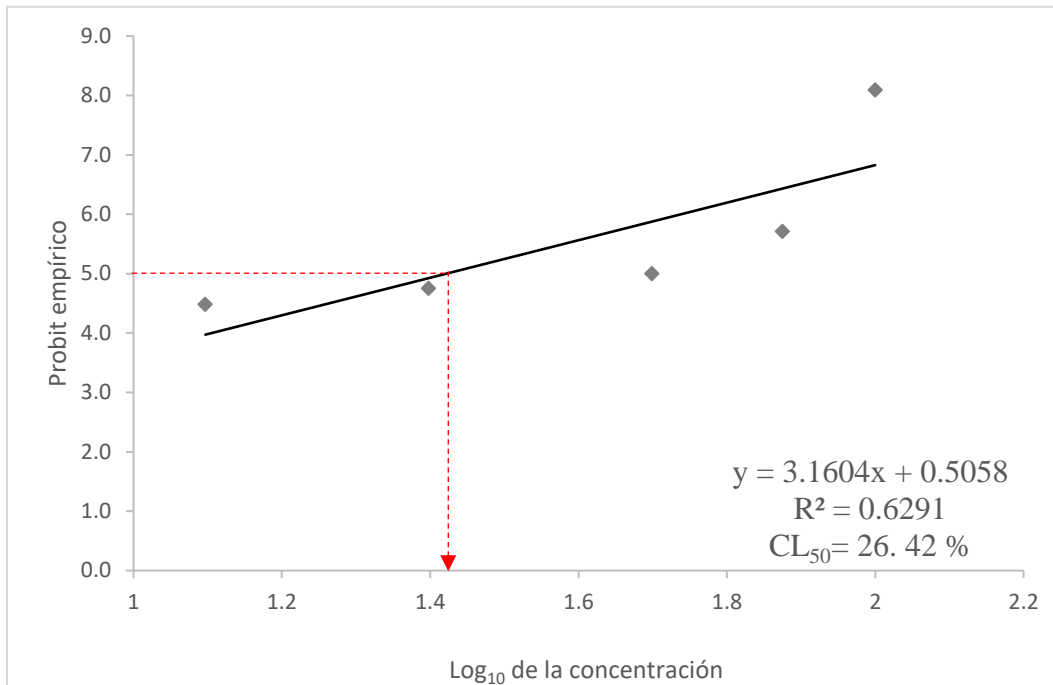


Figura 26. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Obelisco y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8596$, $p = 0.0238$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Obelisco. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 27**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 368.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Obelisco y su mortalidad respectiva. En la **figura 28** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Obelisco.

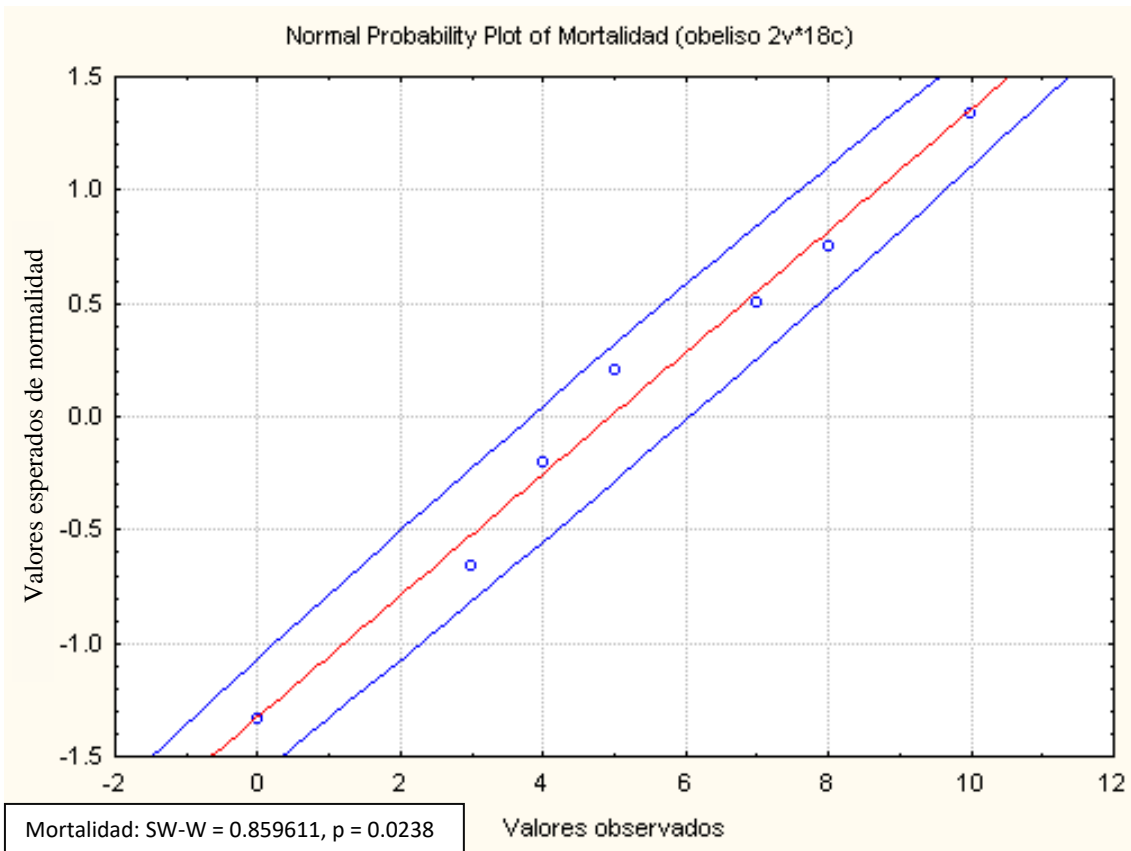


Figura 27. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Obelisco. Temporada de secas.

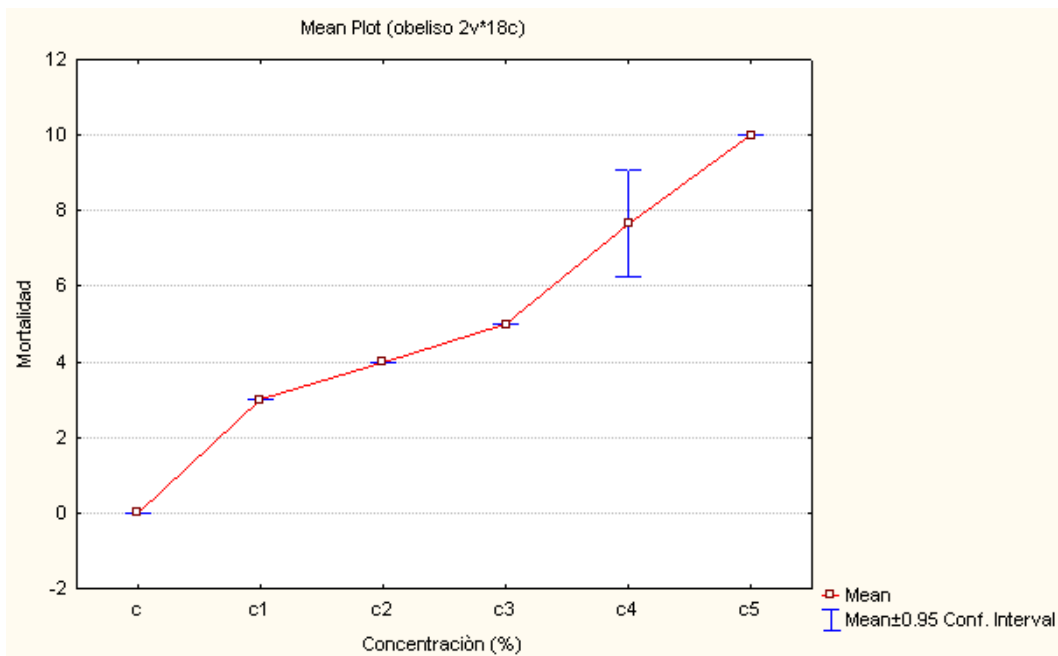


Figura 28. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.7 Refugio de aves

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Refugio de aves. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 26.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 14**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 14. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Refugio de aves. Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	28	93.33
50	30	20	66.66
25	30	13	43.33
12.5	30	8	26.66
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Refugio de aves para *Daphnia magna* fue de 25.51 ± 3.98 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9357$). En la **figura 29** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Refugio de aves (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

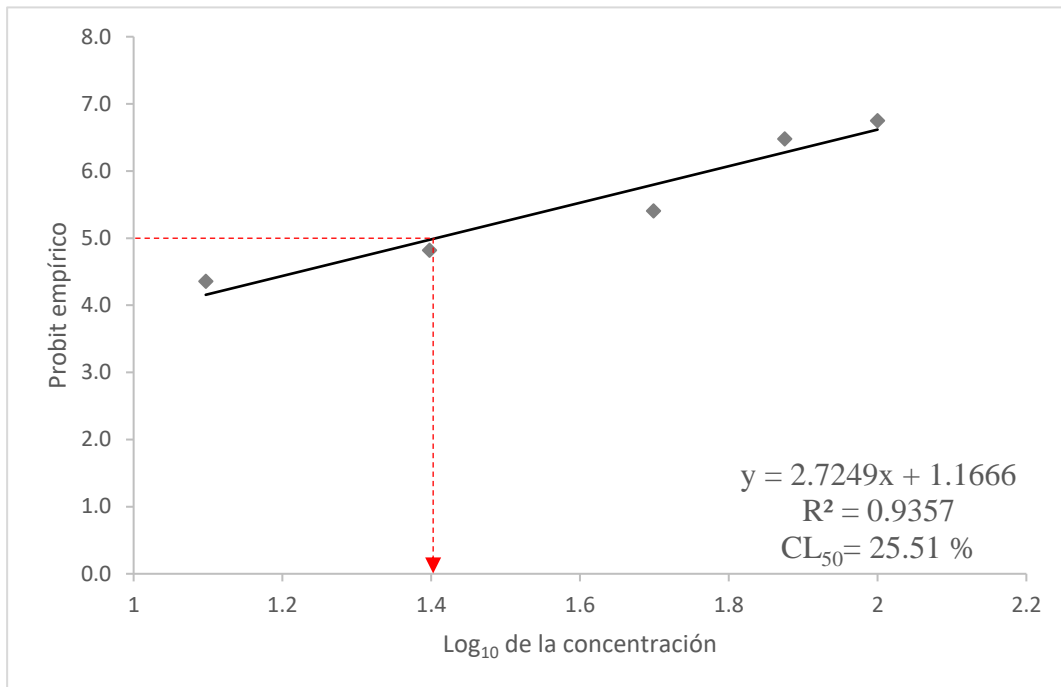


Figura 29. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Refugio de aves y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W= 0.9059$, $p=0.0730$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p>0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Refugio de aves. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 30**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F= 84.3$, $p<0.05$) entre las concentraciones del efluente Refugio de aves y su mortalidad respectiva. En la **figura 31** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Refugio de aves.

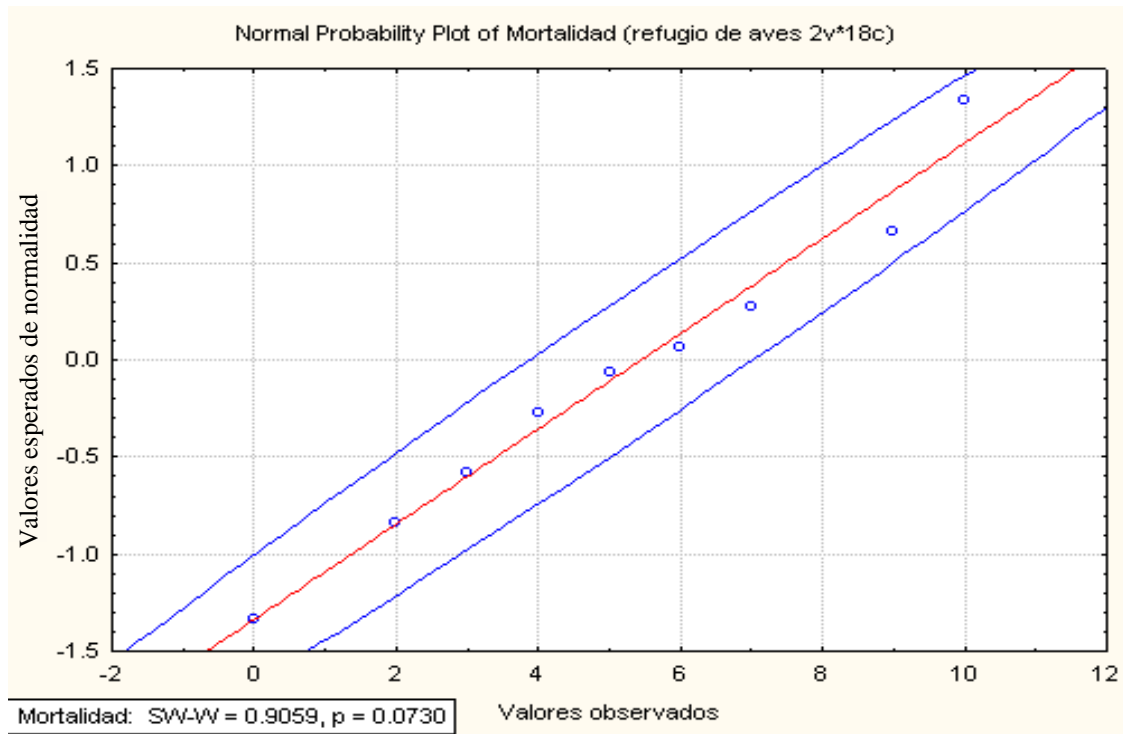


Figura 30. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Refugio de aves. Temporada de secas.

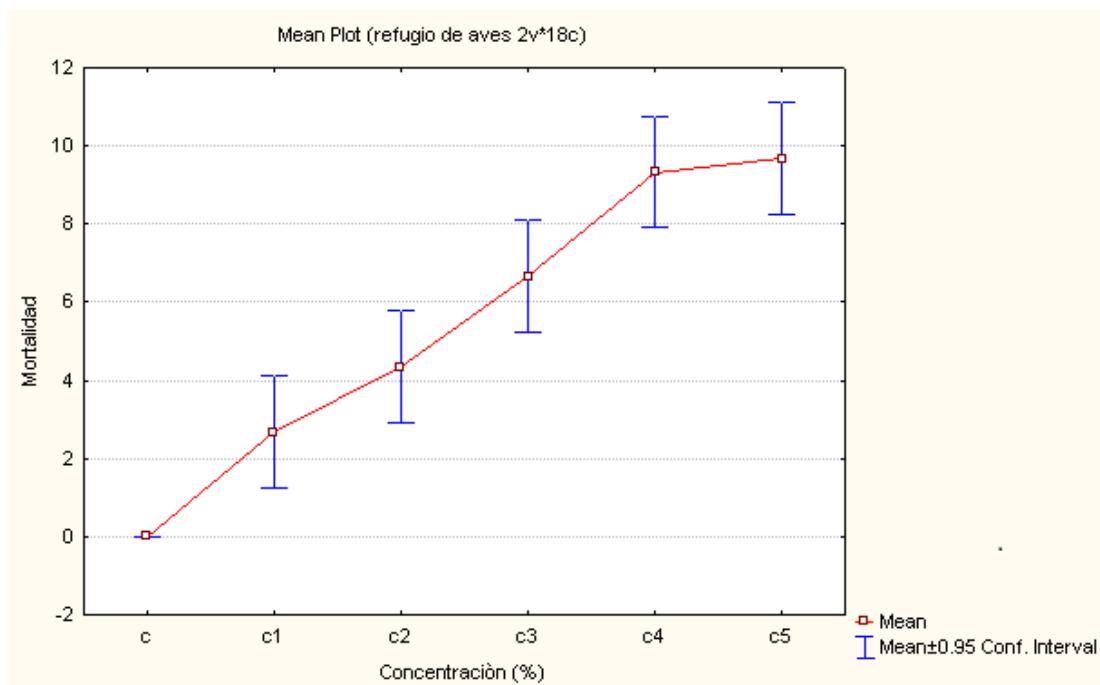


Figura 31. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.8 Mega escultura

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Mega escultura. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 15**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 15. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Mega escultura. Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	28	93.33
50	30	15	50
25	30	10	33.33
12.5	30	7	23.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Mega escultura para *Daphnia magna* fue de 29.54 ± 4.67 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8547$). En la **figura 32** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Mega escultura (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

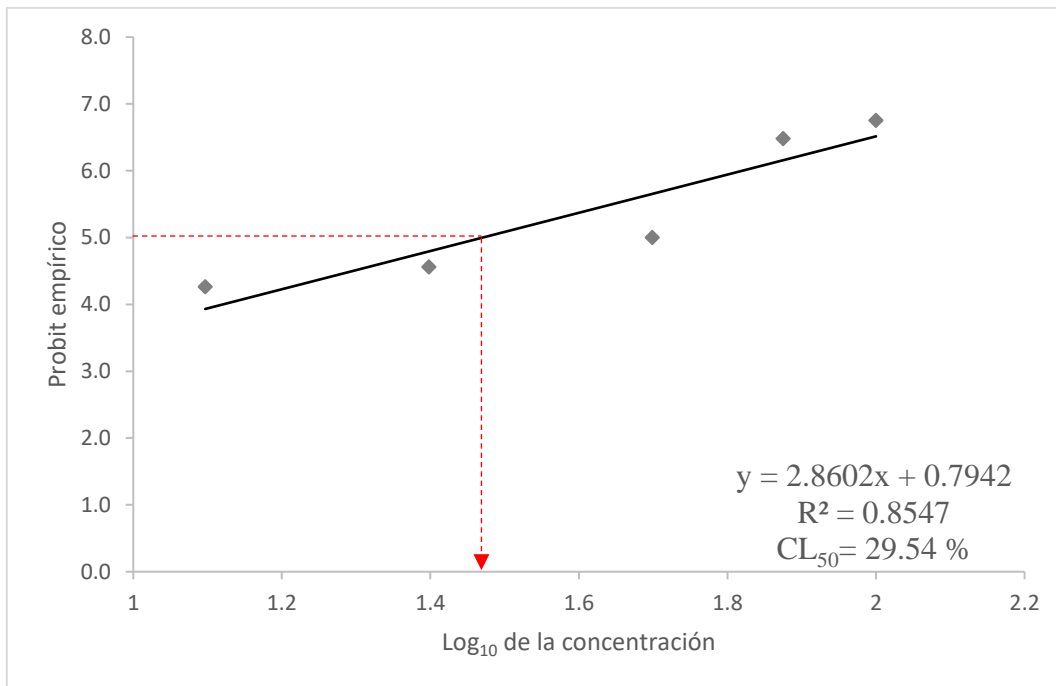


Figura 32. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Mega escultura y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8834$, $p = 0.0298$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Mega escultura. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 33**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 129.625$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Mega escultura y su mortalidad respectiva. En la **figura 34** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Mega escultura.

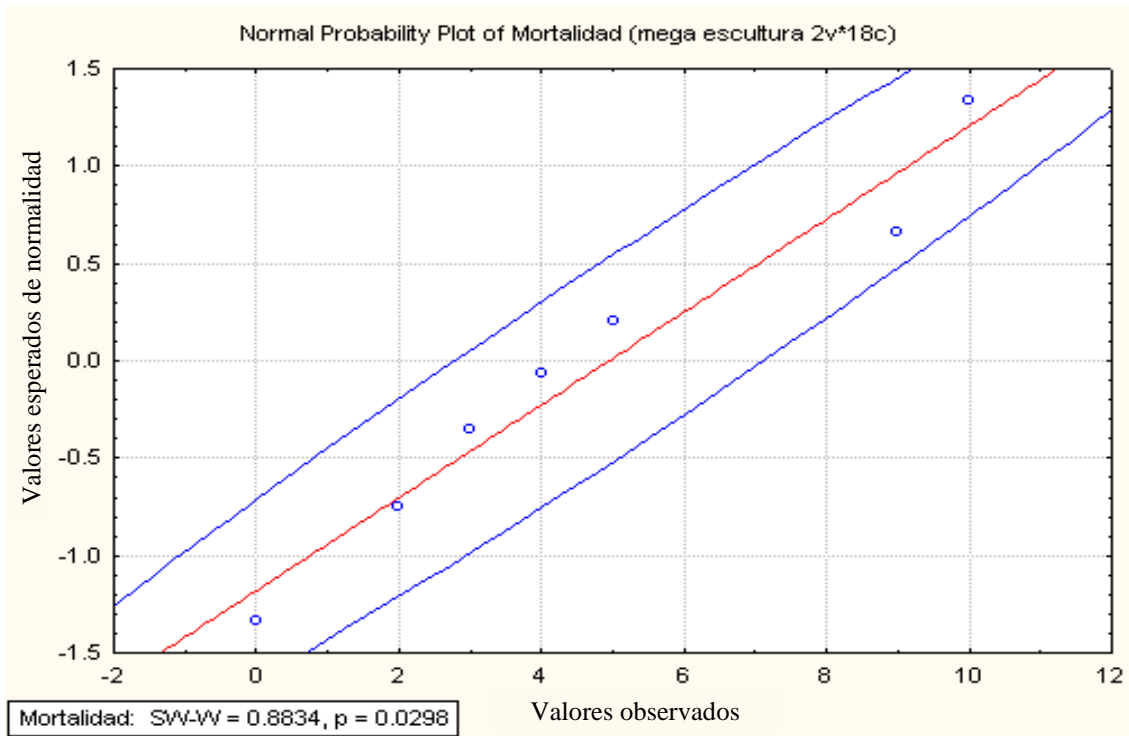


Figura 33. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Mega escultura. Temporada de secas.

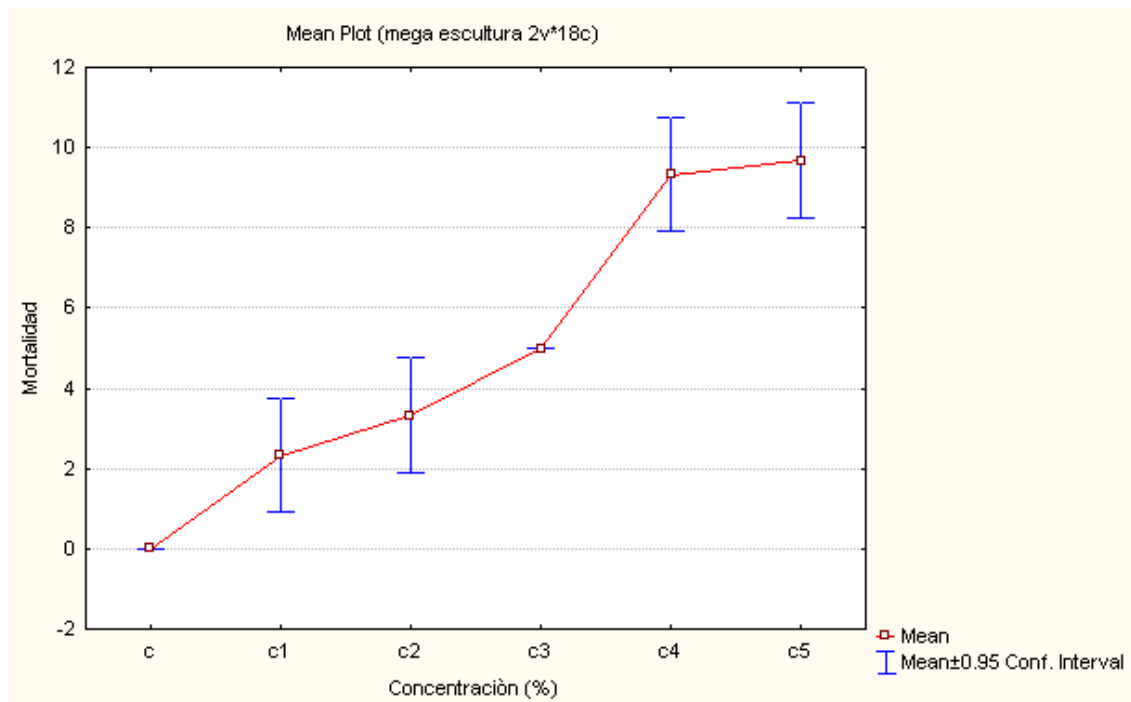


Figura 34. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.9 CETMAR

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente CETMAR. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 33.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 16**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 16. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de CETMAR.
Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	27	90
50	30	24	80
25	30	22	73.33
12.5	30	10	33.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente CETMAR para *Daphnia magna* fue de 17.55 ± 2.14 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9512$). En la **figura 35** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente CETMAR (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

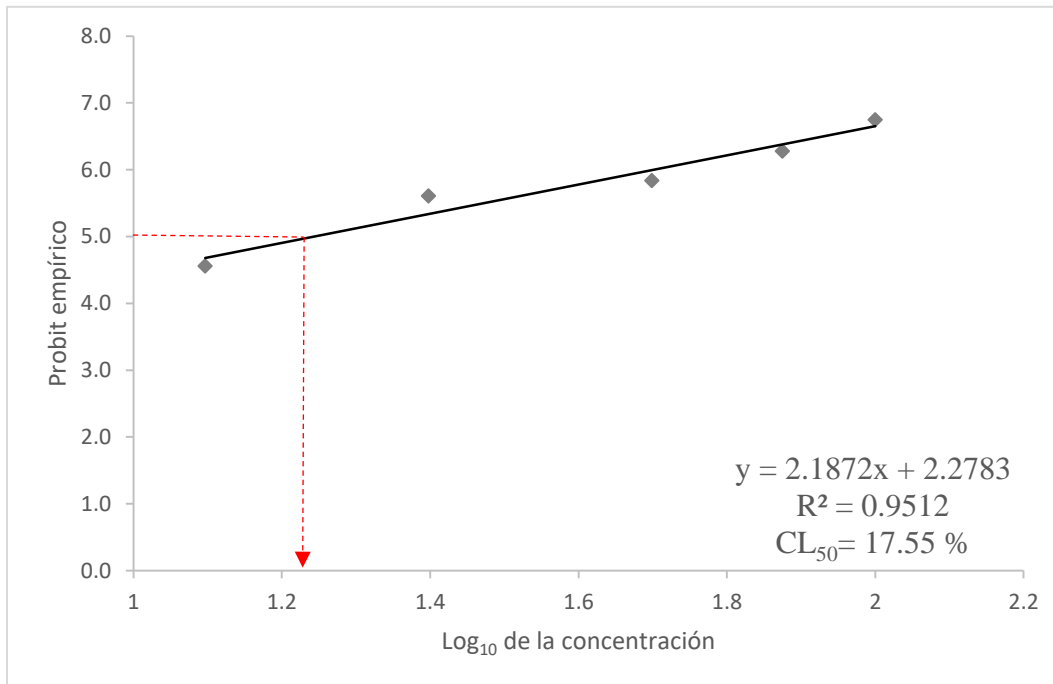


Figura 35. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente CETMAR y estimación de la CL_{50} a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8267$, $p = 0.0037$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente CETMAR. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 36**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 92.16$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente CETMAR y su mortalidad respectiva. En la **figura 37** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente CETMAR.

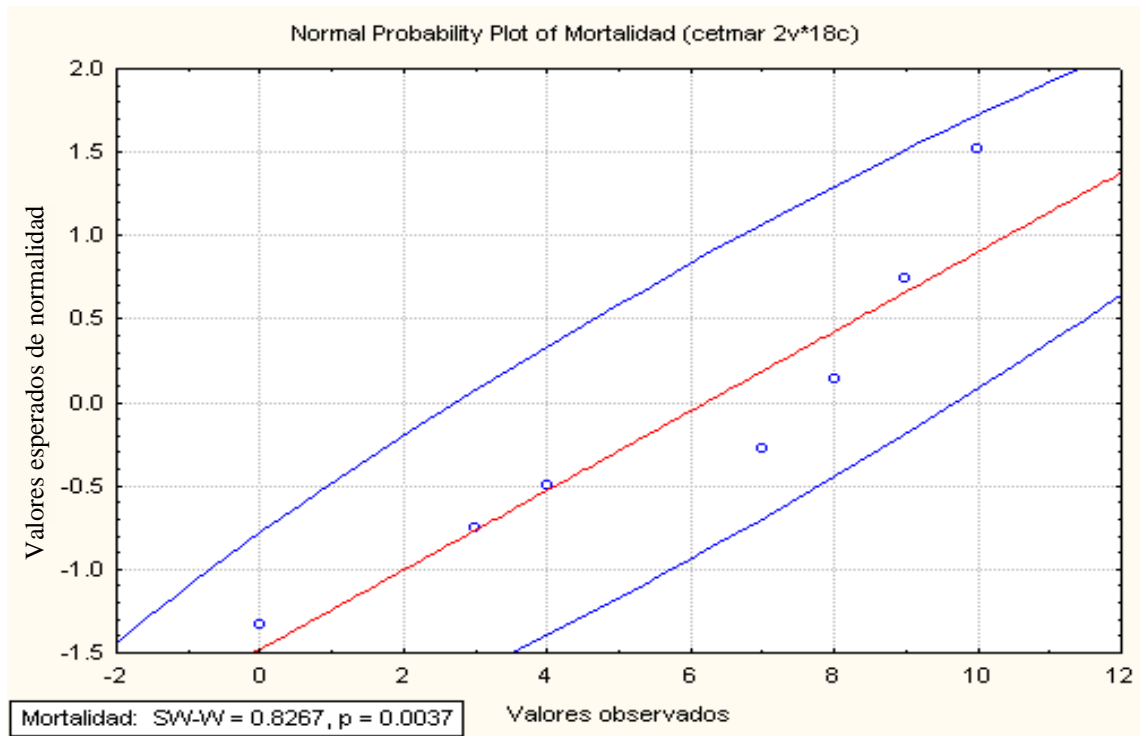


Figura 36. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente CETMAR. Temporada de secas.

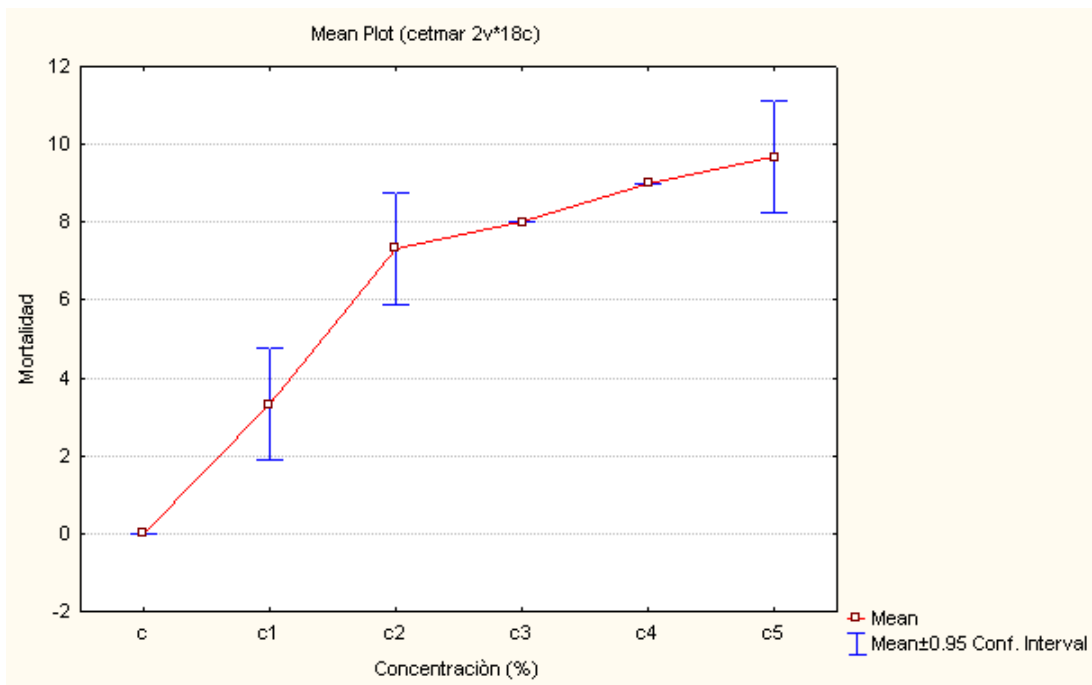


Figura 37. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.3.10 Proterritorio

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Proterritorio. Se registró una mortalidad del 93.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 26.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (Tabla 17). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 17. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Proterritorio. Temporada de secas.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	28	93.33
75	30	17	56.66
50	30	9	30
25	30	8	26.66
12.5	30	6	20
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Proterritorio para *Daphnia magna* fue de 44.54 ± 3.33 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.6745$). En la **figura 38** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Proterritorio (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

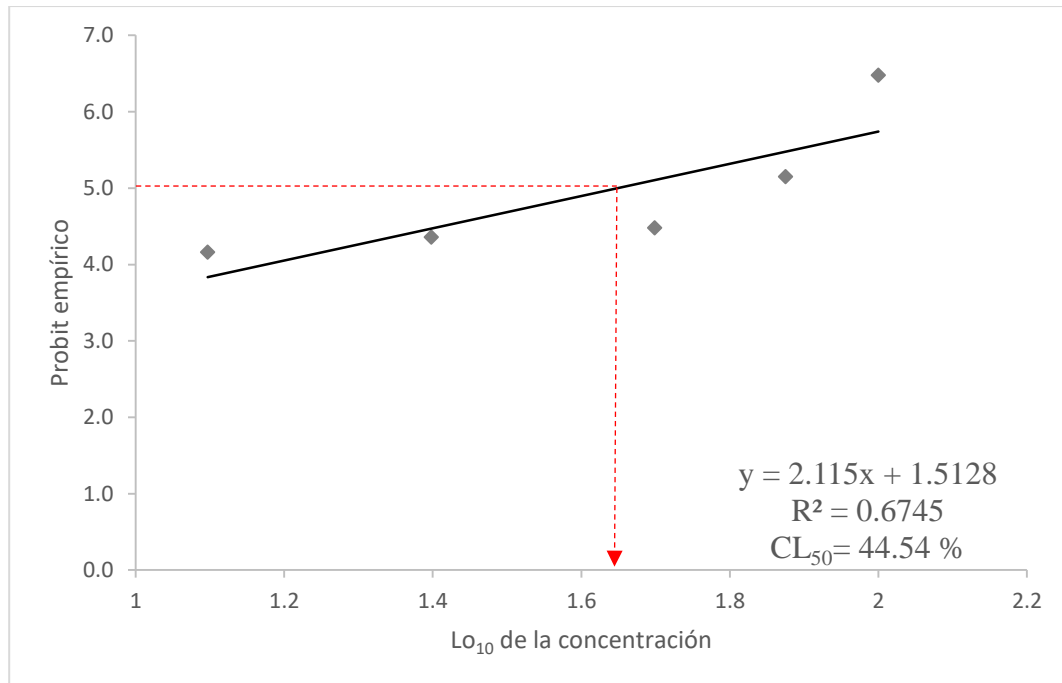


Figura 38. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Proterritorio y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8824$, $p = 0.0287$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Proterritorio. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 39**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 137.16$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Proterritorio y su mortalidad respectiva. En la **figura 40** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Proterritorio.

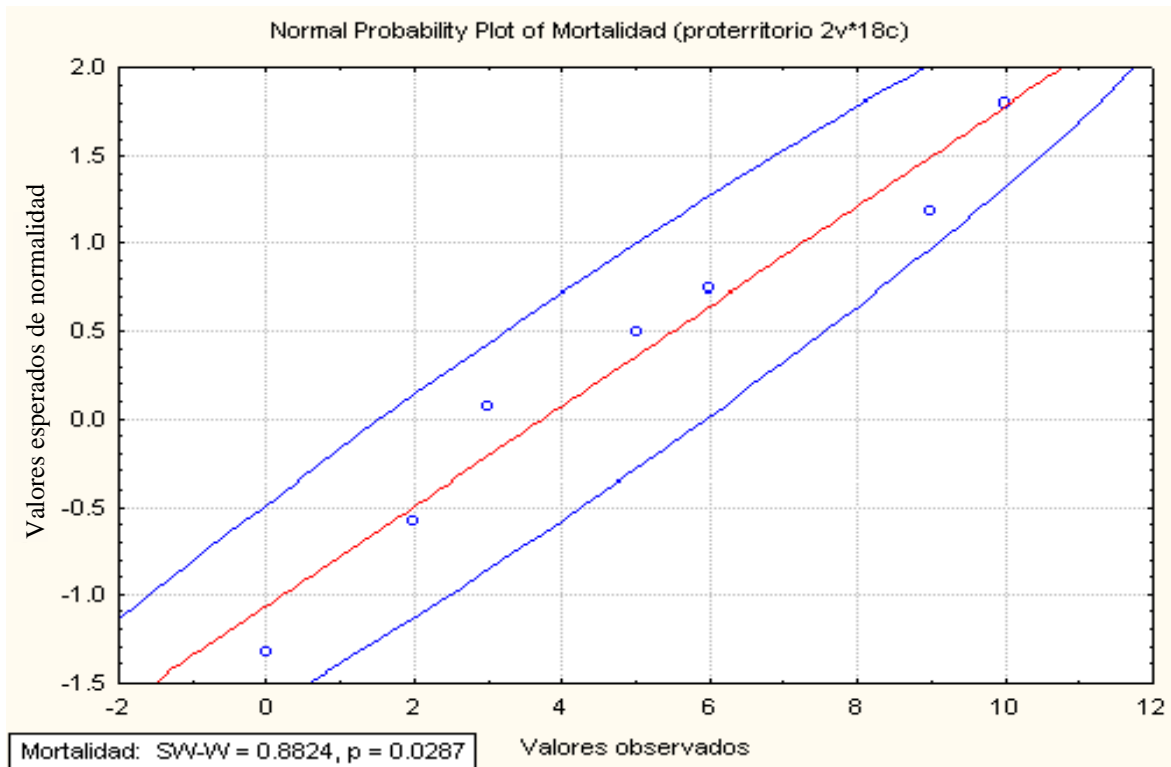


Figura 39. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Proterritorio. Temporada de secas.

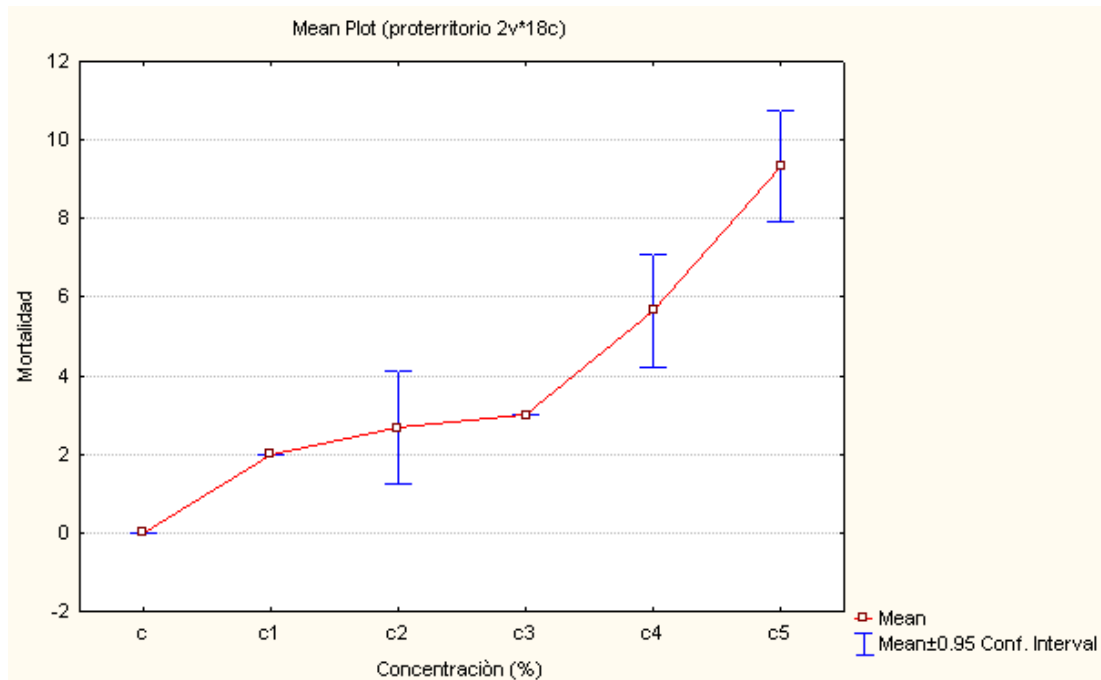


Figura 40. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de secas.

4.4 Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de secas.

Para la determinación del grado de toxicidad de los efluentes evaluados en la temporada de secas con *Daphnia magna*, se obtuvieron las Unidades de Toxicidad (U.T.), a partir de los valores de la CL₅₀ obtenidos en los bioensayos a 48 horas. En la **tabla 18** se encuentran las U.T. y la clasificación correspondiente a cada efluente de la temporada evaluada.

Tabla 18. Clasificación en unidades de toxicidad aguda para cada efluente en *Daphnia magna*. Temporada de secas.

SECAS		
Grado de toxicidad		
Efluente	U.T.	Clasificación
Muelle fiscal	7.08	Altamente tóxico
Chevrolet	6.48	Altamente tóxico
CETMAR	5.69	Altamente tóxico
Poder judicial	4.25	Altamente tóxico
Refugio de aves	3.91	Tóxico
Sam's	3.89	Tóxico
Obelisco	3.78	Tóxico
Mega escultura	3.38	Tóxico
Dina	3.35	Tóxico
Proterritorio	2.24	Tóxico

En la tabla anterior se puede observar que los efluentes fueron ordenados en forma descendente de acuerdo con las U.T., siendo el máximo grado para Muelle fiscal, Chevrolet, CETMAR y Poder judicial colocándose dentro del rango de Altamente tóxico (>4), los efluentes Refugio de aves, Sam's, Obelisco, Mega escultura, Dina y proterritorio se clasifican como Tóxico (2-4). Esto significa que los efluentes que se descargan en la bahía pueden repercutir en los organismos que cohabitan en el medio, ya que estos presentan una toxicidad significativa.

4.5 Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de secas.

Al realizar el análisis estadístico de la variable dependiente (número de organismos muertos) se encontraron los siguientes valores (**Tabla 19**).

Tabla 19. Estadística descriptiva de la variable dependiente de los efluentes de la temporada de secas.

<i>SECAS</i>	
Número de valores	180
Media	5.38
Límite de confiabilidad inferior 95 %	4.88
Límite de confiabilidad superior 95 %	5.88
Mediana	5.5
Desviación estándar	3.39
Varianza de la muestra	11.54
Error estándar	0.25
Coficiente de asimetría	-0.25
Curtosis	-1.24
Mínimo	0
Máximo	10
Amplitud	10

En los resultados de la estadística descriptiva (**Tabla 19**), se encontró que la variable dependiente, número de organismos muertos, presenta una distribución normal de acuerdo con la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov ($d=0.139$, $p < 0.01$, **figura 41**). La variable dependiente presentó un comportamiento normal con relación a los diferentes niveles de concentración a los se expusieron los daphnidos, los valores recaen dentro de la elipse de confianza del 95 %. Con el análisis de varianza (ANOVA), se encontró que existen diferencias significativas entre los diez efluentes evaluados ($F=121.65$, $p<0.05$, **figura 42**). De igual forma se tiene que existen diferencias entre las concentraciones y la mortalidad (**Figura 43**).

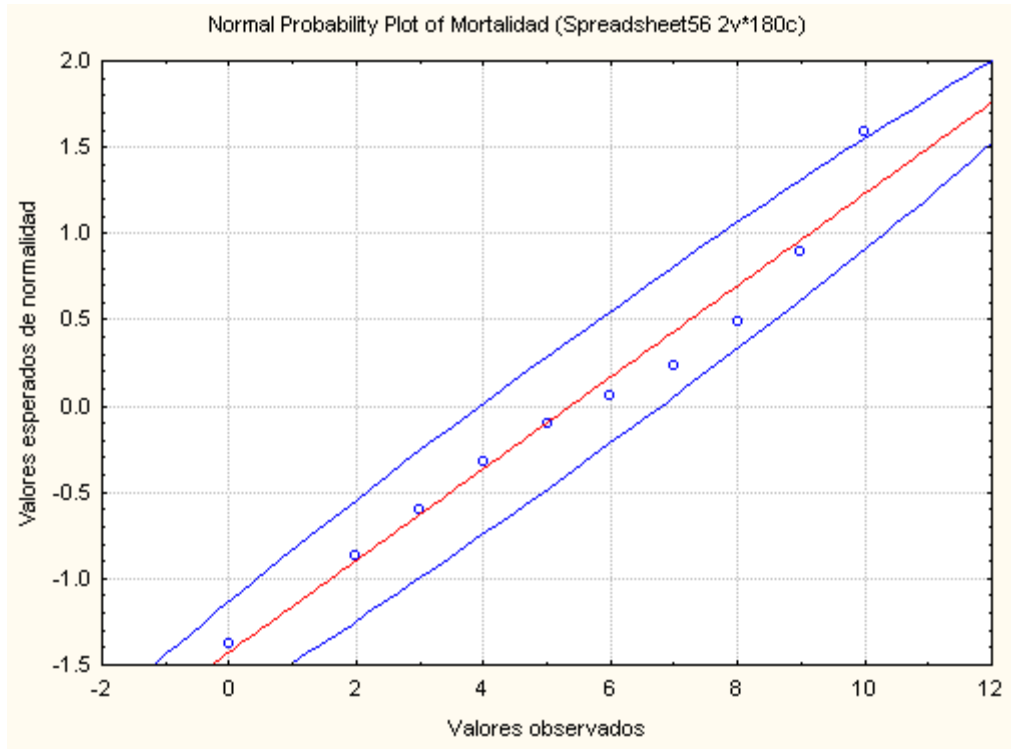


Figura 41. Normalidad de la variable dependiente y elipse de confianza del 95 % de los efluentes evaluados en la temporada de secas.

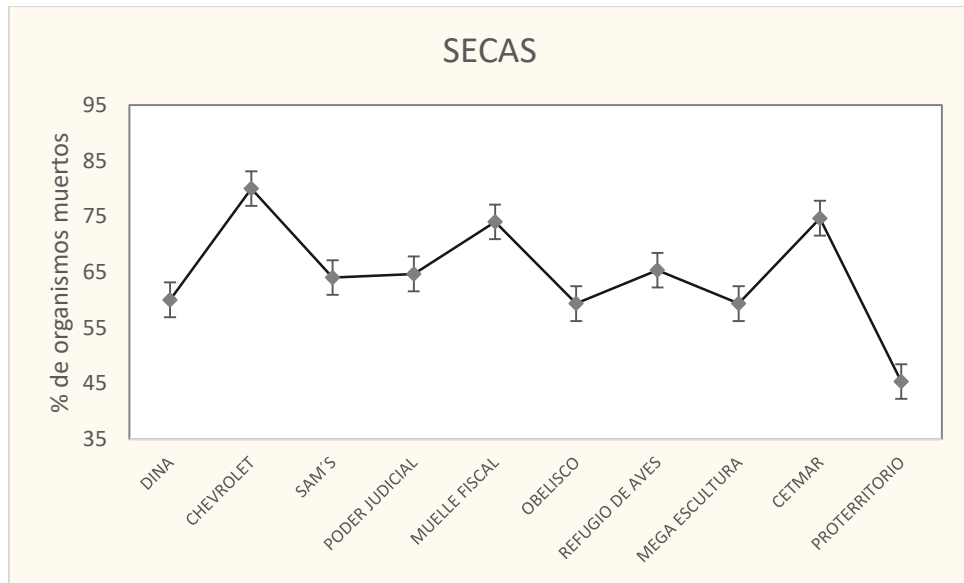


Figura 42. Porcentajes de organismos muertos por efluente. Temporada de secas.

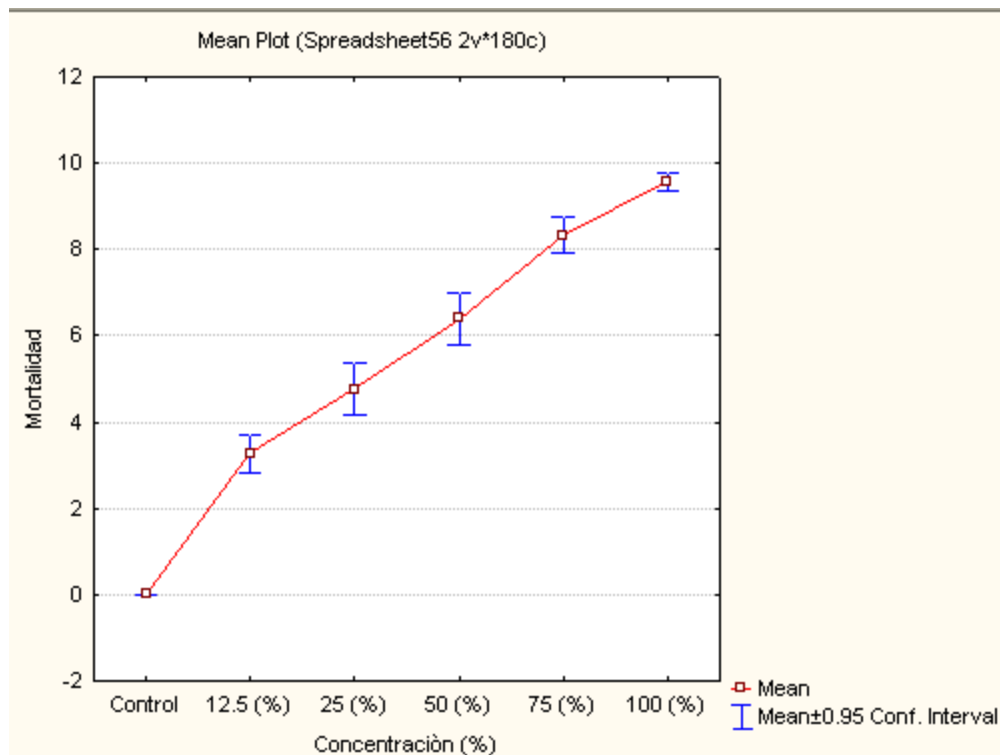


Figura 43. Relación general entre las concentraciones y la mortalidad de los efluentes de la temporada de secas.

4.6 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos (Temporada de secas).

En la **tabla 20** se encuentra los valores promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* medidos en cada efluente. Los parámetros fueron medidos durante la toma de muestras de agua para la realización de los bioensayos y para la determinación de los parámetros fisicoquímicos *ex situ*. Los efluentes presentaron un pH entre 5.71-7.58, considerablemente neutro. Los niveles de oxígeno disuelto resultaron muy bajos en algunos puntos (Sam's, Muelle fiscal, Obelisco, Refugio de aves, Proterritorio), reflejándose en la ausencia de organismos vivos. En el efluente Sam's se observó una floración de microalgas.

Tabla 20. Promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos in situ de los efluentes evaluados en la temporada de secas.

Efluente	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS)	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH
Dina	29.20 ± 0.28	2.65 ± 0.07	7.10 ± 0.14	5.71 ± 0.00
Chevrolet	30.15 ± 0.70	2.60 ± 0.00	7.05 ± 0.07	6.78 ± 0.00
Sam's	30.05 ± 0.07	7.45 ± 0.07	2.25 ± 0.07	7.41 ± 0.00
Poder judicial	30.35 ± 0.49	8.55 ± 0.07	5.90 ± 0.00	6.48 ± 0.00
Muelle fiscal	30.30 ± 0.42	2.40 ± 0.00	1.85 ± 0.07	6.08 ± 0.00
Obelisco	30.30 ± 0.56	6.60 ± 0.00	3.55 ± 0.07	7.27 ± 0.00
Refugio de aves	29.95 ± 0.07	2.60 ± 0.00	1.05 ± 0.07	6.24 ± 0.01
Mega escultura	30.05 ± 0.07	2.85 ± 0.07	6.85 ± 0.07	7.11 ± 0.00
CETMAR	30.20 ± 0.42	3.00 ± 0.00	4.55 ± 0.07	5.56 ± 0.01
Proterritorio	30.05 ± 0.07	8.55 ± 0.07	2.45 ± 0.07	7.58 ± 0.00

En la **tabla 21** se encuentra los valores promedio y errores estándar de la DQO y DBO₅ determinados para cada efluente. El efluente correspondiente a Muelle fiscal presentó los niveles más altos de DQO y DBO₅, siendo estos 949.92 ± 0.10 mg/L y 110.2 ± 0.28 mg /L, respectivamente. Refugio de aves presento la DQO más baja, 39.27 ± 0.38 mg/L y Proterritorio presentó la DBO₅ más baja, 19.8 ± 0.00 mg /L.

Tabla 21. Promedios y errores estándar de la DQO y DBO₅ de los efluentes evaluados en la temporada de secas.

Efluente	DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)
Dina	63.63 ± 0.51	67.2 ± 0.35
Chevrolet	132.06 ± 2.74	30.4 ± 0.63
Sam's	97.12 ± 1.23	57.3 ± 0.07
Poder judicial	742.96 ± 2.87	65.4 ± 0.07
Muelle fiscal	949.92 ± 0.10	110.2 ± 0.28
Obelisco	57.72 ± 0.38	66.3 ± 0.07
Refugio de aves	39.27 ± 0.38	60.0 ± 0.07
Mega escultura	57.22 ± 0.31	117.0 ± 0.00
CETMAR	69.69 ± 0.43	80.1 ± 0.07
Proterritorio	105.60 ± 0.56	19.8 ± 0.00

En la **tabla 22** se encuentra los resultados de los sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos volátiles (SDV) y sólidos disueltos fijos (SDF) determinados para cada efluente.

Tabla 22. Resultado de la determinación de los sólidos en todas sus formas de los efluentes evaluados en la temporada de secas.

Efluente	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
DINA	3705	940	2765	1465	825	640	2240	115	2125
CHEVROLET	3255	510	2745	420	375	45	2835	135	2700
SAM'S	2700	10	2690	70	5	65	2630	5	2625
PODER JUDICIAL	44700	1010	43690	445	440	5	44255	570	43685
MUELLE FISCAL	3915	50	3865	1420	10	1410	2495	40	2455
OBELISCO	62710	725	61985	10350	715	9635	52360	10	52350
REFUGIO DE AVES	3040	220	2820	435	210	225	2605	10	2595
MEGA ESCULTURA	2795	435	2360	255	240	15	2540	195	2345
CETMAR	60830	535	60295	335	280	55	60495	255	60240
PROTERRITORIO	184105	570	183535	310	270	40	183795	300	183495

4.7 Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de lluvias.

4.7.1 Dina

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Dina. Se registró una mortalidad del 93.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 36.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 23**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 23. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Dina.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	28	93.33
75	30	25	83.33
50	30	19	63.33
25	30	17	56.66
12.5	30	11	36.66
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Dina para *Daphnia magna* fue de 21.85 ± 1.92 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9074$). En la **figura 44** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Dina (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

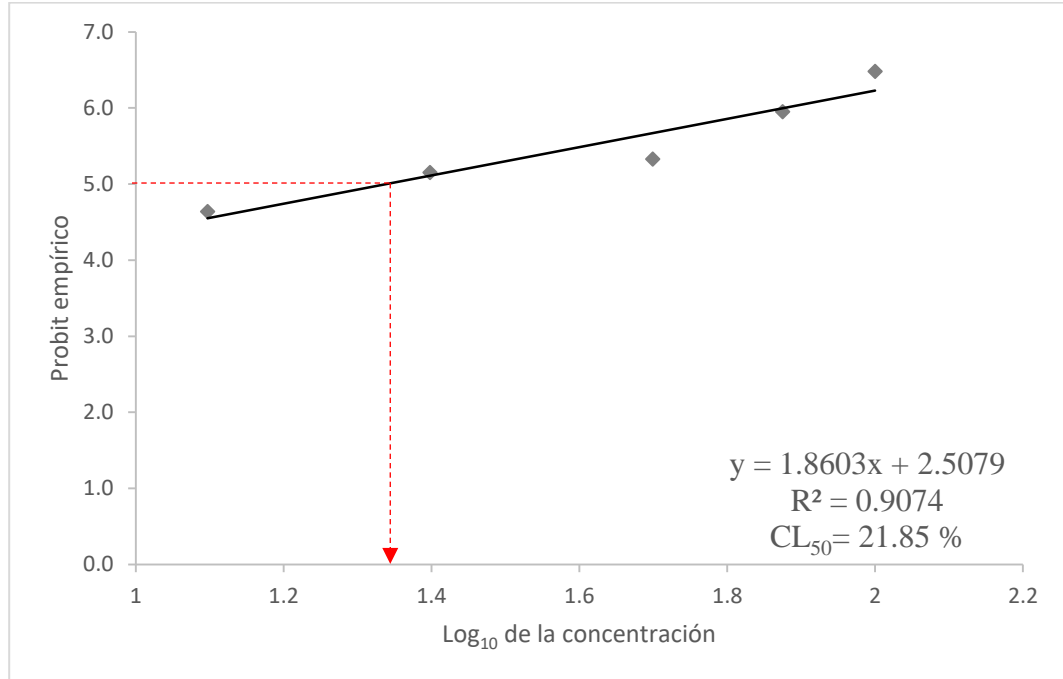


Figura 44. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Dina y estimación de la CL_{50} a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.911$, $p = 0.0895$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Dina. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 45**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 45$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Dina y su mortalidad respectiva. En la **figura 46** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Dina.

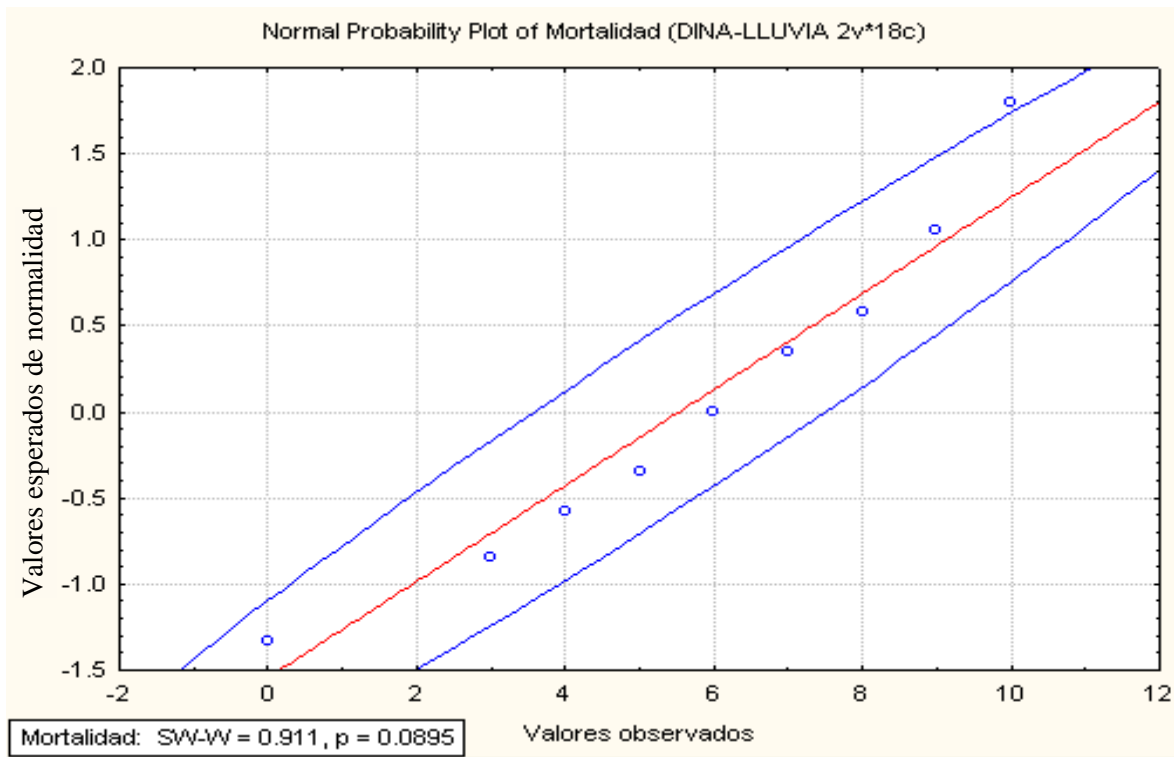


Figura 45.Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Dina. Temporada de lluvias.

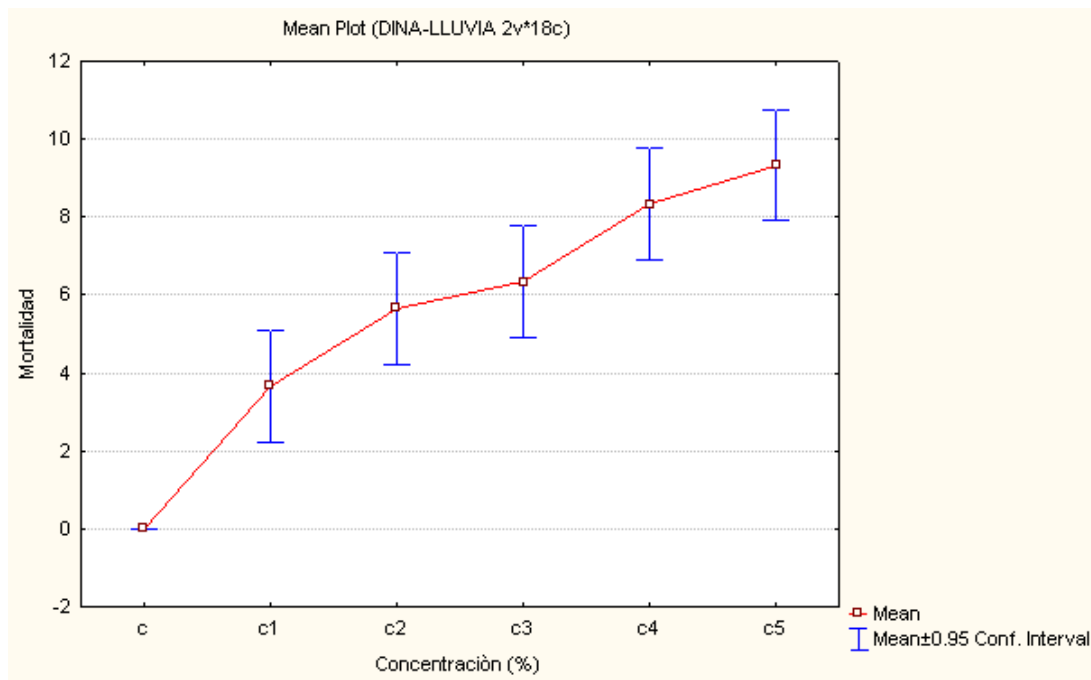


Figura 46. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de lluvias.

4.7.2 Chevrolet

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Chevrolet. Se registró una mortalidad del 86.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 40 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 24**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 24. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Chevrolet.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	26	86.66
75	30	22	73.33
50	30	19	63.33
25	30	16	53.33
12.5	30	12	40
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Chevrolet para *Daphnia magna* fue de 21.66 ± 3.17 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9242$). En la **figura 47** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Chevrolet (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

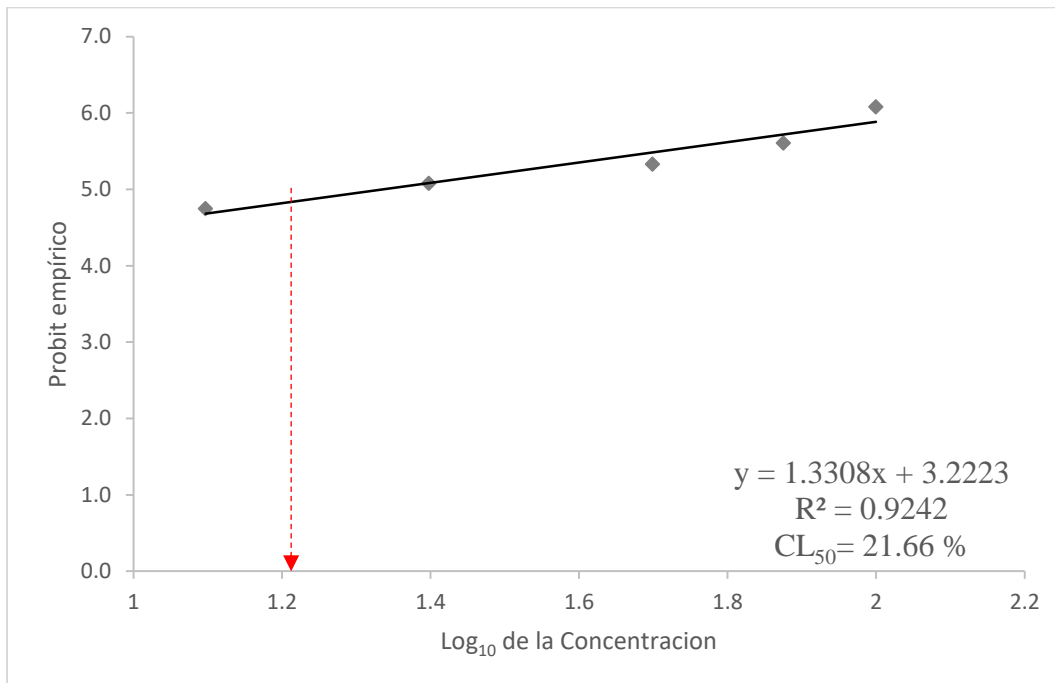


Figura 47. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Chevrolet y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W= 0.8904$, $p=0.0392$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p<0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Chevrolet. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 48**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F=36.25$, $p<0.05$) entre las concentraciones del efluente Chevrolet y su mortalidad respectiva. En la **figura 49** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Chevrolet.

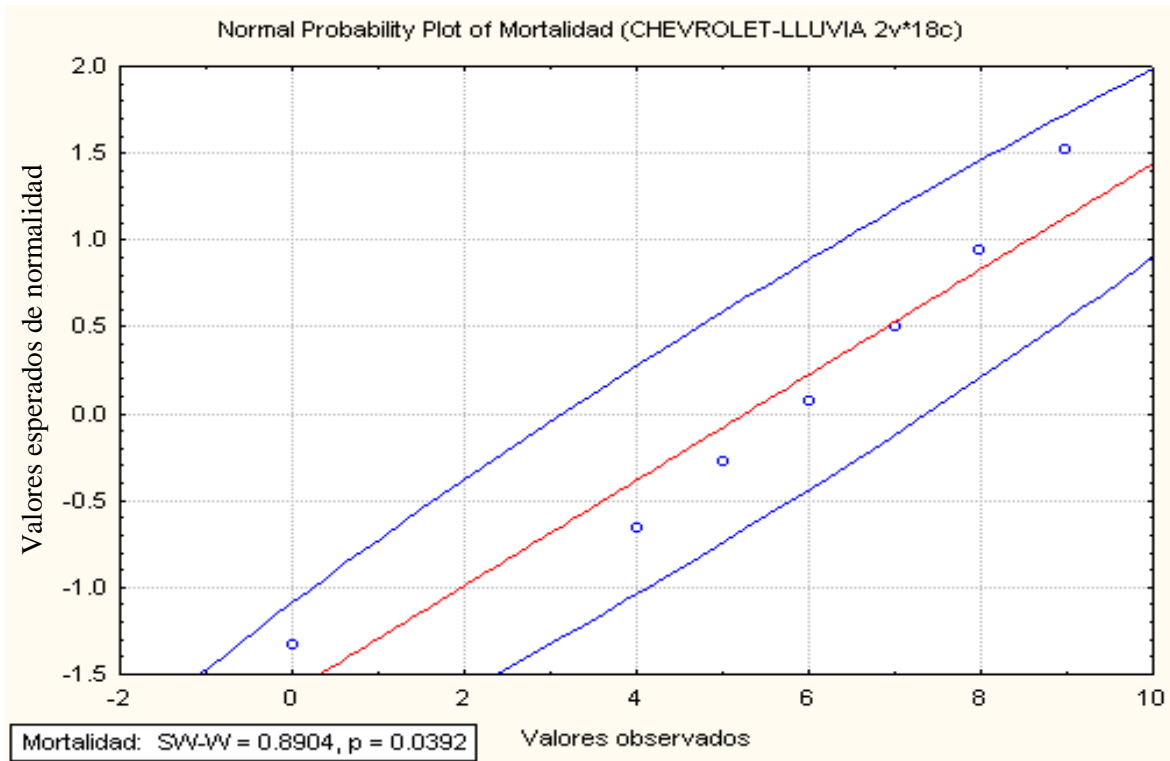


Figura 48. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Chevrolet. Temporada de lluvias.

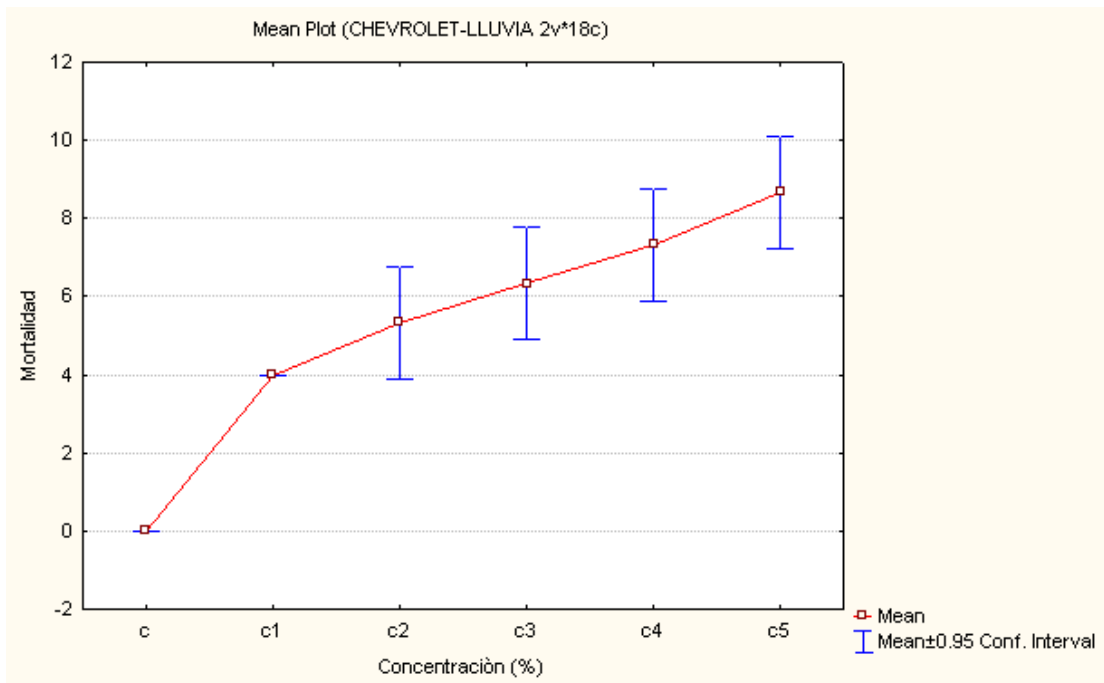


Figura 49. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Chevrolet. Temporada de lluvias.

4.7.3 Sam's

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Sam's. Se registró una mortalidad del 90 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 43.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 25**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 25. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Sam's.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	27	90
75	30	22	73.33
50	30	18	60
25	30	15	50
12.5	30	13	43.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Sam's para *Daphnia magna* fue de 21.82 ± 2.33 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.8195$). En la **figura 50** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Sam's (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

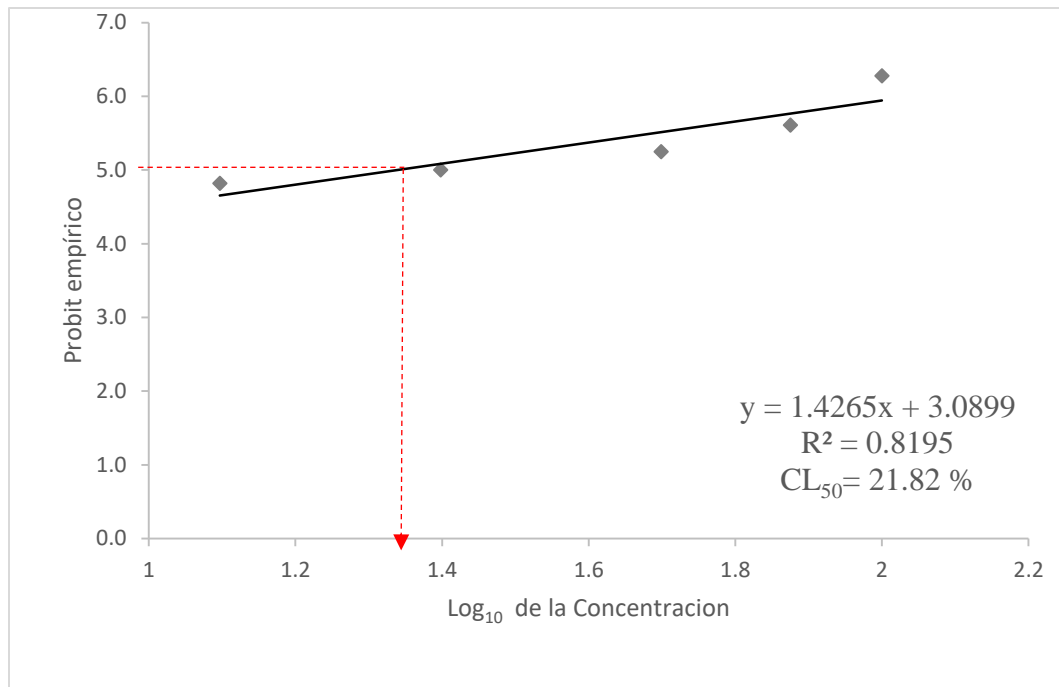


Figura 50. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Sam's y estimación de la CL_{50} a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8885$, $p = 0.0364$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Sam's. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 51**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 78.75$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Sam's y su mortalidad respectiva. En la **figura 52** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Sam's.

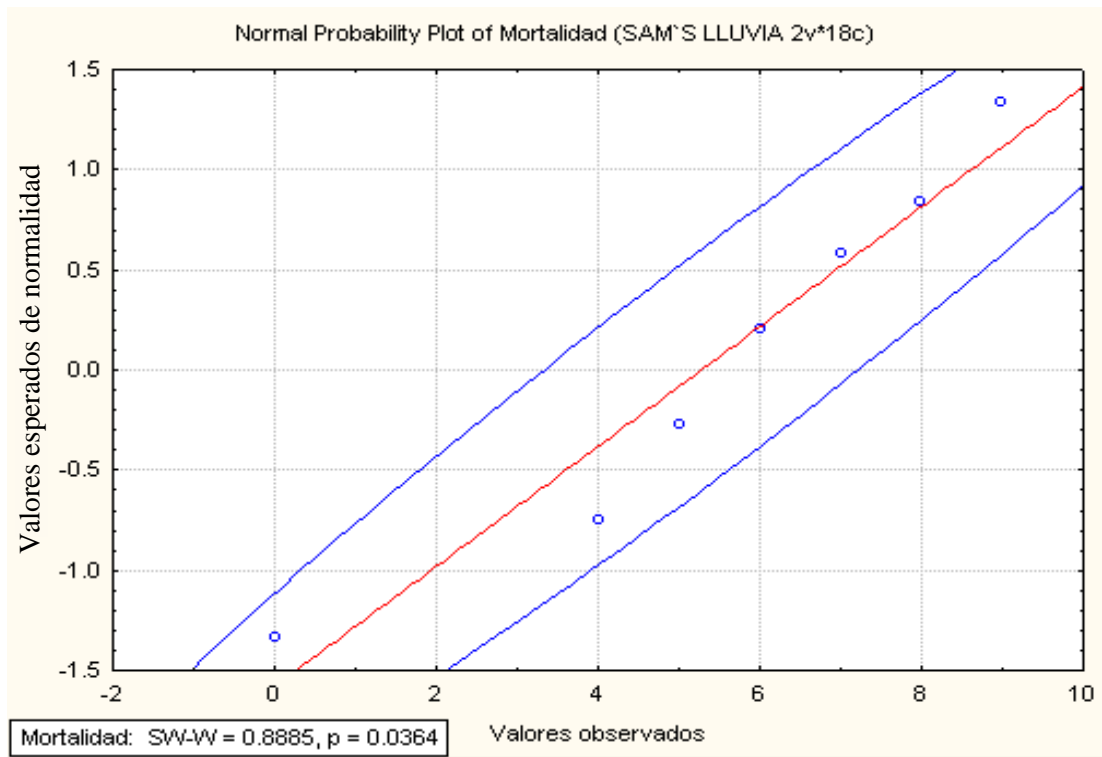


Figura 51. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Sam's. temporada de lluvias.

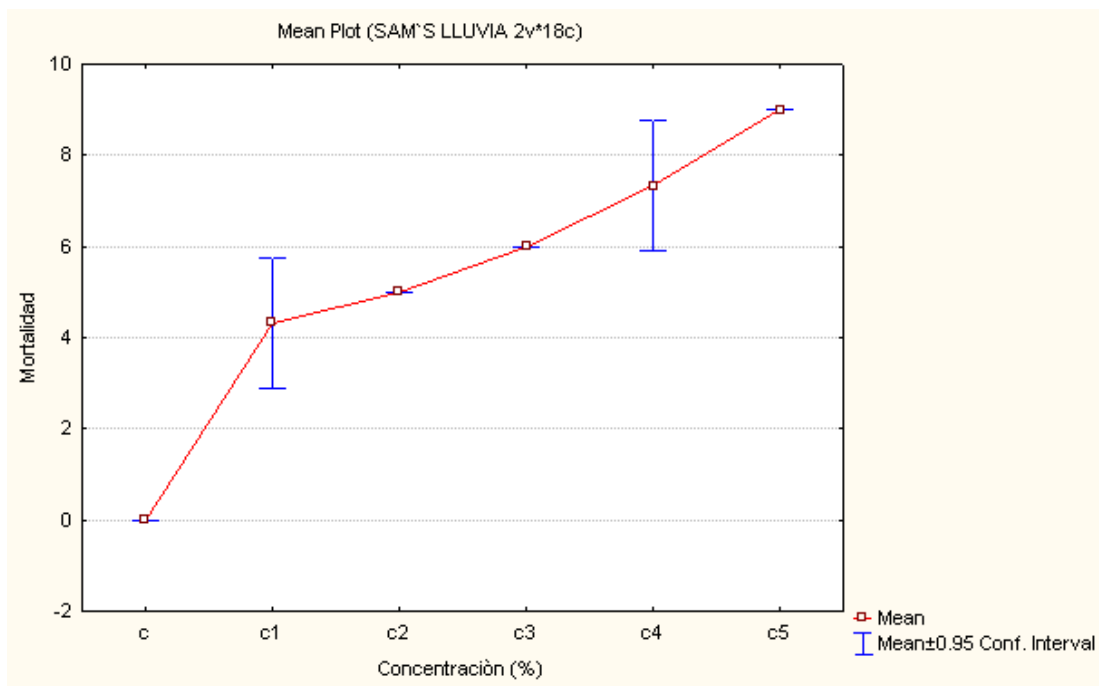


Figura 52. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de lluvias.

4.7.4 Muelle fiscal

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Muelle fiscal. Se registró una mortalidad del 90 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 26**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 26. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Muelle fiscal. Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.67
75	30	26	86.67
50	30	24	80
25	30	22	73.33
12.5	30	15	50
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Muelle fiscal para *Daphnia magna* fue de 12.60 ± 1.12 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9116$). En la **figura 53** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Muelle fiscal (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

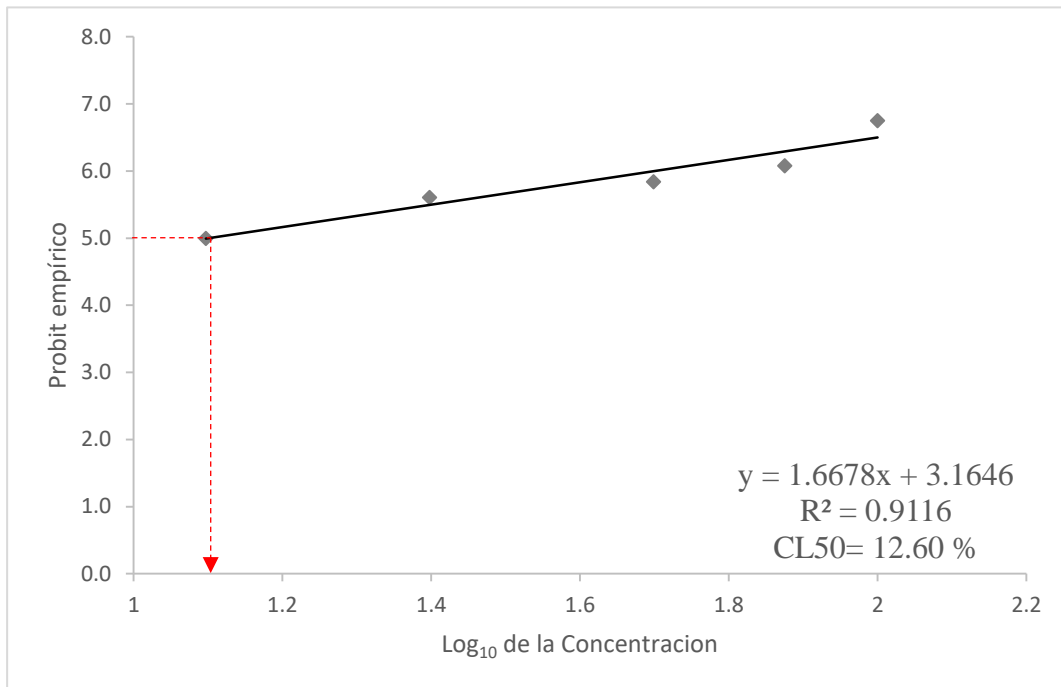


Figura 53. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Muelle fiscal y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8124$, $p = 0.0023$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Muelle fiscal. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 54**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 46.16$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Muelle fiscal y su mortalidad respectiva. En la **figura 55** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Muelle fiscal.

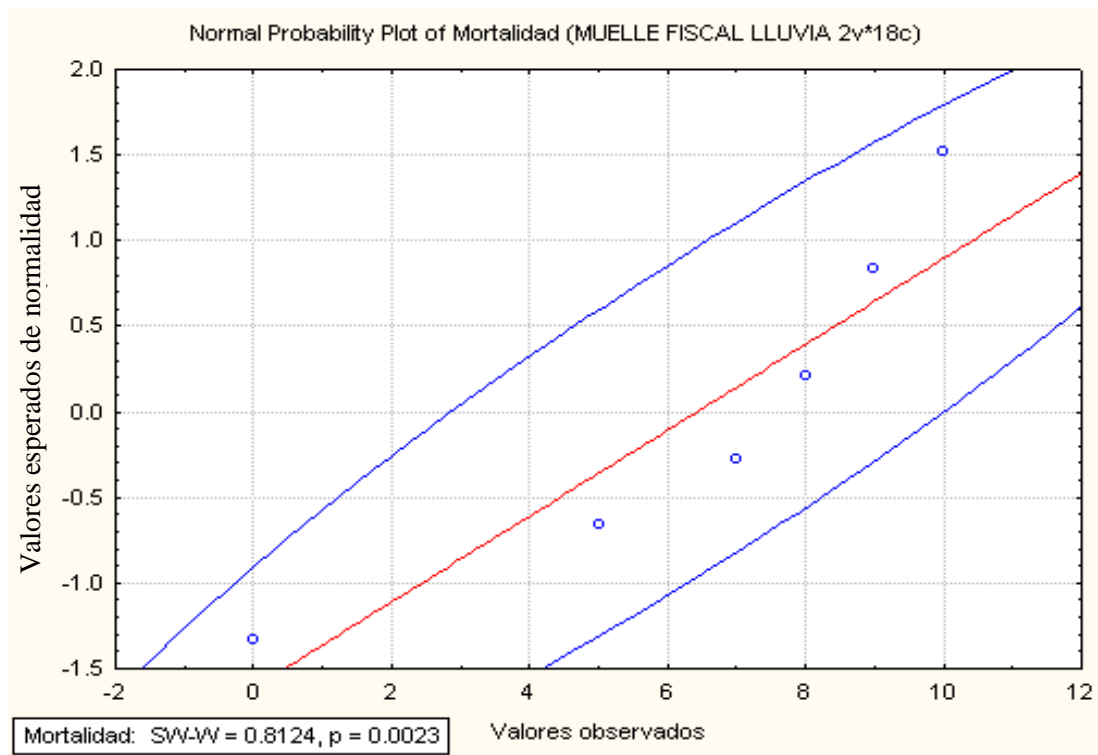


Figura 54. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Muelle fiscal. Temporada de lluvias.

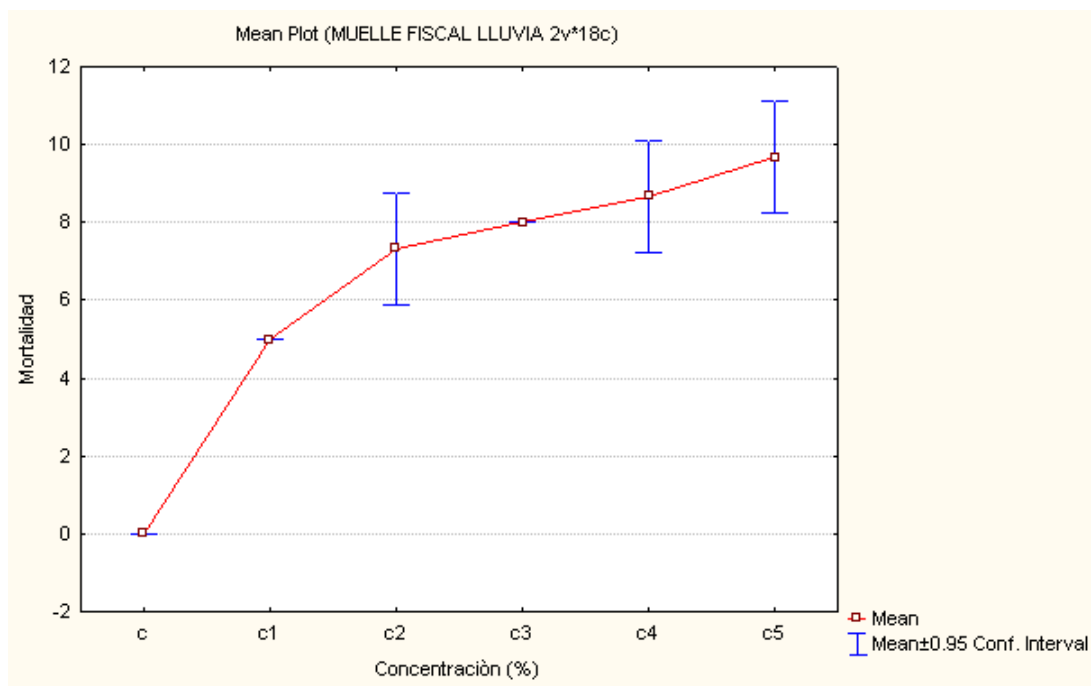


Figura 55. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Muelle fiscal. Temporada de lluvias.

4.7.5 Obelisco

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Obelisco. Se registró una mortalidad del 86.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 27**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 27. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Obelisco.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	26	86.66
75	30	23	76.66
50	30	19	63.33
25	30	14	46.66
12.5	30	7	23.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Obelisco para *Daphnia magna* fue de 30.59 ± 2.78 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9899$). En la **figura 56** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Obelisco (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

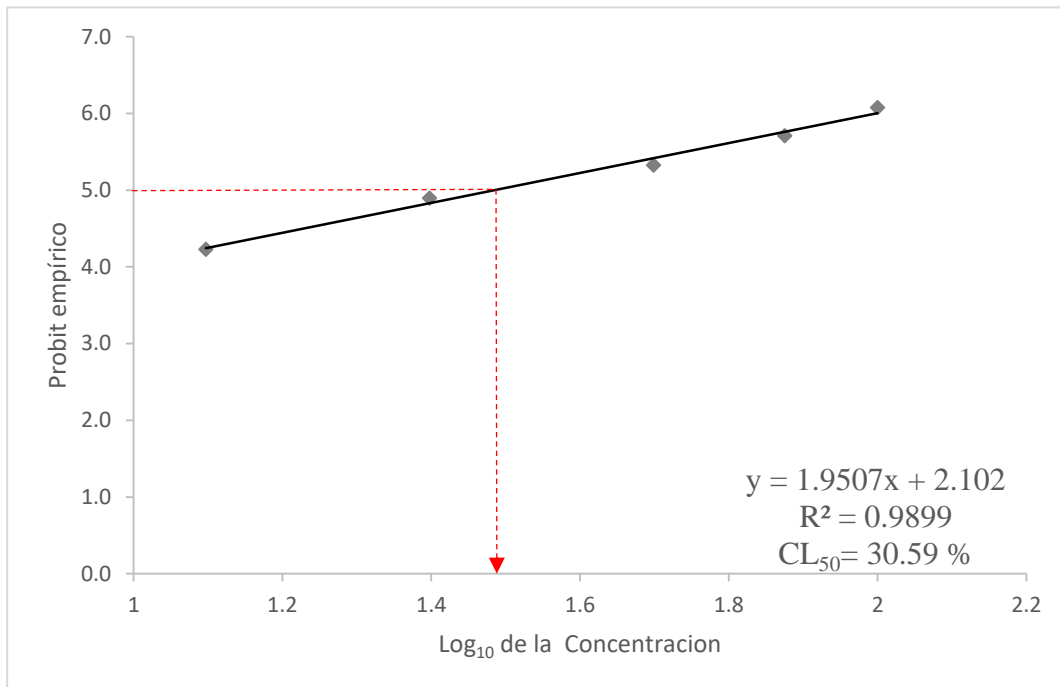


Figura 56. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Obelisco y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9108$, $p = 0.0888$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Obelisco. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 57**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que si existen diferencias significativas ($F = 56.7$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Obelisco y su mortalidad respectiva. En la **figura 58** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Obelisco.

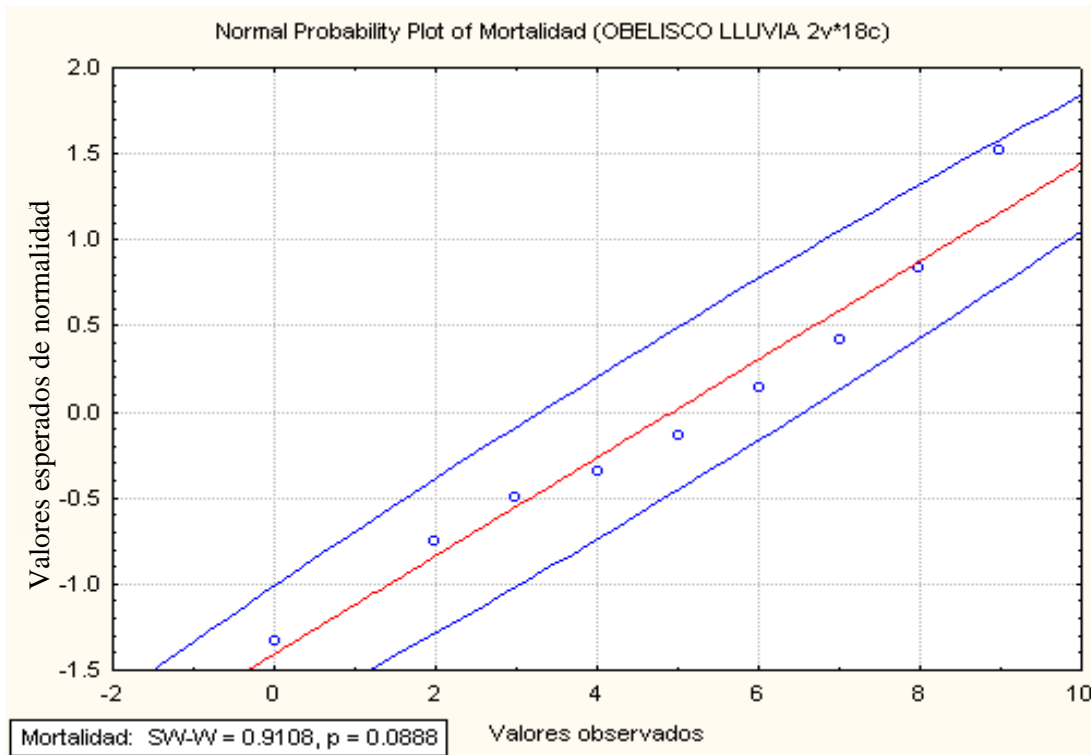


Figura 57. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Obelisco. Temporada de lluvias.

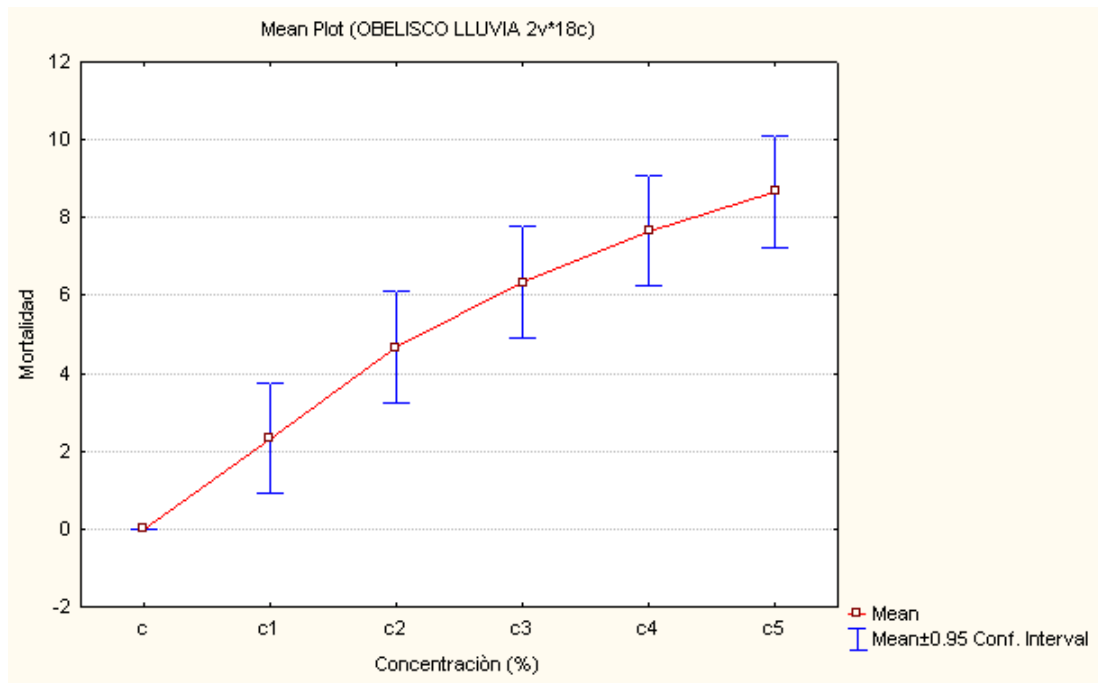


Figura 58. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente. Temporada de lluvias.

4.7.6 Refugio de aves

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Refugio de aves. Se registró una mortalidad del 83.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 46.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 28**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 28. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Refugio de aves. Temporada de lluvias.

Concentraciones (%).	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	25	83.33
75	30	20	66.66
50	30	18	60
25	30	16	53.33
12.5	30	14	46.66
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Refugio de aves para *Daphnia magna* fue de 19.52 ± 7.52 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8095$). En la **figura 59** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Refugio de aves (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

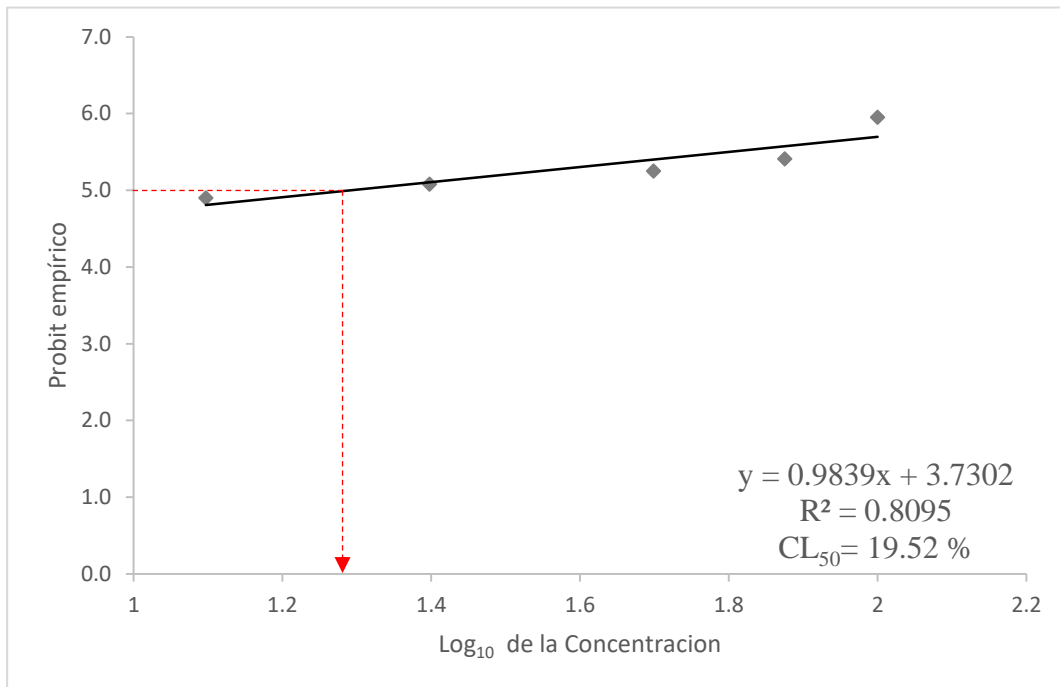


Figura 59. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Refugio de aves y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8523$, $p = 0.0092$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Refugio de aves. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 60**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 22.25$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Refugio de aves y su mortalidad respectiva. En la **figura 61** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Refugio de aves.

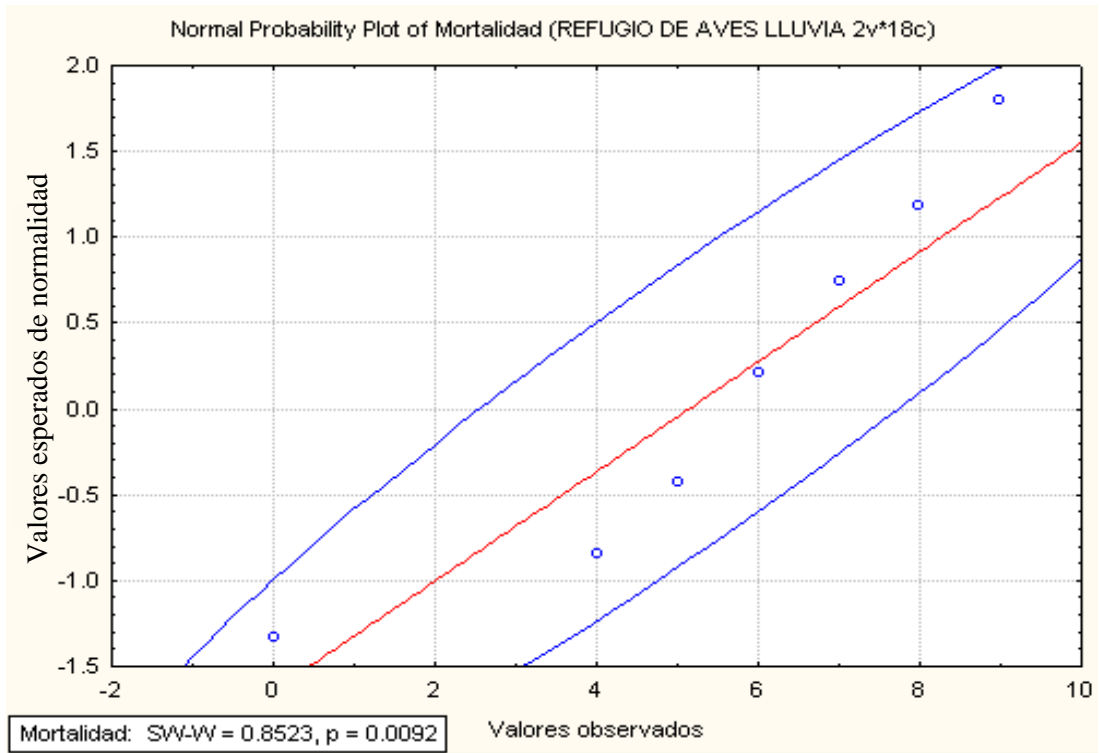


Figura 60. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Refugio de aves. Temporada de lluvias.

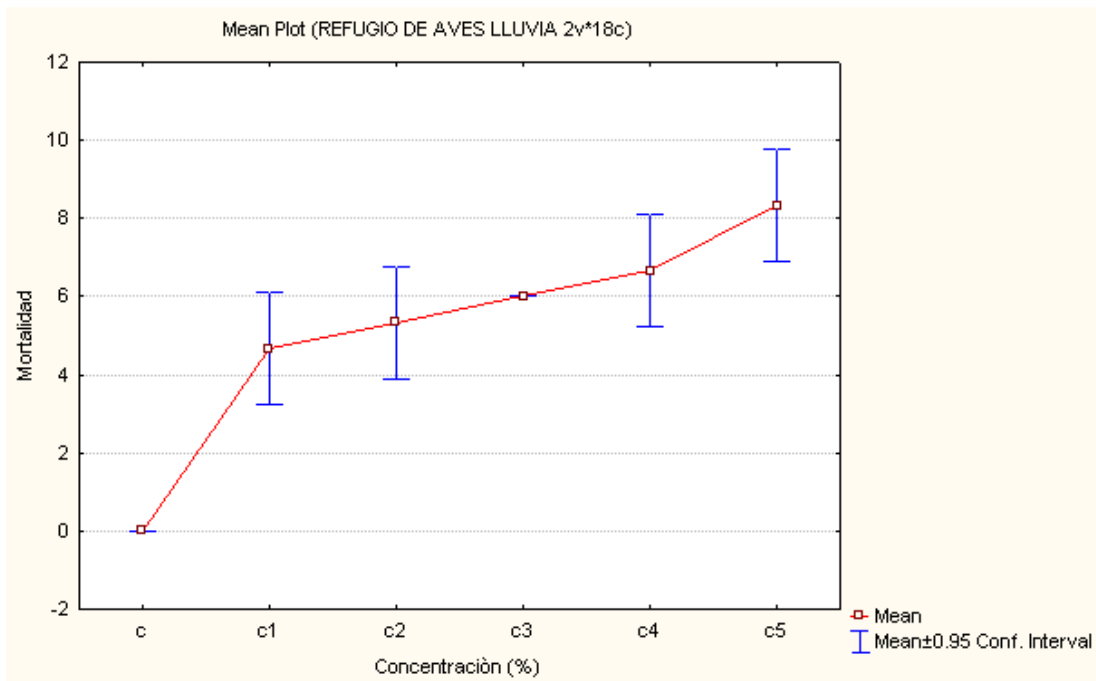


Figura 61. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Refugio de aves. Temporada de lluvias.

4.7.7 Mega escultura

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Mega escultura. Se registró una mortalidad del 76.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 29**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 29. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Mega escultura. Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	23	76.66
75	30	18	60
50	30	16	53.33
25	30	13	43.33
12.5	30	7	23.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Mega escultura para *Daphnia magna* fue de 39.53 ± 4.70 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9517$). En la **figura 62** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Mega escultura (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

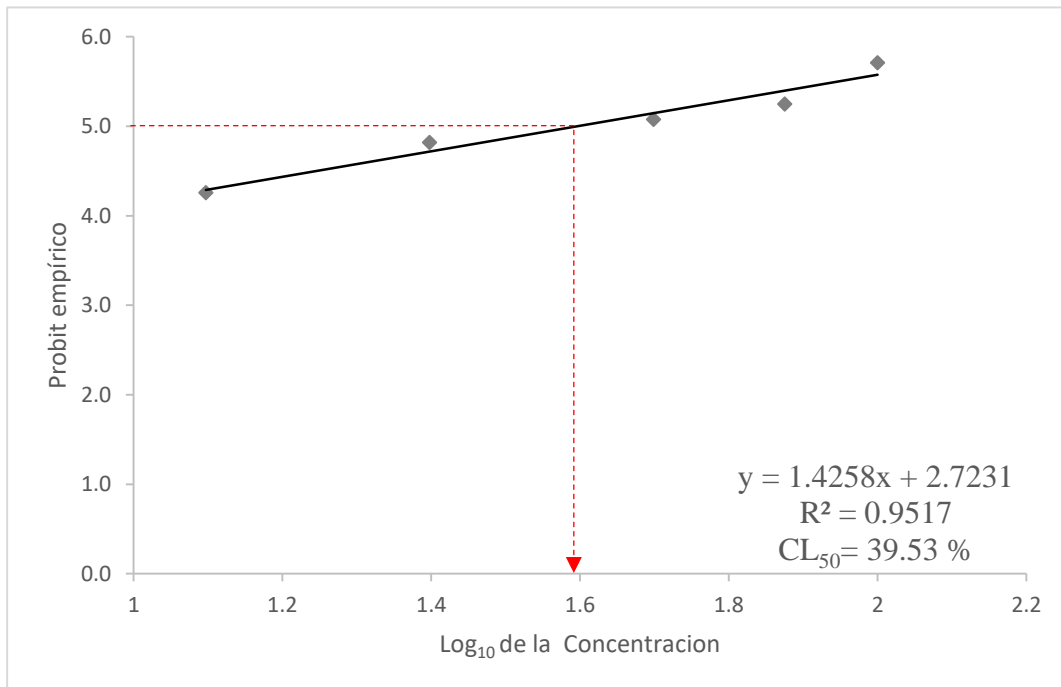


Figura 62. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Mega escultura y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.921$, $p = 0.1348$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Mega escultura. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 63**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 44.125$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Mega escultura y su mortalidad respectiva. En la **figura 64** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Mega escultura.

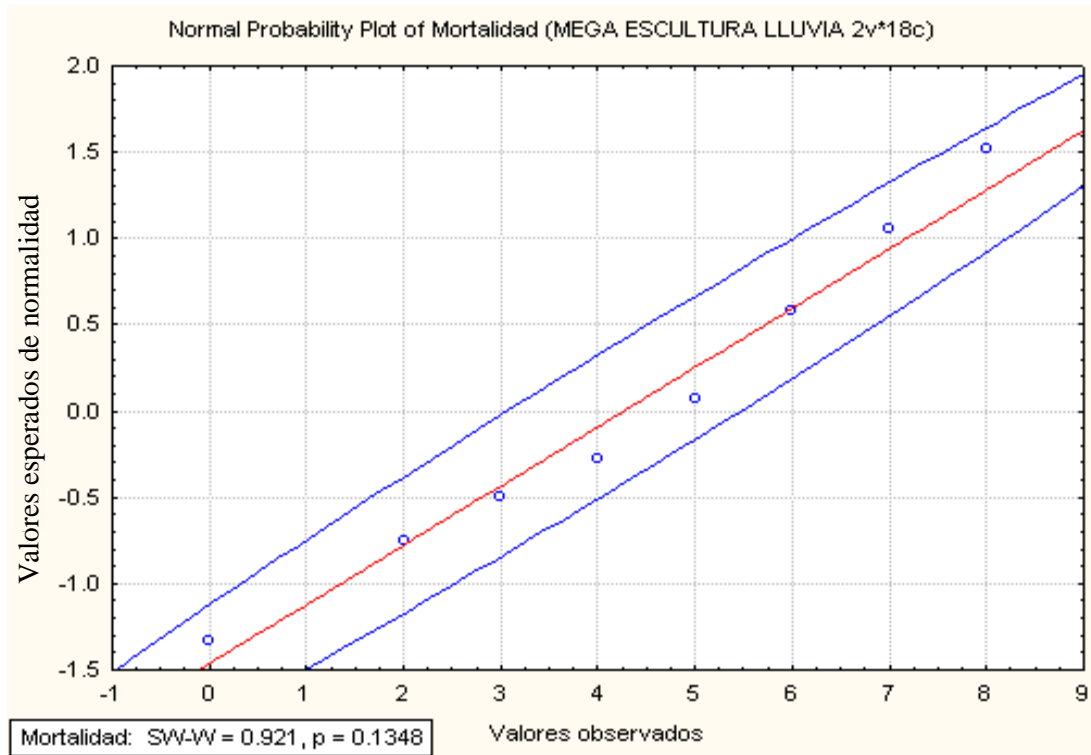


Figura 63. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Mega escultura. Temporada de lluvias.

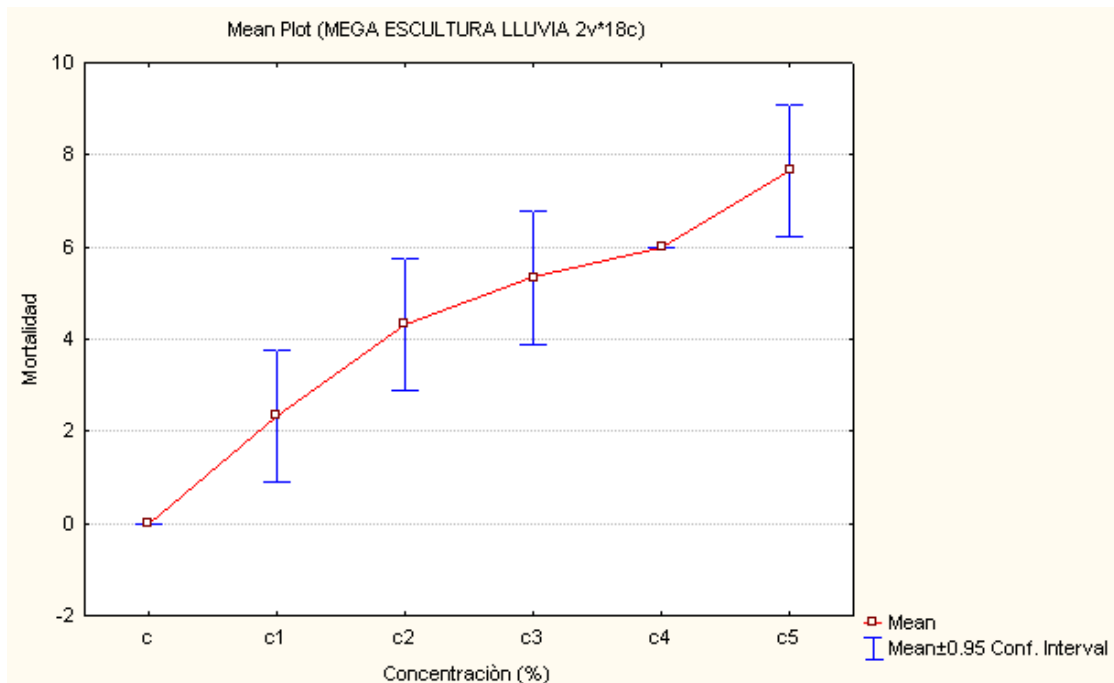


Figura 64. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Mega escultura. Temporada de lluvias.

4.7.8 CETMAR

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente CETMAR. Se registró una mortalidad del 73.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 50 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 30**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 30. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de CETMAR.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	22	73.33
75	30	21	70
50	30	17	56.66
25	30	16	53.33
12.5	30	15	50
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente CETMAR para *Daphnia magna* fue de 16.39 ± 25.76 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8296$). En la **figura 65** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente CETMAR (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

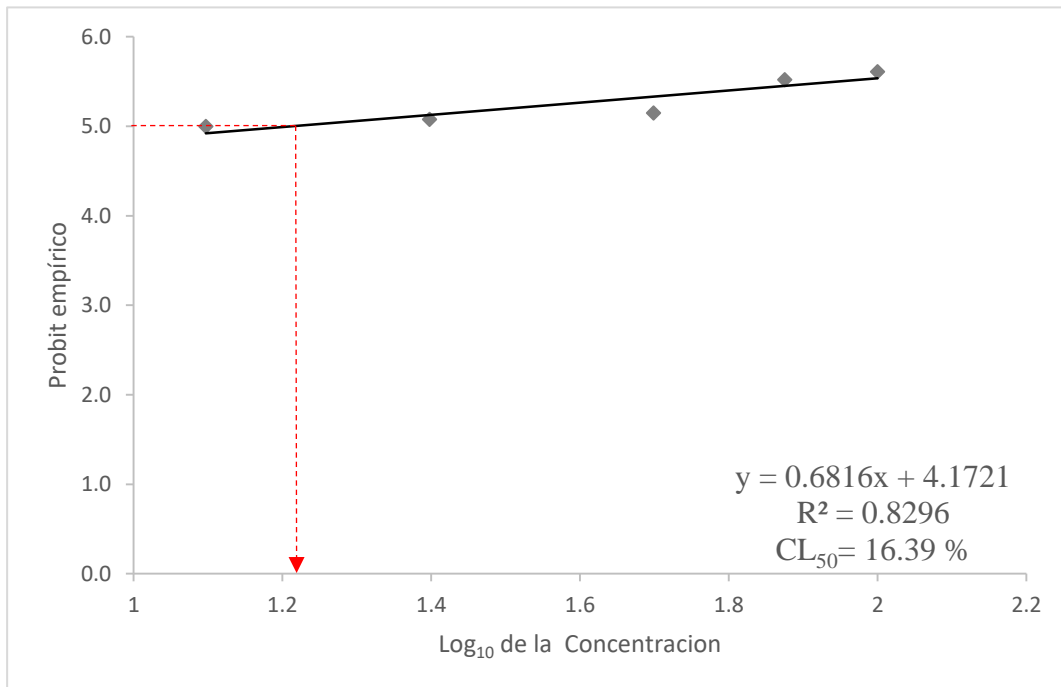


Figura 65. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente CETMAR y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.7714$, $p = 0.0006$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente CETMAR. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 66**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 16.16$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente CETMAR y su mortalidad respectiva. En la **figura 67** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente CETMAR.

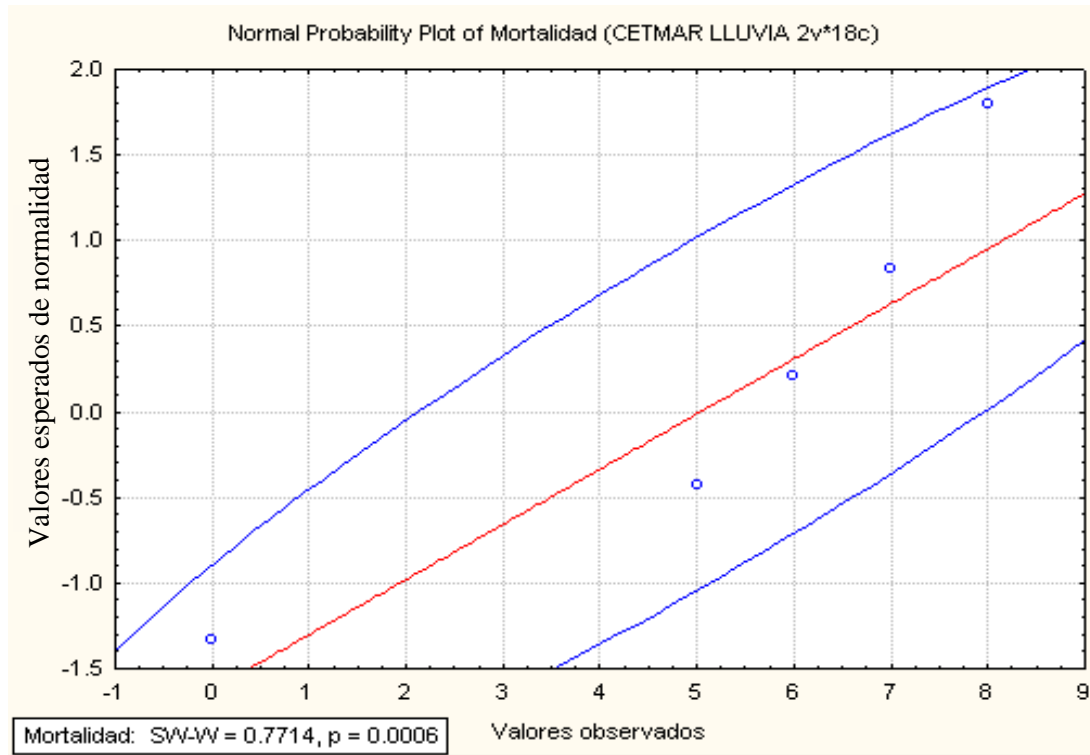


Figura 66. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente CETMAR. Temporada de lluvias.

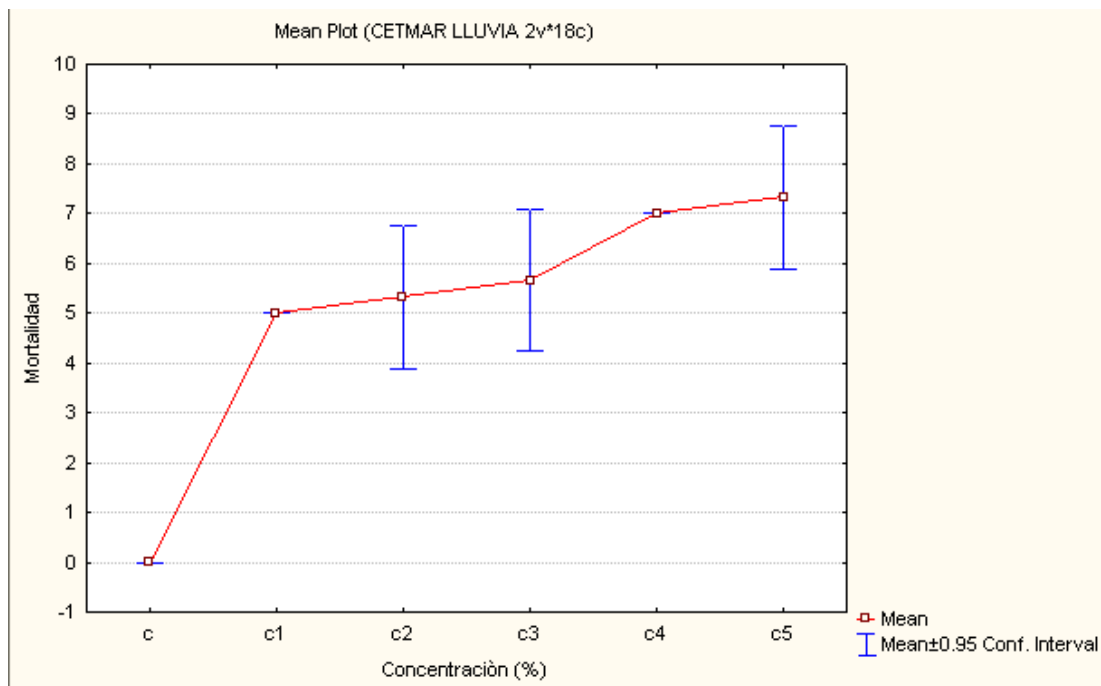


Figura 67. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente CETMAR. Temporada de lluvias.

4.7.9 Proterritorio

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Proterritorio. Se registró una mortalidad del 56.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 10 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 31**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 31. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Proterritorio. Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	17	56.66
75	30	16	53.33
50	30	13	43.33
25	30	9	30
12.5	30	3	10
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Proterritorio para *Daphnia magna* fue de 68.99 ± 7.41 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9591$). En la **figura 68** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Proterritorio (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

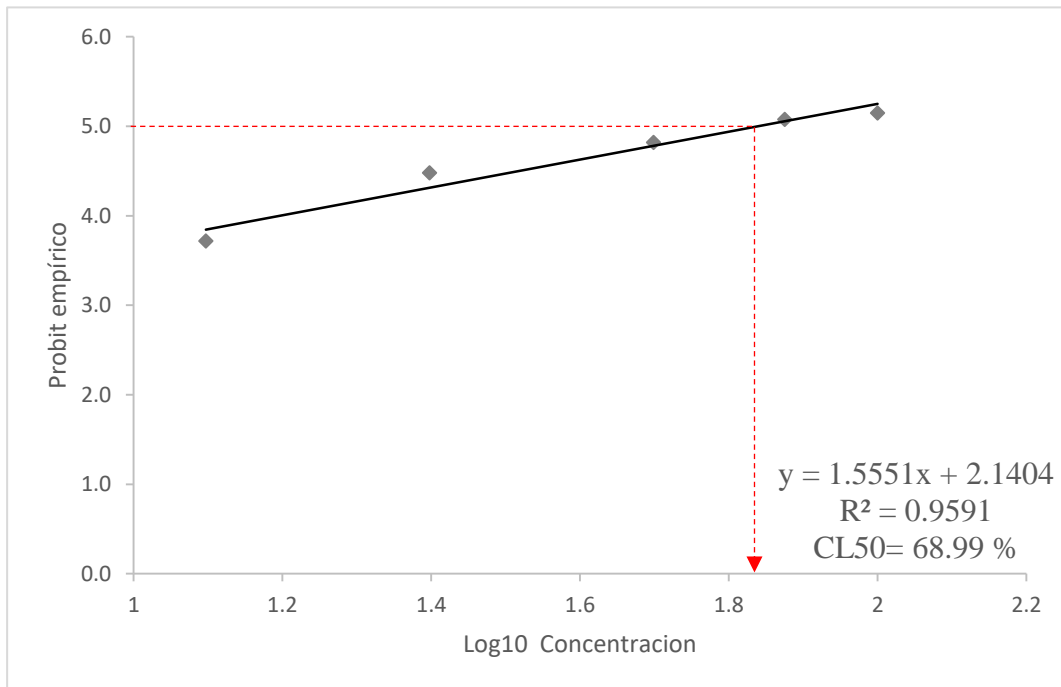


Figura 68. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Proterritorio y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8841$, $p = 0.0307$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Proterritorio. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 69**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 54.66$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Proterritorio y su mortalidad respectiva. En la **figura 70** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Proterritorio.

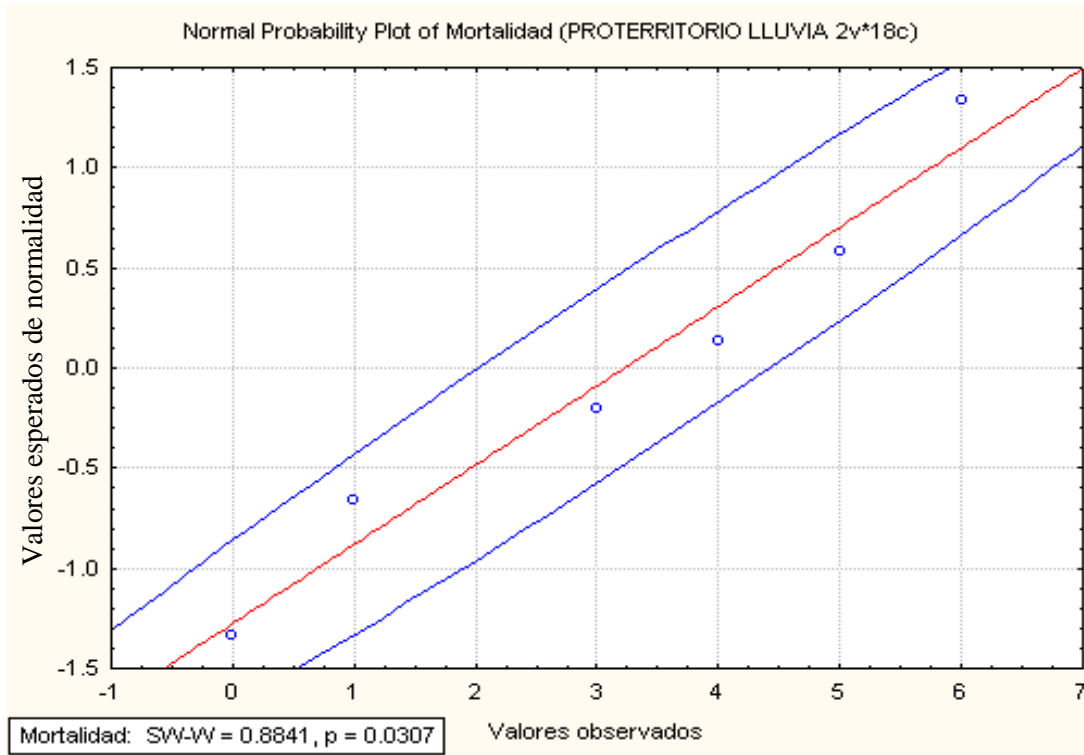


Figura 69. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Protterritorio. Temporada de lluvias.

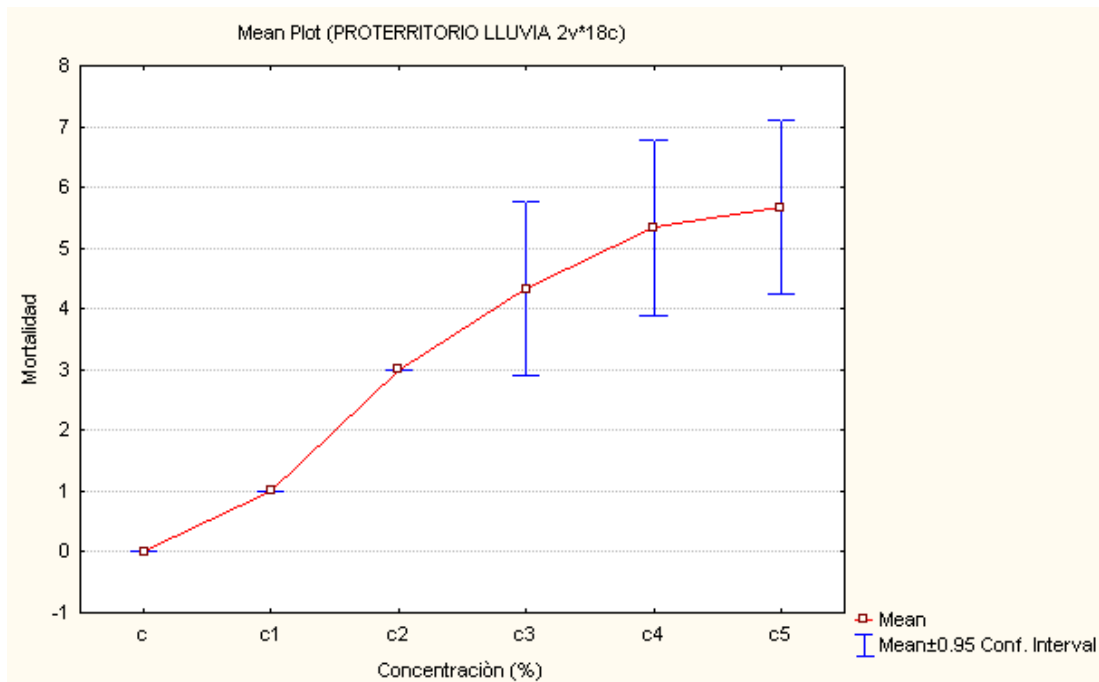


Figura 70. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Protterritorio. Temporada de lluvias.

4.8 Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de lluvias.

Para la determinación del grado de toxicidad de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias con *Daphnia magna*, se obtuvieron las Unidades de Toxicidad (U.T.), a partir de los valores de la CL₅₀ obtenidos en los bioensayos a 48 horas. En la **tabla 32** se encuentran las U.T. y la clasificación correspondiente a cada efluente de la temporada evaluada.

Tabla 33. Clasificación en unidades de toxicidad aguda para cada efluente en *Daphnia magna*. Temporada de lluvias.

LLUVIAS		
Grado de toxicidad		
Efluente	U.T.	Clasificación
Muelle fiscal	7.93	Altamente tóxico
CETMAR	6.09	Altamente tóxico
Refugio de aves	5.12	Altamente tóxico
Chevrolet	4.61	Altamente tóxico
Sam's	4.58	Altamente tóxico
Dina	4.57	Altamente tóxico
Obelisco	3.26	Tóxico
Mega escultura	2.52	Tóxico
Proterritorio	1.44	Moderadamente tóxico

En la tabla anterior se puede observar que los efluentes fueron ordenados de forma descendente de acuerdo con las U.T., siendo el máximo grado para Muelle fiscal, CETMAR, Refugio de aves, Chevrolet, Sam's y Dina colocándose dentro del rango de Altamente tóxico (>4), los efluentes Obelisco y Mega escultura se clasifican como Tóxico (2-4), mientras que Proterritorio se clasifico como moderadamente tóxico (1.33-1.99). Los efluentes que se descargan en la bahía impactan de forma significativa a los organismos que cohabitan en el medio.

4.9 Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de lluvias.

Al realizar el análisis estadístico de la variable dependiente (número de organismos muertos) se encontraron los siguientes valores (**Tabla 34**).

Tabla 34. Estadística descriptiva de la variable dependiente de los efluentes de la temporada de lluvias.

<i>LLUVIAS</i>	
Número de valores	162
Media	5.02
Límite de confiabilidad inferior 95 %	4.57
Límite de confiabilidad superior 95 %	5.47
Mediana	5
Desviación estándar	2.90
Varianza de la muestra	8.42
Error estándar	0.22
Coficiente de asimetría	-0.49
Curtosis	-0.73
Mínimo	0
Máximo	10
Amplitud	10

En los resultados de la estadística descriptiva (**Tabla 34**), se encontró que la variable dependiente, número de organismos muertos, presenta una distribución normal de acuerdo a la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov ($d=0.169$, $p < 0.01$, **figura 71**). La variable dependiente presentó un comportamiento normal con relación a los diferentes niveles de concentración a los se expusieron los daphnidos, los valores recaen dentro de la elipse de confianza del 95 %. Con el análisis de varianza (ANOVA), se encontró que existen diferencias significativas entre los nueve efluentes evaluados ($F=121.65$, $p<0.05$, **figura 72**). De igual forma se tiene que existen diferencias entre las concentraciones y la mortalidad (**Figura 73**).

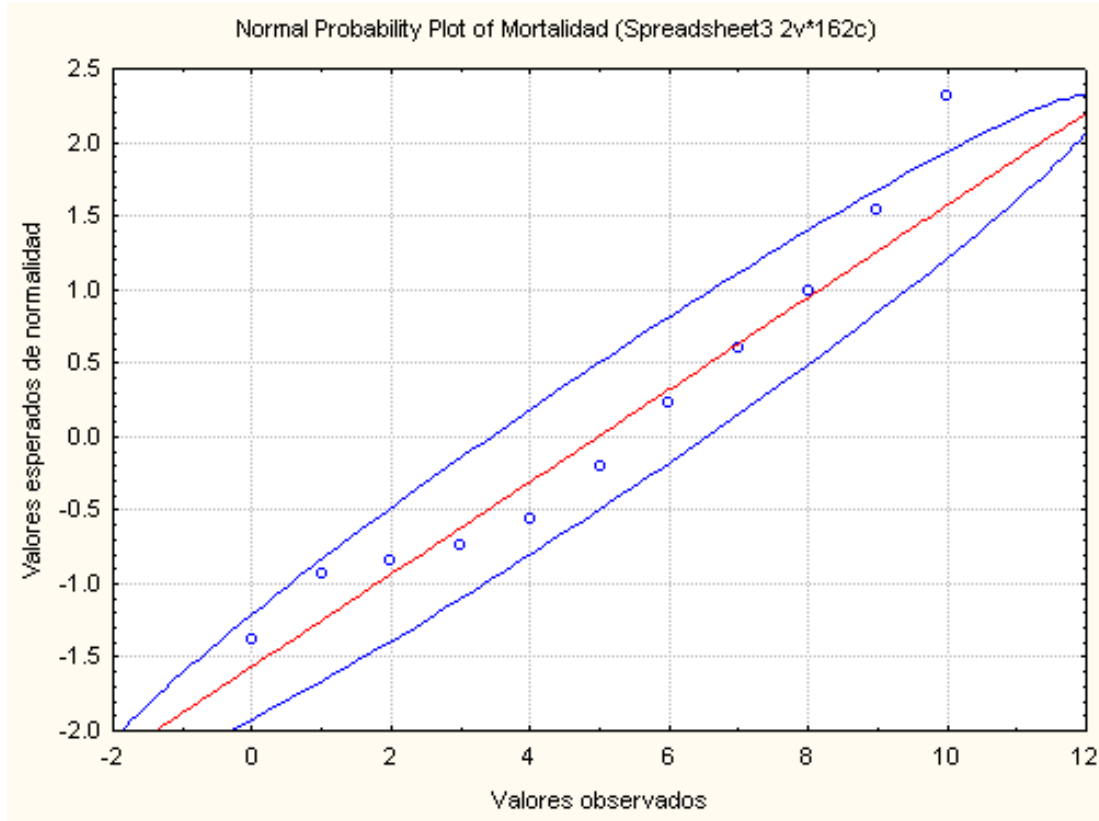


Figura 71. Normalidad de la variable dependiente y elipse de confianza del 95 % de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias.

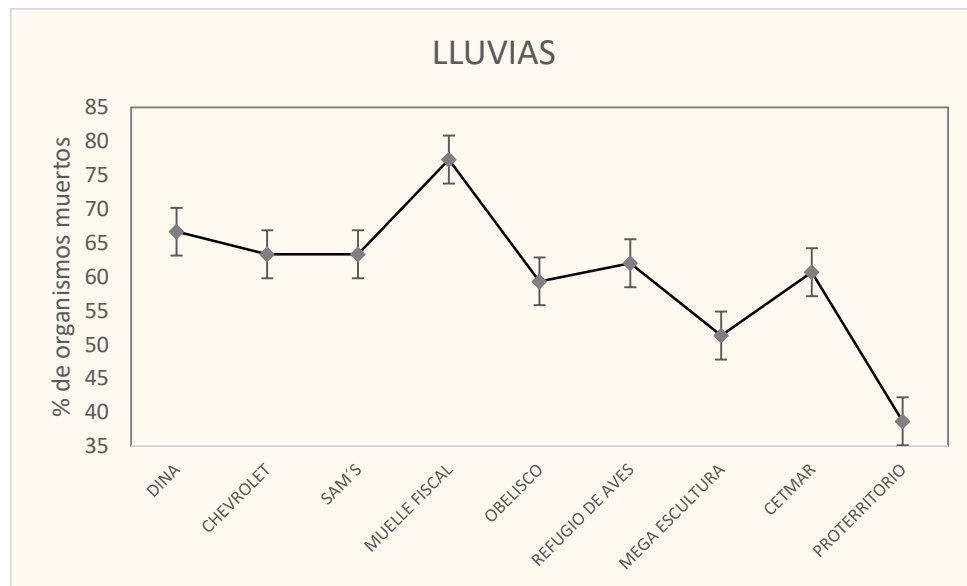


Figura 72. Porcentajes de organismos muertos por efluente. Temporada de lluvias.

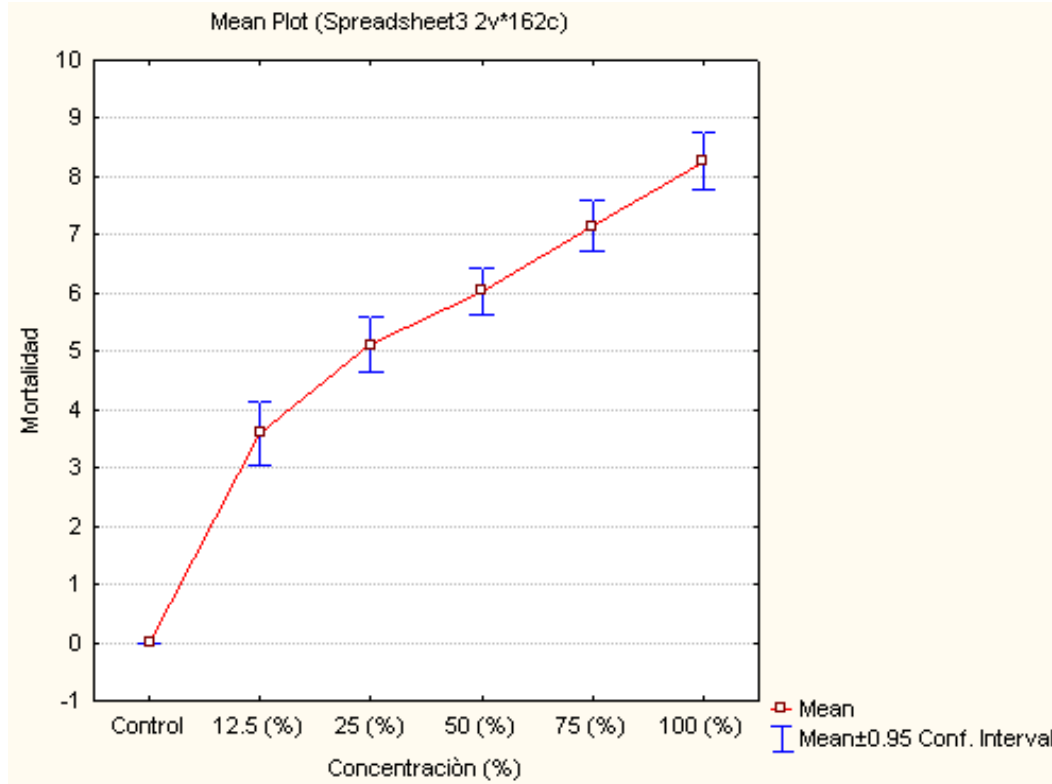


Figura 73. Relación general entre las concentraciones y la mortalidad de los efluentes de la temporada de lluvias.

4.10 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos de la temporada de lluvias.

En la **tabla 35** se encuentran los valores promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* medidos en cada efluente. Los parámetros fueron medidos durante la toma de muestras de agua para la realización de los bioensayos y para la determinación de los parámetros fisicoquímicos *ex situ* de la temporada de lluvias. Los efluentes presentaron un pH considerablemente neutro, entre 6.65-7.24. Los niveles de oxígeno disuelto resultaron muy bajos en todos los puntos evaluados.

Tabla 35. Promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias.

Efluente	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS)	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH
Dina	29.2 ± 0.14	3.22 ± 0.00	2.52 ± 0.94	6.86 ± 0.18
Chevrolet	29.7 ± 0.49	3.01 ± 0.02	2.03 ± 0.16	6.76 ± 0.19
Sam's	30.6 ± 0.63	3.96 ± 0.04	1.32 ± 0.36	7.24 ± 0.12
Muelle fiscal	30.5 ± 0.00	2.71 ± 0.02	0.70 ± 0.27	6.65 ± 0.19
Obelisco	30.6 ± 0.14	3.71 ± 0.02	1.05 ± 0.21	6.80 ± 0.11
Refugio de aves	30.3 ± 0.42	18.15 ± 0.07	0.60 ± 0.07	6.82 ± 0.20
Mega escultura	30.3 ± 0.42	3.02 ± 0.00	1.82 ± 0.04	7.13 ± 0.02
CETMAR	29.35 ± 0.35	3.11 ± 0.00	1.63 ± 0.09	6.68 ± 0.21
Proterritorio	28.7 ± 1.69	2.81 ± 0.00	2.55 ± 1.37	7.22 ± 0.09

En la **tabla 36** se encuentra los valores promedio y errores estándar de la DQO y DBO₅ determinados para cada efluente. El efluente correspondiente a Muelle fiscal presentó el nivel más alto de DQO, siendo este de 689.45 ± 3.95 mg/L, mientras que el efluente de Proterritorio presentó el nivel más bajo, siendo este de 25.08 ± 3.95. Sam's presentó la DBO₅ más alta, 82.2 ± 0.35 mg (OD)/L y CETMAR presentó el nivel más bajo, 22.8 ± 0.07 mg (OD)/L.

Tabla 36. Promedios y errores estándar de la DQO y DBO₅ de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias.

Efluente	DQO (mg/L)	DBO ₅ (mg/L)
Dina	150.60 ± 2.90	52.2 ± 0.35
Chevrolet	265.98 ± 1.90	63.2 ± 0.35
Sam's	154.41 ± 2.29	82.2 ± 0.35
Muelle fiscal	689.45 ± 3.95	53.8 ± 0.21
Obelisco	327.46 ± 2.90	61.2 ± 0.35
Refugio de aves	85.94 ± 2.19	55.5 ± 0.07
Mega escultura	137.29 ± 4.39	50.7 ± 0.07
CETMAR	158.84 ± 7.20	22.8 ± 0.07
Proterritorio	25.08 ± 3.95	38.0 ± 0.07

En la **tabla 37** se encuentra los resultados de los sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos volátiles (SDV) y sólidos disueltos fijos (SDF) determinados para cada efluente.

Tabla 37. Resultado de la determinación de los sólidos en todas sus formas de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias.

EFUENTE	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
DINA	3120	225	2895	1020	10	1010	2100	215	1885
CHEVROLET	3595	240	3355	1525	220	1305	2070	20	2050
SAM'S	53350	245	53105	880	85	795	52470	160	52310
MUELLE FISCAL	3990	690	3300	1405	20	1385	2585	670	1915
OBELISCO	6100	1240	4860	625	30	595	5475	1210	4265
REFUGIO DE AVES	5320	880	4440	1975	170	1805	3345	710	2635
MEGA ESCULTURA	3570	565	3005	1150	15	1135	2420	550	1870
CETMAR	3630	870	2760	1015	30	985	2615	840	1775
PROTERRITORIO	3195	745	2450	1040	160	880	2155	585	1570

4.11 Bioensayos definitivos correspondientes a la temporada de nortes.

4.11.1 Dina

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Dina de la temporada de nortes. Se registró una mortalidad del 70 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 36.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 38**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 % por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 38. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Dina.
Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	21	70
75	30	17	56.66
50	30	15	50
25	30	14	46.66
12.5	30	11	36.66
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Dina para *Daphnia magna* fue de 36.58 ± 24.31 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8786$). En la **figura 74** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Dina (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

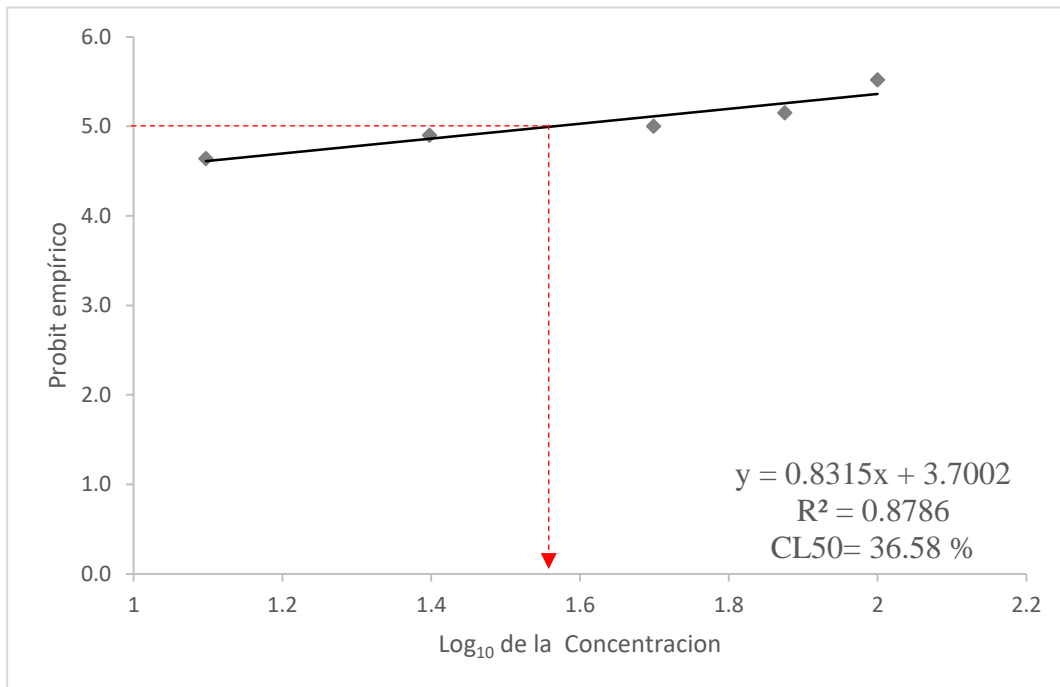


Figura 74. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Dina y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8426$, $p = 0.0065$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Dina. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 75**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 23$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Dina y su mortalidad respectiva. En la **figura 76** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Dina.

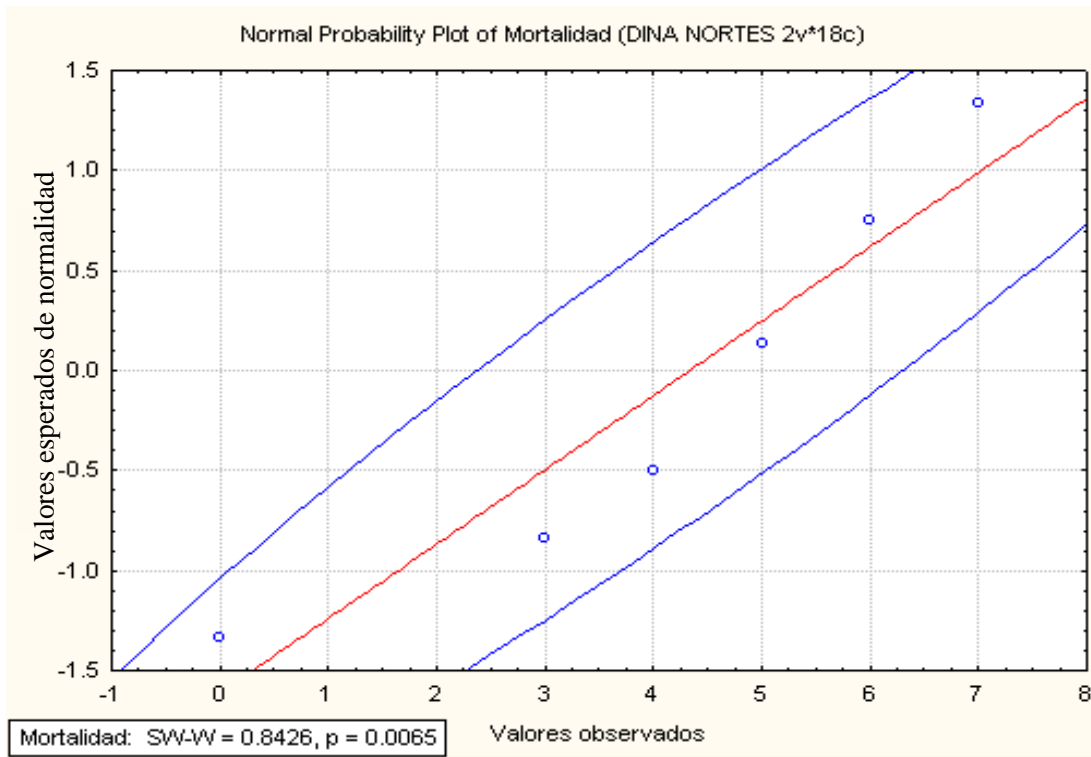


Figura 75. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Dina. Temporada de nortes.

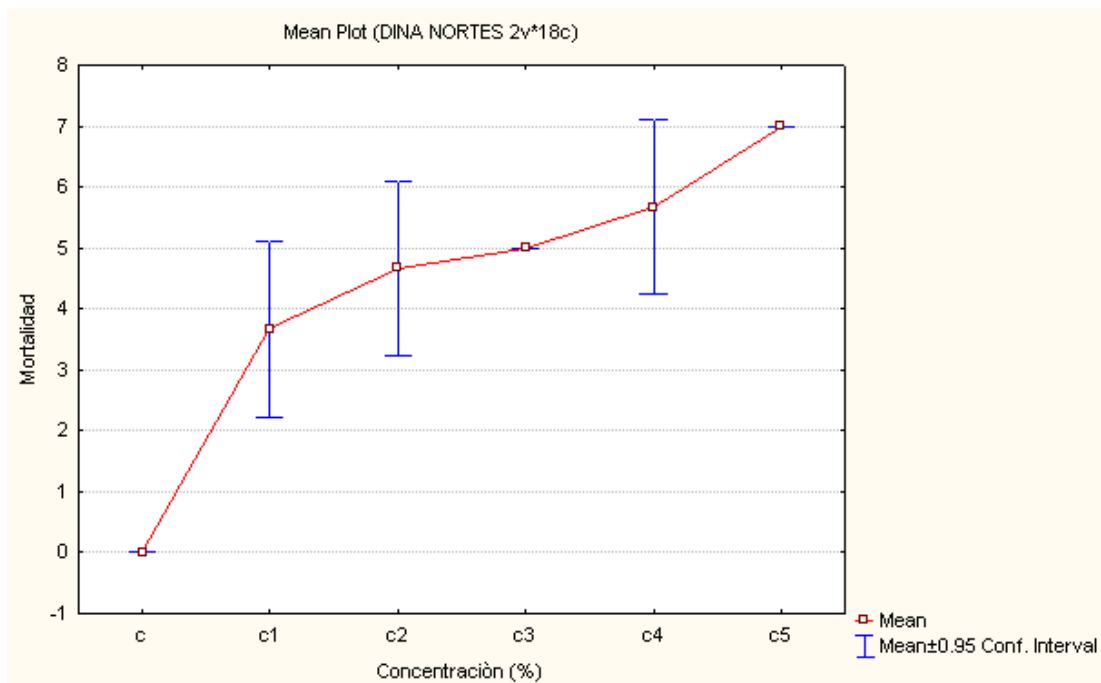


Figura 76. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Dina. Temporadas de nortes.

4.11.2 Chevrolet

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Chevrolet. Se registró una mortalidad del 86.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 30 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 39**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 39. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Chevrolet.
Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	26	86.66
75	30	24	80
50	30	17	56.66
25	30	11	36.66
12.5	30	9	30
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Chevrolet para *Daphnia magna* fue de 30.55 ± 3.09 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9158$). En la **figura 77** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Chevrolet (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

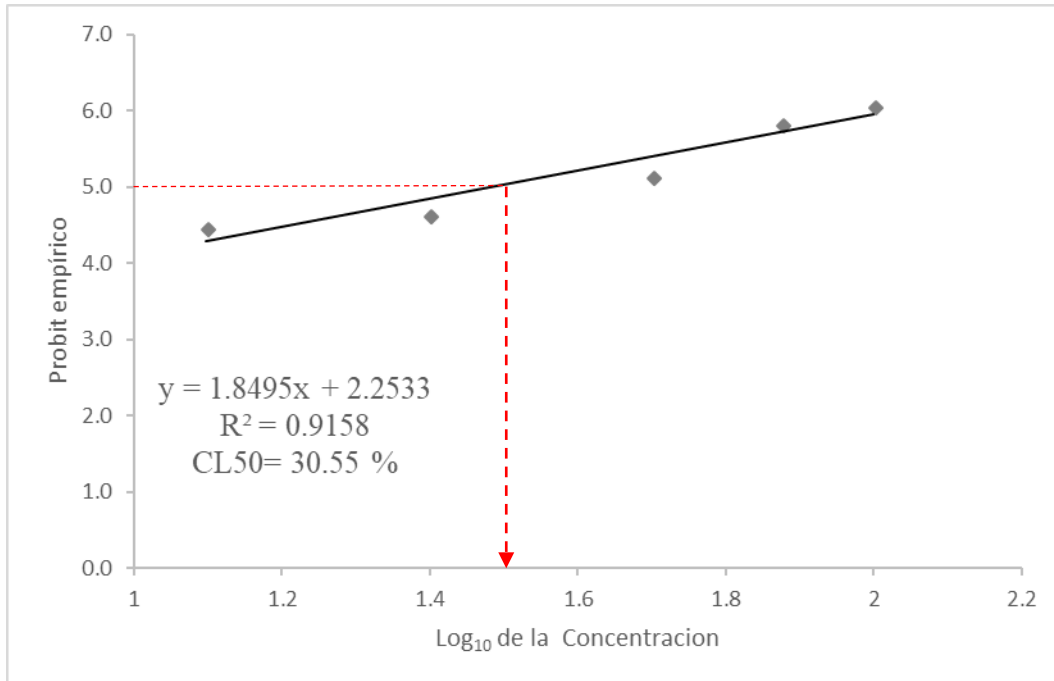


Figura 77. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Chevrolet y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9068$, $p = 0.0756$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Chevrolet. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 78**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 95.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Chevrolet y su mortalidad respectiva. En la **figura 79** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Chevrolet.

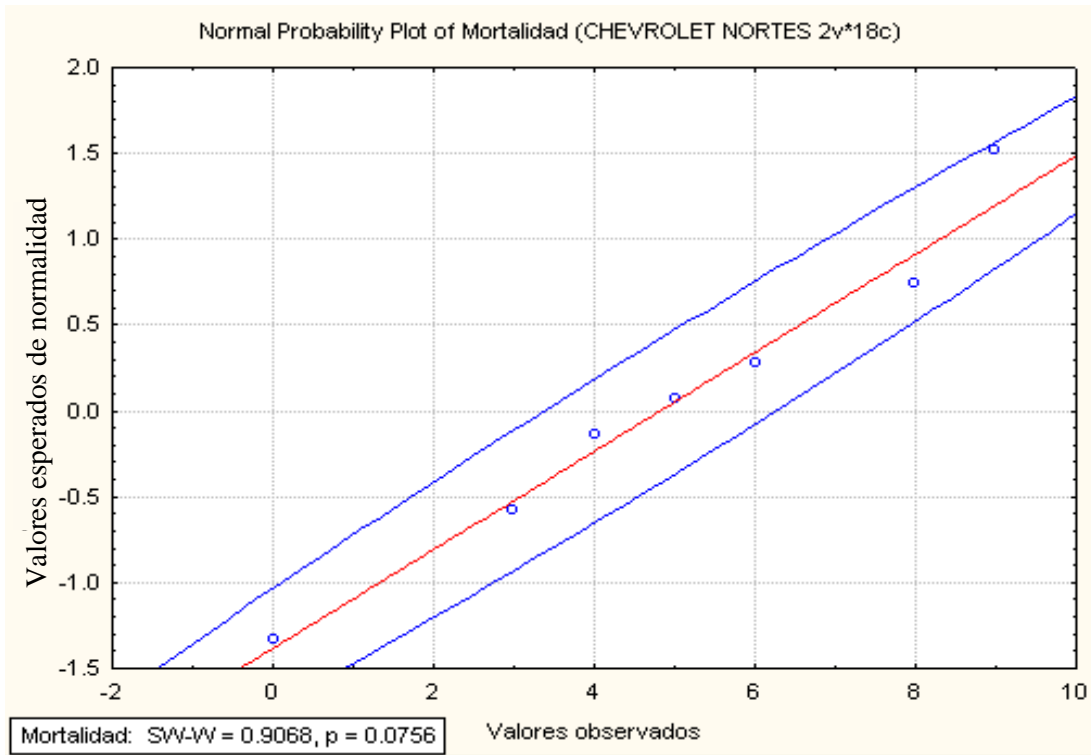


Figura 78. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Chevrolet. Temporada de nortes.

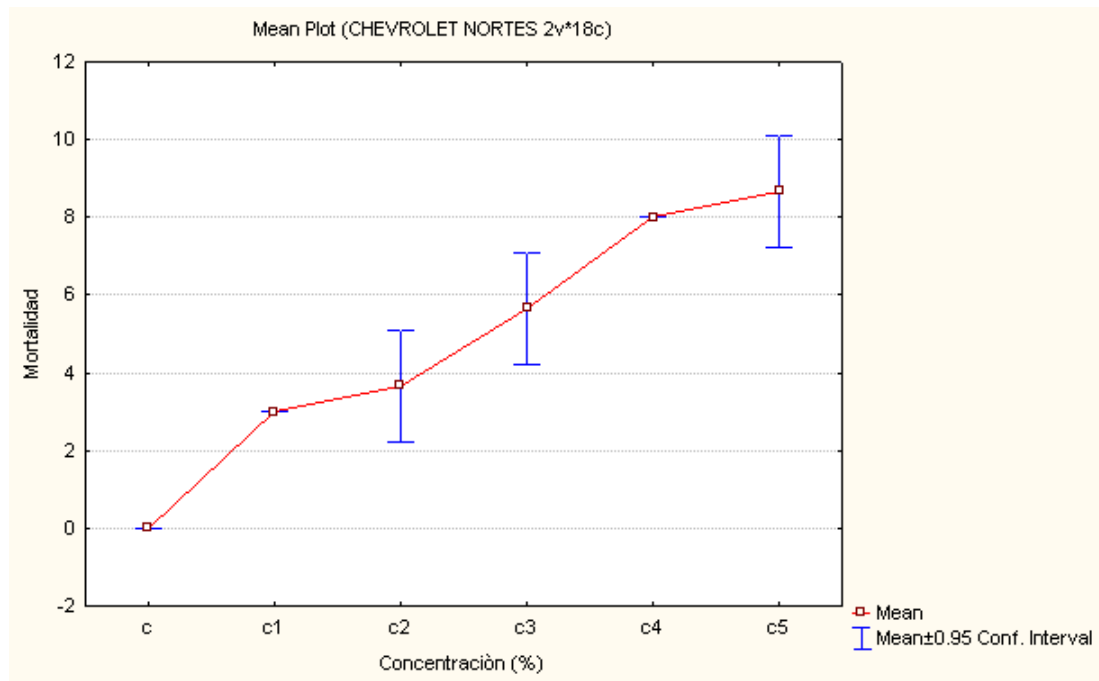


Figura 79. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Chevrolet. Temporada de nortes.

4.11.3 Sam's

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Sam's. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 23.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 40**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 40. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Sam's.
Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	23	76.66
50	30	21	70
25	30	10	33.33
12.5	30	7	23.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Sam's para *Daphnia magna* fue de 29.76 ± 3.70 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9041$). En la **figura 80** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Sam's (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

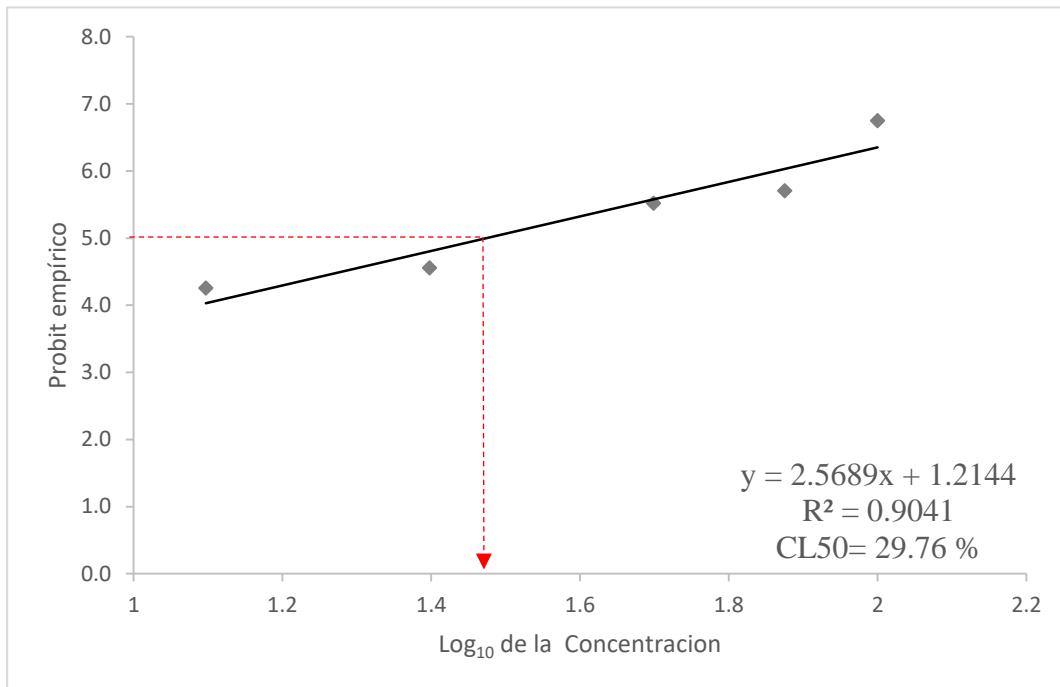


Figura 80. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Sam's y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9065$, $p = 0.0747$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Sam's. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 81**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 106.25$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Sam's y su mortalidad respectiva. En la **figura 82** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Sam's.

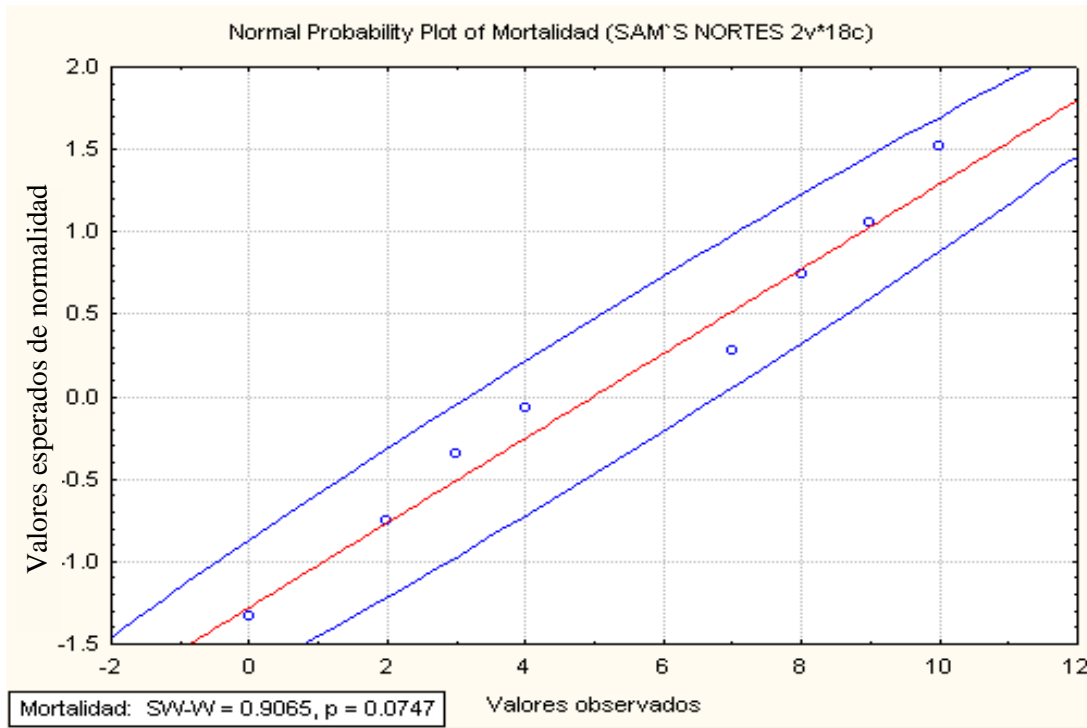


Figura 81. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Sam´s. Temporada de nortes.

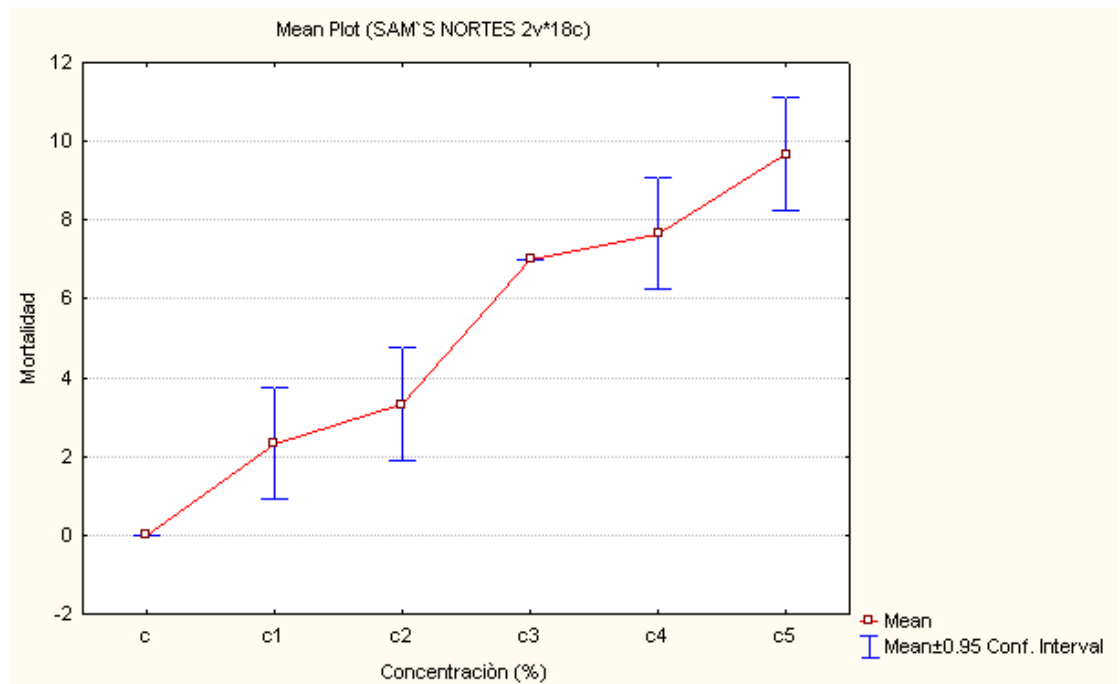


Figura 82. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Sam´s. Temporada de nortes.

4.11.4 Muelle fiscal

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Muelle fiscal. Se registró una mortalidad del 96.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 33.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 41**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 41. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Muelle fiscal. Temporada de lluvias.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	29	96.66
75	30	22	73.33
50	30	20	66.66
25	30	12	40
12.5	30	10	33.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Muelle fiscal para *Daphnia magna* fue de 26.25 ± 2.54 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8228$). En la **figura 83** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Muelle fiscal (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

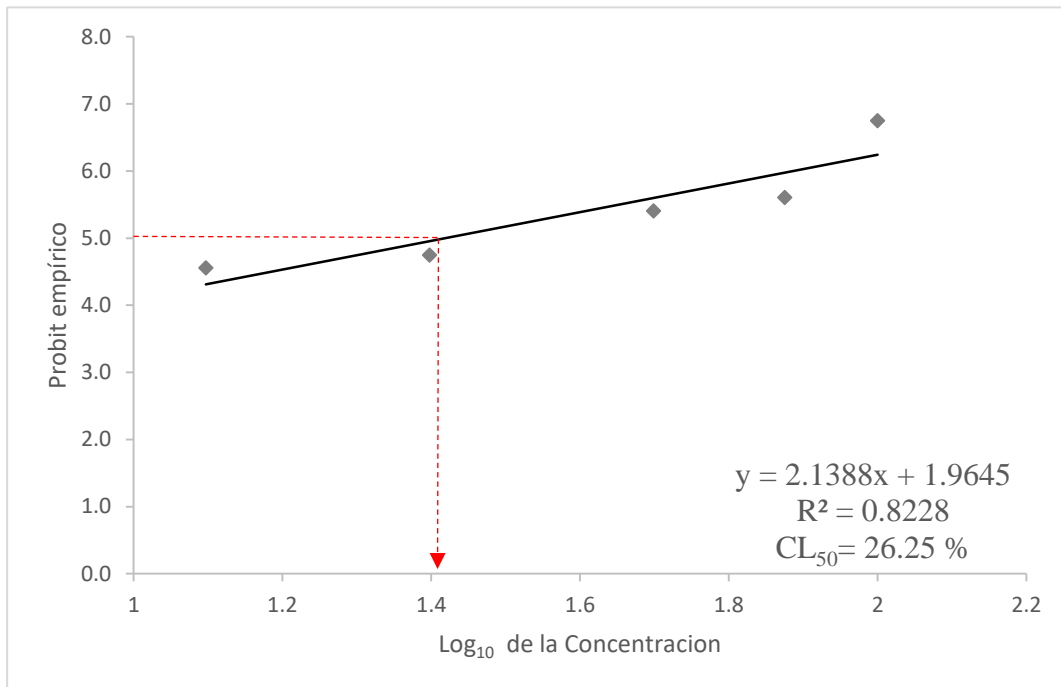


Figura 83. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Muelle fiscal y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9287$, $p = 0.1843$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Muelle fiscal. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 84**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 74.75$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Muelle fiscal y su mortalidad respectiva. En la **figura 85** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Muelle fiscal.

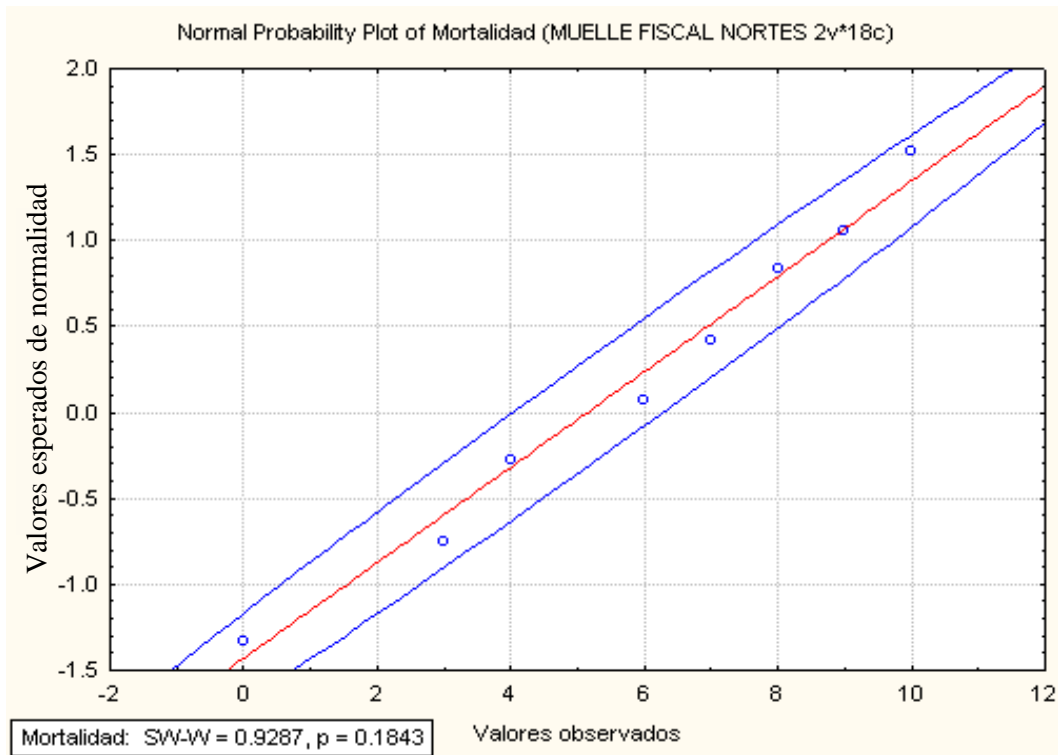


Figura 84. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Muelle fiscal. Temporada de nortes.

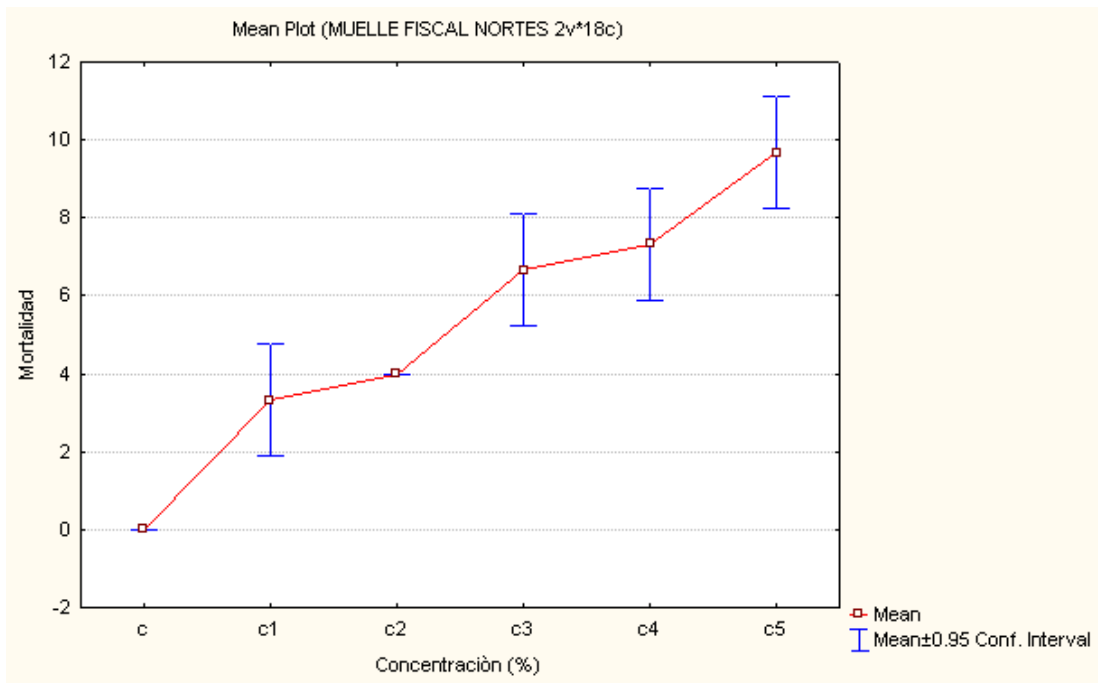


Figura 85. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Muelle fiscal. Temporada de nortes.

4.11.5 Obelisco

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Obelisco. Se registró una mortalidad del 83.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 30 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 42**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 42. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Obelisco.
Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	25	83.33
75	30	22	73.33
50	30	18	60
25	30	13	43.33
12.5	30	9	30
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Obelisco para *Daphnia magna* fue de 29.78 ± 2.81 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9748$). En la **figura 86** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Obelisco (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

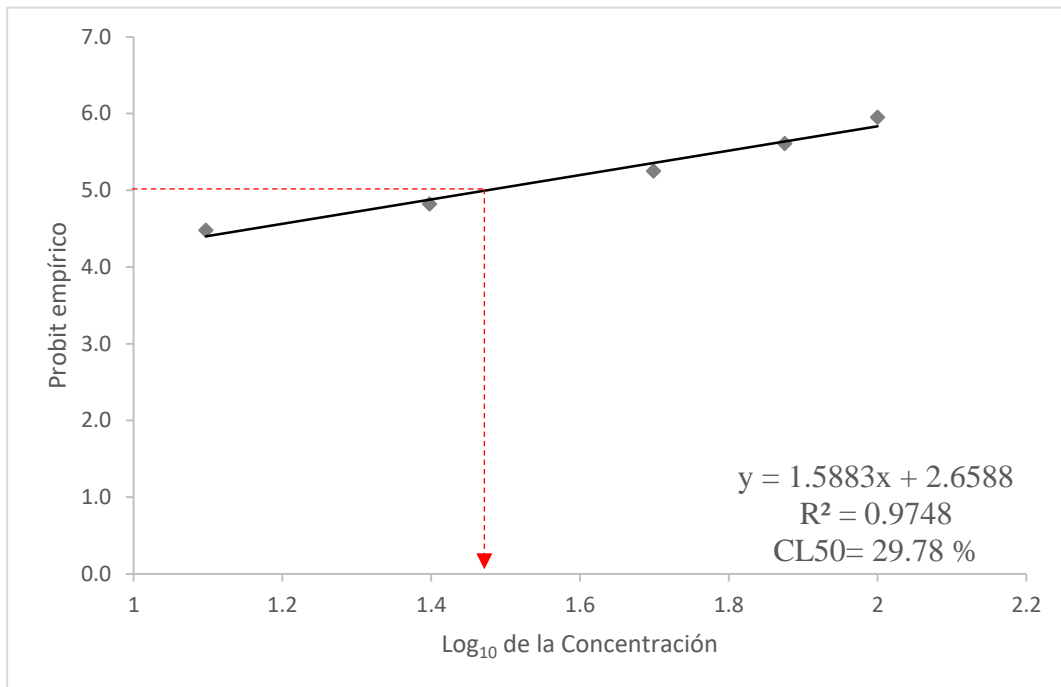


Figura 86. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Obelisco y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9201$, $p = 0.1298$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Obelisco. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 87**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 70.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Obelisco y su mortalidad respectiva. En la **figura 88** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Obelisco.

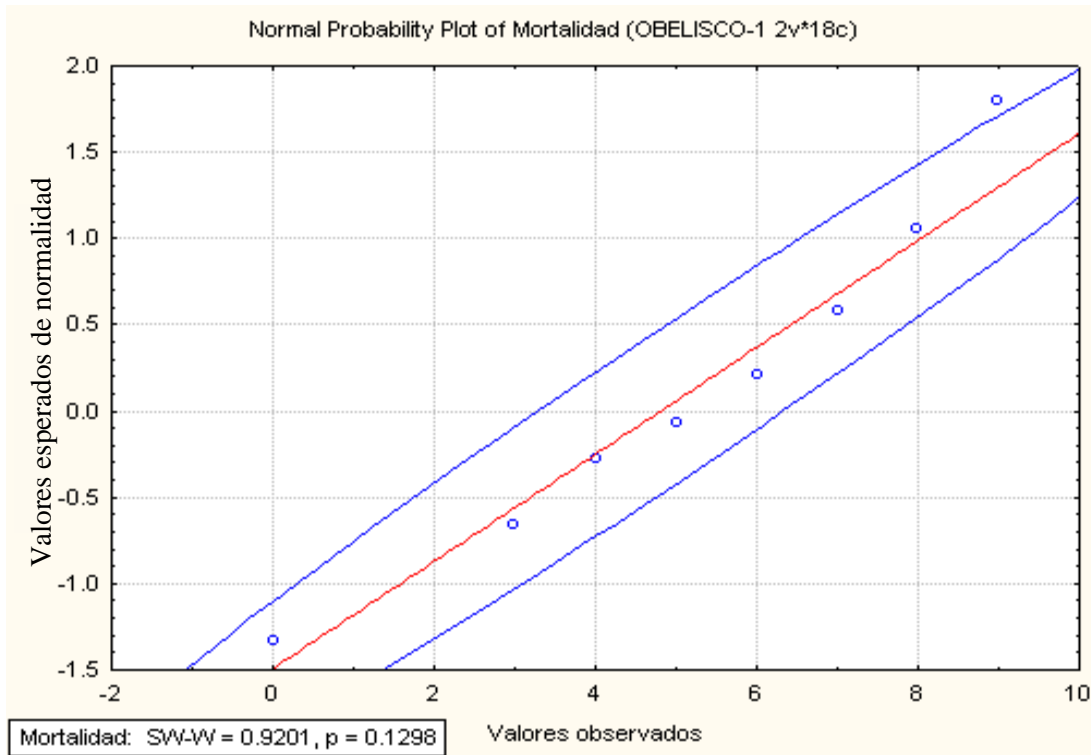


Figura 87. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Obelisco. Temporada de nortes.

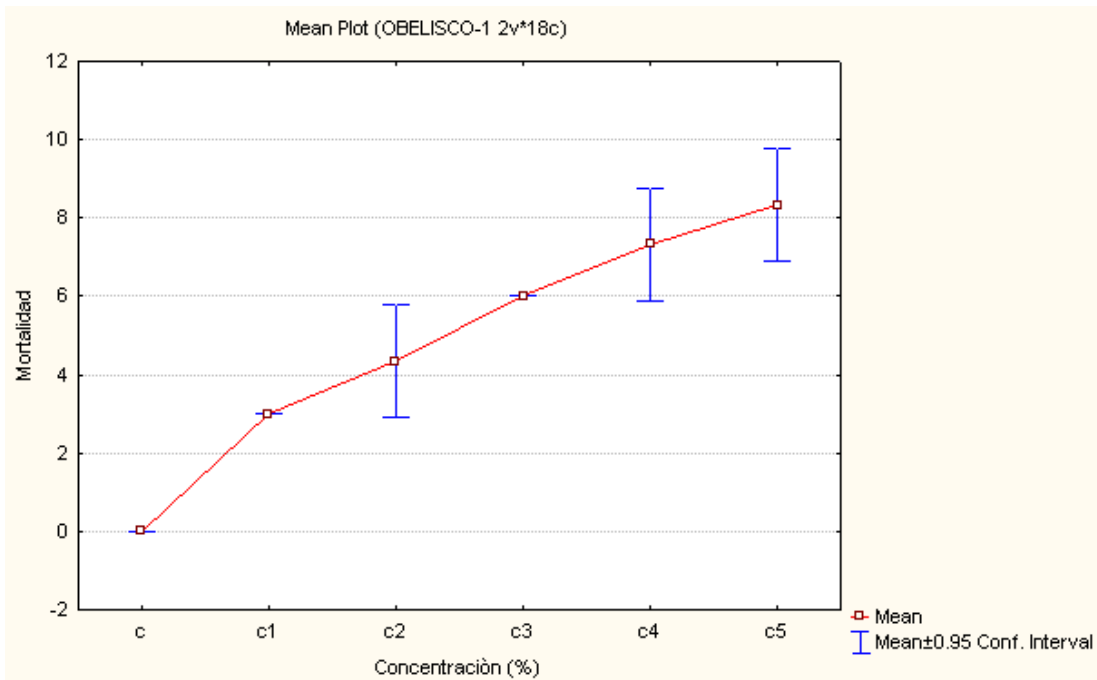


Figura 88. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Obelisco. Temporada de nortes.

4.11.6 Refugio de aves

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Refugio de aves. Se registró una mortalidad del 63.33 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 33.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 43**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 43. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Refugio de aves. Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	19	63.33
75	30	15	50
50	30	14	46.66
25	30	12	40
12.5	30	10	33.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Refugio de aves para *Daphnia magna* fue de 54.64 ± 52.64 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8946$). En la **figura 89** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Refugio de aves (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

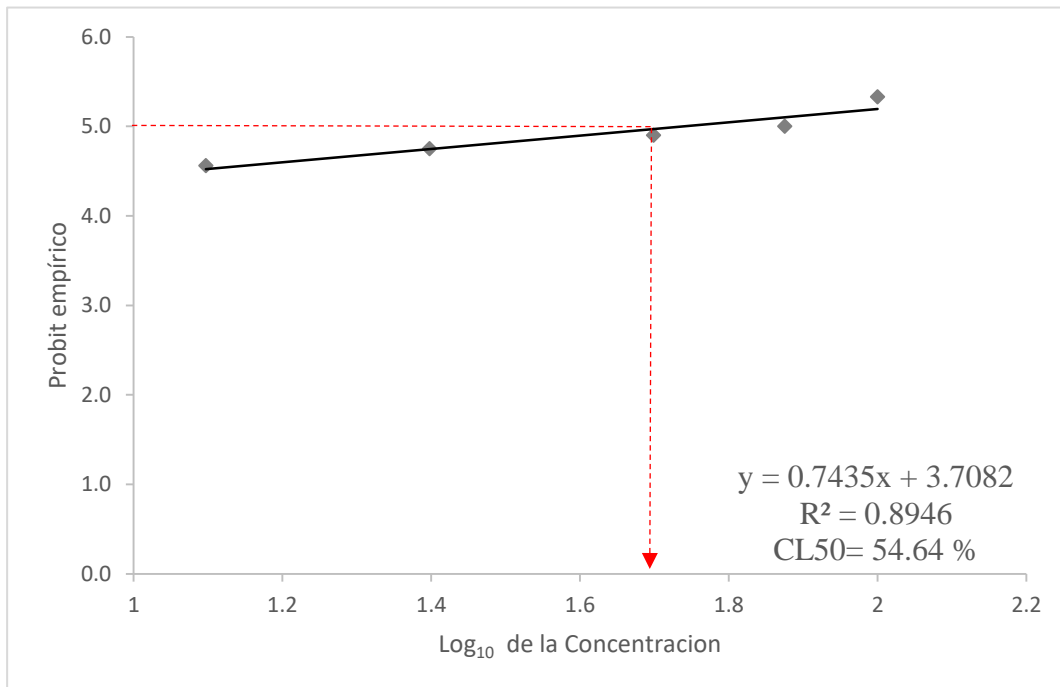


Figura 89. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Refugio de aves y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8565$, $p = 0.0107$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Refugio de aves. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 90**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 9.58$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Refugio de aves y su mortalidad respectiva. En la **figura 91** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Refugio de aves.

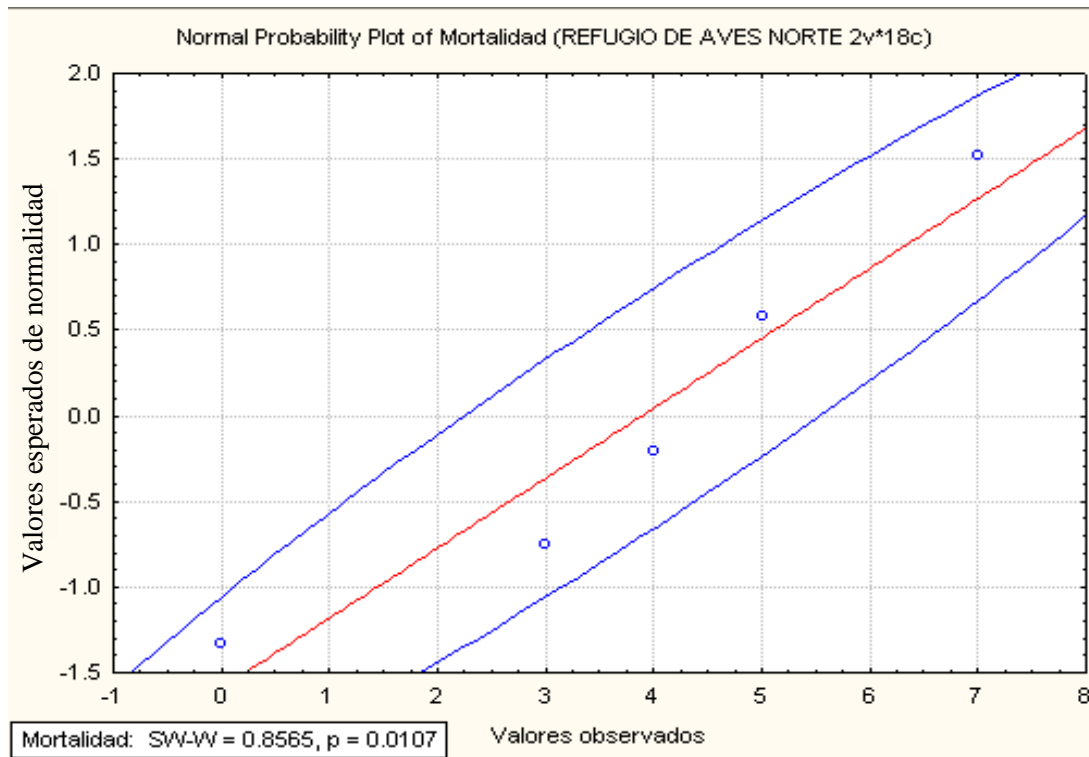


Figura 90. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Refugio de aves. Temporada de nortes.

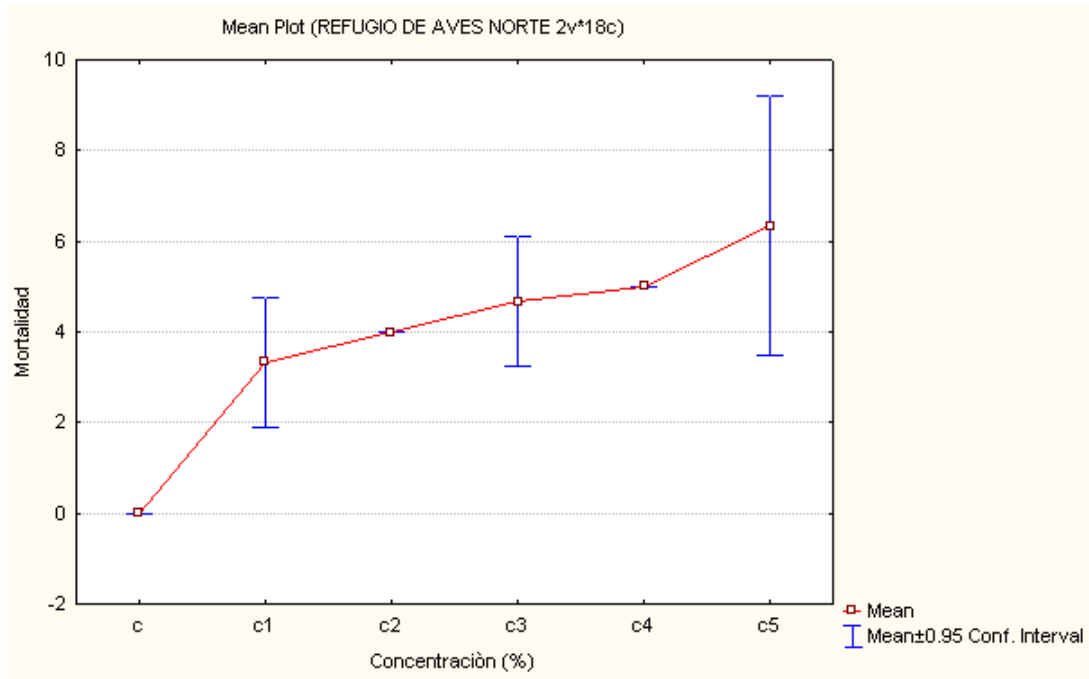


Figura 91. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Refugio de aves. Temporada de nortes.

4.11.7 Mega escultura

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Mega escultura. Se registró una mortalidad del 70 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 33.33 % en la de menor concentración (12.5 %) (Tabla 44). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 44. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Mega escultura. Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	21	70
75	30	19	63.33
50	30	15	50
25	30	12	40
12.5	30	10	33.33
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Mega escultura para *Daphnia magna* fue de 38.32 ± 16.54 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.9521$). En la **figura 92** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Mega escultura (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

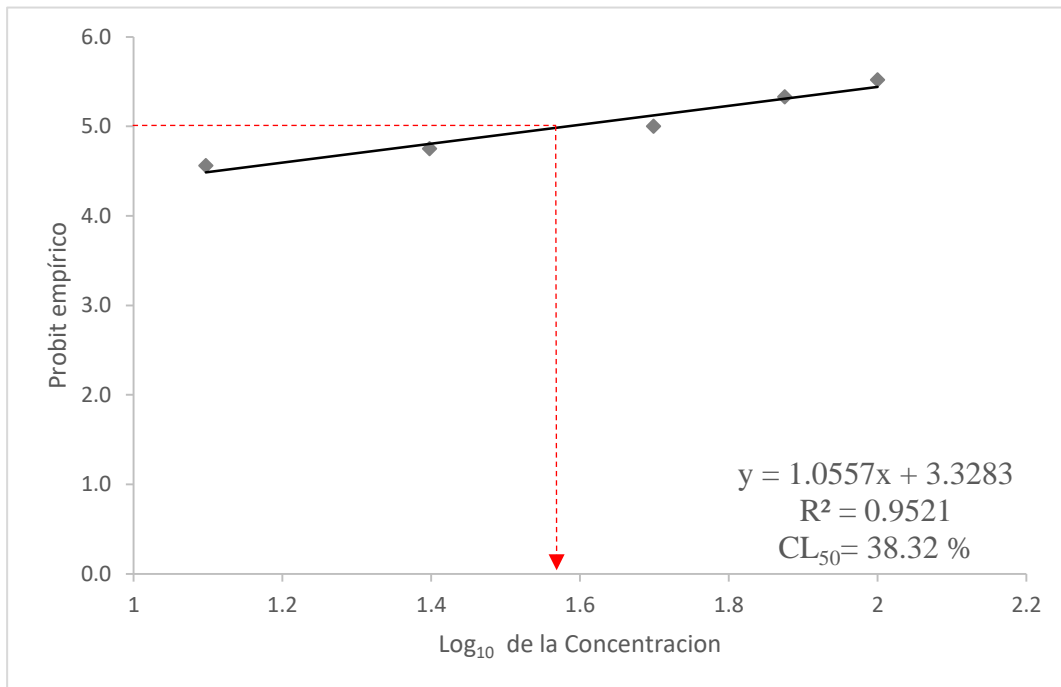


Figura 92. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Mega escultura y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.8773$, $p = 0.0235$) se acepta la hipótesis alterna al cumplirse la condición $p < 0.05$, encontrándose que existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Mega escultura. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 93**).

Con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 9.58$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Mega escultura y su mortalidad respectiva. En la **figura 94** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Mega escultura.

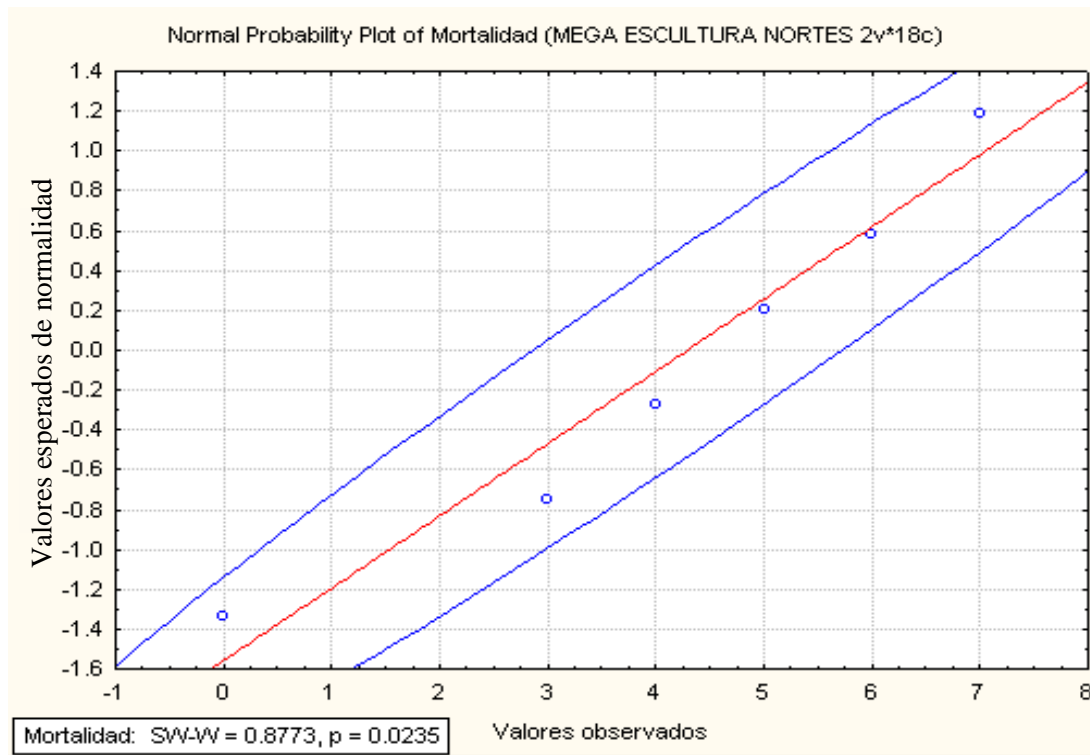


Figura 93. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Mega escultura. Temporada de nortes.

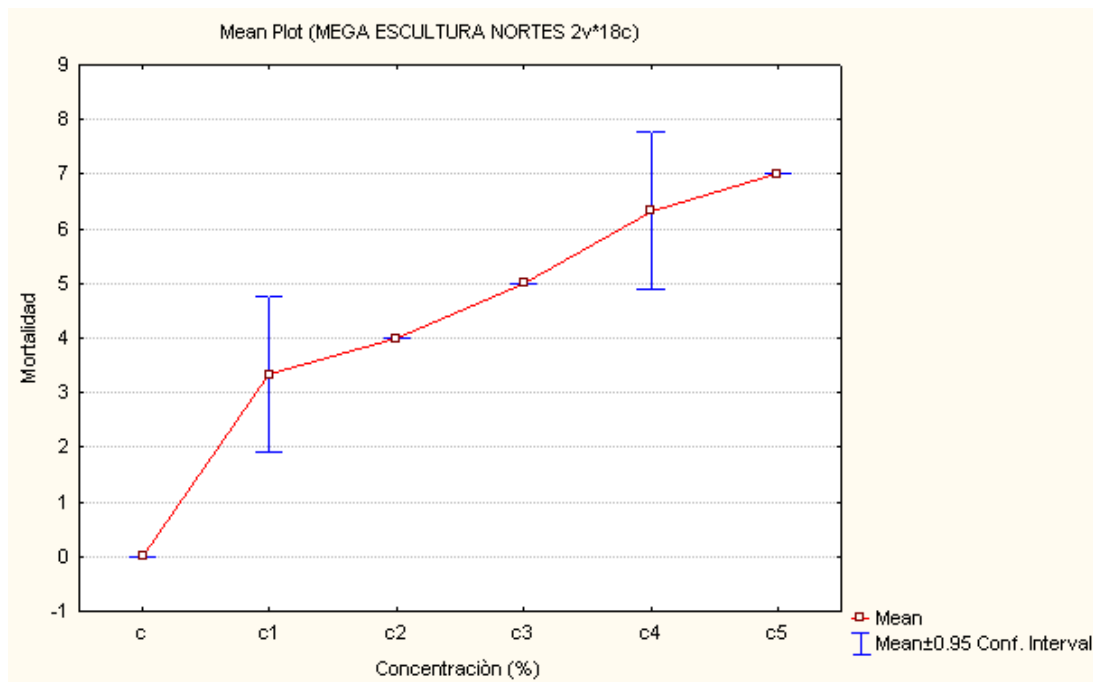


Figura 94. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Mega escultura. Temporada de nortes.

4.11.8 CETMAR

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente CETMAR. Se registró una mortalidad del 90 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 36.66 % en la de menor concentración (12.5 %) (Tabla 45). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 45. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de CETMAR. Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	27	90
75	30	23	76.67
50	30	18	60
25	30	15	50
12.5	30	11	36.67
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente CETMAR para *Daphnia magna* fue de 4.29 ± 1.93 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2 = 0.8982$). En la **figura 95** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente CETMAR (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

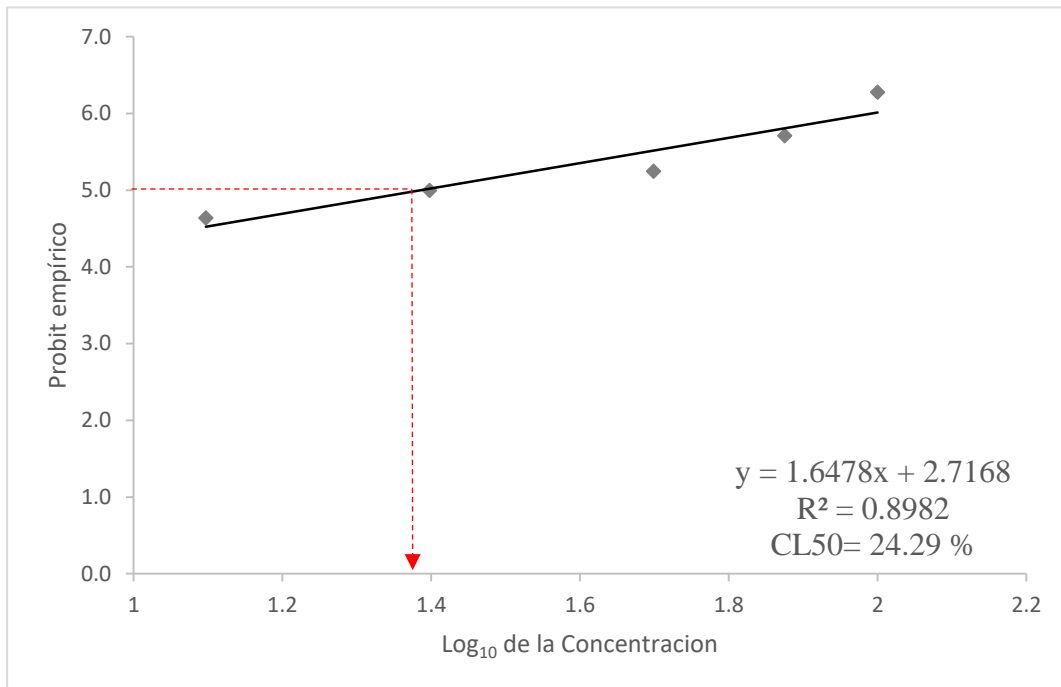


Figura 95. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente CETMAR y estimación de la CL50 a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.9059$, $p = 0.0730$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente CETMAR. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 96**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 100.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente CETMAR y su mortalidad respectiva. En la **figura 97** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente CETMAR.

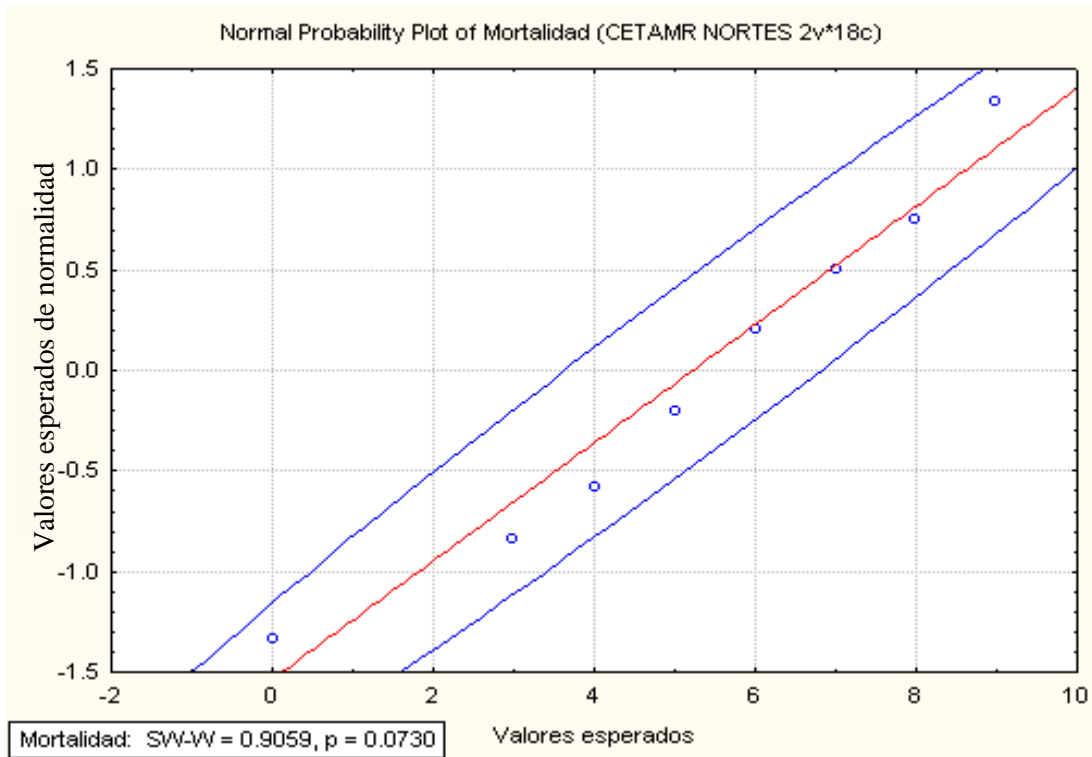


Figura 96. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente CETMAR. Temporada de nortes.

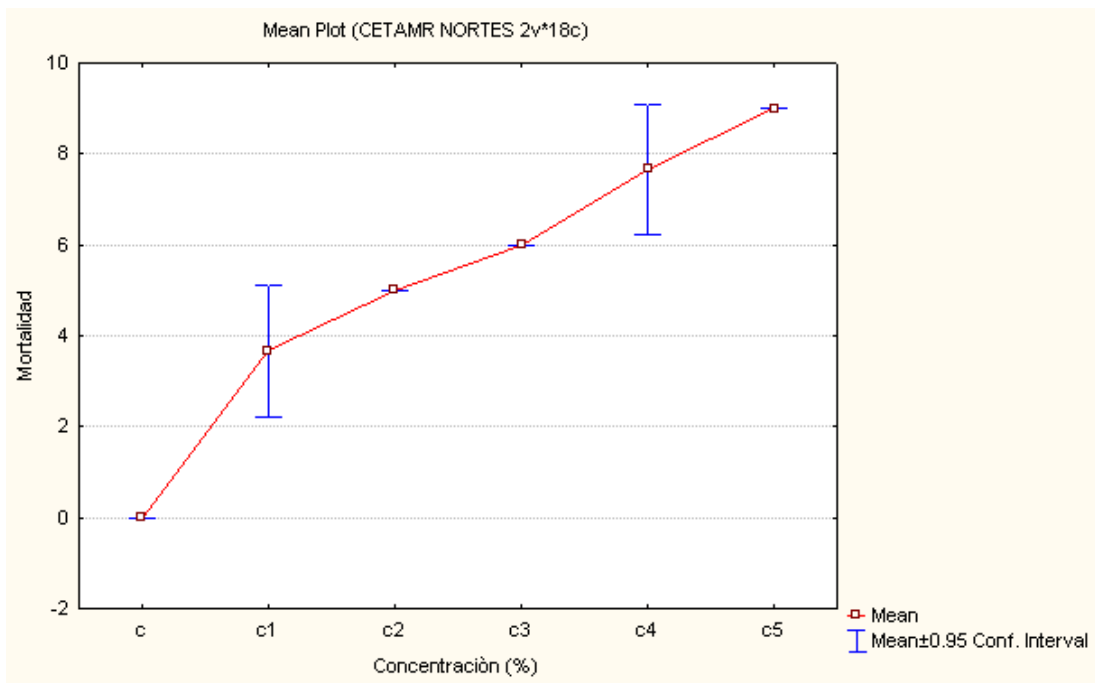


Figura 97. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente CETMAR. Temporada de nortes.

4.11.9 Proterritorio

La prueba de toxicidad aguda nos permitió determinar la mortalidad en cada una de las concentraciones del efluente Proterritorio. Se registró una mortalidad del 66.66 % en la mayor concentración (100 %) y una mortalidad del 30 % en la de menor concentración (12.5 %) (**Tabla 46**). El porcentaje de mortalidad de la cámara de control fue menor al 10 %, por lo que se acepta la viabilidad del bioensayo.

Tabla 46. Mortalidad de *Daphnia magna* en la cámara de bioensayos de Proterritorio. Temporada de nortes.

Concentraciones (%)	No. de organismos	No. de organismos muertos	% Mortalidad
100	30	20	66.66
75	30	17	56.66
50	30	14	46.66
25	30	12	40
12.5	30	9	30
Control	30	0	0

La CL_{50} del efluente Proterritorio para *Daphnia magna* fue de 47.75 ± 24.14 %, obteniéndose a 48 horas de exposición con un intervalo de confianza al 95 % y un coeficiente de correlación significativo ($R^2= 0.9458$). En la **figura 98** se encuentra graficada el logaritmo de la concentración del efluente Proterritorio (eje X) contra el valor Probit empírico correspondiente a cada porcentaje de mortalidad (eje Y), de igual forma se encuentra la estimación de la CL_{50} .

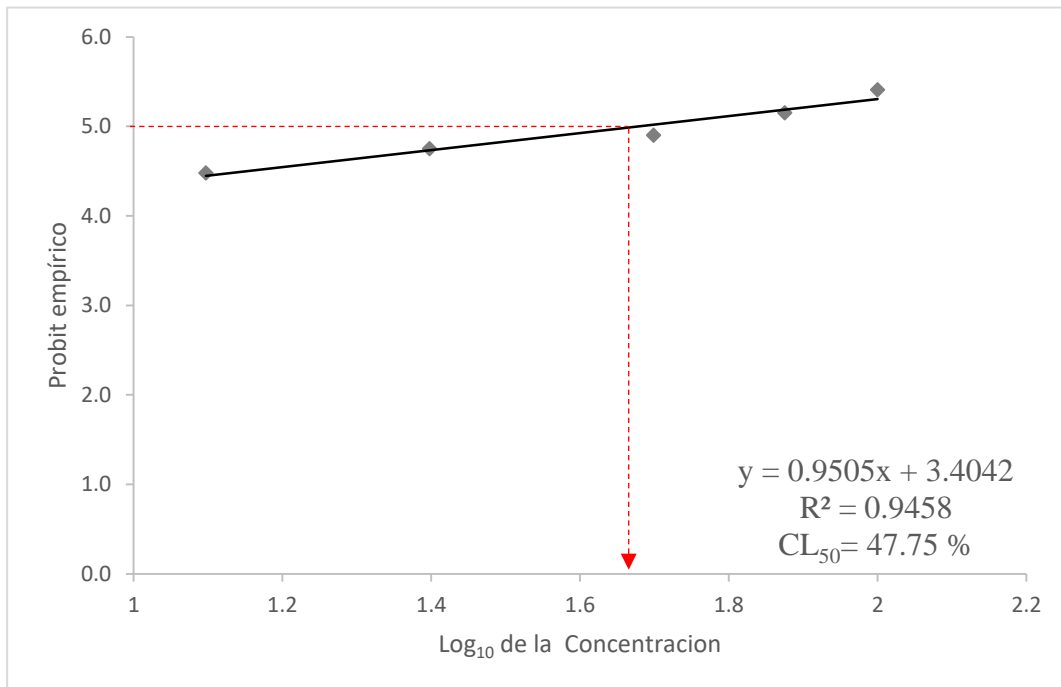


Figura 98. Probit empírico contra Log de la concentración del efluente Proterritorio y estimación de la CL₅₀ a 48 horas en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

De acuerdo con el test de normalidad de Shapiro-Wilk ($W = 0.898$, $p = 0.0530$) se acepta la hipótesis nula al cumplirse la condición $p > 0.05$, encontrándose que no existen diferencias significativas de la mortalidad entre las diferentes concentraciones del efluente Proterritorio. Los valores esperados de normalidad se encuentran dentro de la elipse de confianza del 95 %. Esto confirma que los valores de la variable dependiente tienen una distribución normal (**Figura 99**).

De acuerdo con el análisis de varianza ANOVA se comprobó que existen diferencias significativas ($F = 30.5$, $p < 0.05$) entre las concentraciones del efluente Proterritorio y su mortalidad respectiva. En la **figura 100** se encuentran los promedios y errores estándar de organismos muertos del efluente Proterritorio.

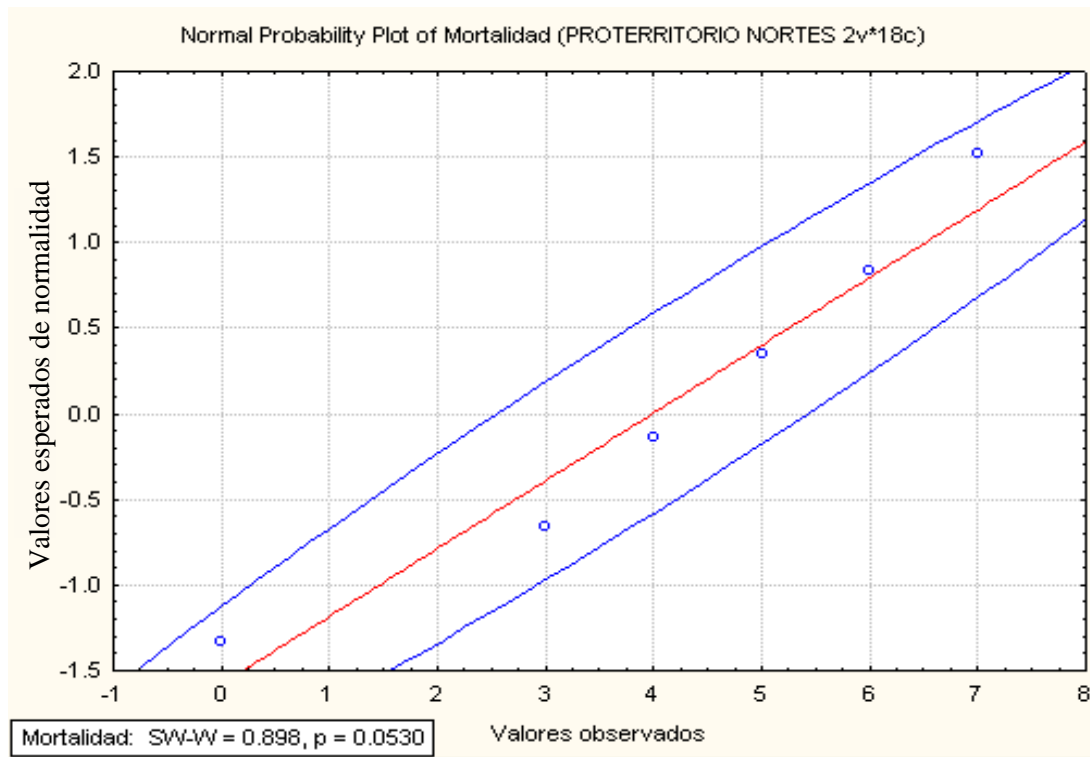


Figura 99. Normalidad y elipse de confianza del 95 % de la variable dependiente de la cámara de bioensayos del efluente Proterritorio. Temporada de nortes.

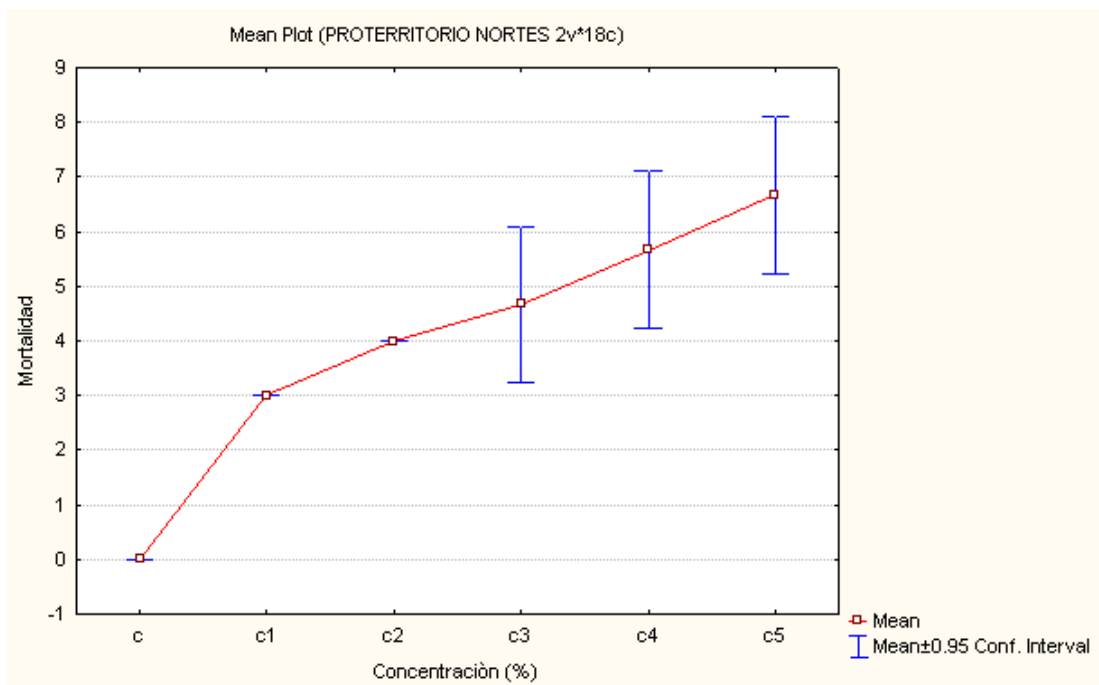


Figura 100. Promedios y errores estándar de organismos muertos por concentración del efluente Proterritorio. Temporada de nortes.

4.12 Grado de toxicidad de los efluentes de la temporada de nortes.

Para la determinación del grado de toxicidad de los efluentes evaluados en la temporada de nortes con *Daphnia magna*, se obtuvieron las Unidades de Toxicidad (U.T.), a partir de los valores de la CL₅₀ obtenidos en los bioensayos a 48 horas. En la **tabla 47** se encuentran las U.T. y la clasificación correspondiente a cada efluente de la temporada evaluada.

Tabla 47. Clasificación en unidades de toxicidad aguda para cada efluente en *Daphnia magna*. Temporada de nortes.

NORTES		
Grado de toxicidad		
Efluente	U.T.	Clasificación
CETMAR	4.11	Altamente tóxico
Muelle fiscal	3.8	Tóxico
Sam's	3.36	Tóxico
Obelisco	3.35	Tóxico
Chevrolet	3.27	Tóxico
Dina	2.73	Tóxico
Mega escultura	2.6	Tóxico
Proterritorio	2.09	Tóxico
Refugio de aves	1.83	Moderadamente tóxico

En la tabla anterior se puede observar que los efluentes fueron ordenados en forma descendente de acuerdo con las U.T., siendo el máximo grado para CETMAR colocándose dentro del rango de Altamente tóxico (>4), los efluentes Muelle fiscal, Sam's, Obelisco, Chevrolet, Dina, Mega escultura y Proterritorio se clasifican como Tóxico (2-4), Refugio de aves se clasifica como moderadamente tóxico (1.33-1.99).

4.13 Análisis estadístico de la cámara de bioensayos de los efluentes de la temporada de nortes.

Al realizar el análisis estadístico de la variable dependiente (número de organismos muertos) se encontraron los siguientes valores (**Tabla 48**).

Tabla 48. Estadística descriptiva de la variable dependiente de los efluentes de la temporada de nortes.

<i>NORTES</i>	
Número de valores	162
Media	4.61
Límite de confiabilidad inferior 95 %	4.19
Límite de confiabilidad superior 95 %	5.04
Mediana	5
Desviación estándar	2.75
Varianza de la muestra	7.57
Error estándar	0.25
Coficiente de asimetría	-0.20
Curtosis	-0.68
Mínimo	0
Máximo	10
Amplitud	10

En los resultados de la estadística descriptiva (**Tabla 48**), se encontró que la variable dependiente, número de organismos muertos, presenta una distribución normal de acuerdo a la prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov ($d=0.119$, $p < 0.01$, **figura 101**). La variable dependiente presentó un comportamiento normal con relación a los diferentes niveles de concentración a los se expusieron los daphnidos, los valores recaen dentro de la elipse de confianza del 95 %. Con el análisis de varianza (ANOVA), se encontró que existen diferencias significativas entre los nueve efluentes evaluados ($F=121.65$, $p<0.05$, **figura 102**). De igual forma se tiene que existen diferencias entre las concentraciones y la mortalidad (**figura 103**).

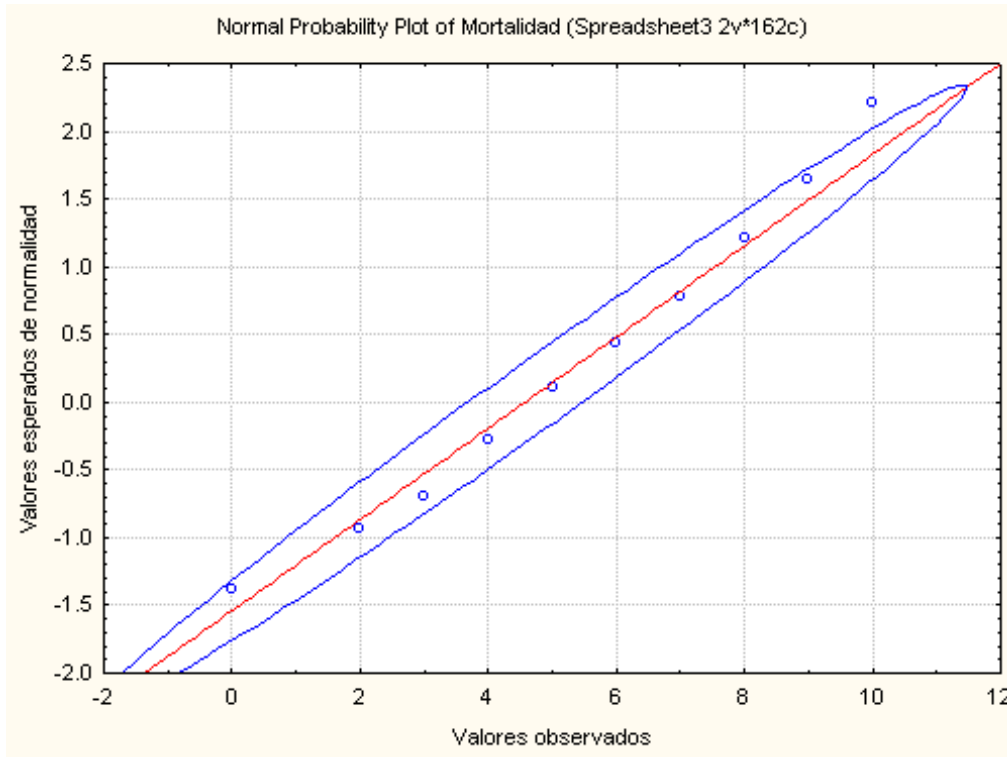


Figura 101. Normalidad de la variable dependiente y elipse de confianza del 95 % de los efluentes evaluados en la temporada de nortes.

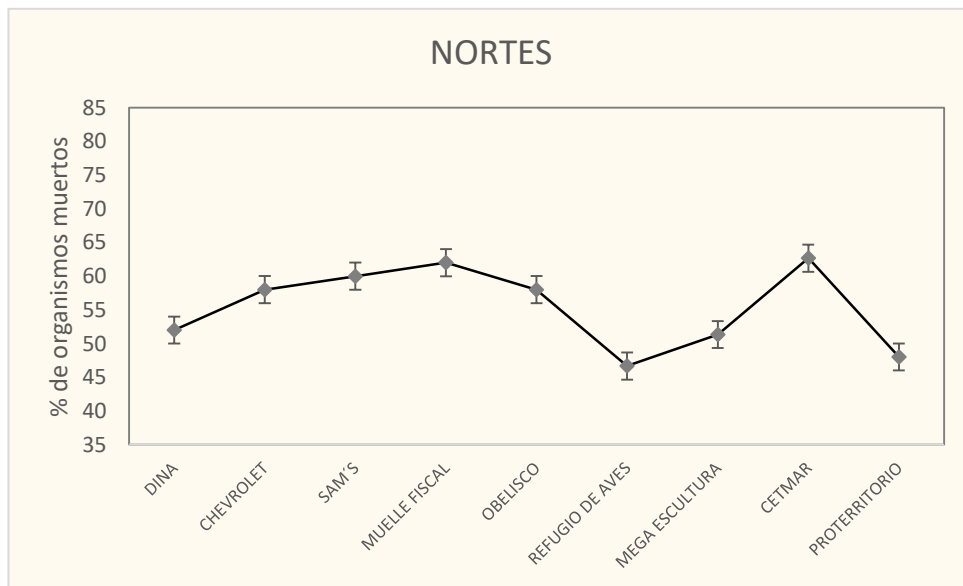


Figura 102. Porcentajes de organismos muertos por efluente. Temporada de nortes.

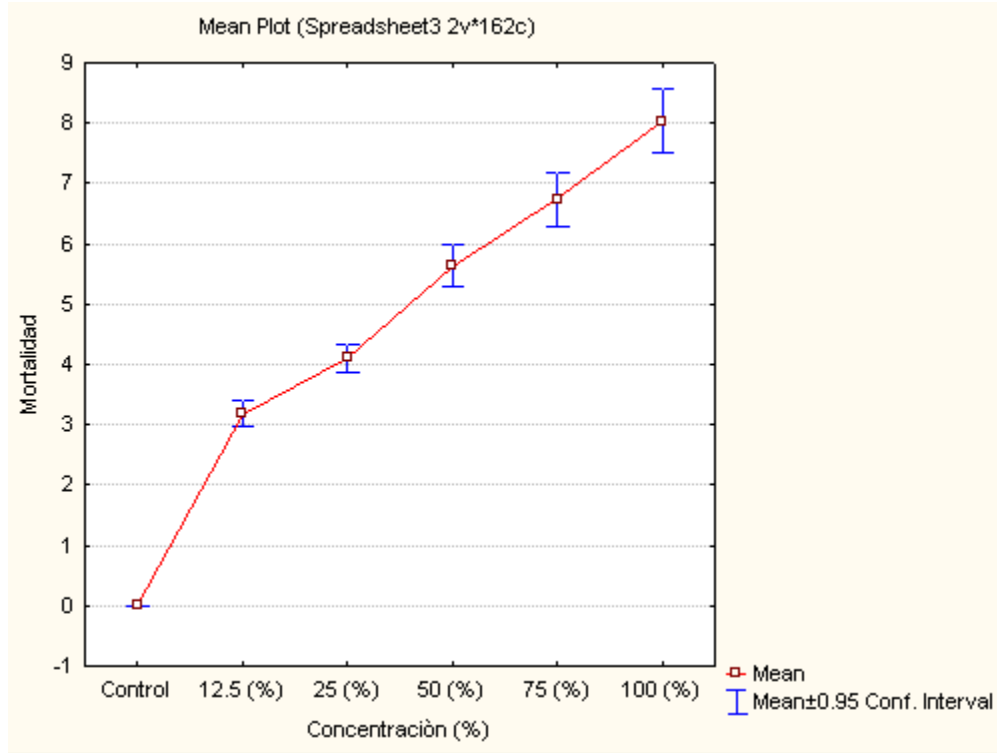


Figura 103. Relación general entre las concentraciones y la mortalidad de los efluentes de la temporada de nortes.

4.14 Parámetros fisicoquímicos de los efluentes en los bioensayos definitivos (temporada de nortes).

En la **tabla 49** se encuentran los valores promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* medidos en cada efluente. Los parámetros fueron medidos durante la toma de muestras de agua para la realización de los bioensayos y para la determinación de los parámetros fisicoquímicos *ex situ*. Los efluentes presentaron un pH entre 6.80-7.47, considerablemente neutro. Los niveles de oxígeno disuelto resultaron muy bajos en la mayoría de los puntos, reflejándose en la usencia de organismos vivos.

Tabla 49. Promedios y errores estándar de los parámetros fisicoquímicos *in situ* de los efluentes evaluados en la temporada de nortes.

Efluente	Temperatura (°C)	Conductividad eléctrica (mS)	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH
Dina	29.2 ± 0.35	2.97 ± 0.00	2.43 ± 0.02	7.01 ± 0.01
Chevrolet	30.25 ± 0.35	3.04 ± 0.06	3.09 ± 0.12	6.97 ± 0.03
Sam's	30 ± 0.00	2.81 ± 0.01	2.46 ± 0.48	7.07 ± 0.10
Muelle fiscal	29.95 ± 0.70	3.07 ± 0.10	1.54 ± 0.64	6.87 ± 0.17
Obelisco	30.15 ± 0.21	6.05 ± 0.07	2.38 ± 0.54	6.96 ± 0.04
Refugio de aves	29.6 ± 0.56	3.31 ± 0.00	1.93 ± 0.09	7.03 ± 0.04
Mega escultura	30.4 ± 0.14	3.11 ± 0.01	2.95 ± 0.07	7.05 ± 0.00
CETMAR	30.35 ± 0.49	3.18 ± 0.00	3.33 ± 0.20	6.80 ± 0.00
Proterritorio	28.95 ± 0.07	3.02 ± 0.03	9.21 ± 0.29	7.47 ± 0.03

En la **tabla 50** se encuentra los valores promedio y errores estándar de la DQO y DBO₅ determinados para cada efluente. El efluente correspondiente a Mega escultura presentó el nivel más alto de DQO siendo este 311.62 ± 8.71 mg/L y el efluente Proterritorio presentó el nivel más bajo, 14.30 ± 2.90 mg/L. El efluente correspondiente a Refugio de aves presentó el nivel más alto de DBO₅, siendo este de 111.5 ± 0.70 mg /L, mientras que el efluente Sam's presentó el nivel más bajo, 78.9 ± 1.27 mg /L.

Tabla 50. Promedios y errores estándar de la DQO y DBO₅ de los efluentes evaluados en la temporada de nortes.

Efluente	DQO (mg/L)	DBO₅ (mg/L)
Dina	25.71 ± 4.39	86.7 ± 0.42
Chevrolet	218.43 ± 3.29	106.45 ± 0.77
Sam's	22.55 ± 1.90	78.9 ± 1.27
Muelle fiscal	217.80 ± 3.95	102.95 ± 0.07
Obelisco	214.63 ± 6.85	86.55 ± 0.63
Refugio de aves	93.55 ± 2.90	111.5 ± 0.70
Mega escultura	311.62 ± 8.71	93.5 ± 0.70
CETMAR	175.33 ± 4.78	99.95 ± 0.07
Proterritorio	14.30 ± 2.90	98.55 ± 0.63

En la **tabla 51** se encuentra los resultados de los sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), sólidos totales fijos (STF), sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), sólidos suspendidos fijos (SSF), sólidos disueltos totales (SDT), sólidos disueltos volátiles (SDV) y sólidos disueltos fijos (SDF) determinados para cada efluente.

Tabla 51. Resultado de la determinación de los sólidos en todas sus formas de los efluentes evaluados en la temporada de nortes.

Efluente	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF	SDT	SDV	SDF
DINA	5270	405	4865	2205	360	1845	3065	45	3020
CHEVROLET	2630	60	2570	15	10	5	2615	50	2565
SAM'S	2060	270	1790	145	20	125	1915	250	1665
MUELLE FISCAL	4345	280	4065	2335	30	2305	2010	250	1760
OBELISCO	6435	635	5800	3500	5	3495	2935	630	2305
REFUGIO DE AVES	2435	170	2265	565	155	410	1870	15	1855
MEGA ESCULTURA	3165	1025	2140	420	140	280	2745	885	1860
CETMAR	19230	485	18745	16655	10	16645	2575	475	2100
PROTERRITORIO	17860	470	17390	15665	45	15620	2195	425	1770

4.15 Comparación de las temporadas evaluadas.

4.15.1 Comparación general de la CL₅₀

Tabla 52. Comparación de la CL₅₀ de los efluentes evaluados en las distintas temporadas.

Efluentes	Temporadas		
	Secas	Lluvias	Nortes
Dina	29.76 ± 3.55 %	21.85 ± 1.92 %	36.58 ± 24.31 %
Chevrolet	15.41 ± 2.75 %	21.66 ± 3.17 %	30.55 ± 3.09 %
Sam´s	25.67 ± 3.16 %	21.82 ± 2.33 %	29.76 ± 3.70 %
Poder judicial	23.48 ± 2.21 %		
Muelle fiscal	14.21 ± 1.19 %	12.60 ± 1.12 %	26.25 ± 2.54 %
Obelisco	26.42 ± 3.37 %	30.59 ± 2.78 %	29.78 ± 2.81 %
Refugio de aves	25.51 ± 3.98 %	19.52 ± 7.52 %	54.64 ± 52.64 %
Mega escultura	29.51 ± 4.67 %	39.53 ± 4.70 %	38.32 ± 16.54 %
CETMAR	17.55 ± 2.14 %	16.39 ± 25.76 %	24.29 ± 1.93 %
Proterritorio	44.54 ± 3.33 %	68.99 ± 7.41 %	47.75 ± 24.14 %

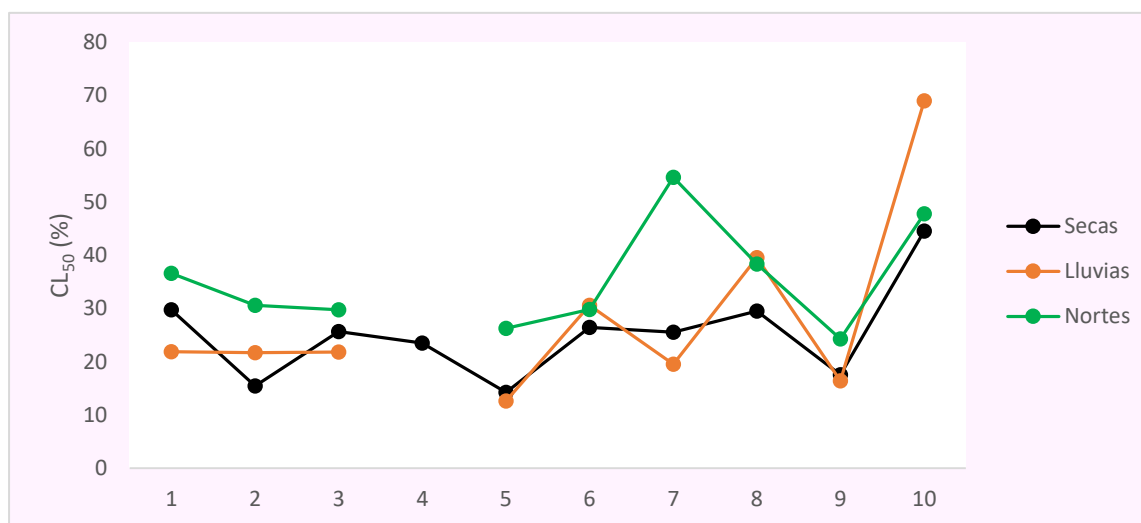


Figura 104. Comparación de CL₅₀ de los efluentes evaluados en las distintas temporadas (secas, lluvias y nortes). (1) Dina, (2) Chevrolet, (3) Sam´s, (4) Poder judicial, (5) Muelle fiscal, (6) Obelisco, (7) Refugio de aves, (8) Mega escultura, (9) CETMAR, (10) Proterritorio.

4.15.2 Comparación de la mortalidad

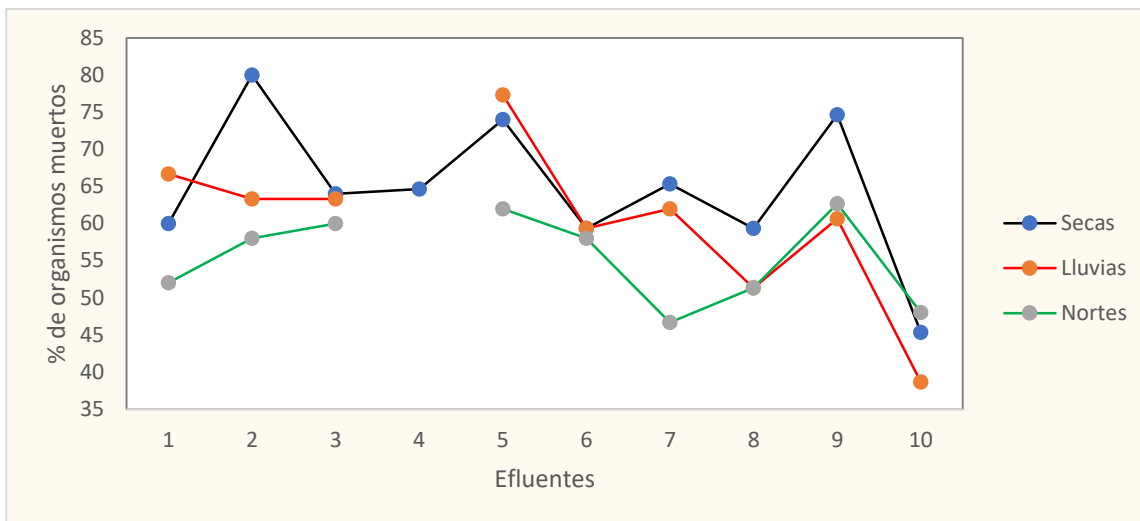


Figura 105. Comparación de los porcentajes de mortalidad de los efluentes evaluados en las distintas temporadas (secas, lluvias y nortes). (1) Dina, (2) Chevrolet, (3) Sam’s, (4) Poder judicial, (5) Muelle fiscal, (6) Obelisco, (7) Refugio de aves, (8) Mega escultura, (9) CETMAR, (10) Proterritorio.

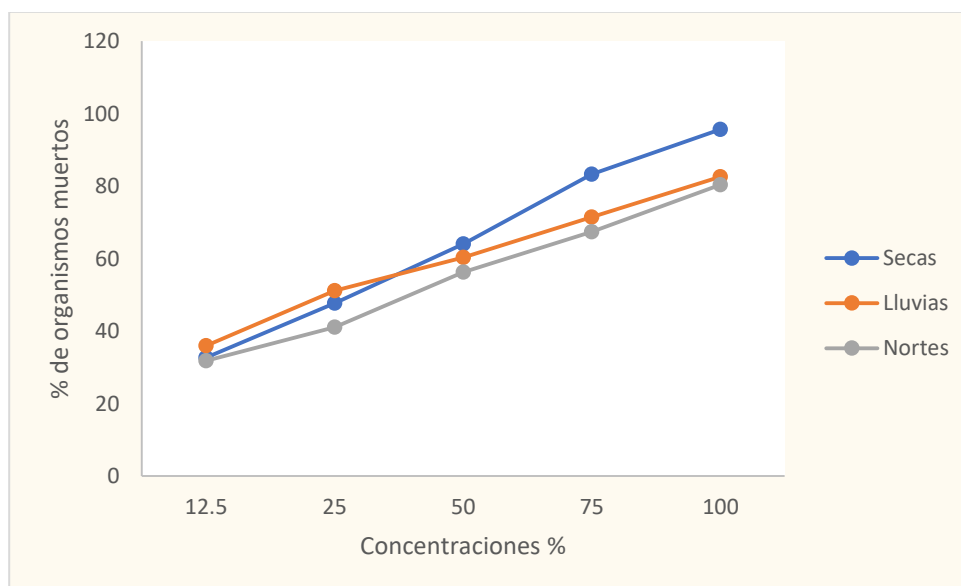


Figura 106. Comparación de los porcentajes de mortalidad respecto a las concentraciones empleadas de las distintas temporadas (secas, lluvias y nortes).

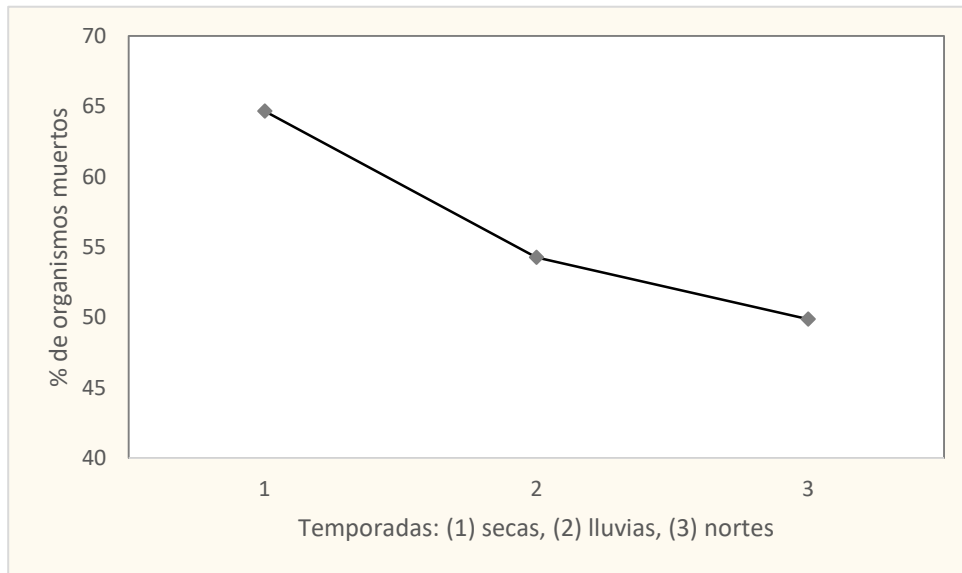


Figura 107. Comparación general de la mortalidad de las temporadas evaluadas.

4.16 Comparaciones generales

4.16.1 Comparación de *Daphnia magna* con *Laeonereis culveri*.

Mediante la comparación de las CL₅₀ (promedio anual) de los efluentes de la bahía de Chetumal en *Daphnia magna*, con los valores obtenidos en 2010 en *Laeonereis culveri* (Nah-Song, 2010), se observó que *D. magna* presenta una mayor sensibilidad ante las aguas de los efluentes (**Figura 108**).

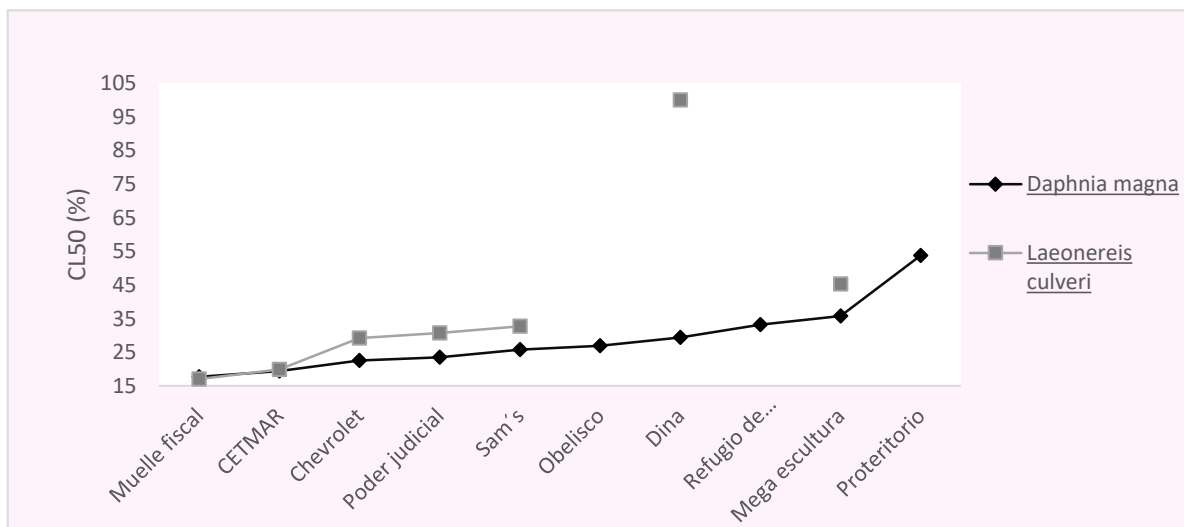


Figura 108. Comparación de CL₅₀ de los efluentes en *Daphnia magna* y *Laeonereis culveri*.

4.16.2 Comparación de DQO, DB05, OD y SST

En las **figuras 109, 110, 111 y 112** se encuentran las comparaciones de los valores de DQO, DBO5, OD y SST obtenidas en las distintas temporadas evaluadas, respecto a los límites máximos permisibles por la normatividad vigente y aplicable.

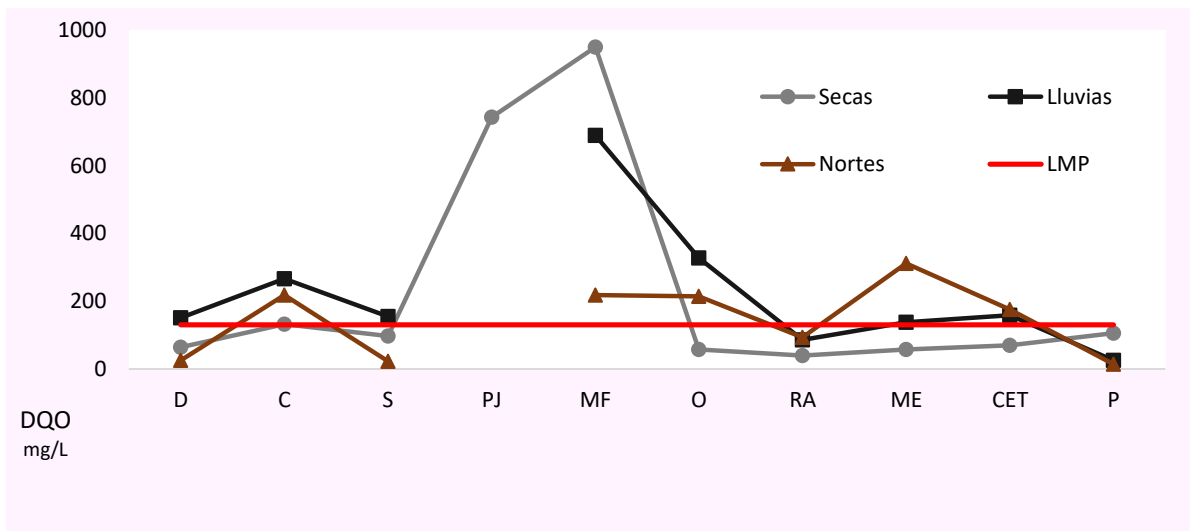


Figura 109. DQO, temporada de secas, lluvias, nortes y límite máximo permisible para descarga en aguas superficiales.

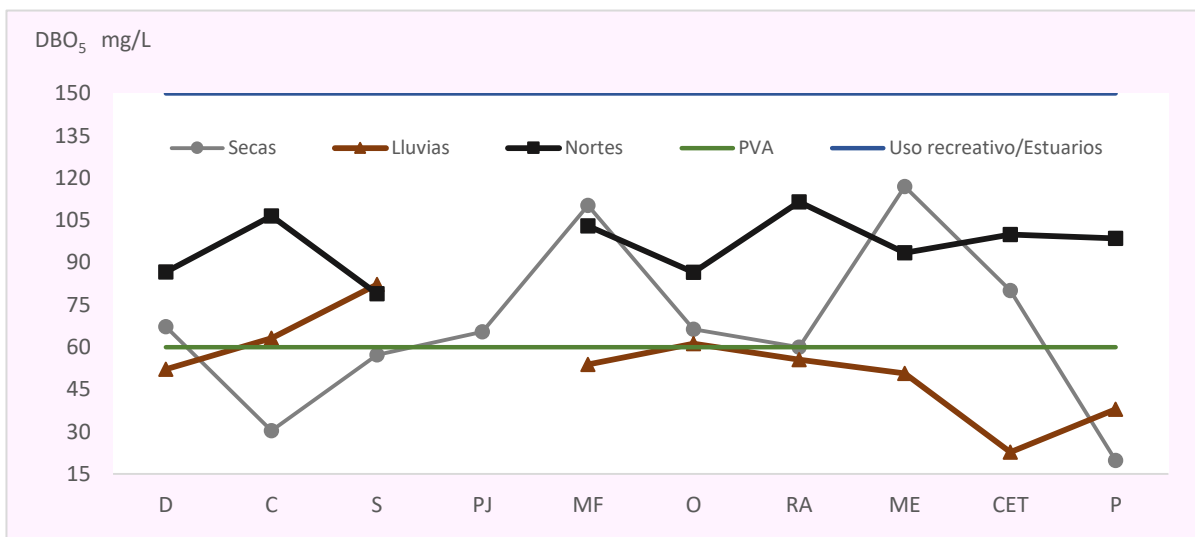


Figura 110. DBO₅ de la temporada de secas, lluvias, nortes, límite máximo para la protección de la vida acuática (PVA), para recreación y para estuarios.

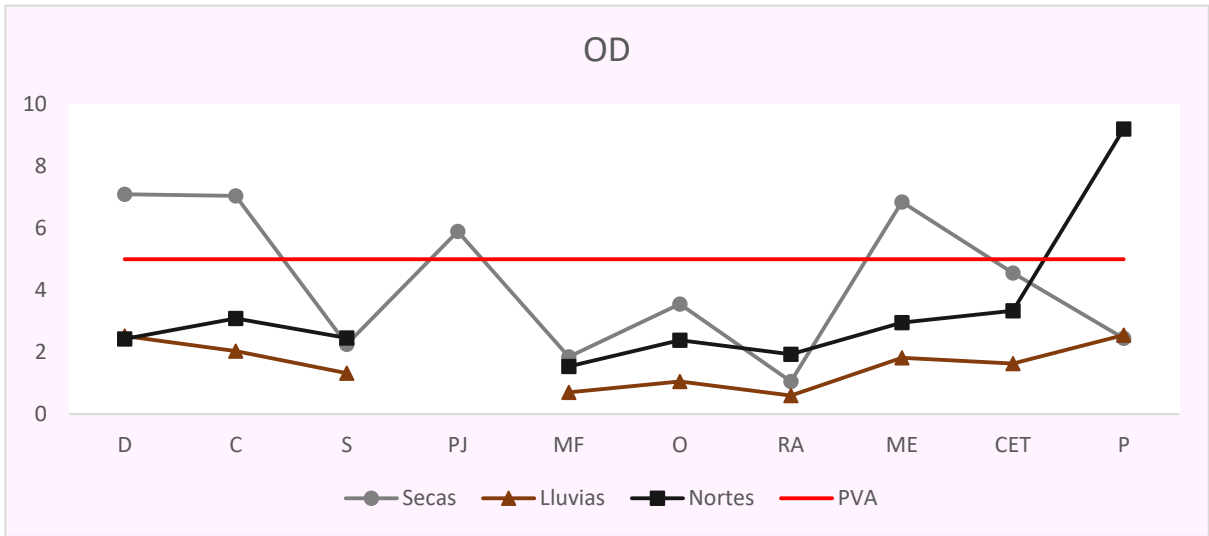


Figura 111. Oxígeno disuelto en temporada de secas, lluvias, nortes y nivel aceptable para la protección de la vida acuática marina.

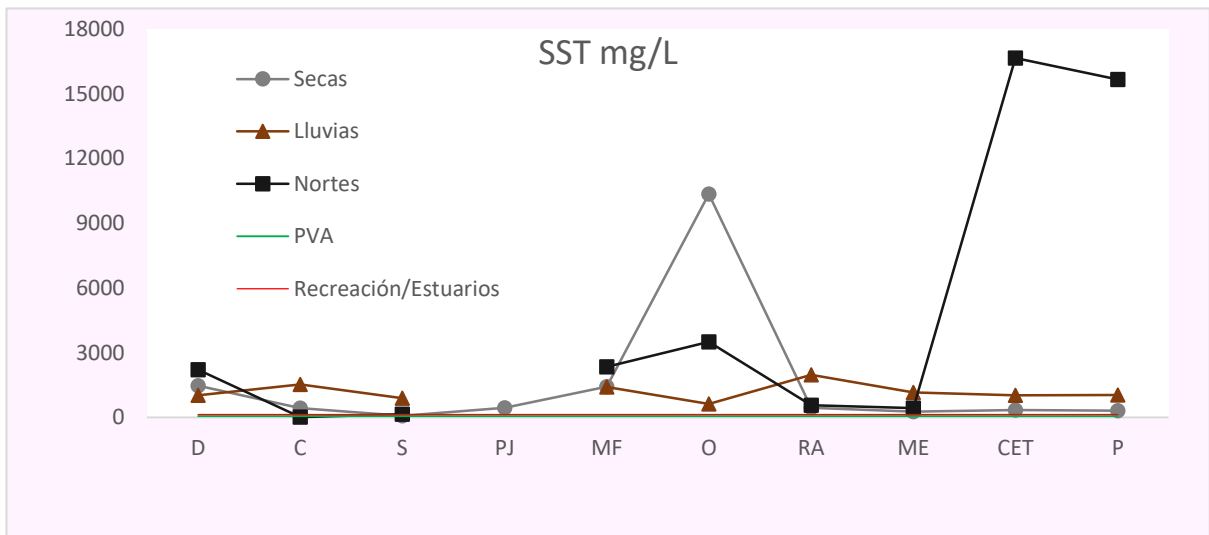


Figura 112. SST de la temporada de secas, lluvias, nortes, límite máximo para la protección de la vida acuática (PVA), para recreación y para estuarios.

4.16.3 Gráficas de relación de DBO₅ y OD

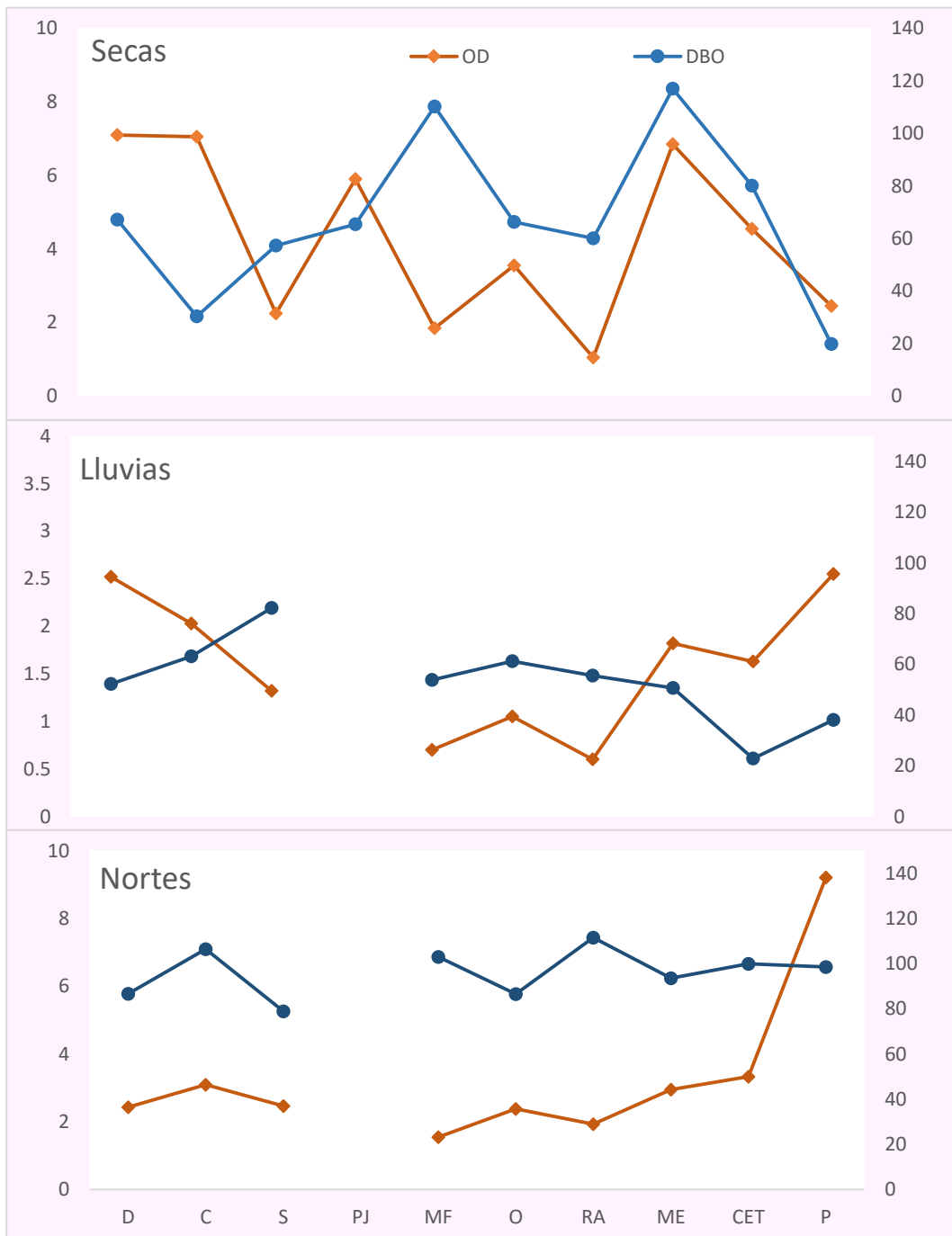


Figura 113. Relación de DBO₅ y OD en las distintas temporadas evaluadas.

4.17 Relación de la mortalidad de los efluentes respecto al tiempo de exposición.

En las siguientes figuras se encuentran representadas la relación de mortalidad (frecuencia acumulada) respecto al tiempo de exposición.

4.17.1 Temporada de secas.

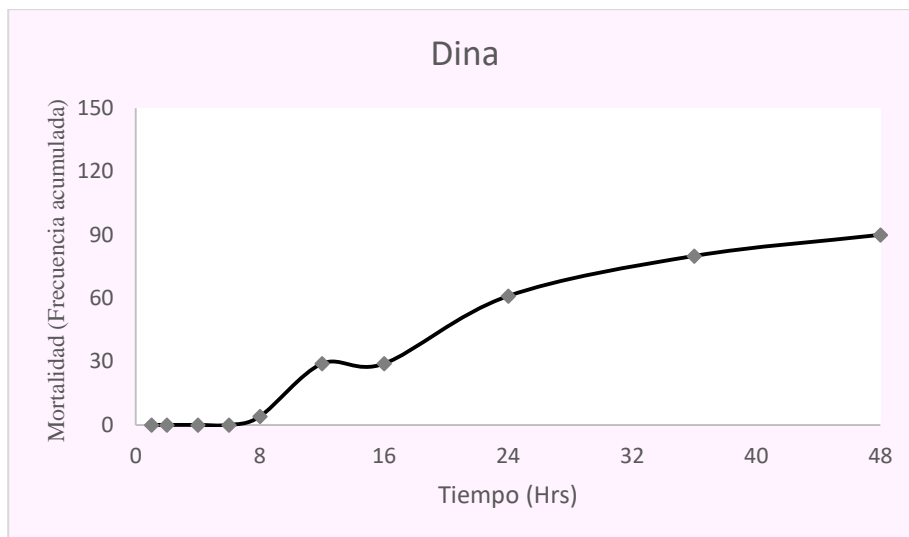


Figura 114. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Dina respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

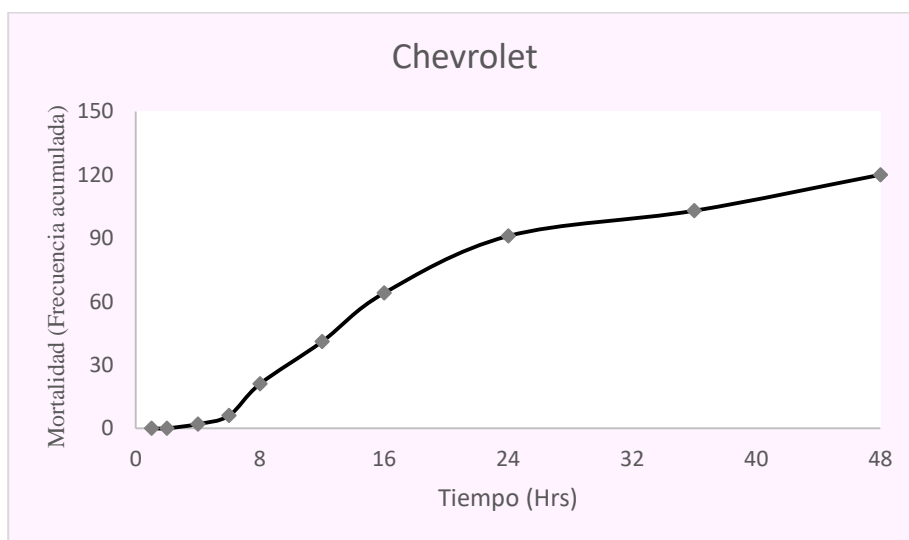


Figura 115. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Chevrolet respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

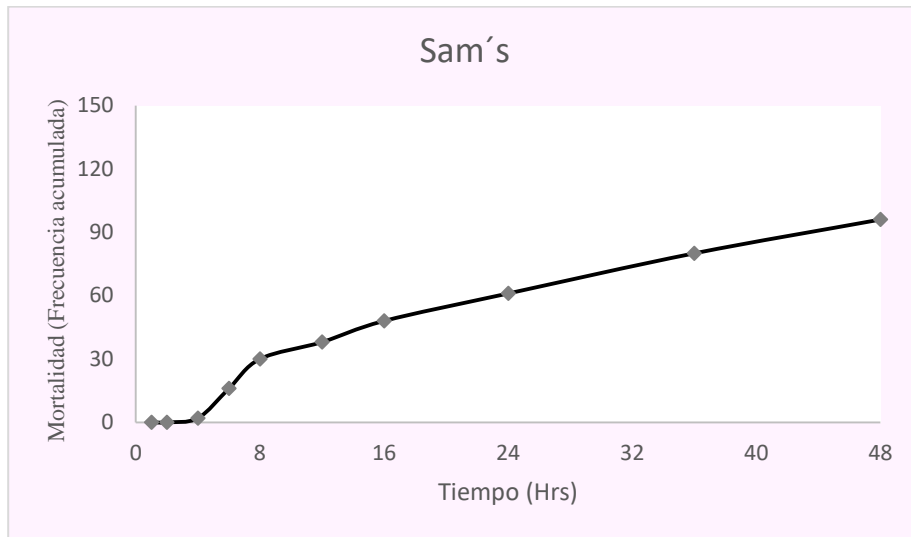


Figura 116. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Sam's respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.



Figura 117. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Poder judicial respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

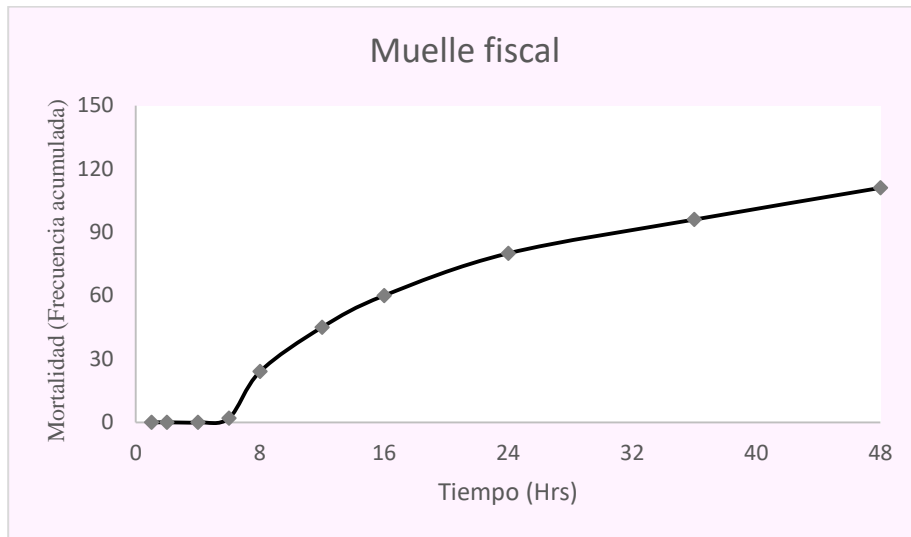


Figura 118. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Muelle fiscal respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

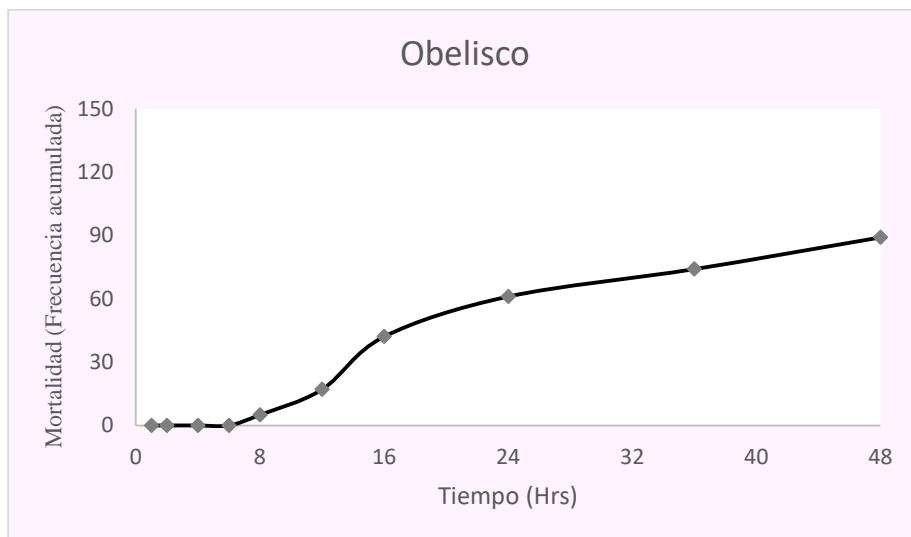


Figura 119. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Obelisco respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

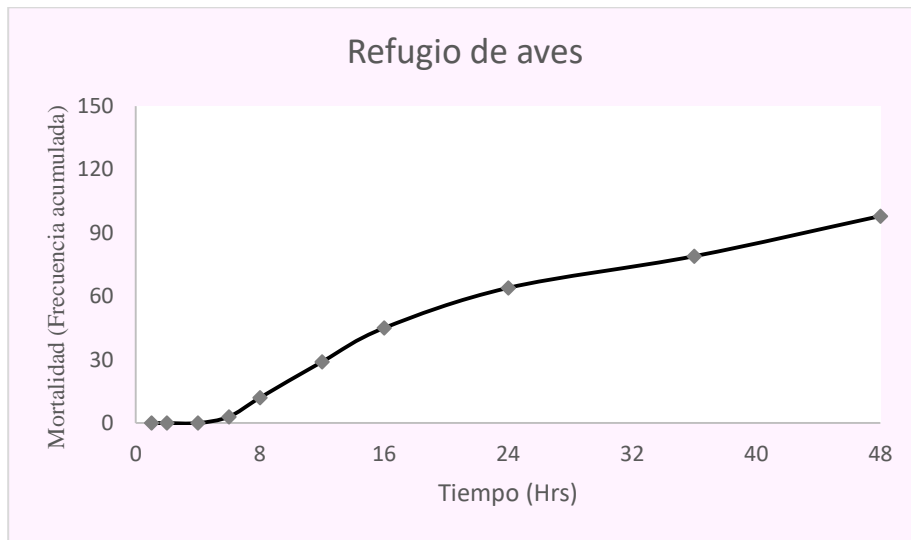


Figura 120. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Refugio de aves respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

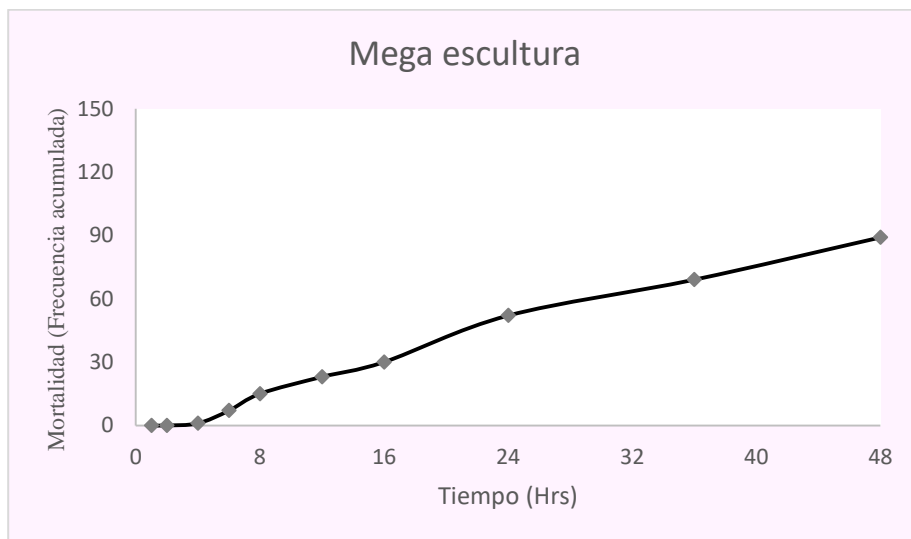


Figura 121. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Mega escultura respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

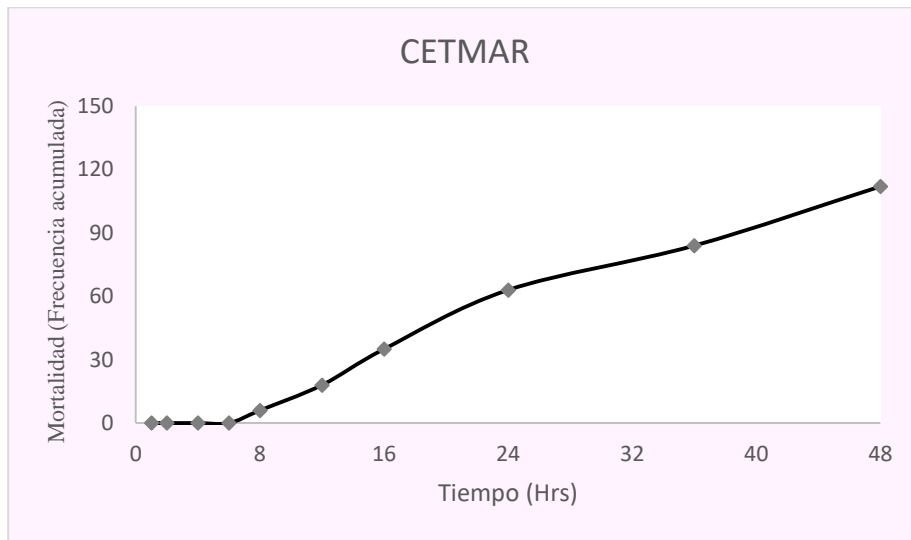


Figura 122. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente CETMAR respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

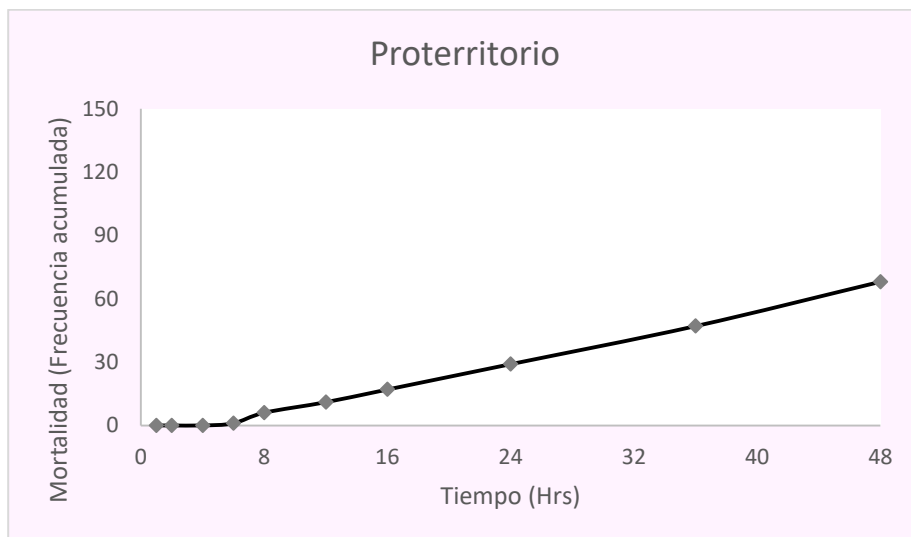


Figura 123. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Proterritorio respecto al tiempo de exposición. Temporada de secas.

4.17.2 Temporada de lluvias.

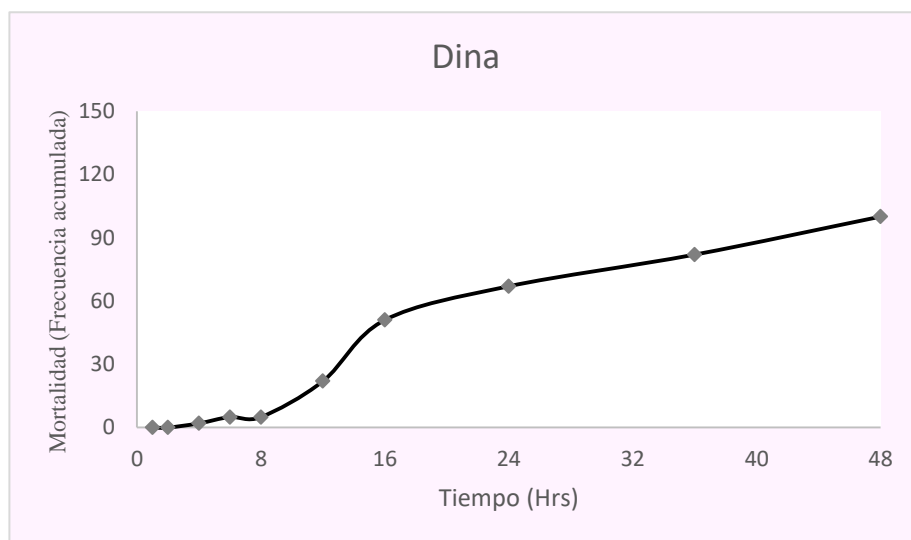


Figura 124. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Dina respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

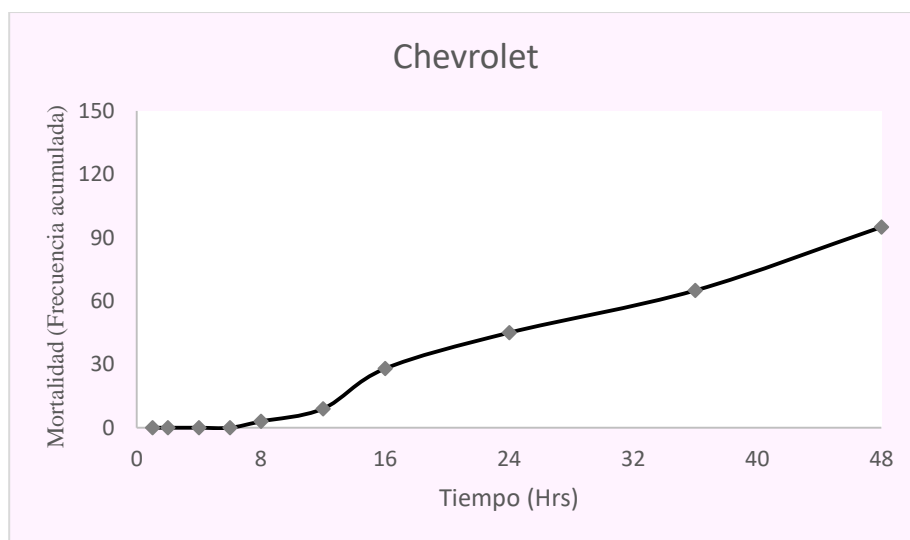


Figura 125. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Chevrolet respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

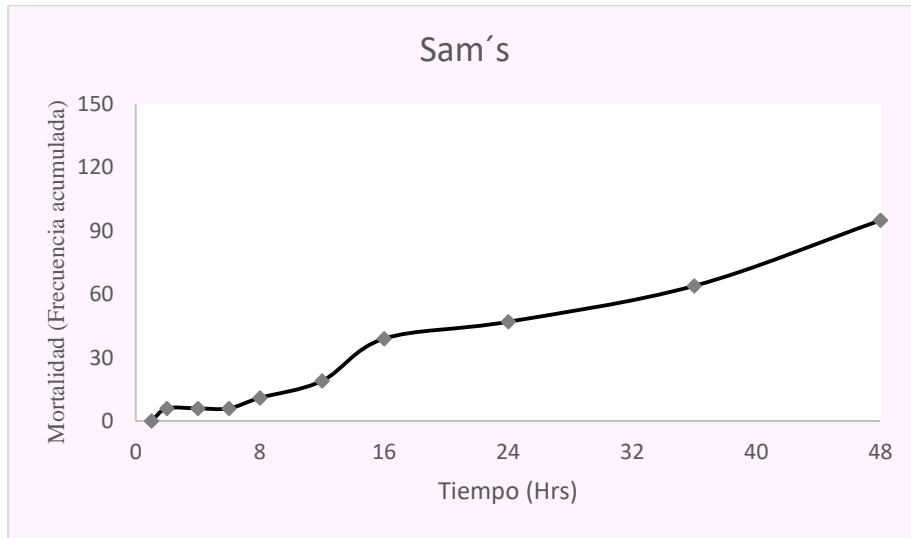


Figura 126. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Sam's respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

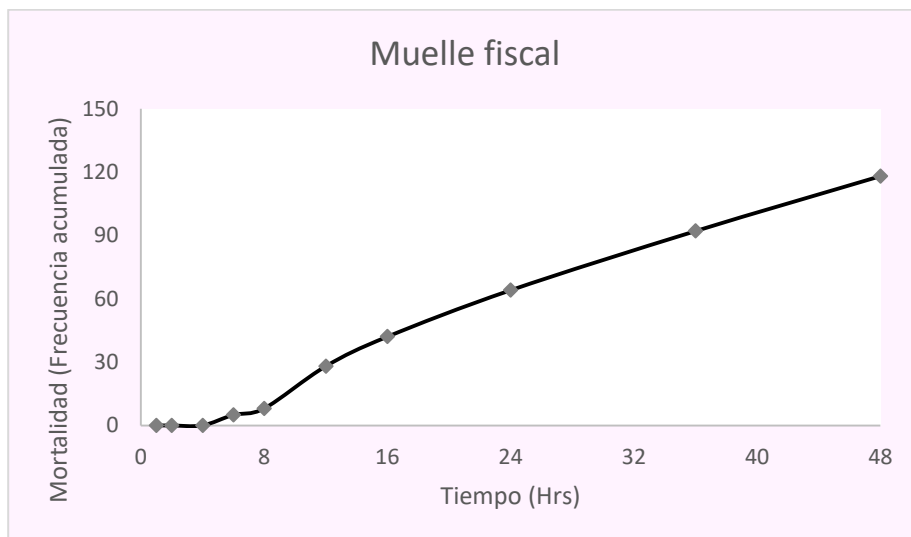


Figura 127. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Muelle fiscal respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

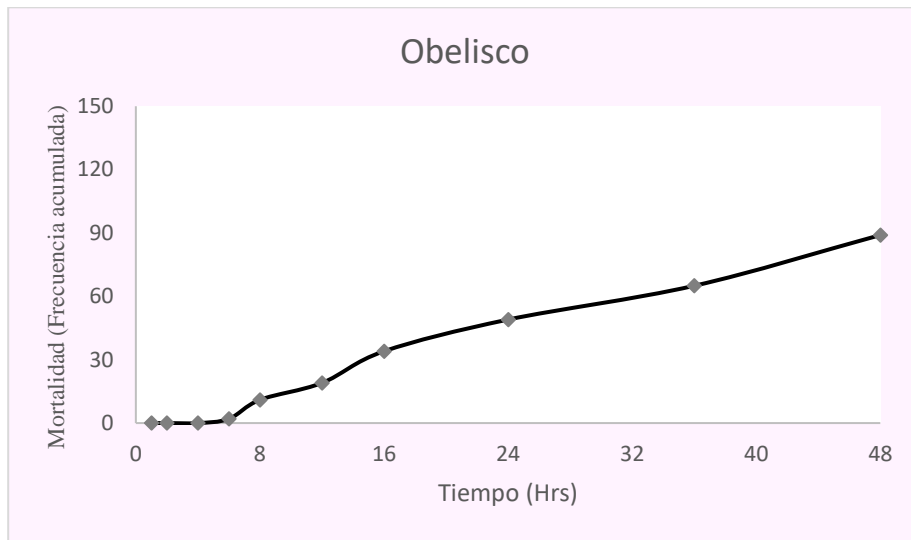


Figura 128. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Obelisco respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

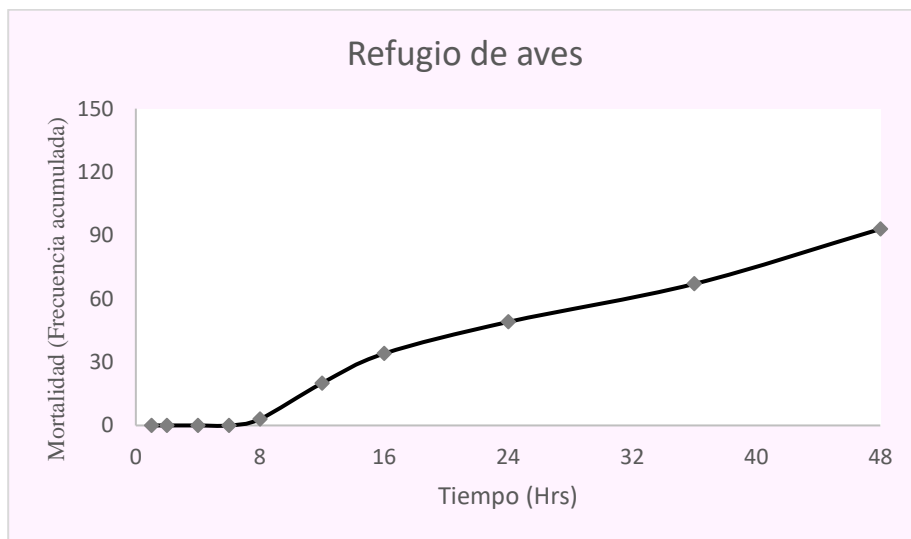


Figura 129. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Refugio de aves respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

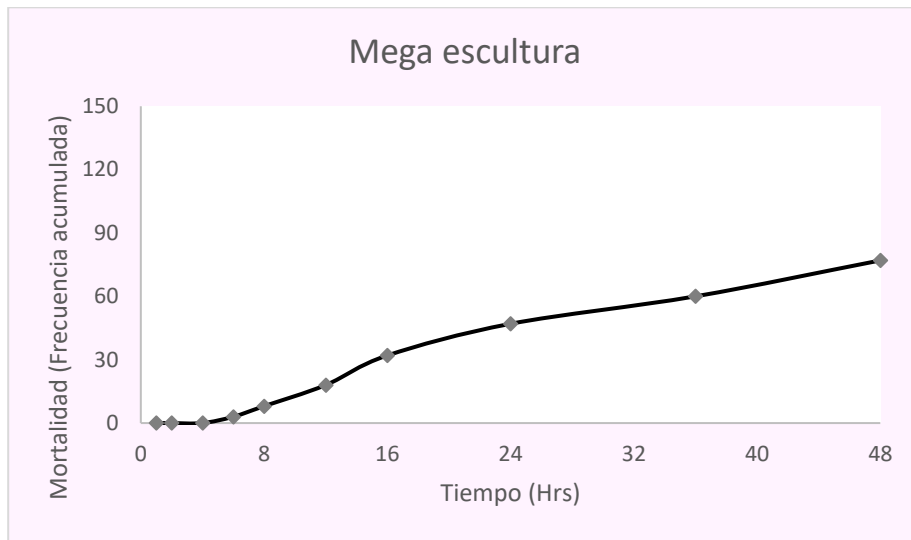


Figura 130. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Mega escultura respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

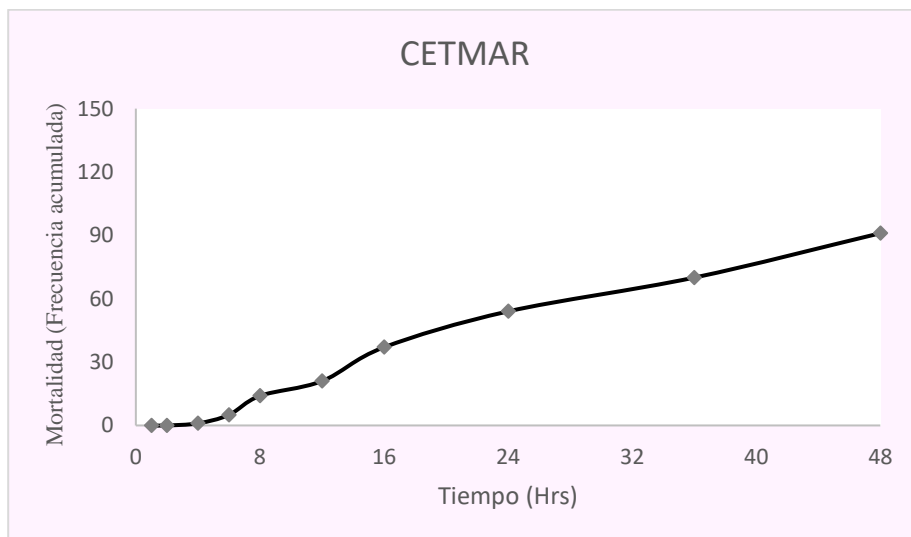


Figura 131. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente CETMAR respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

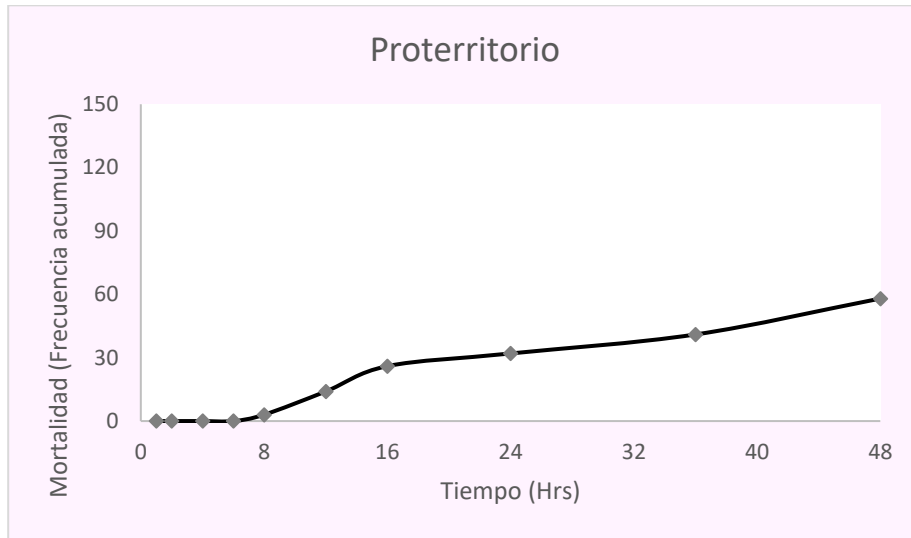


Figura 132. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Proterritorio respecto al tiempo de exposición. Temporada de lluvias.

4.17.3 Temporada de nortes.

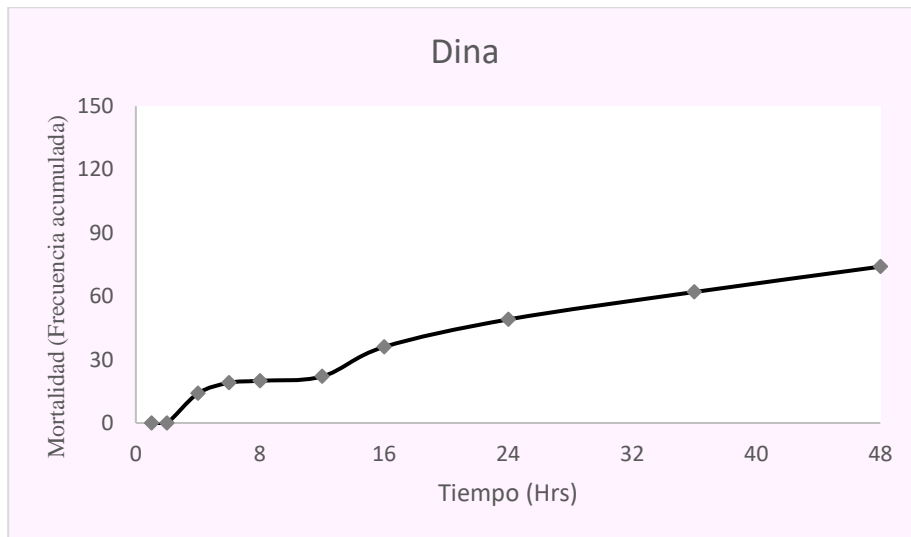


Figura 133. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Dina respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

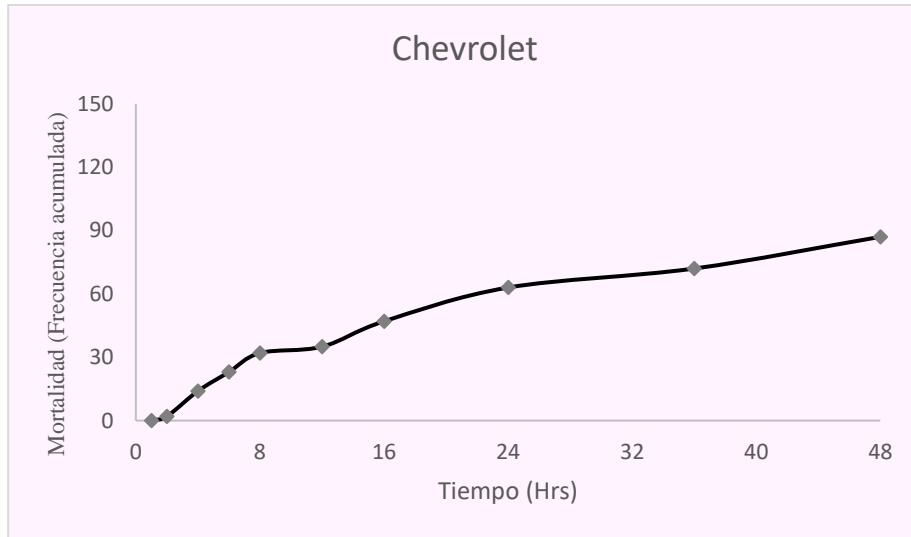


Figura 134. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Chevrolet respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

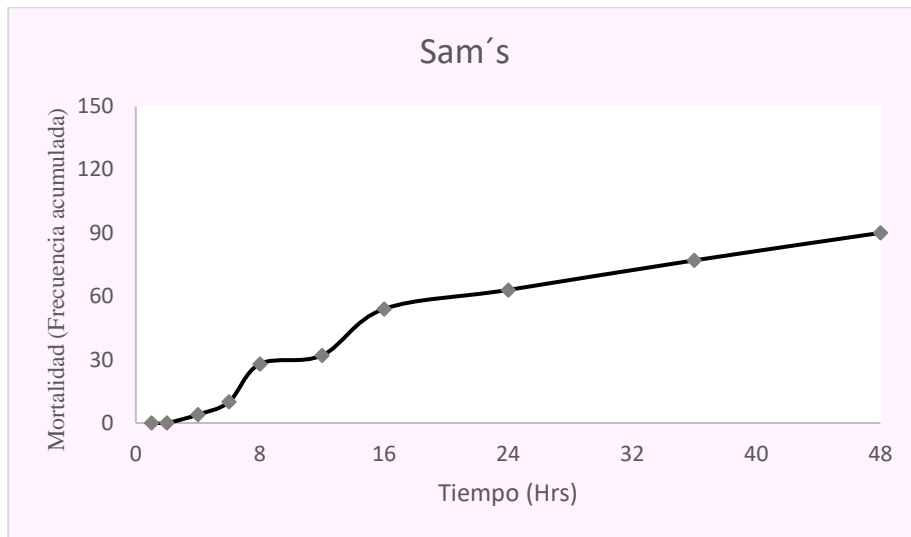


Figura 135. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Sam's respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

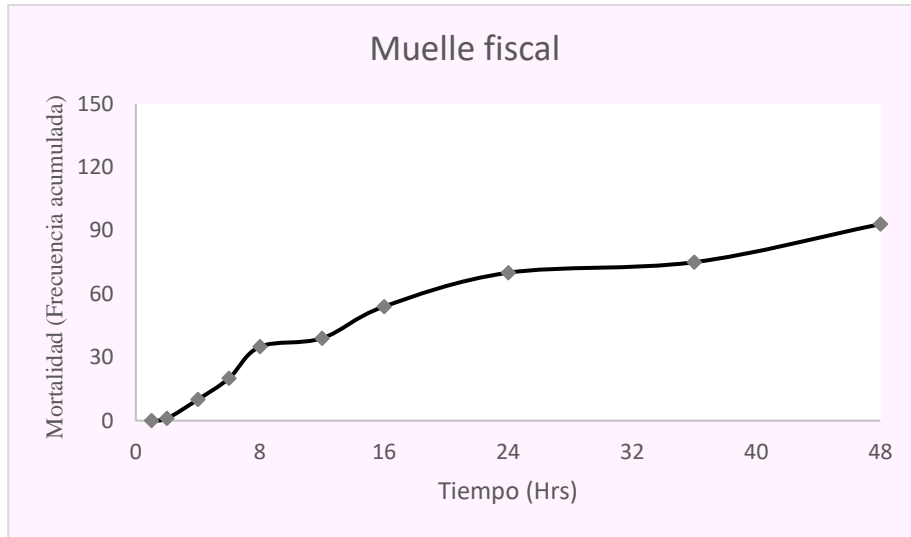


Figura 136. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Muelle fiscal respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

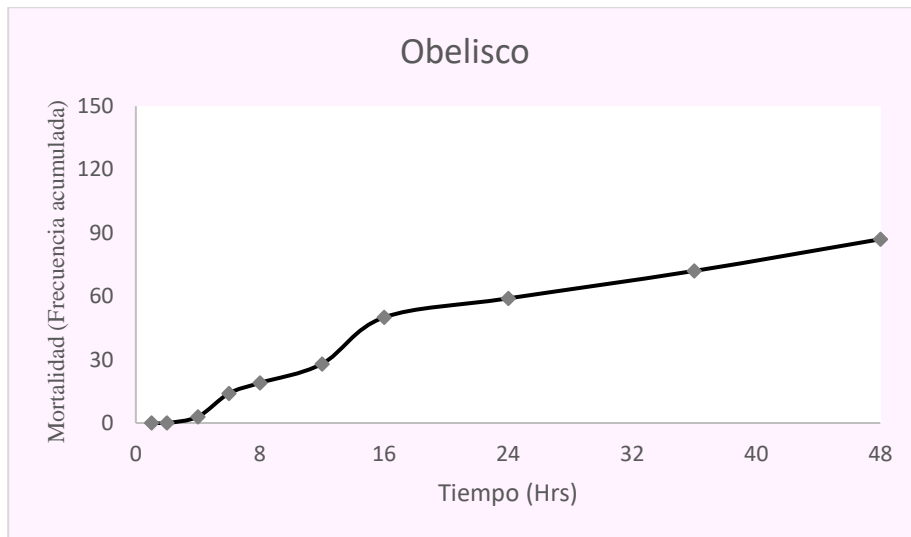


Figura 137. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Obelisco respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

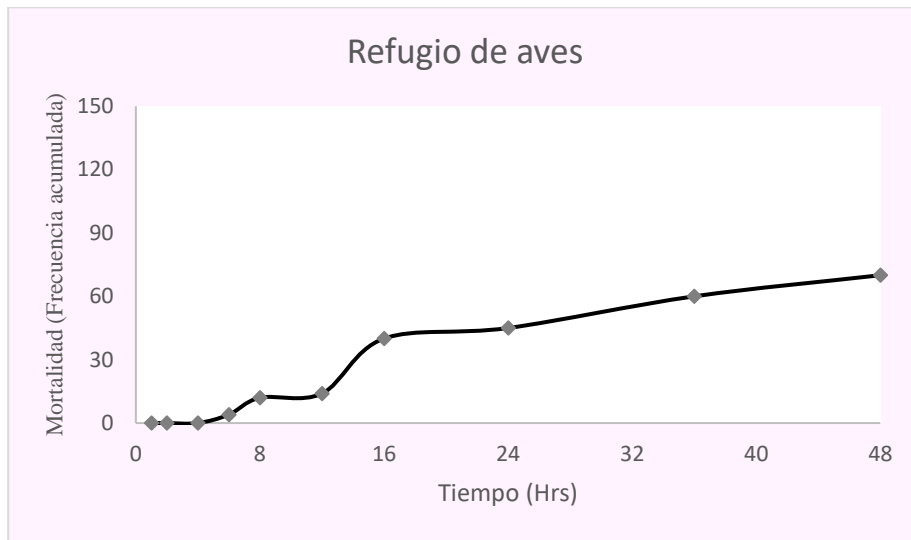


Figura 138. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Refugio de aves respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

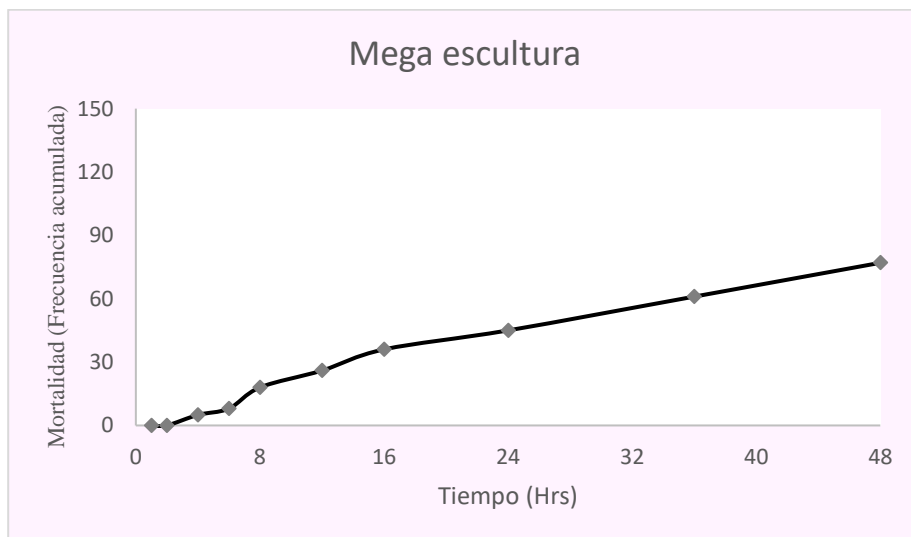


Figura 139. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Mega escultura respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

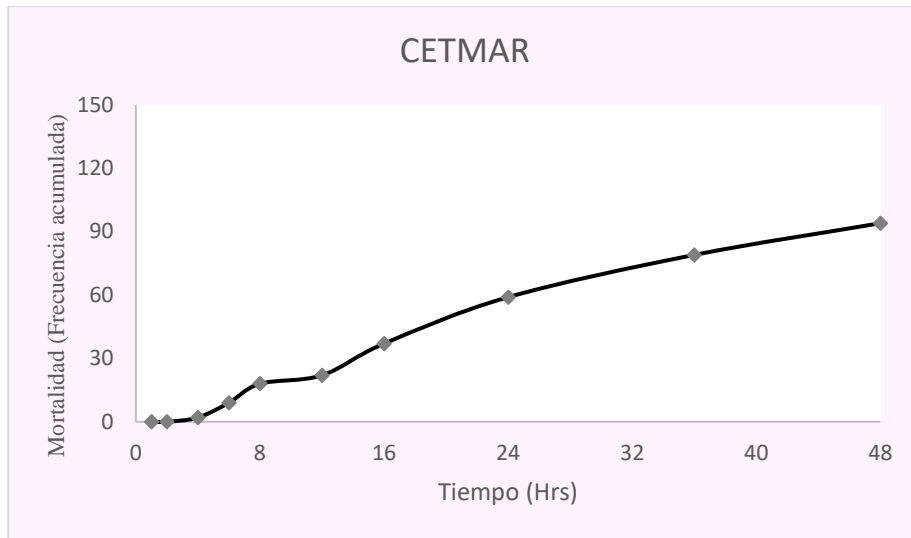


Figura 140. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente CETMAR respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.

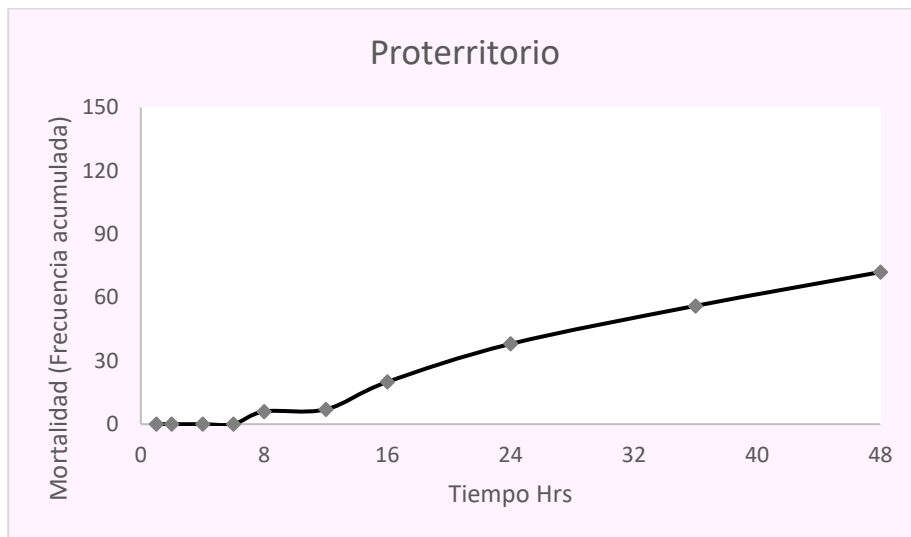


Figura 141. Relación de la frecuencia acumulada de la mortalidad del efluente Proterritorio respecto al tiempo de exposición. Temporada de nortes.



CAPÍTULO V DISCUSIONES

5. DISCUSIONES

El desarrollo urbano en la zona costera y la contaminación por descargas de aguas residuales con o sin tratamiento son las principales amenazas para mantener la integridad ecológica de la bahía de Chetumal, el desarrollo costero trae consigo el incremento de vertimientos de aguas residuales, así como la generación de desechos sólidos (Hernández-Arana *et al.*, 2009) mismos que impactan negativamente al manto freático y al cuerpo de agua en cuestión. Estos vertimientos puntuales y no puntuales además de degradar la calidad del agua afectan negativamente la salud humana (SEMARNAT, 2001), ya que presentan altas concentraciones de nutrientes, detergentes (Álvarez-Legorreta, 2009) y coliformes fecales, además de residuos agroquímicos e industriales aportados por descargas del río Hondo. En 1990 en la bahía de Chetumal, cuerpo de agua altamente afectado por la contaminación, la Oficina Coordinadora de Programas contra la Contaminación del Mar (SEMAR) identificó 31 puntos de descargas hacia la bahía (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009), mientras que González-Bucio *et al.* (2008) reportaron la existencia de aproximadamente 30 fuentes de descargas de aguas residuales municipales provenientes de la ciudad. En el 2002, SEMAR reportó cinco puntos críticos donde las descargas de agua rebasaban los niveles de coliformes fecales permisibles por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para la protección acuática, estos puntos de descarga se ubican frente al monumento al Parque Renacimiento, base del muelle fiscal, frente a la explanada de la bandera y base del monumento del pescador, registrándose principalmente en temporadas de lluvias (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009). En el presente estudio se evaluaron diez efluentes que presentan descargas durante todo el año: Dina, Chevrolet, Sam's, Poder judicial, Muelle fiscal, Obelisco, Refugio de aves, Mega escultura, CETMAR y Proterritorio. El efluente Poder judicial únicamente fue evaluado en la época de secas, debido a que el punto de descarga fue bloqueado con grava evitando así la salida de agua hacia la bahía.

El vertimiento de aguas contaminadas a fuentes hídricas genera grandes preocupaciones sobre los impactos negativos, tales como su toxicidad (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016). Hasta el momento sólo existe un estudio sobre la toxicidad de los efluentes que desembocan en la bahía de Chetumal, siendo este efectuado con organismos bentónicos (*Laonereis culveri*: Polychaeta, Nah-Song, 2016). Los cladóceros, organismos pertenecientes al plancton, han sido utilizados en diversos estudios, siendo

Daphnia magna la especie más empleada en diferentes baterías de bioensayos (Iannacone *et al.*, 2000) debido a su alta sensibilidad (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016) y al presentar una tolerancia menor que los peces ante sustancias tóxicas (APHA, 1992). La norma mexicana NMX-AA-087-2010-SCFI postula a *D. magna* como organismo de prueba para el análisis biológico de la calidad del agua, además es considerada un buen bioindicador ambiental debido a su tipo de reproducción (sexual y asexual) (Núñez y Hurtado, 2005), razones por la que ha sido seleccionada para el presente estudio.

La simple evaluación química no es suficiente para fines de manejo y conservación de los ecosistemas acuáticos (Iannacone *et al.*, 2000), sin embargo los parámetros fisicoquímicos son muy importantes para definir la calidad del agua (INE, 2000) aunque no representan de manera real el impacto de los contaminantes sobre el ambiente (Núñez y Hurtado, 2005), ni su influencia en la vida acuática (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007), por lo que los recursos ecotoxicológicos son el complemento perfecto para un análisis total de un medio impactado (Iannacone *et al.*, 2000; Carballo-Hondal *et al.*, 2003). Los bioensayos son ideales para la evaluación de efluentes, así como para los efectos tóxicos de mezclas complejas de descargas de aguas residuales (Barba-Ho *et al.*, 2013) y en conjunto con el análisis fisicoquímico permiten evaluar la calidad y los posibles daños en los sistemas receptores (Guerrero-Jiménez, *et al.*, 2017), esto debido a que muchos organismos dependen de las características fisicoquímicas del agua y cuando esta es alterada estos mismos que cohabitan se ven directamente alterados. El problema de contaminación en la bahía de Chetumal se conoce por medio de estudios relacionados con niveles de contaminantes y su efecto sobre algunos componentes bióticos (Hernández-Arana, 2009).

La toxicidad depende mucho de la concentración empleada, la composición y el tiempo de exposición (Barrios-Ziolo *et al.*, 2016). Los efluentes se evaluaron a concentraciones espaciadas desde 12.5 % hasta 100 % por un periodo de 48 horas, en las tres temporadas características del área de estudio. Al finalizar los bioensayos ecotoxicológicos se determinó que los efluentes presentaron mortalidades significativas, esto se presentó en las distintas temporadas ensayadas. Además, fue posible observar anomalías en la capacidad natatoria de los organismos expuestos, al igual que un cambio en su coloración (coloración pálida). En la mayoría de los casos se presentaron muertes entre

las primeras 2 y 12 horas de exposición. En las pruebas exploratorias las primeras muertes se registraron en el efluente de Muelle fiscal, durante las primeras 2 hrs, en el efluente de Proterritorio los organismos presentaron cierta resistencia, registrándose muertes hasta las 12 hrs. En la temporada de secas las primeras muertes se presentaron entre las primeras 4 y 8 hrs de exposición; los efluentes correspondientes a Chevrolet, Sam's, Poder judicial y Mega escultura presentaron muertes en las primeras 4 hrs, mientras que Dina, Obelisco y CETMAR, hasta las primeras 8 hrs. Las primeras muertes registradas corresponden a las diluciones de mayor concentración (100 y 75 %). Esto permitió observar que mientras mayor es la concentración empleada menor es el tiempo en el que se alcance el 50 % de mortalidad, debido a que la mortalidad es dependiente de la concentración del tóxico y del tiempo de exposición (Villamarín-Jiménez, 2013)(Figura 114-141).

De acuerdo con los porcentajes de mortalidad observada, se tiene que Chevrolet, Muelle fiscal y CETMAR son los que presentaron los valores más altos en las tres temporadas (Figura 105). En la temporada de secas se presentó un porcentaje mayor de mortalidad, seguido por la de lluvias y finalmente la temporada de nortes (Figura 107). Las muertes fueron directamente proporcionales a las concentraciones empleadas, a mayor concentración mayor porcentaje de mortalidad (Figura 106). La toxicidad presentada en los efluentes en el periodo muestreado (2017) en términos de CL_{50} a 48 hrs de exposición en *Daphnia magna*, presentó una variación de 12.60 a 68.99 %. El promedio anual de CL_{50} para los efluentes Muelle fiscal, CETMAR, Chevrolet, Poder judicial, Sam's, Obelisco, Dina, Refugio de aves, Mega escultura y Proterritorio fue de 17.68, 19.41, 22.54, 23.48, 25.75, 26.93, 29.39, 33.22, 35.78 y 53.76 %, respectivamente.

En la temporada de secas la CL_{50} se encontró entre 14.21 ± 1.19 % y 44.54 ± 3.33 %, siendo Muelle fiscal el efluente con mayor toxicidad, de acuerdo con la U.T. se clasifica como altamente tóxico (7.08 U.T.), ya que se requirió menor concentración para lograr la muerte del 50 % de los organismos expuesto. El efluente Proterritorio presentó la toxicidad menor, presentando una CL_{50} de 44.54 ± 3.33 %, sin embargo, de acuerdo con la U.T. sigue siendo tóxico para *Daphnia magna*. Todos los efluentes evaluados en el periodo de secas (marzo-abril) registraron una elevada toxicidad, presentando niveles desde tóxico hasta altamente tóxico, esto es debido a que muchas de las sustancias producidas como resultado

de las actividades antropogénicas terminan en el ambiente acuático (Noreña-Barroso *et al.*, 2002) ocasionando impactos negativos. Se puede observar que en esta temporada se presentaron CL_{50} relativamente bajos, relacionándose con la escases de precipitación. Los muestreos se efectuaron entre marzo-abril, donde los registros de precipitación en donde se registraron las menores precipitaciones del año (26.4 mm y 36.4 mm, respectivamente, **figura 11b**).

En la temporada de lluvias la CL_{50} se encontró entre 12.60 ± 1.12 % y 68.99 ± 7.41 %, al igual que en la temporada de estiaje, Muelle fiscal fue el efluente de mayor toxicidad clasificándose nuevamente como altamente tóxico (7.93 U.T.). De igual forma el efluente Proterritorio resultó ser el menos tóxico, con una CL_{50} de 68.99 ± 7.41 %, de acuerdo con la U.T presenta una toxicidad moderada (1.44 U.T.); la disminución de la toxicidad se le atribuye a un mayor volumen de agua observado, ya que la toxicidad depende tanto de la concentración como del caudal aportado por cada efluente (Iannacone *et al.*, 2000). Durante el periodo de muestreo (agosto-septiembre) se presentaron mayores precipitaciones (143.7 y 206.8 mm, respectivamente, **figura 11b**), favoreciendo la dilución de los contaminantes (López-Altarriba *et al.*, 2016) y por ende la disminución de la toxicidad. En la temporada de lluvias los efluentes presentaron niveles de toxicidad desde moderadamente tóxico hasta altamente tóxico, predominando este último.

En la temporada de nortes la CL_{50} se encontró entre 24.29 ± 1.93 % y 54.64 ± 52.64 %, en este caso el efluente CETMAR fue el de mayor letalidad manteniendo una toxicidad alta (6.09 U.T.). Los efluentes menos tóxicos fueron Refugio de aves y Proterritorio (CL_{50} : 54.64 % y 47.75 %, respectivamente), el aumento de la toxicidad del efluente Proterritorio respecto a la observada en temporada lluvias, se le puede atribuir a la disminución del volumen de agua observado en el punto, relacionándose con las pocas precipitaciones presentadas en el periodo de muestreo (noviembre-diciembre) en la que se registraron 92.8 mm y 65.4 mm, respectivamente (**Figura 11b**). En esta temporada los efluentes presentaron niveles de toxicidad desde moderadamente tóxico hasta altamente tóxico, predominando un nivel tóxico (2-4 U.T.).

Muelle fiscal fue el efluente más tóxico, sin embargo, presentó una toxicidad ligeramente menor en la temporada de nortes respecto a las otras temporadas evaluadas

(CL_{50} nortes: 26.25 %; CL_{50} lluvias: 12.60 %; CL_{50} secas: 14.12 %). La mayor toxicidad se presentó en la temporada de lluvias, pudiéndose relacionar con el mínimo de oxígeno disuelto detectado (0.7 mg/L) ya que la cantidad de esta es determinante para el desarrollo de los organismos, su abundancia y supervivencia en los medios acuáticos (Echeverría *et al.*, 2007). Esto concuerda con el estudio realizado por Nah-Song en 2010, en donde este mismo punto resultó ser el de mayor toxicidad. Para el 2002 se le encontró que los niveles de coliformes fecales rebasaban los máximos permisibles por los Criterios Ecológicos de Calidad del Agua para la protección de la vida acuática (200 NMP/100 mL), de igual forma se observó que la presencia de bacterias coliformes era principalmente en temporada de lluvias (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009). En el presente estudio, en la temporada de secas se le determinó una DQO de 949.92 ± 0.10 mg/L, DBO₅ de 110.2 ± 0.28 mg/L, SST de 3915 mg/L, OD de 1.85 mg/L, temperatura de 30.30 °C y pH de 6.08. De acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT-1996 este efluente rebasa el límite máximo permisible de DBO₅ para la protección de la vida acuática (60 mg/L), sin embargo, aún es apto para uso recreativo y para estuarios (150 mg/L). La DQO es 7 veces superior al límite permisible para descargas en aguas superficiales (130 mg/L) (SEMARNAT, 2001). Se registró un valor de SST 23 veces superior al límite máximo permisible de la NOM-001-SEMARNAT-1996 para la protección de la vida acuática (60 mg/L) y 11 veces el límite para uso recreativo y para estuarios (125 mg/L). El pH se mantuvo dentro el rango establecido por la norma mexicana (5-10), la temperatura estuvo por debajo del límite máximo permisible (40 °C), sin embargo, el OD fue inferior al establecido para la protección de la vida acuática marina (5 mg/L) (INE, 2000). Durante los diferentes muestreos efectuados, se observó la ausencia de organismos vivos en este efluente. Para la temporada de lluvias, presentó una DQO de 689.45 ± 3.95 mg/L, DBO₅ de 53.8 ± 0.21 mg/L, SST de 1405 mg/L, OD de 0.70 mg/L, temperatura de 30.5 °C y pH de 6.65; los parámetros antes mencionados a excepción de la DBO₅, temperatura y pH, rebasaron los límites máximos permisibles. Para la temporada de nortes presentó una DQO de 217.80 ± 3.95 mg/L, DBO₅ de 102.95 ± 0.07 mg/L, SST de 2335 mg/L, OD de 1.54 mg/L, temperatura de 29.95 °C y pH de 6.87; en esta temporada de igual forma se detectó que la mayoría de los parámetros valorados no cumplen con lo establecido en la norma.

En estudios anteriores se han encontrado CL_{50} similares para *D. magna*. Villegas-Navarro *et al.* (1997) encontraron que la CL_{50} a 48 hrs para efluentes de aguas residuales industriales y hospitalarios, oscilo entre 0.2-70.8 %, destacando el uso de este microcrustáceo para el monitoreo de aguas residuales. Movahedian *et al.* (2005) al evaluar la toxicidad de efluentes de diferentes plantas de tratamiento de aguas residuales de Isfahán, encontraron una CL_{50} a 48 hrs de 30 % para aguas sin procesar, 32 % para efluentes preliminares, 52 % para efluentes primarios y 85 % para efluentes secundarios; observando una disminución de la toxicidad en los diferentes procesos de tratamiento. Koçbaş Oral (2015) observaron que CL_{50} para las aguas residuales no tratadas de una planta de tratamiento de Turquía fue de 24.9, 15.8, 12.7 y 11.3 % para las 24, 48, 72 y 96 hrs, respectivamente; mientras que para las aguas tratadas fue de 39.9, 29.4, 25.1 y 23.8 % para las 24, 48, 72 y 96 hrs, respectivamente. Encontraron que el efecto tóxico de las aguas tratadas y no tratadas aumentaba en función de la duración de la prueba. López-Altarrriba *et al.*, (2016) al evaluar las aguas residuales municipales del río San Marco encontraron que la toxicidad era mayor en el punto de descarga (CL_{50-48h} : 59.52 ± 14.54 %), moderada en el punto antes de la descarga (CL_{50-48h} : 117.21 ± 16.99 %) y baja en el punto después de la descarga (CL_{50-48h} : 232 ± 104.69 %); relacionando la ligera toxicidad presentada antes de las descargas, con la presencia de otras fuentes de contaminación no evaluadas. Barrios-Ziolo *et al.*, (2016) en efluentes de aguas residuales con presencia de colorantes y pigmentos del Valle de Aburrá, observaron que la letalidad aumentaba conforme a la duración de la prueba (48 y 72 hrs), obteniendo CL_{50} que variaban de 6 a 68 %. Guerrero-Jiménez *et al.*, (2017) en el monitoreo de una planta de aguas residuales *observaron* una CL_{50} de 31.51 %. La mayoría de las CL_{50} antes mencionadas se encuentran dentro de los rangos observados para el presente estudio.

Los efluentes de la bahía de Chetumal presentaron CL_{50} para *Laeonereis culveri* a partir 17.05 % hasta 100 % (Nah-Song, 2010), mientras que en *Daphnia magna* se encontró dentro del rango 17.86-53.76 % (valores de la media). Realizando una comparación de los valores de CL_{50} de cada efluente obtenidos en *D. magna* y *L. culveri* (**Figura 108**) se puede observar que la sensibilidad de la *D. magna* es mayor, ya que se requieren de concentraciones menores para producir una mortalidad del 50 %. En estudios con detergentes se ha demostrado que *L. culveri* es más tolerante a concentraciones más altas

que *D. magna* (Uc-Peraza y Delgado-Blas, 2012). Sin embargo, Guerrero-Jiménez *et al.*, (2017) determinó que *Lecanequadridentata* es más sensible que *D. magna* para el monitoreo de aguas residuales, por otro lado Yoval-Luciano y Mantilla-Morales (2015) consideran que *Vibeio Fischeri*, es más sensible. Pérez y Beiras (2010) recomiendan al místico marino *Siriella armata* para pruebas de toxicidad marina, debido a su mayor sensibilidad. Castro-Scarone *et al.*, (2002) al evaluar los efluentes industriales en Uruguay, determinaron que *Hydraattenuata* es significativamente más sensible que *Daphnia magna*, *Cnesterodondecemmaculatus* y *Photobacteriumphosphoreum*.

La DQO valorada para la temporada se secas, demostró que 3 efluentes no cumplen con los límites permisibles para las descargas en aguas superficiales (130 mg/L), siendo estos efluentes, Chevrolet, Poder judicial y Muelle fiscal. En la temporada de lluvias, 7 efluentes presentaron una DQO superior a 130 mg/L, siendo Refugio de aves y Proterritorio los únicos efluentes que mantuvieron niveles inferiores a los límites establecidos. En la temporada de nortes, 5 efluentes presentaron DQO superiores a 130 mg/L y los efluentes Dina, Sam's, Refugio de aves y Proterritorio presentaron niveles inferiores. Refugio de aves y Proterritorio fueron los únicos efluentes que presentaron niveles de DQO aceptables durante el año de monitoreo (**Figura 109**). En septiembre del 2012, los sitios de descargas de la bahía presentaron valores de DQO arriba de 100 mg/L, en el Muelle fiscal se determinó una DQO aproximadamente de 425 mg/L (Carrión-Jiménez *et al.*, 2013), este valor fue inferior a la obtenida en la temporada de lluvias (689.45 mg/L) del presente estudio. Los efluentes Sam's y Mega escultura presentaron valores similares a los obtenidos (150-175 mg/L) por Carrión-Jiménez *et al.*, (2013). Cuando en un cuerpo de agua se presenta un aumento en los valores de la DQO, indica la presencia de sustancias provenientes de descargas no municipales conteniendo materia orgánica no biodegradable (CONAGUA, 2016). En aguas superficiales valores de $40 <DQO \leq 200$ mg/L indican aguas contaminadas con descargas de aguas residuales crudas de origen municipal, mientras que valores superiores a 200 mg/L indican aguas fuertemente contaminadas por descargas municipales y no municipales (CONAGUA, 2017).

La DBO₅ valorada para la temporada de secas, permitió observar que solo 4 efluentes cumplieron con los límites máximos permisibles para la protección de la vida

acuática (60 mg/L), mientras que Dina, Poder judicial, Muelle fiscal, Obelisco, Mega escultura y CETMAR presentaron valores superiores a 60 mg/L. En la temporada de lluvias 6 efluentes presentaron valores inferiores a 60 mg/L; los efluentes Chevrolet, Sam's y Obelisco rebasaron los límites máximos permisibles. En la temporada de nortes todos los efluentes excedieron los límites máximos permisibles. Sin embargo, los valores de DBO₅ se mantuvieron por debajo de los límites máximos permisibles para uso recreativo y para estuarios (150 mg/L) (**Figura 110**). Este parámetro es un indicador de la cantidad de materia orgánica y su incremento provoca la disminución del contenido de oxígeno disuelto, creando condiciones de anoxia que afectan los ecosistemas acuáticos (SEMARNAT, 2014; CONAGUA, 2016). En la **figura 113**, se puede observar que mientras mayor es la DBO₅ menor es el valor de OD, se presenta una relación inversa. En septiembre de 2010, 2011 y 2012 el efluente Muelle fiscal excedió los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática de DBO₅, Sam's solo excedió en el 2010 y 2011, mientras que Mega escultura únicamente la excedió en 2012 (Carrión-Jiménez *et al.*, 2013). En este estudio Mega escultura y Muelle fiscal estuvieron de acuerdo con la normativa y el efluente Sam's rebaso los límites permisibles. En estudios realizados a finales de los años noventa, las descargas hacia la bahía no excedieron la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-SEMARNAT-1996), el aumento de este parámetro en los años consecutivos se debe al incremento de la población de Chetumal (Carrión-Jiménez *et al.*, 2013). En aguas superficiales valores de $30 < \text{DBO}_5 \leq 120$ mg/L indican aguas contaminadas con descargas de aguas residuales crudas de origen municipal, mientras que valores superiores a 120 mg/L indican aguas fuertemente contaminadas por descargas municipales y no municipales (CONAGUA, 2017).

El oxígeno disuelto medido en la temporada de secas permitió observar que los efluentes, Dina, Chevrolet, Poder judicial y Mega escultura presentaron valores superiores a 5 mg/L, nivel establecido por los criterios ecológicos. En la temporada de lluvias, todos los efluentes presentaron niveles de oxígeno muy bajos, reflejándose en la ausencia de organismos en los puntos de descarga. En la temporada de nortes, Proterritorio fue el único efluente que presentó un nivel de oxígeno aceptable (**Figura 111**). El contenido de OD es una variable que define la biodiversidad y la supervivencia de comunidades bióticas, de igual forma define la capacidad del agua para llevar a cabo la autopurificación. (Pérez-

Castillo y Rodríguez, 2008). La temperatura influye en los niveles de oxígeno, ya que en temperaturas elevadas la solubilidad del oxígeno disminuye (Flores-Laureano, 1997), los sólidos disueltos también alteran los niveles de oxígeno (Esparza, 1995; Guerrero-Jiménez *et al.*, 2017). En el momento que ocurre la descarga de aguas residuales se inicia la descomposición biológica en la cual se consume oxígeno, disminuyendo así la concentración de este (Jáuregui-Medina *et al.*, 2007) y aumentando la toxicidad de los compuestos xenobióticos (Espina y Venegas, 2005).

Los sólidos suspendidos totales (SST) determinados para los efluentes en la temporada de secas rebasaron los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática, Sam's fue el único efluente que mantuvo un nivel inferior al límite máximo permisible para uso recreativo y para estuarios. En la temporada de lluvias, todos los efluentes superaron los límites máximos permisibles. Mientras en la temporada de nortes, el efluente Chevrolet fue el único que presentó un valor de SST inferior al límite máximo permisible para uso recreativo y para estuarios (**Figura 112**). En aguas superficiales valores de $150 < \text{SST} \leq 400$ mg/L indican aguas contaminadas con descargas de aguas residuales crudas de origen municipal, mientras que valores superiores a 400 mg/L indican aguas fuertemente contaminadas por descargas municipales y no municipales (CONAGUA, 2017). La concentración de sólidos suspendidos y la calidad del agua tienen una relación estrecha, ya que influyen en su capacidad de adsorción de plaguicidas y nutrientes, y a la adsorción de calor provocando el aumento de la temperatura (Dagne *et al.* 2005 citado por Pérez-Castillo y Rodríguez, 2008). La conductividad eléctrica mantiene una relación directa con el contenido de sólidos disueltos. Cuando los sólidos suspendidos aumentan, afectan a la fotosíntesis provocando a su vez la disminución de oxígeno (Flores-Laureano, 1997). Valores elevados de SST y SDT pueden interactuar con agentes químicos y biológicos provocando un incremento en la toxicidad (Sandoval-Villasana *et al.*, 2009). Las aportaciones de nutrientes contribuyen a la eutrofización de las zonas costeras, estimulando el crecimiento de algas (Beltrán *et al.*, 2005). Del 2010 al 2012, las descargas de Muelle fiscal, Sam's, Mega escultura y otros puntos excedieron los límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática de fósforo total (5mg/L) (Carrión-Jiménez *et al.*, 2013). En este estudio se observó un alto contenido de sólidos en las muestras de los efluentes; en Dina, Sam's, Muelle fiscal, Mega escultura, CETMAR y Proterritorio se

observaron algas filamentosas, dando como indicios la presencia de altos contenidos de materia orgánica y nutrientes.

La temperatura no presentó mayores cambios en las tres temporadas evaluadas, teniendo valores medios alrededor de 29.93 °C, con una desviación estándar de 0.5598, este parámetro no excedió el límite máximo permisible (40°C) establecido por la NOM-001-SEMA-1996. Esta variable determina la rapidez en la que se puede degradar la materia orgánica en un cuerpo de agua (Guerreo-Jiménez *et al.*, 2017).

El pH es un parámetro que afecta directamente en la salud de los microorganismos acuáticos pudiendo causar su muerte (Guerrero-Jiménez *et al.*, 2017), es un indicador del grado de afectación de la calidad del agua por agentes contaminantes, descargas de efluentes y por ingreso de fertilizantes (Pérez-Castillo y Rodríguez, 2008). El pH promedio obtenido para este estudio fue 6.84, con una desviación estándar de 0.4780, encontrándose dentro del rango adecuado para *D. magna*, la cual debe ser mayor a 4.55 y menor a 10.13 (El-DeebGhazy *et al.*, 2011), también se encuentra dentro del rango establecido para descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales (5-10) (INE, 2000).

Es posible considerar que los efluentes evaluados correspondan a aguas residuales municipales típicas, ya que por lo general estas presentan una carga de $250 < \text{DQO} \leq 800$ mg/L y $110 < \text{DBO} \leq 350$ mg/L (Metcalf y Eddy, 2003). También hay que considerar que el contenido de materia orgánica es ligeramente superior en época de lluvia, lo que se justifica por los fenómenos de arrastre y escurrimiento que pueden producirse (Díaz-López *et al.*, 2006), estos casos favorecen la mezcla de material suspendido en la columna de agua (Gonzalez-Bucio *et al.*, 2008).

Las variaciones presentadas se deben a que los efluentes tienen una mezcla compleja (Koçbaş y Oral, 2015) y cuando se trata de efluentes combinados la carga orgánica puede tener variaciones de gran magnitud (Yoval-Luciano y Mantilla-Morales, 2015). Las variaciones de toxicidad temporales y espaciales están determinadas por numerosos factores tanto ambientales como inherentes a este (Espina y Venegas, 2005). Las aguas residuales son la fuente más importante de contaminación en las zonas costeras (Ortiz-Hernández y Sáenz-Morales, 1997) y la bahía de Chetumal se encuentra expuesta a estas, así como a la generación de desechos sólidos, procesos de combustión y lixiviación de

fosas sépticas y rellenos sanitarios (Álvarez-Legorreta, 2009). En estas descargas se han encontrado altas concentraciones de nutrientes (NO_3 , NO_2 y PO_4^{3-}), coliformes totales (Ortiz-Hernández & Sáenz-Morales, 1997), detergentes, plaguicidas organoclorados, entre otros (Álvarez-Legorreta, 2009). Bravo-Medrano (2008) determinó concentraciones elevadas de nutrientes, tales como nitritos, nitratos y amonio, así como la presencia de coliformes en los efluentes de Dina, Chevrolet, Sam's y Muelle Fiscal. Se ha detectado la acumulación de plaguicidas organoclorados, PCB'S y HAP'S en sedimentos e hígado de bagres (Noreña-Barroso *et al.*, 2002). Todos los vertimientos a la bahía han provocado su constante degradación, una de las consecuencias se vio reflejada en 1996 ante la muerte masiva de bagres *Ariopsisassimilis* (Rojas-Mingüer y Morales-Vela, 2002), la cual fue causada por la presencia de residuos tóxicos de origen agroquímico (Magnon-Basnier, 2002). Gonzales-Bucio *et al.*, (2008) en un estudio de metales pesados en sedimentos superficiales, encontraron que los puntos de balneario Dos mulas, local Bellavista, balneario Punta estrella y boca del río Hondo presentaron niveles elevados de Cd, Pb, Hg y As, estando fuertemente influenciadas por la contaminación. Estos vertimientos tienen una influencia hasta los 100 m de distancia de la costa (Ortiz-Hernández *et al.*, 2009).

La evaluación de la toxicidad de los efluentes mostró que el grado de toxicidad va desde moderadamente tóxico hasta altamente tóxico, lo que denota un alto impacto en organismos planctónicos, ya que la mortalidad presentada en *D. magna* fue muy elevada, lo que infiere un alto riesgo para estos mismos, ya que son los que se encuentran de forma mediata en la columna de agua del medio receptor, estando de cierta forma en primer contacto con las aguas descargadas. Sin embargo, los organismos bentónicos también se ven seriamente afectados, ya que muchos de los compuestos de los efluentes logran sedimentarse, incorporándose dentro su dieta. Los sedimentos constituyen un depósito de contaminantes (Álvarez-Legorreta, 2009). Pese a que los organismos del necton, poseen capacidad natatoria, algunos logran verse afectados, ya que cuando ocurren descargas atípicas con contenidos altamente tóxicos les provocan alteraciones serias y en presencia de contaminantes orgánicos, los peces presentan respuestas muy variadas (Noreña-Barroso *et al.*, 2002). La contaminación es una amenaza para la permanencia de peces, la herpetofauna y para la nutria neotropical, *Londra longicaudisannectens* (Hernández-Arana *et al.*, 2009).

Las aguas residuales son una de las mayores causas de efecto tóxico agudo en la biota acuática, y más para el nivel trófico evaluado (López-Altarrriba *et al.*, 2016).

Los resultados obtenidos de toxicidad y de los parámetros fisicoquímicos, permiten observar la importancia de la realización de estudios completos. La información que brindan es muy importante, sin embargo, los estudios son más complejos y costosos. *Daphnia magna* resultó un buen bioindicador de la calidad de agua, mostrando alta sensibilidad ante los efluentes. Los valores bajos en términos de CL₅₀ para este organismo, nos indican el alto impacto que les provoca las descargas. De acuerdo con la respuesta de los organismos expuestos y los valores de los parámetros fisicoquímicos evaluados, se considera que los efluentes pueden ser originarios de descargas de aguas residuales municipales con o sin tratamiento previo, o atribuir su toxicidad a escorrentía, así como su posible contribución del río Hondo.



CAPÍTULO VI CONCLUSIONES

6. CONCLUSIONES

Los bioensayos ecotoxicológicos mostraron que *D. magna* fue sensible ante los diferentes efluentes evaluados en las tres temporadas características del área de estudio, expuestas a un periodo de 48 h. Es una especie recomendada para el monitoreo de efluentes a cuerpos de agua superficiales, así como para el control de la calidad de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

- Los efluentes con mayor toxicidad de acuerdo con la CL₅₀ a 48 h en *Daphnia magna*, como promedio anual, presentó el siguiente orden de sensibilidad que va del más tóxico hasta el menos tóxico: Muelle fiscal: 17.65 %, CETMAR: 19.41 %, Chevrolet: 22.54 %, Poder judicial: 23.48 %, Sam's: 25.75, Obelisco: 28.93 %, Dina; 29.39 %, Refugio de aves: 33.22 %, Mega escultura: 35.79 % y Proterritorio: 53.76 %.
- De acuerdo con la CL₅₀ a 48 h en *Daphnia magna*, para la temporada de secas y lluvias el efluente de mayor toxicidad fue Muelle fiscal, mientras que en nortes, fue CETMAR.
- Las unidades de toxicidad aguda (U.T.) para los efluentes en la temporada de secas, lluvias y nortes, son: Muelle fiscal (7.08, 7.93, 3.80), CETMAR (5.69, 6.10, 4.11), Chevrolet (6.48, 4.61, 3.27), Poder judicial (4.25), Sam's (3.89, 4.58, 3.36), Obelisco (3.78, 3.26, 3.35), Dina (3.36, 4.57, 2.73), Refugio de aves (3.92, 5.12, 1.83), Mega escultura (3.38, 2.52, 2.60) y Proterritorio (2.24, 1.44, 2.09), observándose que la toxicidad va desde moderadamente hasta altamente tóxica.
- Se presentó un mayor número de organismos muertos para la temporada de secas, el cual, puede estar relacionado con la escasez de precipitaciones registrado para esta temporada, generando a su vez la concentración de contaminantes.
- La mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados, a excepción de la temperatura y pH, rebasaron en algún momento los límites máximos permisibles contemplados dentro de la normatividad (NOM-001-SEMARNAT-1996).

- La mortalidad de los organismos posiblemente se relaciona con los altos contenidos de materia orgánica de los efluentes, de igual forma puede deberse a sustancias tóxicas no evaluadas en el presente estudio.
- De acuerdo con nuestros resultados las descargas hacia la bahía de Chetumal resultan perjudiciales para los cladóceros *D. magna*, la toxicidad se encuentra influenciada por los factores ambientales, principalmente por la presencia/ausencia de precipitaciones.
- *Daphnia magna* presentó mayor sensibilidad que *L. culveri* ante los efluentes.



CAPÍTULO VII RECOMENDACIONES

7. RECOMENDACIONES

- Se recomienda el empleo de *Daphnia magna* en bioensayos ecotoxicológicos debido a su alta sensibilidad, a su fácil manejo en laboratorios, su amplia distribución, entre otras características.
- Realizar evaluaciones de toxicidad con diferentes organismos de la columna de agua (baterías de bioensayos), ya que se proporciona más información sobre el grado de afectación de los distintos contaminantes.
- Realizar bioensayos con las aguas del punto de descarga, así como con muestras a cierta distancia de la costa (una zona sin descargas de aguas residuales), con la finalidad de observar el área de influencia.
- Incluir parámetros biológicos (coliformes totales y fecales), así como la determinación de nutrientes y metales.
- Realizar un análisis de la composición del agua de los efluentes, y efectuar bioensayos con cada uno de los componentes, con la finalidad de observar cuál de ellos ejerce mayor toxicidad.
- Realizar bioensayos crónicos, con la finalidad de observar efectos letales, así como la determinación de la NOEC (Concentración a la cual no se observa efecto/ No Observable EffectConcentration) y LOEC (Concentración mínima a la cual se observa efecto/ Lower Observable EffectCooncentration).



CAPÍTULO VIII REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

8. REFERENCIAS

- Álvarez-Legorreta, T. (2009). Contaminación acuática. En Espinoza-Avalos, J., Hernández-Arana, H. A. y Islebe, G. A. (Eds). El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. ECOSUR.
- APHA (1992). Métodos Normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Decimo séptimo edición. American Public Health Association. Ap. 8711, Washington D.C.
- Barba-Ho, L. E., Ballesteros, Y. V., Patiño, P. J. y Ramírez-Callejas, C. (2013). Impacto generado por los vertimientos de las curtiembres en corrientes superficiales usando pruebas de toxicidad. Revista Ingeniería de los Recursos Naturales del Ambiente-EIDENAR. Universidad del Valle. Recuperado en <http://revistaeidenar.univalle.edu.co/revista/ejemplares/12/i.htm>
- Barrios-Ziolo, L. F., Gaviria-Restrepo, L. F., Agudelo, E. A. y Cardona-Gallo, S. A. (2016). Estudios de la toxicidad asociada al vertimiento de aguas residuales con presencia de colorantes y pigmentos en el área metropolitana del Valle de Aburrá. Revista EIA, ISSN 1794-1237, (13): 61-74.
- Bartual-Sánchez, J. (1984) NTP 108: Criterios toxicológicos generales para los contaminantes químicos. España: Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Beltrán, J., Villasol, A., Botello, A. V. y Palacios, F. (2005). Condición actual del ambiente marino-costero de la región del Gran Caribe, p. 1-24. En Botello, A. VÑ., Rendón-VonOsten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds.). Golfo de México contaminación e impacto ambiental: Diagnóstico y tendencias, 2da. Edición, Universidad Autónoma de Campeche, Universidad Autónoma de México, Instituto Nacional de Ecología, 696 p.
- Blazquez, P. y Montero, C. (2010). Reutilización de agua en Bahía Blanca Panta 3^{era} Cuenca. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional (edUTecNe).

- Bravo-Medrano, A. A. (2008). Determinación de nitrógeno inorgánico y coliformes fecales en los efluentes pluviales y del manto freático que desembocan en la bahía de Chetumal. (Tesis inédita de licenciatura). Universidad de Quintana Roo.
- Capó-Martí, M. A. (2007). Principios de ecotoxicología: diagnóstico, tratamiento y gestión del medio ambiente. Tébar
- Carballo-Hontal, O., Arencibia-Carballo, G., Concepción, J. y Isla-Molleda, M. (2003). Los bioensayos de toxicidad en sedimentos marinos. Retel: revista de toxicología en línea. Recuperado en <http://www.sertox.com.ar/retel/default.htm>
- Carrillo, L., Palacios-Hernández, E., Ramírez, A. M. y Morales-Vela, J. B. (2009). Características hidrometeorológicas y batimétricas. El ecosistema de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. El colegio de la Frontera Sur.
- Carrión-Jiménez, J. M., González-Bucio, J. L., Rivero-Rodríguez, M., Delgado-Blas, V. H., Canche-Uuh, J. A., Pérez-Vargas, J. y Calva-Calva, G. (2013). Estudio de la contaminación de aguas residuales en la Bahía de Chetumal Quintana Roo. TECNOCULTURA. Investigación, Ciencia, Tecnología, Cultura. Tecnológico de Estudios Superiores de Ecatepec.
- Caso-Gregori, V. (2016). Valoración de la toxicidad de afluentes y efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDARs) de la comunidad Valenciana mediante batería de ensayos. (Tesis inédita de licenciatura). Universidad Politécnica de Valencia.
- Castro-Scarone, S., Espínola-Molledo, J.C., Míguez-Caramés, D. y Viana-Matturro, F. (2002). Los bioensayos como herramientas de evaluación de la toxicidad de los efluentes industriales en Uruguay. Laboratorio Tecnológico de Uruguay.
- Comisión Nacional del Agua (CNA). (2011). Agenda del Agua, México, D.F. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Compendio de Estadísticas Ambientales 2010. Indicadores de calidad de agua. INEGI, CONAGUA, PROFEPA, PNUD, COMISIÓN NACIONAL DE ÁREAS PROTEGIDAS. Recuperado de <http://aplicaciones.semarnat>.

gob.mx/estadisticas/compendio2010/10.100.13.5_8080/ibi_apps/WFServlet28b9.html

CONAGUA (2016). Estadísticas del agua en México edición 2016. SEMARNAT, México.

CONAGUA (2017). Monitoreo de calidad del agua. Subdirección General Técnica Gerencia de Calidad del Agua. Recuperado de <http://files.conagua.gob.mx/transparencia/CalidaddelAgua.pdf>

Crites, R. & Tchobanoglous, G. (2000) Sistemas de manejo de aguas residuales para núcleos pequeños y descentralizados. Bogotá, Colombia. McGraw-Hill Interamericana, S.A.

De la Torre, A., Ñuñoz, M. D. & Carballo, M. (2004). Curso sobre toxicología ambiental y seguridad química. Evaluación medioambiental. Evaluación ecotoxicológica. Sanidad Ambiental, CISA.

Díaz-Báez, M. C., Pica-Granados, Y. y Ronco, A. (2008). Ensayos de toxicidad aguda con el cladóceros *Daphnia magna*. Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México/ Ramírez-Romero, P. y Mendoza-Cantú, A. México: SEMARNAT

Díaz-Báez, M. C., Pica-Granados, Y. y Sobrero, M. C. (2008) Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México/ Aseguramiento y control de calidad de los ensayos de toxicidad/ Ramírez-Romero, P. y Mendoza-Cantú, A. México: SEMARNAT

Díaz-López, C., Carrión-Jiménez, J. M. y González-Bucio, J. L. (2006). Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd y Zn en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Rev. Soc. Quím. Perú v. 72, n.1 Lima.

Echeverría, F., Aguirre, N., Castaño, J. G., Valderrama, A. C., Peña, J. D. y Giudice, C. (2007). Caracterización fisicoquímica y biológica de la bahía de Cartagena en la zona de Mamonal para la evaluación de pinturas antiincrustantes en condiciones estáticas. Revista Facultad de Ingeniería. No. 39, pp. 7-20.

- El-DeebGhazy, M. M, Habashy, M. & Mohammady, E. Y. (2011). Efectos de supervivencia, crecimiento y tasas de reproducción de la crustácea *Daphnia magna*. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 5(11): 1-10.
- EPA (1991). *Methods for aquatic toxicity identification evaluations. Phase III Toxicity characterization procedures. Second edition*, Washinton.
- Escobar, J. (2002). *La contaminación de los ríos y sus efectos en las áreas costeras y el mar*. División de Recursos Naturales e infraestructura. Santiago de Chile.
- Esparza, M. L. (1995). *Parámetros físicos, carga orgánica y nutriente. Programas de control de calidad de desarrollo de laboratorios*. Centro Panamericano de Ingeniería y Ciencias del Medio Ambiente (CEPIS). 79 p.
- Espina, S. y Venegas, C. (2005). *Ecofisiología y contaminación*. Pág. 53-78. En Botello, A. V., Rendón-vonOsten, J., Gold-Bouchot, G. y Agraz-Hernández, C. (Eds). *Golfo de México Contaminación e Impacto Ambiental: Diagnóstico y Tendencias*, 2da Edición. Univ. Autón. De Campeche, Univ. Nal. Autón. De México, Instituto Nacional de Ecología. 696 p.
- Fernández-Alba, A. R., Letón-García, P., Rosal-García, R., Dorado-Valiño, M., Villar-Fernández, S. y Sanz-García, J. (2006). *Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales. Informe de vigilancia tecnológica*. Citme, CEIM, comunidad Madrid. Madrid, España.
- Flores-Laureano, J. S. (1997). *Evaluación de la calidad del agua del Río San Juan en el estado de Nuevo León*. (Tesis inédita de maestría). Universidad Autónoma de Nuevo León. Facultad de Ciencias Forestales. Linares, Nuevo León, México.
- Gaete, H., Bay-Schmith, E. y Riveros, A. (2005). *Toxicidad de las aguas receptoras de fluentes de industrias de celulosa sobre larvas de *Chironomuspiger**. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, vol. 21, núm. 2, pp, 83-89. Distrito Federal, México.

- Games-Rojas, C. M. y Ramírez-Rivero, E. J. (2008). Determinación de la concentración letal media (CL_{50-48h}) de herbicida Roundup 747 sobre ecosistemas acuáticos mediante pruebas toxicológicas con *Daphnia magna*. Universidad de la Salle.
- González-Bucio, J. L., Carrión-Jiménez, J. M., Yam-Gamboa, O. & Díaz-López, C. (2008). Contaminación de la bahía de Chetumal por metales pesados, materias orgánicas y nutrientes producidas por las descargas de aguas residuales municipales. *Caos conciencia*: 5-11.
- González-Coto, J. D. (2014). Bioindicadores como aliados en el monitoreo de condiciones ambientales. No. 252. CEGESTI.
- Grupo de Ingeniería y Biotecnología Ambiental (GIBA, 2014) Indicadores biológicos para evaluar calidad de efluentes. Ficha N°3. Universidad de Concepción.
- Guerrero-Jiménez, G., Rico-Martínez, R. y Silva-Briano, M. (2017). Monitoreo de una planta de aguas residuales mediante pruebas de toxicidad aguda con el cladóceros *Daphnia magna* y el rotífero de agua dulce *Lecanequadridentata*. *Hidrobiología* 27 (1):87-92.
- Guzmán-Colis, G., Thalasso, F., Ramírez-López, E. M., Rodríguez-Narciso, S., Guerrero-Barrera, A. L. y Avelar-González, F. J. (2011). Evaluación espacio-temporal de la calidad del agua del río San Pedro en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 27(2) 89-102.
- Hem, J. D. (1985). Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. 3rd Ed. U.S. Surv. Wat. Supply Paper 2254. Washington (USA).
- Hernández-Arana, H. A., Espinoza-Avalos, J e Islebe, G.A. (2009). Introducción y perspectivas. El ecosistema de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. El colegio de la Frontera Sur.
- Iannacone, J., Dale, W. y Alvaríño, L. (2000). Monitoreo ecotoxicológico del Río Rímac (Lima-Perú) empleando a *Chironomuscallygraphus* Goeld, (Dipteria: Chironomidae). *Revista chilena Ent.*, 27: 25-34.

Instituto amazónico de investigación científica SINCHI (2016) Investigación Científica para el Desarrollo Sostenible de la Amazonia Colombiana. Método Probit Recuperado de <http://www.sinchi.org.co/index.php/2013-09-03-20-10-50/201-jardin-botanico-resultados-2012/jardin-botanico-resultados-2012-cuarta-parte/1618-metodo-probit>

Instituto Nacional de Ecología (INE), (2000). La calidad del agua en los ecosistemas costeros de México. DGOEIA.

Jáuregui-Medina, C., Ramírez-Hernández, S., Espinoza-Rodríguez, M. A., Tovar-Rodarte, R., Quintero-Hernández, B. y Rodríguez-Castañeda. (2007). Impacto de la descarga de aguas residuales en la calidad del río Mololoa (Nayarit, México) y propuestas de solución. *Revista latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1): 65-73.

Juárez-Juárez, M., Franco-Hernández, M. O. y Ascencio-Rasgado, V. P. (2009). Manual de prácticas de laboratorio de química ambiental I. Departamento de ciencias básicas. Instituto Politécnico Nacional. Unidad profesional interdisciplinaria de biotecnología.

Koçbaş, F. & Oral, R. (2015). *Daphnia magna* as a test species for toxicity evaluation of municipal waste water treatment plant effluent on freshwater Cladoceran in Turkey. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 15:619-624. DOI: 10.4194/1303-2712-v15_3_05.

López-Altarriba, E, Heyer-Rodríguez, L., Rábago-Castro, J. L., Vázquez-Sauceda, M., Pérez-Castañeda, R. y Arellano-Méndez, L. U. (2016). Ecotoxicidad de agua residual municipal del río San Marcos sobre (*Daphnia magna*). Seminario de investigación del Instituto de Ecología Aplicada (IEA), DOI: 10.13140/RG.2.2.13885.46560.

Magnon-Basnier, C. (2002). El río Hondo como componente hidrológico de la Bahía de Chetumal y como corredor biológico compartido amenazado. En: Rosado-May, F. J., Romero-Mayo, R. y De Jesús Navarrete, A. (Eds.). *Contribuciones de la ciencia al Manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su zona de influencia*. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q. Roo, México, p 23-32.

- Martínez-Jerónimo, F. F. (2008) Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Ensayo de toxicidad aguda con cladóceros de la familia Daphnidae/ Ramírez-Romero, P y Mendoza-Cantú, A. México: SEMARNAT
- Martín-Galvín, R. (2003). Físicoquímica y microbiológica de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Díaz de Santos, S. A. Madrid.
- Metcalf & Eddy (2003). Wastewater engineering, treatment and reuse. 4th edition, McGraw-Hill, New York.
- Moreno-Grau, M. (2003). Toxicología ambiental. Evaluación de riesgo para la salud humana. Madrid: McGraw-Hill
- Movahedian, H., Bina, B. & Asghari, GH. (2005). Toxicity evaluation of wastewater treatment plant effluents using *Daphnia magna*. Iranian J. EnvHealthSciEng, 2(2):1-4.
- Nah-Song, I. R. (2016). Determinación de la concentración letal media CL (50) de diez efluentes que desembocan en la zona conurbada de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo utilizando *Laonereis culveri* como bioindicador. (Tesis inédita de licenciatura). Universidad de Quintana Roo, Chetumal Quintana Roo.
- NMX-AA-005-SCFI-2013 (2014). “Análisis de agua-Determinación de grasas y aceites recuperables en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial.
- NMX-AA-007-SCFI-2013 (2014). “Análisis de agua. Medición de la temperatura en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-008-SCFI-2016 (2016). “Análisis de agua-Determinación del pH- Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-020-1980 (1992). Norma Mexicana “Aguas. -Determinación de sólidos disueltos totales”. Diario Oficial de la Federación, 6 de noviembre de 1992.

- NMX-AA-026-SCFI-2011 (2013). “Análisis de agua-Medición del nitrógeno total Kjeldahl en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-028-SCFI-2001 (2001). “Análisis de agua-Determinación de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-030/1-SCFI-2012 (2012). “Análisis de agua-Medición de la demanda química de oxígeno en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba-Parte 1- Método de refluo abierto. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-036-1980 (1980). “Análisis de agua-Determinación de acidez y alcalinidad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-038-SCFI-2001 (2001). “Análisis de agua-Determinación de turbiedad en aguas naturales, residuales y residuales tratadas-Método de prueba. Secretaria de Economía.
- NMX-AA-087-SCFI-2010. (2011) “Análisis de agua-Evaluación de Toxicidad Aguda con *Daphnia magna*, *Stratus* (Crustacea-Cladocera)-Métodos de prueba. “Norma Oficial Mexicana. Diario Oficial de la Federación, 16 de febrero de 2011.
- NOM-001-SEMARNAT-1996 (2003). Norma Oficial Mexicana, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en agua y bienes nacionales. Diario Oficial de la Federación, 23 de abril de 2003.
- Noreña-Barroso, E., R. Simá-Álvarez, G. Gold-Bouchot y J. Güemes-Ricalde. 2002. Biomarcadores de exposición y efecto por contaminantes orgánicos en el bagre maya *Ariopsis assimilis* de la Bahía de Chetumal. En: F.J. Rosado-May, R. Romero Mayo y A. De Jesús Navarrete (Eds.). Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q. Roo, México, p 161-170.

- Núñez, M. y Hurtado, J. (2005). Bioensayos de toxicidad aguda utilizando *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Daphniidae) desarrollada en medio de cultivo modificado. *Rev. Peru. Biol.* 12(1): 165-170.
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental (OEFA) (2014). Fiscalización ambiental en aguas residuales. Lima, Perú: OEFA.
- Ortiz-Hernández, M. C. & Sáenz-Morales, R. (1997). Effects of organic material and distribution of fecal coliforms in Chetumal bay, Quintana Roo, Mexico. *Bulletin of environmental contamination and toxicology.* 59. 424-434.
- Ortiz-Hernández, M.C., Carmona de la Torre, J., y Flores-Rodríguez, J. R. (2009). Generación, manejo y destino de las aguas residuales de la ciudad de Chetumal: situación actual. *El ecosistema de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe. El colegio de la Frontera Sur.*
- Osuolale, O. & Okoh, A. (2015). Assessment of the Physicochemical Qualities and Prevalence of *Escherichia coli* and Vibrios in the Final Effluents of Two Wastewater Treatment Plants in South Africa: Ecological and Public Health Implications. *International Journal Environmental Research and Public Health*, 12, 13399-13412.
- Pérez, S. & Beiras, R. (2010). The mysid *Siriella armata* as a model organism in marine ecotoxicology: comparative acute toxicity sensitivity with *Daphnia magna*. *Ecotoxicology*, 19: 196-206. DOI: 10.1007/s10646-009-0405-3.
- Pérez-Castillo, A. G. y Rodríguez, A. (2008). Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev. Biol. Trop. (Int. J. Biol. ISSN-0034-7744)* Vol. 56 (4): 1905-1918.
- Preul, H. C. (1998). Control de la contaminación del agua. *Enciclopedia de salud y seguridad en el trabajo. Organización Internacional del Trabajo. Madrid.* 55.26
- Quintal-García, N., Hernández-Silva, I. P., Ruíz-Muñiz, O., Reyes-Ramírez, J. y Güemes-Ricalde, F. J. (1998). Evaluación social del proyecto de construcción del drenaje sanitario al alto vacío fase "B", en la ciudad de Chetumal, Quintana Roo. Cepep.

- Ramalho, R. S. (1996). Tratamientos de aguas residuales. Editorial REVERTÉ, S.A. España.
- Ramírez-Romero, P. y Mendoza-Cantú, A. (2008) Ensayos toxicológicos para la evaluación de sustancias químicas en agua y suelo. La experiencia en México. Introducción. México: SEMARNAT.
- Ramos-olmos, R., Sepúlveda-Marqués, R. y Villalobos-Moreto, F. (2002). El agua en el medio ambiente: Muestreo y análisis. Mexicali, Baja California: UABC: Plaza y Valdés.
- Rojas-Mingüer, A. y B. Morales-Vela. (2002). metales en hueso y sangre de manatíes (*Trichechus manatus manatus*) de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. En: F.J. Rosado-May, R. Romero Mayo y A. De Jesús Navarrete (Eds.). Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q. Roo, México, p 133-142.
- Ronco, A., Díaz-Báez, M. C. y Pica-Granados, Y. (2004) Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de aguas. Estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones/ Gabriela Castillo (ed.). -México: IMT
- Saldaña P. F., Alcocer V. H., Lerdo de Tejada B. A. y Gómez M. A., (2002). Calidad del agua en colectores de la ciudad de Puebla y la aplicación de análisis de toxicidad. XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancún, México 27 al 31 de octubre, 2002.
- Saldaña, P., Lerdo de Tejada, A., Gómez, M.A y López, R. (2002). La importancia de incluir análisis de toxicidad en descargas industriales y municipales que afectan a los cuerpos receptores. Morelos: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua.
- Samboni-Ruiz, N. E., Carvajal-Escobar, Y. y Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. Revista de ingeniería e investigación. Vol. 27. No. 3: 171-181.

- Sánchez-Martínez, M. (2006) Alteraciones fisiológicas como consecuencia de la exposición a plaguicidas en sucesivas generaciones de *Daphnia Magna*. Universidad de Valencia. Servei de Publicacions.
- Sandoval-Villasana, A. M., Pulido-Flores, G., Monks, S. J., Gordillo-Martínez, A. J. y Villegas-Villarreal, E. C. (2009). Evaluación fisicoquímica, microbiológica y toxicológica de la degradación ambiental del río Atoyac, México. Asociación interciencia Caracas, Venezuela.
- SEMARNAT (2001). Normas de calidad del agua y control de descargas. Diseño y Diagramación.
- SEMARNAT (2014). Agua. Calidad. Calidad del agua. El medio ambiente en México 2013-2014. Recuperado en http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_resumen14/06_agua/6_2_1.html
- Severiche-Sierra, C. A., Castillo-Bertel, M. E. y Acevedo-Barrios, R. L. (2013). Manual de métodos analíticos para la determinación de parámetros fisicoquímicos básicos en aguas. Cartagena de Indias, Colombia.
- Silva, J., Fuentealba, C., Bay-Schmith, E. y Larrain, A. (2007). Estandarización del bioensayo de toxicidad aguda con *Diplodonchilensis* usando un tóxico de referencia. *Gayana* 71(2): 135-141.
- Silva, J., Torrejón, G., Bay-Schmith, E. y Larrain, A. (2003) Calibración del bioensayo de toxicidad con *Daphnia pulex* (Crustacea: cladóceras) usando un tóxico de referencia. *Gayana (Concepción)* v.67: 87-96
- Sobrero, M. C. y Ronco, A. C. (2004). Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa L.*). En Castillo-Morales, G. (Eds.) Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones. México.
- Solano-Padilla, A. E. (2007). Ensayo de toxicidad al efluente de la PTAR del municipio de Chía mediante la utilización de semillas de *Lactuca Sativa L* y propuesta para su utilización como agua de riego para hortalizas. (Tesis inédita de licenciatura).

Universidad de la Salle Facultad de Ingeniería Ambiental y Sanitaria, Bogotá, Colombia.

Sung-Ra, J., Cheun-Lee, B., Ik-Chang, N. & Don-Kim, S. (2008). Comparative whole effluent toxicity assesment of wastewater treatment plant effluents using *Daphnia magna*. *Bull Environ. Contam. Toxicol*, 80: 196-200.

Thomann, R. (1988). Manual y manejo de sustancias tóxicas en aguas superficiales. Sección 5-Orientación para muestreo, monitoreo y análisis de datos. Manhattan College Estados Unidos.

U.S. EPA (2002). Methods for mesuaring the acute toxicity os effluents and receiving water to freshwater and marine. EPA-821-R-02-012. U.S. Environmental Protection Agency Office of Water (4303T), Washington, DC.

Uc-Peraza, R. G. y Delgado-Blas, V. H. (2012). Determinación de la concentraciónletal media (CL50) de cuatro detergentes domésticos biodegradables en *Laeonereis culveri* (Webster 1879) (Polychaeta: Annelida). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. 28 (2): 137-144.

Vázquez-Silva, G., Castro-Mejía, G., González-Mora, I., Pérez-Rodríguez, R. y Castro-Barrera, T. (2006). Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua. *Dspto. El Hombre y su Ambiente, UAM-X*. Pág 41-48.

Villamarín-Jiménez, S., Chacón-Castro, M. F. y Álvarez-León, R. (2013). Pruebas de toxicidad aguda CL (I) 50 en peces estuarinos (*Gambusia affinis*) utilizando efluentes industriales a la Bahía de Cartagena, Colombia. *Biosalud*; 12(2): 24-39.

Villegas-Navarro, A., Rodríguez-Santiago, M., Ruiz-Pérez, F., Rodríguez-Torres, R., Dieck-Abularach, T. & Reyes, J. L. (1997). Determination of CL50 from *Daphnia magna* in treated industrial wastewater and non-treated hospital effluents. *Environment International*, Vol. 23, No. 4, pp. 535-540. Copyright©1997 Elsevier Science Ltd.

Weather Atlas, 2002-2017. Previsión meteorológica y climamensual Chetumal, México. Recuperado en Chetumal, %20México%20-

%20Promedio%20de%20clima%20mensual%20-
%20Información%20detallada%20del%20clima%20con%20gráficos%20_%20Wea
ther%20Atlas.html

Wells, M. J. M., Rossano, A. J. & Roberts, E.C. (1994). Textile wastewater effluent toxicity identification evaluation. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 27: 555-560.

Yoval-Luciano, S. y Mantilla-Morales, G. (2015). Caracterización y tratabilidad de agua residual municipal/industrial por lodosactivados. Asociación Mexicana de Ingeniería, Ciencia y Gestión Ambiental, A. C. AMICA. Segundo congreso.



CAPÍTULO IX ANEXOS

9.1 ANEXO I

9.1.1 Comparación de la CL₅₀ de las temporadas evaluadas.

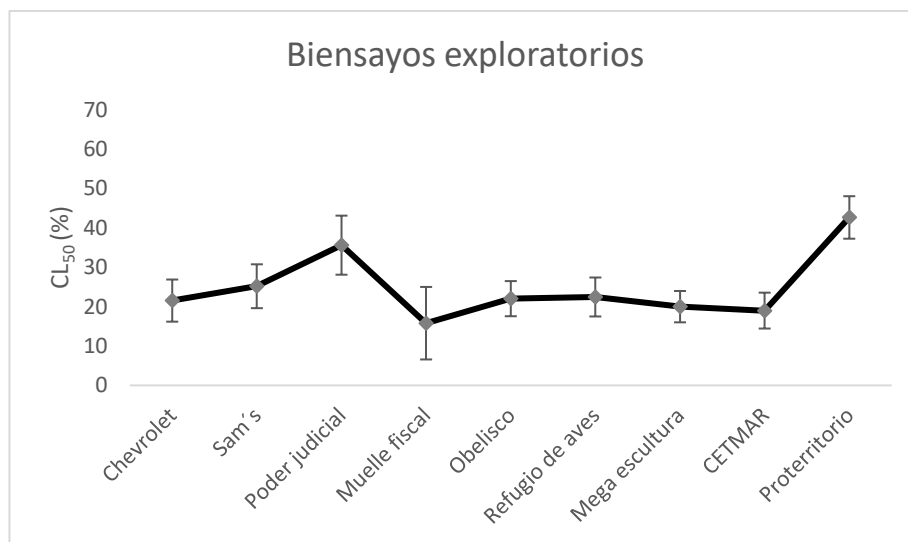


Figura 142. Comparación de la CL₅₀ de los efluentes evaluados en la temporada de nortes en los bioensayos exploratorios.

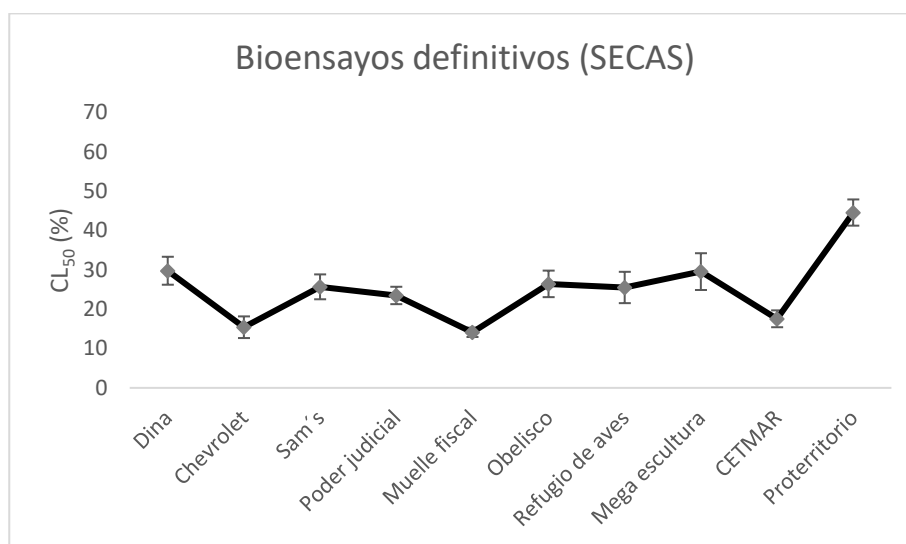


Figura 143. Comparación de la CL₅₀ de los efluentes evaluados en la temporada de secas en los bioensayos definitivos.

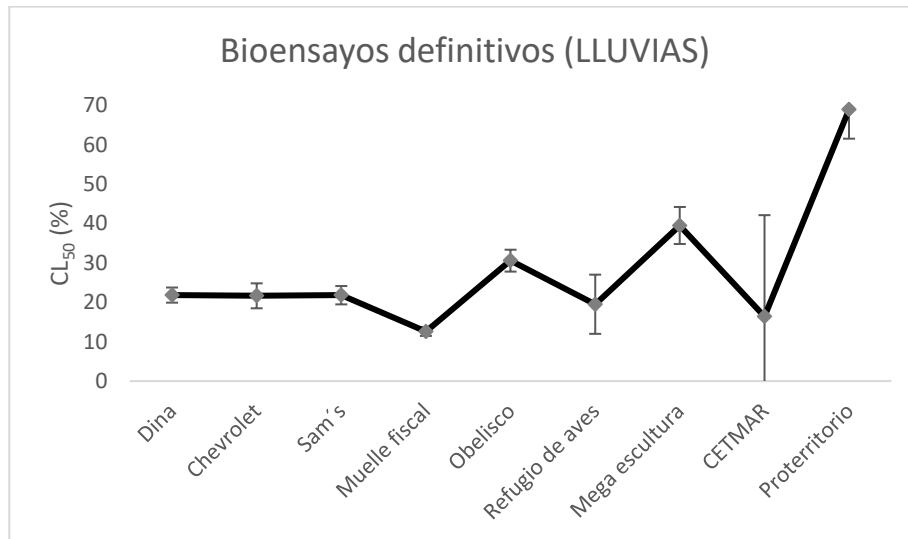


Figura 144. Comparación de la CL₅₀ de los efluentes evaluados en la temporada de lluvias en los bioensayos definitivos.

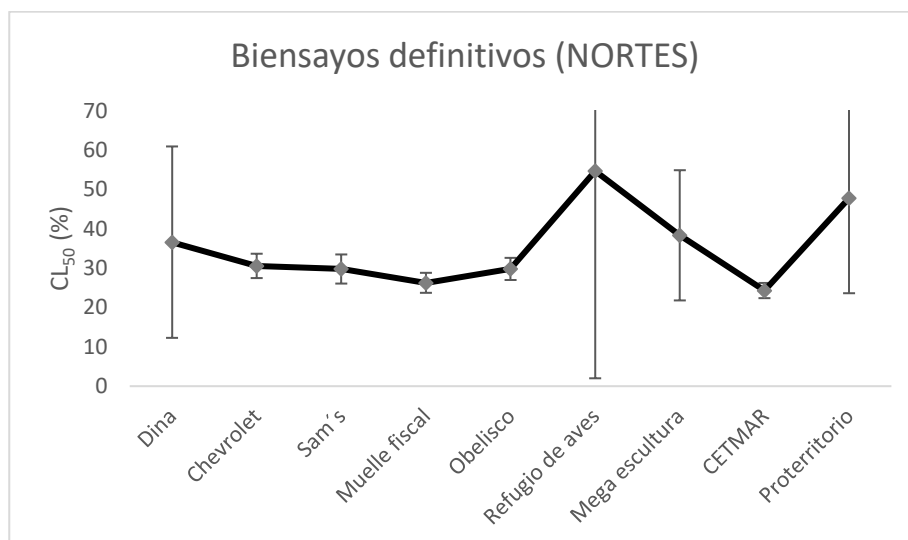


Figura 145. Comparación de la CL₅₀ de los efluentes evaluados en la temporada de nortes en los bioensayos definitivos.

9.1.3 Gráficas de los parámetros fisicoquímicos.

9.1.3.1 Determinaciones durante la prueba exploratoria.

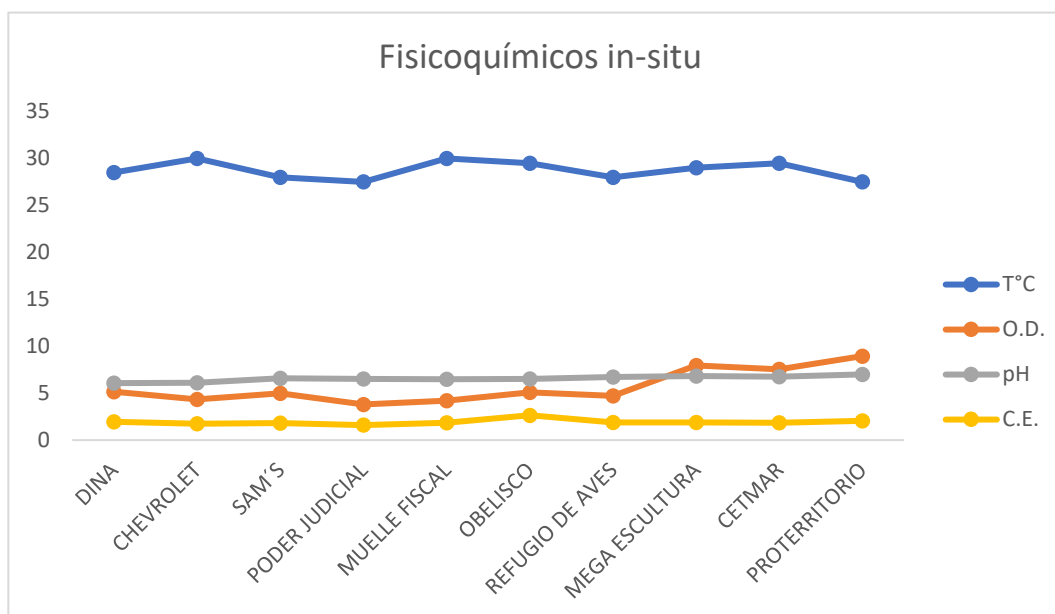


Figura 146. Parámetros fisicoquímicos evaluados durante la prueba exploratoria. T° C- Temperatura, O.D.-Oxígeno disuelto (mg/L), pH-potencial de hidrógeno y C.E.- conductividad eléctrica (mS).

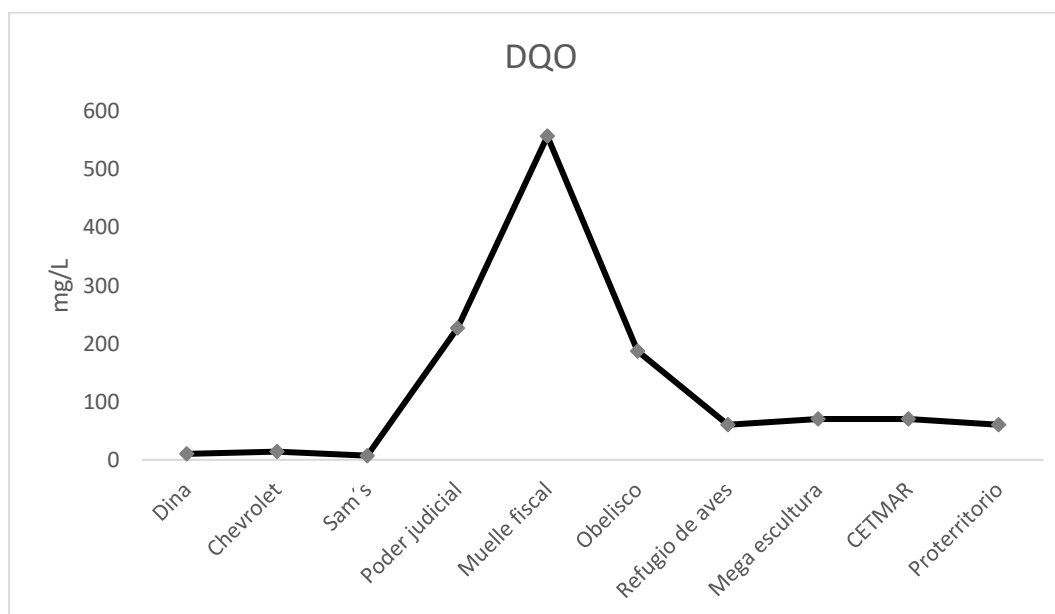


Figura 147. Demanda química de oxígeno (DQO) de los efluentes evaluados durante la prueba exploratorios.

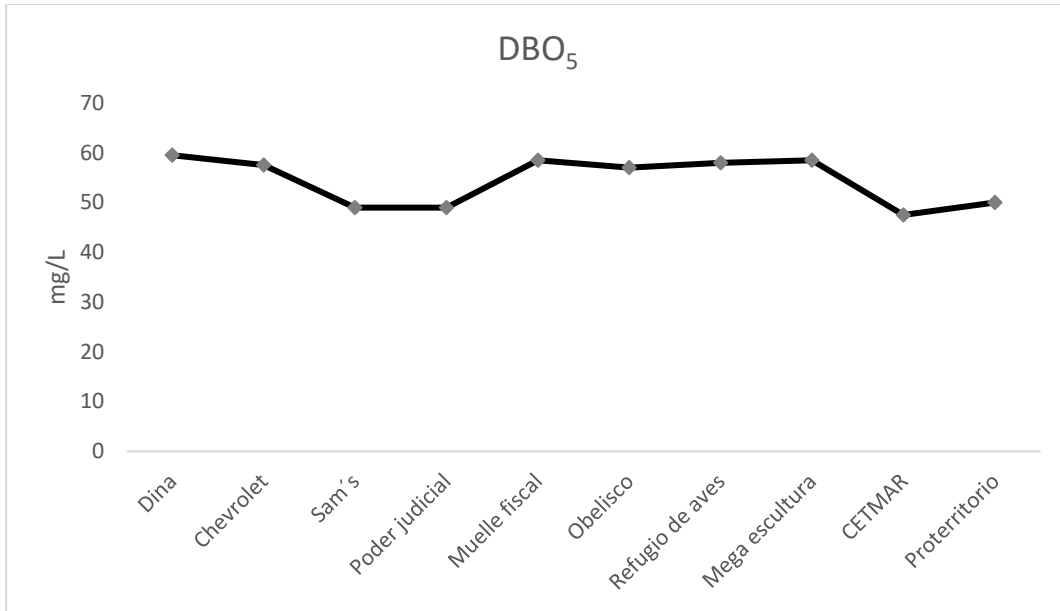


Figura 148. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de los efluentes evaluados durante la prueba exploratoria.

9.1.3.2 Determinaciones para la temporada de secas.

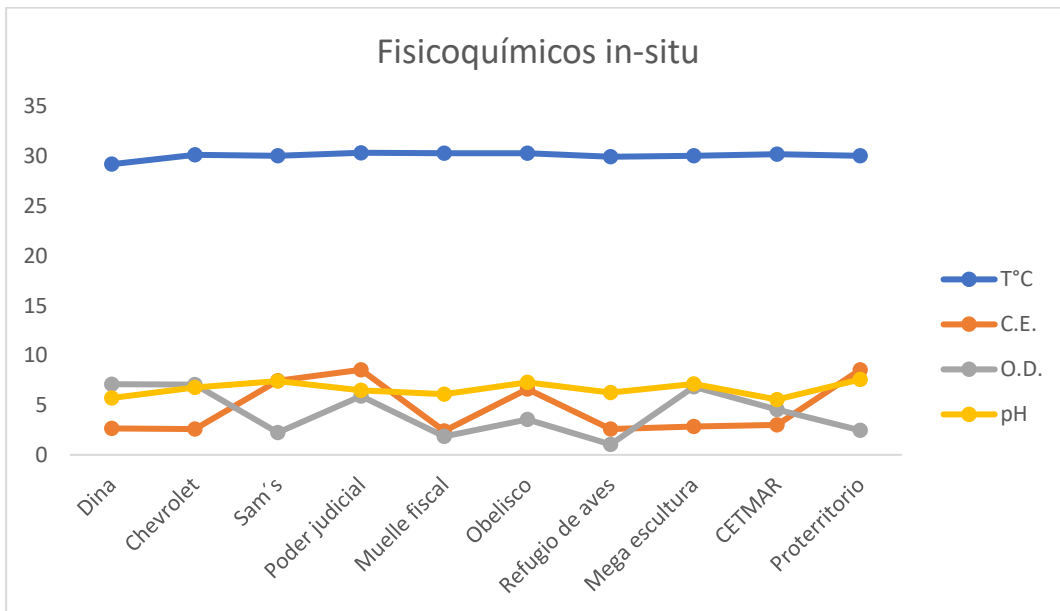


Figura 149. Parámetros fisicoquímicos evaluados en la temporada de secas. T° C- Temperatura, O.D.-Oxígeno disuelto (mg/L), pH-potencial de hidrógeno y C.E.- conductividad eléctrica (mS).

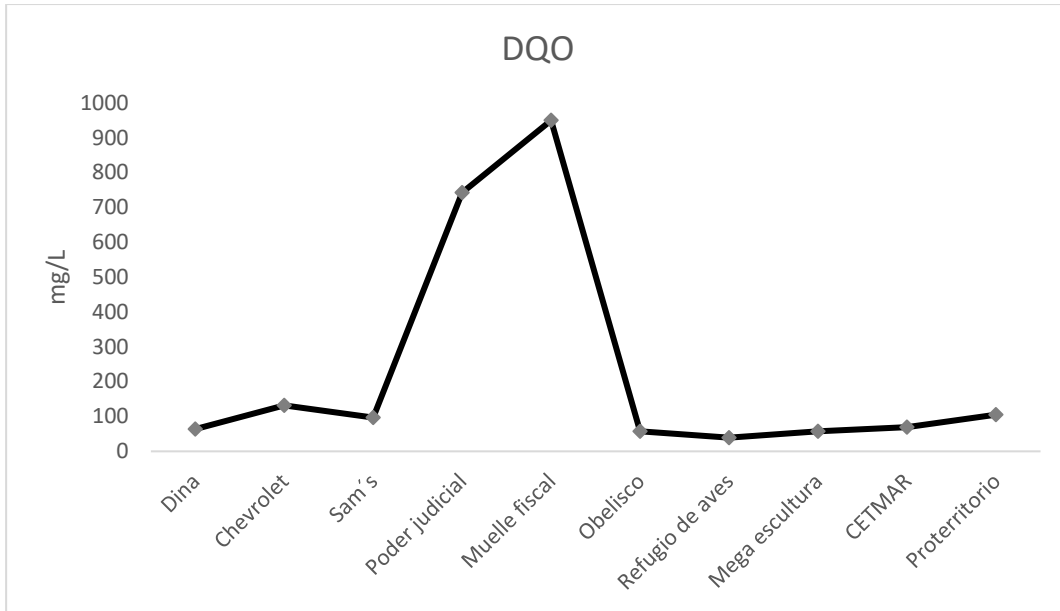


Figura 150. Demanda química de oxígeno (DQO) de los efluentes evaluados durante la temporada de secas.

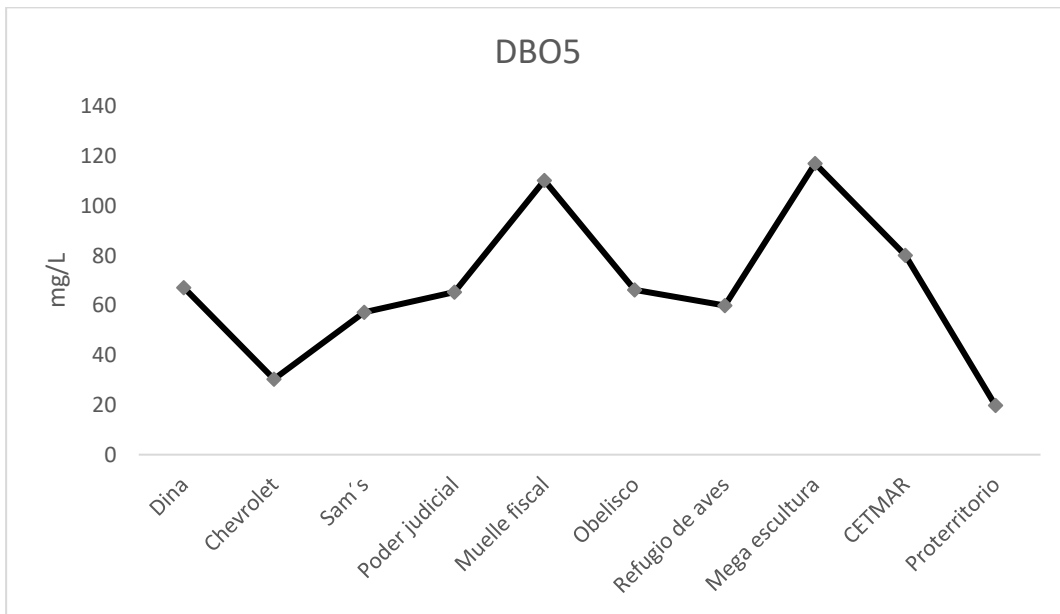


Figura 151. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de los efluentes evaluados durante la temporada de secas.

9.1.3.3 Determinaciones para la temporada de lluvias.

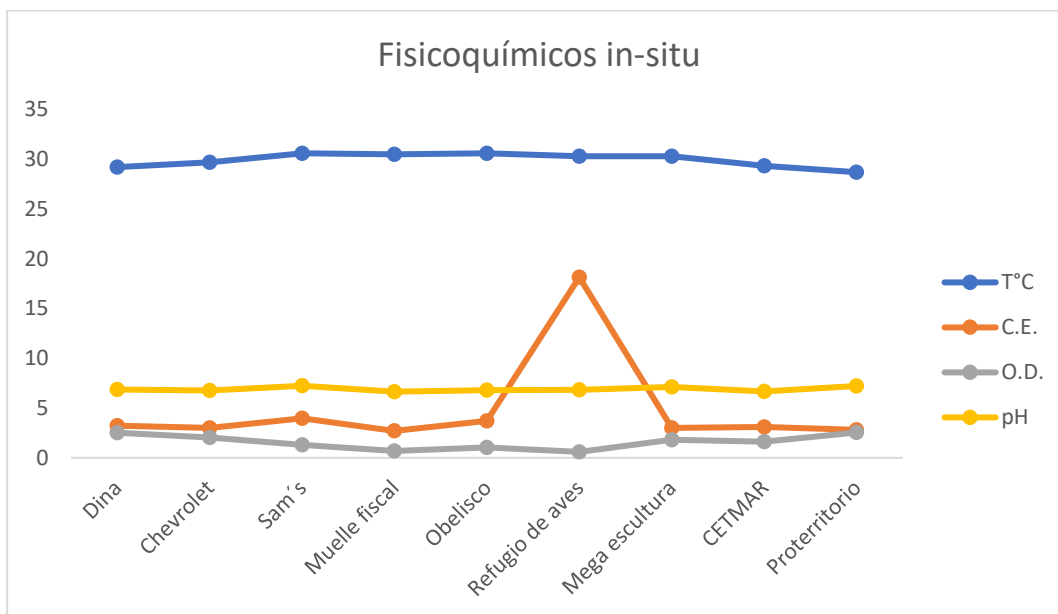


Figura 152. Parámetros fisicoquímicos evaluados en la temporada de lluvias. T° C- Temperatura, O.D.-Oxígeno disuelto (mg/L), pH-potencial de hidrógeno y C.E.- conductividad eléctrica (mS).

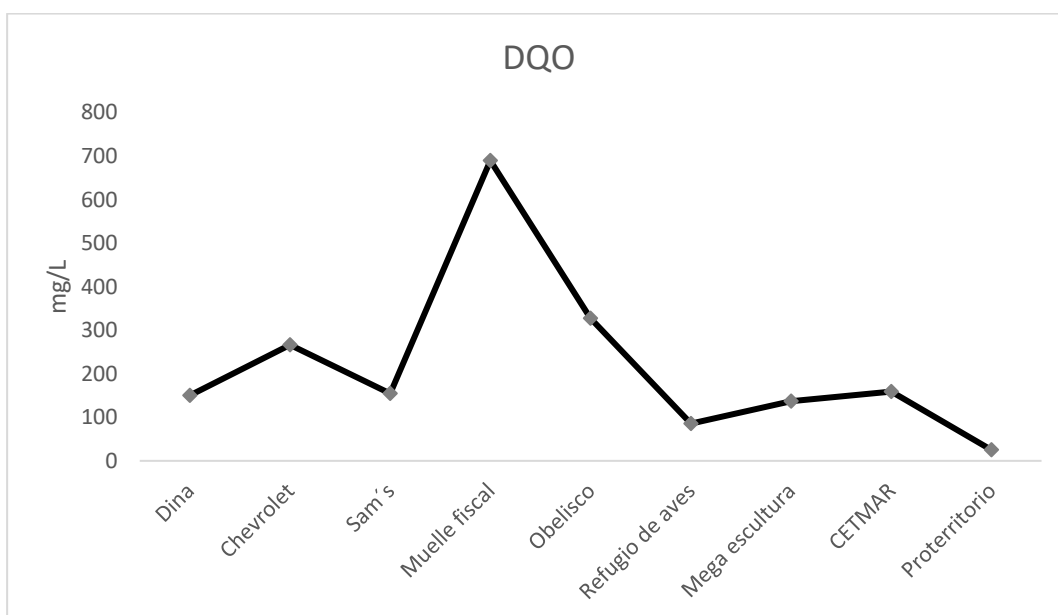


Figura 153. Demanda química de oxígeno (DQO) de los efluentes evaluados durante la temporada de lluvias.

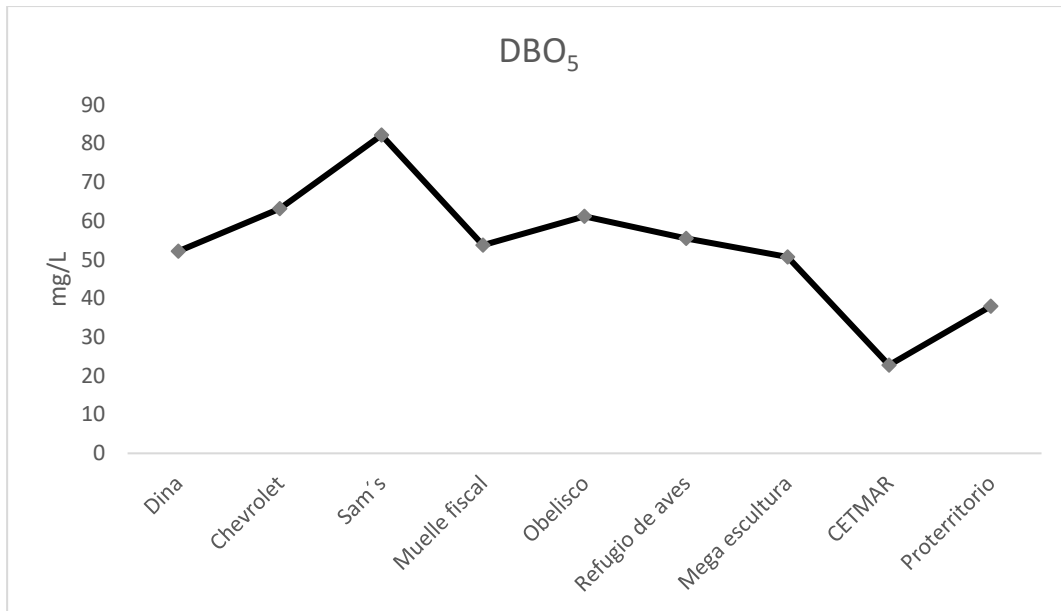


Figura 154. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de los efluentes evaluados durante la temporada de lluvias.

9.1.3.4 Determinaciones para la temporada de nortes.

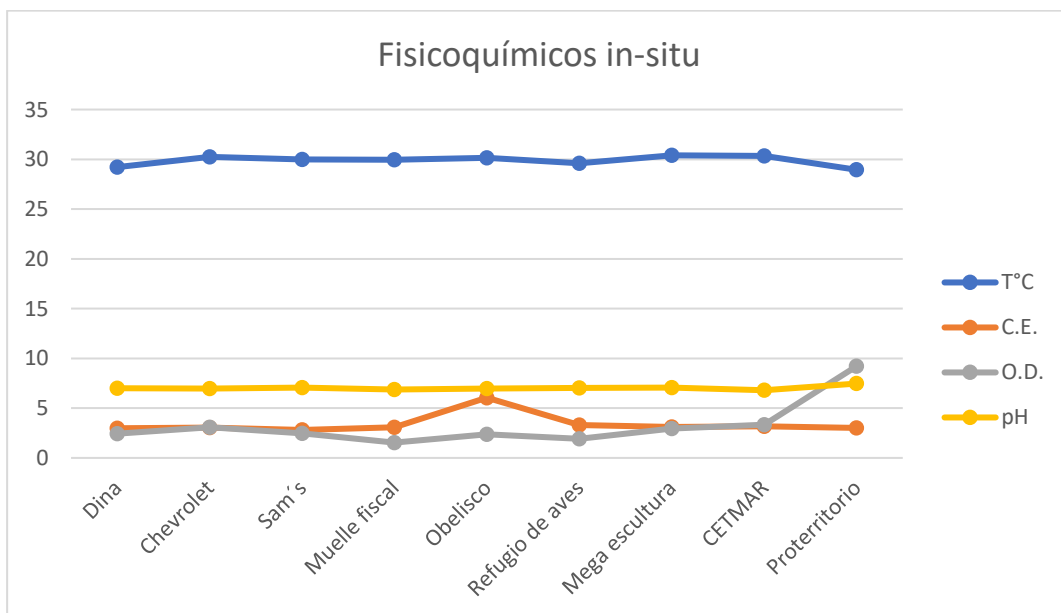


Figura 155. Parámetros fisicoquímicos evaluados en la temporada de nortes. T° C- Temperatura, O.D.-Oxígeno disuelto (mg/L), pH-potencial de hidrógeno y C.E.- conductividad eléctrica (mS).

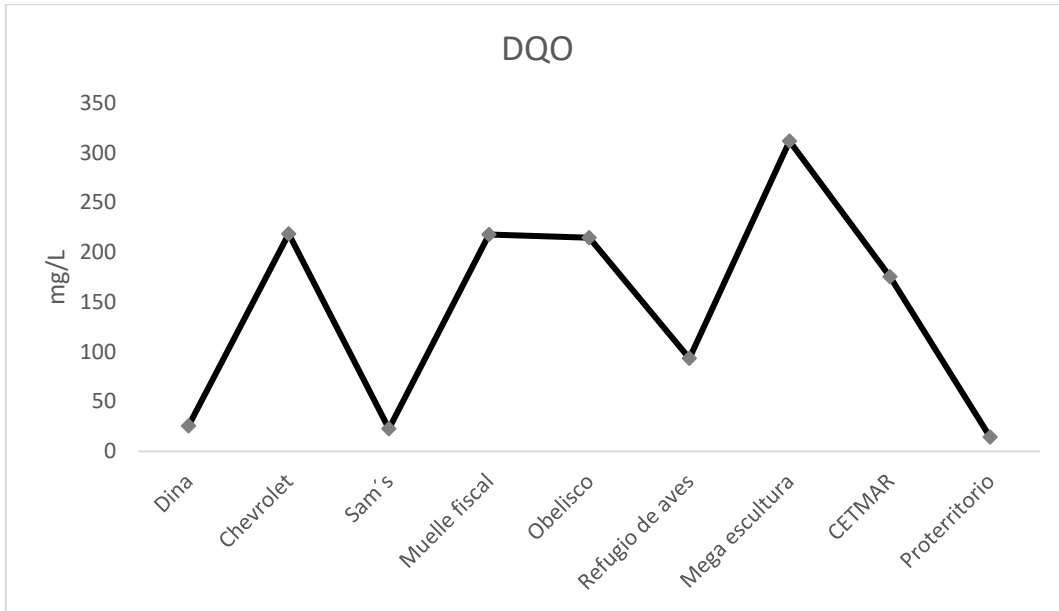


Figura 156. Demanda química de oxígeno (DQO) de los efluentes evaluados durante la temporada de nortes.

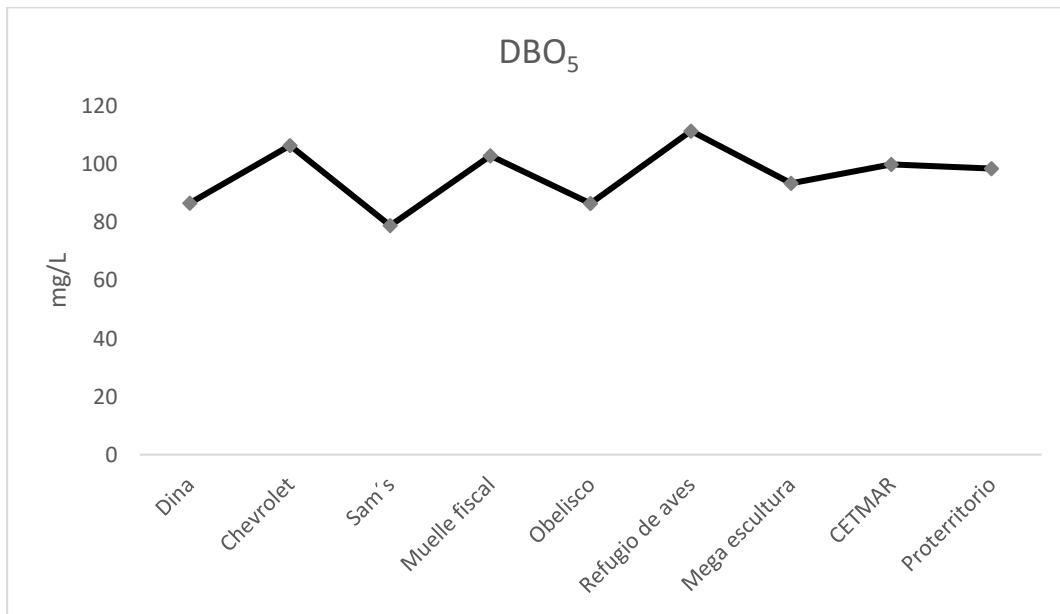


Figura 157. Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de los efluentes evaluados durante la temporada de nortes.

9.2 ANEXO FOTOGRÁFICO. EFLUENTES EVALUADOS.



Figura 158.Efluente Dina.



Figura 159. Efluente Chevrolet.



Figura 160. Efluente Sam´s.



Figura 161. Efluente Poder judicial.



Figura 162. Efluente Muelle fiscal.



Figura 163. Efluente Obelisco.



Figura 164. Efluente Refugio de aves.



Figura 165. Efluente Mega escultura.



Figura 166. Efluente CETMAR.



Figura 167. Efluente Proterritorio.