



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

APLICACIÓN DEL MODELO AQUATOX® PARA
ESTIMAR IMPACTOS ECOTOXICOLÓGICOS POR
PLAGUICIDAS CLORADOS EN EL RÍO GRANDE DE
SANTIAGO, JALISCO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:
LICENCIADA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

P R E S E N T A

Chiara De Tomassi



DIRECTOR DE TESIS:
Dr. Rodolfo Omar Arellano Aguilar

Ciudad Universitaria, CD. Mx., 2020



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

| | |
|---|-----------|
| 1. Introducción..... | 10 |
| 1.1. Problema ambiental de los plaguicidas..... | 11 |
| 1.2. Sistema de clasificación para la gestión y uso responsable de plaguicidas..... | 13 |
| 1.3. Justificación..... | 17 |
| 2. Objetivo..... | 17 |
| 2.1 Objetivo general..... | 17 |
| 2.2 Objetivos particulares..... | 17 |
| 3. Métodos..... | 18 |
| 3.1. Caracterización del área de estudio..... | 18 |
| 3.2. Modelación aplicando AQUATOX® | 24 |
| 3.2.1 Programación para AQUATOX® | 24 |
| 3.2.2. Diseño de modelación y escenarios..... | 26 |
| 3.3. Análisis estadístico..... | 28 |
| 4. Resultados | 30 |
| 4.1. Resultados de la modelación en AQUATOX® | 30 |
| 4.2. Resultados del análisis estadístico..... | 46 |
| 5. Discusión..... | 52 |
| 6. Conclusiones..... | 59 |
| 7. Referencias..... | 60 |
| 8. Anexo..... | 64 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| <i>Tabla 1. Cobertura del suelo destinada a la agricultura en el área de estudio (Fuente: IIEG, 2012)</i> | 18 |
| <i>Tabla 2. Variables utilizadas en el modelo AQUATOX®</i> | 29 |
| <i>Tabla 3. Plaguicidas en agua en los años 2004-2005 (Fuente: Arévalo, 2008)</i> | 32 |
| <i>Tabla 4. Regresión con errores tipo Arma de organismos fotosintéticos modelo control vs modelo perturbado</i> | 47 |
| <i>Tabla 5. Regresión con errores tipo ARMA aplicada a peces modelo control vs modelo perturbado</i> | 47 |
| <i>Tabla 6. Regresión con errores tipo ARMA aplicada a depredadores primarios modelo control vs modelo perturbado</i> | 47 |
| <i>Tabla 7. Regresión con errores tipo ARMA aplicada a depredadores primarios modelo control vs perturbado con dieldrín</i> | 47 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| <i>Fig. 1. Ejemplo de distribución de diferentes compuestos en los compartimientos. En A, las moléculas S (Sulfotep) y C (Clorofenvinfos) están en el compartimiento agua, mientras en B se distribuyen en los demás compartimientos, dependiendo de sus características fisicoquímicas (Fuente: Walker et al., 2006)</i> | 11 |
| <i>Fig. 2. Modelo conceptual de AQUATOX® de un ecosistema (Fuente: Modificado de EPA, 2018)</i> | 16 |
| <i>Fig. 3. Área de estudio (Fuente: INEGI; Elaboración propia)</i> | 19 |
| <i>Fig. 4. Presa Corona, parte del área de estudio donde se observan procesos de atenuación natural de la contaminación. Cortesía: Arquímedes Flores</i> | 20 |
| <i>Fig. 5. Cobertura del suelo alrededor del RGS. Cortesía: Omar Arellano-Aguilar</i> | 21 |
| <i>Fig. 6. Índice de Calidad del Agua en el área de estudio (Fuente: INEGI y SINA; Elaboración propia)</i> | 23 |
| <i>Fig. 7. Diseño de modelación. En azul oscuro los datos insertados en el modelo; en azul claro, las acciones cumplidas; en negro, las condiciones necesarias para el siguiente paso. Los rectángulos representan los pasos: en azul, el primer paso de tipo fisicoquímico; en rosa, la parte biológica; en gris, los pasos relacionados con los plaguicidas (Fuente: elaboración propia). *La manipulación de un modelo existente permite correr el modelo cada que se cambia un parámetro, lo que permite el monitoreo constante del modelo. **Elaboración a través de Google Earth® y cálculo de promedio del monitoreo ambiental. ***Lago de Chapala y otros ríos (ver Capítulo 3.2)</i> | 27 |
| <i>Fig. 8. Niveles de plaguicidas clorados en agua. En naranja, el DDT en agua; en gris, el dieldrín; en azul, el clordano. Nótese que la escala en el margen derecho sólo corresponde al clordano, agregada para que fuera visible el comportamiento cíclico del contaminante</i> | 33 |
| <i>Fig. 9. Biomasa de organismos fotosintéticos a lo largo del tiempo, con simulación de control (arriba) y perturbado con clordano (abajo). Las diferentes especies se identifican con colores diferentes</i> | 34 |

| | |
|--|----|
| Fig. 10. Concentración de clordano en organismos fotosintéticos..... | 35 |
| Fig. 11. Biomasa de depredadores primarios con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por clordano (gráfico inferior). En el círculo, la biomasa de anfípodos en la simulación perturbada visiblemente diferente de la de control. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la <i>Daphnia sp.</i> y a los copépodos, puesto que su biomasa es mayor que en los demás organismos..... | 36 |
| Fig. 12. Concentración de clordano en depredadores primarios. Sobrepuestos a la línea amarilla, se encuentran los Misidáceos, los Anfípodos y la <i>Daphnia</i> | 36 |
| Fig. 13. Exposición de peces con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por clordano (gráfico inferior) | 37 |
| Fig. 14. Concentración en peces por clordano. En la línea verde, se pueden incluir el género <i>Moxostoma</i> (Redhorse), <i>Cyprinus</i> (Carp y adult Carp) y <i>Hypostomus</i> (Catfish), mientras la línea azul incluye los géneros <i>Barbus</i> (Shiner), <i>Lepomis</i> (Bluegill) y <i>Micropterus</i> (Bass)..... | 37 |
| Fig.15. Biomasa de organismos fotosintéticos con simulación de control (gráfico superior) y perturbado con DDT (gráfico inferior)..... | 38 |
| Fig. 16. Concentración de DDT en organismos fotosintéticos. Las algas verdes 1 y 2 se refieren a especies diferentes, no especificadas por el modelo. Nótese que las escalas son diferentes, debido a las diferencias en la bioconcentración de las algas verdes, que son más altas..... | 39 |
| Fig. 17. Biomasa de animales con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por DDT (gráfico inferior). En este caso, se presentan depredadores primarios y peces en la misma gráfica. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la <i>Daphnia sp.</i> , puesto que su biomasa es mayor que en los demás organismos..... | 40 |
| Fig. 18. Concentración en peces por DDT. En la línea azul, se pueden incluir el género <i>Daphnia</i> , <i>Moxostoma</i> (Redhorse), <i>Cyprinus</i> (Carp y adult Carp) y <i>Hypostomus</i> (Catfish), mientras la línea café incluye los géneros <i>Barbus</i> (Shiner), Misidáceos (<i>Mysid</i>) y <i>Micropterus</i> (Bass)..... | 41 |
| Fig. 19. Distribución del dieldrín en diferentes compartimientos: agua (en azul), biota (en amarillo y gris) y detritus (en naranja). Los círculos identifican aspectos interesantes de la relación entre las series de tiempo. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde al compartimiento del agua..... | 42 |
| Fig. 20. Biomasa de organismos fotosintéticos con simulación de control (gráfico superior) y perturbado con dieldrín (gráfico inferior)..... | 43 |
| Fig. 21. Concentración de dieldrín en organismos fotosintéticos. Nótese que las escalas son diferentes, debido a las diferencias en la bioconcentración de las algas verdes, que son más altas..... | 43 |
| Fig. 22. Biomasa de depredadores primarios con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por dieldrin (gráfico inferior). Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la <i>Daphnia sp.</i> , puesto que su biomasa es mayor que en los demás organismos..... | 44 |

| | |
|--|-----------|
| <i>Fig. 23. Concentración de dieldrín en depredadores primarios. Los gasterópodos se sobreponen casi totalmente a los misidáceos.....</i> | <i>45</i> |
| <i>Fig. 24. Biomasa de peces con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por dieldrín (gráfico inferior). Los rectángulos señalan aspectos importantes de las variaciones de biomasa.....</i> | <i>46</i> |
| <i>Fig. 25. Concentración de dieldrín en peces.....</i> | <i>46</i> |
| <i>Fig. 26. Red trófica utilizada para la modelación del clordano. En gris el detritus, en verde las organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, Fuente datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo.....</i> | <i>48</i> |
| <i>Fig. 27. Red trófica utilizada para la modelación del DDT. En gris el detritus, en verde las organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, Fuente datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo.....</i> | <i>49</i> |
| <i>Fig. 28. Red trófica utilizada para la modelación del dieldrín. En gris el detritus, en verde las organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, Fuente datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo.....</i> | <i>49</i> |
| <i>Fig. 29. Diferencia de biomasa de depredadores primarios (en porcentaje) entre simulación de control y perturbada con dieldrín.....</i> | <i>50</i> |
| <i>Fig. 30. Diferencia de biomasa de peces y misidáceos (en porcentaje) entre simulación de control y perturbada con dieldrín.....</i> | <i>51</i> |
| <i>Fig. 31. Dinámicas poblacionales en respuesta a un agente contaminante (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006).....</i> | <i>57</i> |

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a mi tutor, el Dr. Omar Arellano-Aguilar por su apoyo constante, tanto en este proyecto de tesis cuanto durante estos años de crecimiento académico y personal. Agradezco al laboratorio de Evaluación de Riesgo y a todos sus componentes, mis colegas y amigos, siempre presentes. Al comité académico, que con sus comentarios y revisiones hizo posible la realización de este trabajo.

Agradezco a mi mamá y a mi papá, con los que puedo contar en todos mis proyectos de vida, hasta los más locos. A Mirko: mi hermano mayor, mi modelo a seguir, mi mejor amigo. Ai miei nonni Luciana, Nini, Goffredo e Maria, che stimo immensamente e senza i quali tutti questi anni di esperienza non sarebbero stati possibili. A Charly, mi familia y compañero de vida, por estar presente en cada momento, caminar a mi lado e iluminar hasta los días más oscuros.

Agradezco a mis amigos “nuevos”, que me recibieron y acompañaron durante mis años en México en los momentos felices y en los difíciles, ayudándome a construir día tras día una nueva familia, una nueva casa. A mis amigos de toda la vida, porque la distancia nunca ha sido ni será suficiente a alejarnos.

Resumen

El presente proyecto tuvo como objetivo aplicar el modelo AQUATOX® como herramienta para simular los efectos ecotoxicológicos de plaguicidas organoclorados bajo las condiciones limnológicas del Río Grande de Santiago, Jalisco. Para ello se integró una base de datos reuniendo información del ecosistema acuático que de manera fragmentaria se encuentra en reportes científicos y trabajos de tesis, así como de sistemas de monitoreo estatales y nacionales. La fortaleza de AQUATOX® radica en su capacidad de modelación de ecosistemas acuáticos completos, incluyendo tanto factores bióticos, como abióticos. Se emplearon tres plaguicidas organoclorados para la modelación, que fueron DDT, clordano y dieldrín en concentraciones promedios que se han reportado en afluentes del RGS de 0.045 µg/l, 0.028 µg/l y 0.015 µg/l. Además, el modelo contrastó dos escenarios: con y sin la presencia de cada uno de los plaguicidas.

Para comprobar estadísticamente los cambios en la red trófica, y para entender las interacciones del ecosistema, se utilizó el programa estadístico R Studio. En el primer caso, se aplicó una Regresión con errores tipo ARMA para cada grupo de especie considerada en el modelo, obteniendo diferencias significativas entre la biomasa con o sin el contaminante seleccionado, mientras que para las interacciones se desarrollaron diagramas de redes tróficas.

Los resultados arrojaron que aun en concentraciones bajas, el dieldrín causó mayores repercusiones en la biota en comparación con los demás plaguicidas, desestabilizando la red trófica y afectando de forma más profunda a los depredadores secundarios, tales como los peces teleósteos que, a causa de la biomagnificación del contaminante, acumulan concentraciones más elevadas del mismo.

Abstract

The present project aims to apply AQUATOX® Software to simulate ecotoxicological effects of organochlorine pesticides under the limnological conditions of Río Grande de Santiago, Jalisco. To achieve this, a database was integrated, collecting information from scientific papers, thesis, state and national monitoring systems. AQUATOX® strength relies in its ability to model complex aquatic ecosystems, including biotic and abiotic factors. We studied the ecotoxicology three organochlorine pesticides, such as DDT, Chlordane and Dieldrin. In the simulation, we used mean pesticide concentrations of 0.045 µg/l, 0.028 µg/l and 0.015 µg/l, respectively. The model compared two scenarios: with and without pesticides.

The statistic program R Studio was used to statistically demonstrate changes in the trophic net, and to better understand system interactions. The first objective was achieved by applying regression analysis with ARMA-type errors for each modelled species. We obtained significant differences between the biomass of each specie with and without pollutant, while to understand interactions, we designed trophic nets diagrams.

Our results show that, even with low concentrations, Dieldrin causes major effects in the biota, relative to the other two pesticides. Dieldrin destabilizes the trophic net by impacting negatively the secondary predators, such as teleosts fishes that bioaccumulate higher concentrations, due to biomagnification.

SIGLAS Y ACRÓNIMOS

CEA Jalisco: Comisión Estatal del Agua de Jalisco

CNA: Comisión Nacional de Agua

EC₅₀: Concentración de Efecto para el 50% de la muestra

EEA: Agencia Europea por el Ambiente

EPA: Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos

FAO: Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura

IPEM: Red Internacional de Eliminación de Contaminantes

LC₅₀: Concentración Letal para el 50% de la muestra

LD₅₀: Dosis Letal para el 50% de la muestra

NOEC: Concentración más alta de sustancia química en la que no se observan efectos

PAN: Red de Acción en Plaguicidas

PAP: Plaguicidas Altamente Peligrosos

SAR: Relación Estructura-Actividad

SINA: Sistema Nacional de Información del Agua

UCCS: Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad

WHO: Organización Mundial de la Salud

1. Introducción

Los cuerpos de agua superficiales como lagos, ríos y lagunas representan una fuente de agua dulce disponible tanto para el mantenimiento de los ecosistemas como para las actividades humanas. Sin embargo, por su condición y accesibilidad son vulnerables a los procesos de explotación y contaminación. Lo anterior, incluso bajo el amparo de las normas ambientales debido a que los cuerpos de agua superficiales son catalogados como “cuerpos receptores”. Lo que *a priori* se les considera como sistemas de vertimiento de contaminantes (Ley Federal de Derechos, 2019). Lo anterior ha sido una práctica constante desde el siglo XIX, ya que los ríos son vistos como un medio para expulsar residuos y aguas negras de los centros urbanos. Esta visión no ha cambiado ya que, en la actualidad, toda la infraestructura de alcantarillado y drenajes están orientados a la descarga de aguas residuales sobre los ríos. En países en desarrollo, entre un 80 y 90% de las aguas residuales se vierten directamente a estos sistemas acuáticos sin ningún tipo de tratamiento (Corcoran, Nelleman, Baker, Bos, Osborn, & Savelli, 2010). Las aguas residuales contienen cientos de compuestos químicos que ponen en riesgo la integridad de los ecosistemas y la salud humana. Ohe y sus colegas (2004) reportaron que tan sólo en Estados Unidos se descargan anualmente más de 100,000 ton de compuestos químicos a los cuerpos de agua superficiales. Entre los contaminantes más frecuentes se encuentran los metales pesados, hidrocarburos, solventes, agroquímicos, fármacos, aditivos y plásticos (Arellano-Aguilar, Betancourt Lozano, Aguilar Zárate, & Ponce de Leon-Hill, 2017). El problema resulta de la cantidad y concentración de elementos contaminantes vertidos y sus interacciones con el ecosistema, que ocasionan que la capacidad de asimilación y dilución de los ríos sean rebasados. A su vez, la mezcla de sustancias químicas, los factores ambientales y los mismos organismos hacen aún más complejo el entendimiento de las múltiples interacciones en los ecosistemas acuáticos de tal manera que los contaminantes se distribuyen e impactan, haciendo difícil predecir o incluso revertir los efectos adversos a corto o mediano plazo (Knauer, Homazava, Junghans, & Werner, 2016).

Entre las fuentes de contaminación, la actividad agroindustrial es una de las que aporta moléculas químicas en los afluentes y se debe a la aplicación de agroquímicos. Tan sólo en México se ha reportado la aplicación de hasta 38,000 ton anuales de plaguicidas en los últimos 17 años (Food and Agriculture Organization, 2019). En cada tipo de cultivo se usa una gama amplia de sustancias químicas. Por ejemplo, en el caso del cultivo de maíz, la SAGARPA recomienda el uso de al menos 32 ingredientes activos diferentes, de los cuales 22% son altamente persistentes en el ambiente y 35.4% son solubles en agua (Vega Camarena, 2019). En la práctica, su uso asciende a 74 i.a. para la producción de maíz (*De Tomassi, datos no publicados*). El destino ambiental de esta mezcla de sustancias son los suelos, los cuerpos de agua superficial y la atmósfera (Cope, 1966), siendo la biota en cada uno de estos compartimientos ambientales quienes son afectados por las características toxicológicas de dichas sustancias.

1.1. Problema ambiental de los plaguicidas

El ambiente considerado como un ensamble de compartimientos (aire, suelo, agua y biota) es receptor de contaminantes de la actividad antropogénica. Las sustancias liberadas al medio son capaces de movilizarse a escala tanto local como global, viajando de un compartimiento a otro. Lo anterior depende de las propiedades fisicoquímicas de la molécula (polaridad, solubilidad, coeficiente de partición, entre las más importantes), de las características del ambiente y de las múltiples interacciones que se generan en las mezclas (Fig. 1). El transporte de contaminantes se rige principalmente por procesos abióticos y físicos, como el movimiento de las masas de aire y del agua por difusión; en lo local, el factor biótico juega un papel relevante (Walker, Hopkin, Sibly, & Peakall, 2006)

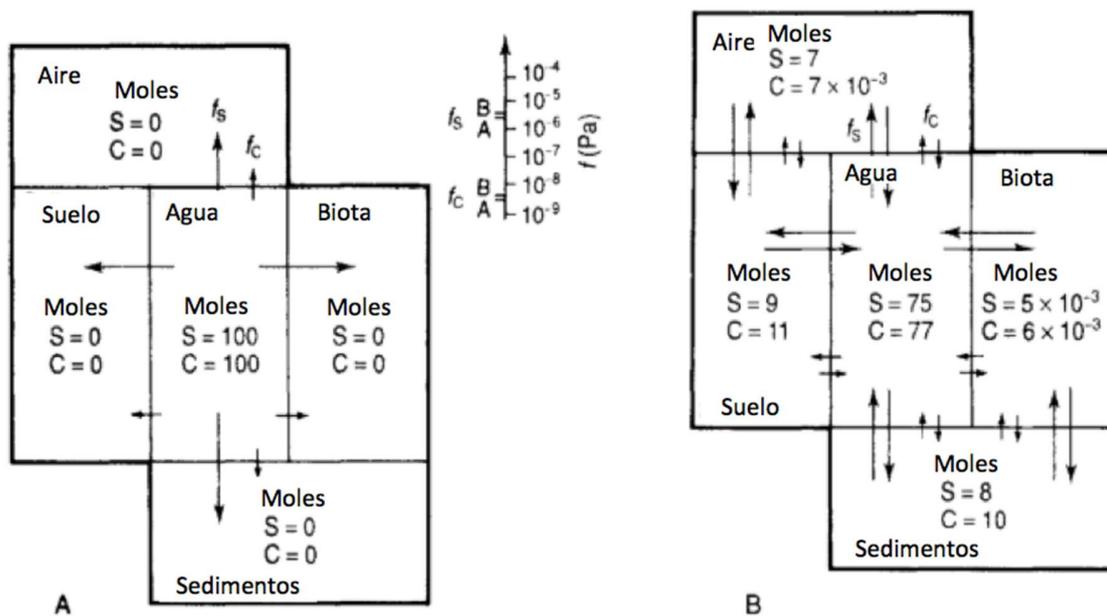


Fig. 1. Ejemplo de distribución de diferentes plaguicidas organofosforados en los compartimientos ambientales. En A, las moléculas S (Sulfotep) y C (Clorofenvinfos) están en el compartimiento agua, mientras en B se distribuyen en los demás compartimientos, dependiendo de sus características fisicoquímicas (Modificado Walker et al., 2006).

Tomando como ejemplo la movilización de ciertos contaminantes podemos entender el grado de interacción entre compartimientos ambientales. Por ejemplo, la contaminación del **aire** ocurre cuando ciertos plaguicidas se vaporizan o volatilizan de los campos cultivados (del Puerto Rodríguez, Suárez Tamayo, & Palacio Estrada, 2014). Dicha evaporación está determinada por las propiedades físicas de la molécula y puede ser calculada por coeficientes tales como la Constante de Henry. Una vez en la atmósfera, la capacidad de transporte de la molécula se magnifica debido a los movimientos locales y globales de masas de aire. Trazas de algunos insecticidas persistentes como los organoclorados y sustancias como los PCB se

han detectado en organismos polares en latitudes altas, donde no se hace uso de este tipo de sustancias (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006).

El compartimiento **suelo**, por sus características es el compartimiento receptor de una gran gama de moléculas contaminantes (del Puerto Rodríguez, Suárez Tamayo, & Palacio Estrada, 2014). En el caso de los suelos agrícolas son particularmente propensos a experimentar contaminación por la aplicación crónica de sustancias químicas. En el suelo las mezclas de sustancias inciden negativamente no sólo en su fertilidad sino en los productos cosechados y en las especies que habitan el suelo (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006).

En el compartimiento **agua**, los contaminantes pueden estar en suspensión o en solución. Una vez que entran a este compartimiento, el destino depende de sus propiedades y de las características del cuerpo de agua (del Puerto Rodríguez, Suárez Tamayo, & Palacio Estrada, 2014). En el caso de los cuerpos de agua superficiales como los ríos, el transporte depende de la velocidad del flujo y de la estabilidad y densidad de la molécula. Los compuestos químicos pueden viajar transportados por el flujo de agua, llegando a lagos, lagunas, estuarios y costas. La distribución de las sustancias en los océanos, de la misma forma, no es uniforme ya que depende de la circulación oceánica, así como de la precipitación del contaminante al fondo. Asimismo, al entrar en contacto con la red trófica, los contaminantes pueden ser transportados moverse en largas distancias a través de animales migratorios.

Considerando el transporte, destino y efecto de los plaguicidas éstos pueden impactar a la **biota** a través de tres procesos: la **bioconcentración**, que consiste en la absorción de un determinado contaminante por parte de un organismo a través de su mecanismo respiratorio y de contacto dérmico, la **bioacumulación**, que es el movimiento del plaguicida desde el medio hacia el interior del organismo a través de fuentes ambientales y la dieta del organismo (Arnot & Gobas, 2006) y, finalmente, la **biomagnificación**, es decir, el proceso por el cual la concentración de un contaminante va aumentando en la red trófica (Food and Agriculture Organization, 1997). Estos últimos dos procesos dependen de la tasa de absorción y de excreción del contaminante en cada organismo, así como de la capacidad de metabolizarlo (**biotransformación**). Las características de las moléculas que favorecen la bioacumulación y la biomagnificación son: la alta liposolubilidad y la estabilidad del compuesto ante la luz, la humedad y la temperatura (Albert & Viveros Ruiz, 2019). En particular, en el caso de la exposición a plaguicidas, los efectos comunes son: inhibición o supresión del sistema inmunitario y reproductivo, daños celulares, daños en el ADN, efectos teratogénicos y mutagénicos, cáncer, perturbaciones hormonales, efectos fisiológicos e intergeneracionales, cambios en el comportamiento del organismo y hasta la muerte (Food and Agriculture Organization, 1997).

1.2. Sistema de clasificación para la gestión y uso responsable de plaguicidas

Para hacer una gestión de sustancias químicas y reducir el riesgo de exposición, las organizaciones gubernamentales (WHO, la EPA y la EEA) y no gubernamentales, (PAN, IPEN) han clasificado a una gama de compuestos altamente peligrosos, con base en criterios de toxicidad y características físico-químicas. Por ejemplo, la WHO clasifica por peligrosidad de las sustancias, empleando el criterio de toxicidad aguda a partir de la dosis letal media LD₅₀, obtenida en mamíferos pequeños expuestos vía oral y dérmica (World Health Organization, 2009). La FAO y la WHO desarrollaron criterios para reconocer plaguicidas altamente peligrosos, tomando en cuenta la toxicidad aguda, la toxicidad crónica, carcinogenicidad y mutagenicidad, así como la capacidad como disruptor hormonal. Otro criterio que se consideró es si la molécula se encuentra bajo algún listado de convenio internacional (Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A.C., 2017).

Por su parte organizaciones no-gubernamentales como PAN incluye los siguientes criterios:

- a) Toxicidad mortal por inhalación, además de contacto e ingestión oral.
- b) Efectos endocrinos, o de alteración del sistema hormonal.
- c) Alta toxicidad en abejas, que la EPA considera de LD₅₀ < 2 µg por abeja.
- d) Alta persistencia en agua, suelo y sedimento, que puede llegar a ser en períodos de varios años.
- e) Alta toxicidad para organismos acuáticos.
- f) Tendencia a la bioacumulación en organismos acuáticos, causado por la persistencia del plaguicida en la red trófica, con efectos tóxicos.

Tomando en cuenta el conjunto de criterios antes mencionados, se publicó por primera vez la lista de PAP en 2009, que en su última versión de 2018 incluye 306 ingredientes activos (Red de Acción por Plaguicidas - Internacional, 2018). Aunque el método utilizado en la lista PAP nos aproxima a la determinación de los riesgos de dichas sustancias, la combinación en mezclas de sustancias químicas como ocurre en el ambiente, implica múltiples interacciones que ocasionan efectos sinérgicos, antagónicos o aditivos (Hernández, Gil, & Lacasaña, 2017), lo que aumenta la complejidad durante la evaluación de riesgo relacionado con plaguicidas.

Como consecuencia de lo mencionado, se han desarrollado métodos de análisis de mezclas de plaguicidas. Para evaluar la peligrosidad de éstas se puede seguir un análisis llamado **Top-down** que consiste en determinar los efectos de una mezcla en uno o más organismos. La ventaja de este método es que se pueden analizar mezclas de las que no se conoce la composición, la desventaja, en cambio, es que no se puede identificar el plaguicida con mayor toxicidad al interior de la mezcla. Alternativamente, se aplica un diseño conocido como **Bottom-up** que evalúa los componentes de la mezcla de forma individual (Hernández, Gil, & Lacasaña, 2017). La estrategia Bottom-up (Nowell, Norman, Moran, Martin, & Stone, 2014) se puede llevar a cabo siguiendo las siguientes estrategias:

- a) Suma de concentraciones (**CA**, por sus siglas en inglés). Consiste en sumar las toxicidades individuales de los plaguicidas incluidos en la mezcla por analizar, que se suele utilizar cuando los modos de acción de los contaminantes son similares. Esta técnica no toma en consideración las interacciones sinérgicas y antagónicas.
- b) Suma de respuestas (**RA**). Suma los probables riesgos de cada plaguicida de la mezcla; es decir, no trabaja con la toxicidad de los contaminantes, sino con los posibles efectos que éstos pueden causar al ecosistema. Se utiliza cuando los modos de acción no son similares. Al igual que la CA, no considera las interacciones entre plaguicidas.
- c) Máxima toxicidad individual (**MaxTU**). Considera el plaguicida con toxicidad individual más alta, despreciando los efectos de las otras sustancias en la mezcla.
- d) Mezclas complejas. Con ellas, se puede desarrollar una estrategia de evaluación que combine la CA y la RA.

Los estudios para obtener los indicadores de toxicidad individual o los índices de toxicidad de mezclas pueden requerir altos niveles de recursos económicos y de tiempo, así como de muestras grandes de organismos. Para predecir efectos adversos de plaguicidas o en general de sustancias químicas, se han creado modelos basados en la Relación Estructura-Actividad de las moléculas químicas (SAR, por sus siglas en inglés; (Palacio Baena, 2007)). Estos modelos son utilizados cuando no existen datos de toxicidad para una sustancia de interés, o *target*, y se basan en la identificación de sustancias sustitutas o que tengan subestructuras que puedan ser responsables de la toxicidad de la molécula entera. El supuesto en que se basan los SAR es que, si una molécula es suficientemente parecida a otra, probablemente las dos tendrán toxicidad y modo de acción parecidos (Palacio Baena, 2007) y, por lo tanto, efectos y destinos ambientales comunes. Sin embargo, para entender los efectos de uno o más plaguicidas en un ecosistema, los SAR pueden resultar insuficientes, puesto que, al predecir los efectos de la sustancia en cuestión, sólo se basan en las propiedades fisicoquímicas de la molécula, despreciando las características del medio y las interacciones ecológicas. Para superar estas limitaciones se han desarrollado modelos computacionales que buscan integrar todas las variables que determinan la peligrosidad de los compuestos químicos en el ambiente. Una de estas herramientas es la que nos interesa usar en el presente trabajo que permite generar modelos de simulación predictiva en sistemas acuáticos y se conoce como AQUATOX®.

AQUATOX® es una herramienta desarrollada por la Agencia de Protección de Medio Ambiente de los Estados Unidos (USEPA) que predice los impactos ecotoxicológicos de múltiples moléculas, incluyendo los plaguicidas organoclorados. El programa computacional es de libre acceso e integra múltiples variables tales como nutrientes, detritus orgánicos, sedimentos, temperatura, oxígeno disuelto, potencial hidrógeno y una variedad de contaminantes (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008). Asimismo, estima los efectos toxicológicos a diferentes niveles de la red trófica, incluyendo algas y vegetación sumergida,

invertebrados y peces, Los ambientes que considera son cuerpos de agua superficiales como embalses, estuarios, lagos y ríos (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008).

Además, AQUATOX[®] tiene la opción para generar una simulación de **control**, donde no se toma en consideración la carga de contaminante, y una simulación de **perturbación**, con el fin de comparar el mismo ecosistema en condiciones de estrés diferentes. Permite generar modelos de distribución e impactos del comportamiento de plaguicidas en cuerpos de aguas continentales y superficiales, identificando efectos y el destino en el ambiente (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008). Por su bajo costo, la EPA utiliza esta herramienta principalmente para proyectos de remediación ambiental, como el proyecto SUPERFUND (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008). AQUATOX[®] es probablemente el modelo más completo disponible de acceso libre y validado por la EPA y otros estudios publicados internacionalmente (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008). Por ejemplo, Zhang *et al.* (2013) desarrollaron escenarios de riesgo ecológico por presencia de bifenilos policlorados (PCBs) en el Lago Baiyangdian, China, aplicando AQUATOX. En este estudio se analizaron 18 poblaciones pelágicas y bénticas en un ciclo anual. Su estudio mostró que las especies presentes en el lago tienen sensibilidades diferentes, y cambian los valores de NOEC conforme cambian los parámetros físicos del lago, como la temperatura. El trabajo de Zhang y cols., es un ejemplo de la aplicación de AQUATOX[®] para la predicción y alerta temprana de riesgos relacionados a sustancias químicas en este ecosistema. En otro trabajo, Gredelji *et al.* (2018) aplicaron AQUATOX para obtener las concentraciones de no efecto (PNECs) de contaminantes emergentes en el río Po, en Italia. Los autores emplearon el software para calcular los factores de evaluación (AF, por su sigla en inglés), y la distribución de especies sensibles (SSD, por su sigla en inglés), concluyendo que el cálculo de los umbrales que se obtienen respecto a los impactos biológicos y ecológicos de la salida del software es una subestimación.

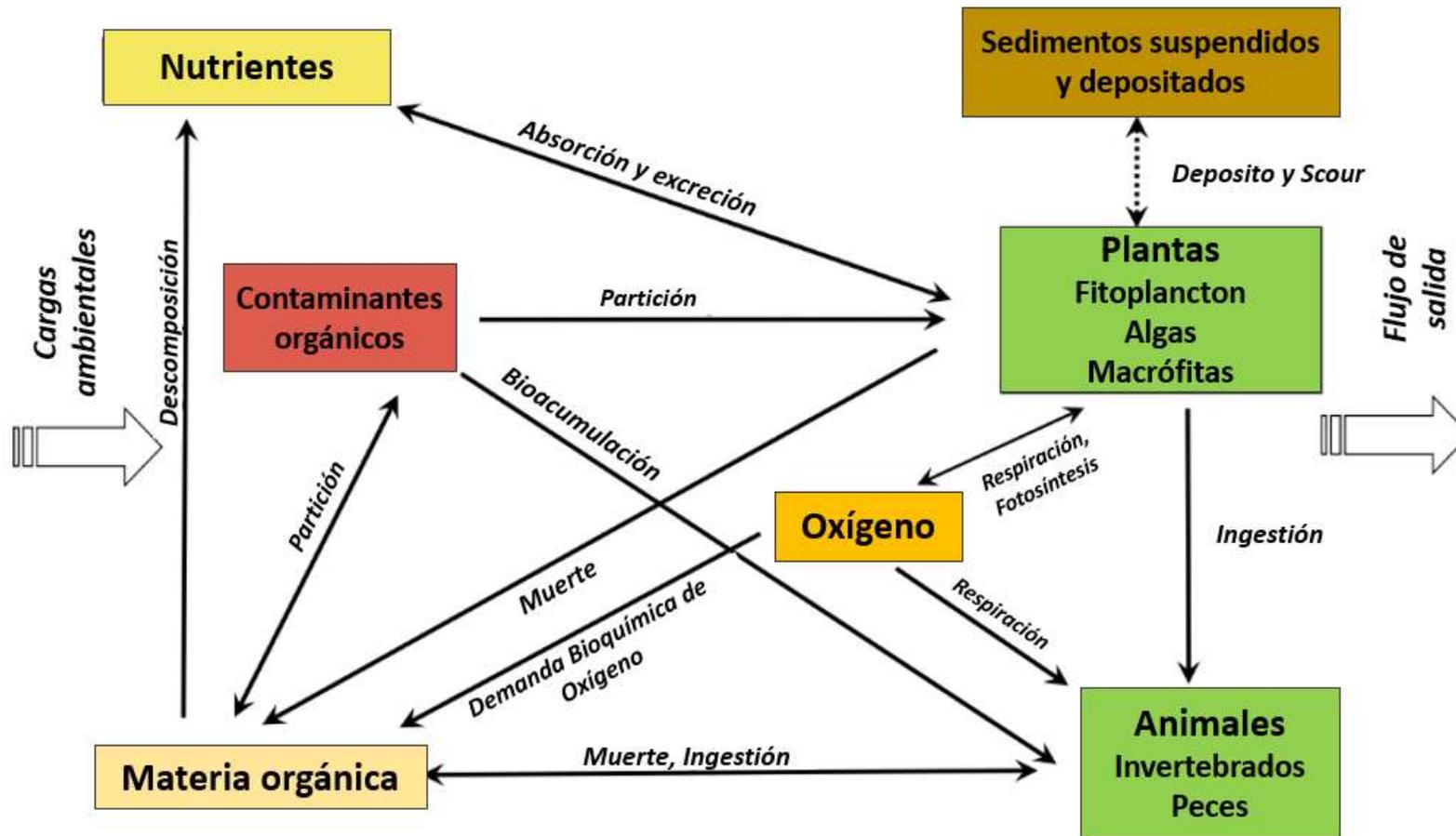


Fig. 2. Modelo conceptual de AQUATOX® de un ecosistema (Fuente: Modificado de EPA, 2018).

1.3. Justificación

La contaminación de los ríos mexicanos por plaguicidas tiene repercusiones en la calidad del agua y en la integridad de los ecosistemas acuáticos. Como resultado, la contaminación son mezclas complejas de sustancias químicas cuyos efectos son múltiples por lo que es difícil predecir cuáles son los impactos. Para aproximarse al entendimiento de los impactos de contaminantes en la dinámica ecológica se han desarrollado modelos computacionales que integran las múltiples interacciones y permite generar predicciones que pueden ayudar a entender el comportamiento de los plaguicidas y sus efectos ecotoxicológicos. La información obtenida de estas herramientas computacionales permite a su vez, orientar acciones y propuestas que pueden estar encaminadas a la restauración de los ríos contaminados, como es el caso del Río Grande de Santiago (RGS) en México. El RGS, como se describe más adelante, es uno de los ríos más contaminados del país de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua. Sin embargo, a lo largo de su recorrido, los niveles de contaminación varían y en algunos sitios disminuyen la carga de contaminantes y presenta condiciones favorables para la vida acuática. Las zonas de menor contaminación son aquellas alejadas de las instalaciones industriales y zonas urbanas, pero en donde se encuentra una actividad agrícola importante. Nuestro interés para aplicar el modelo AQUATOX[®], usando las condiciones limnológicas del RGS es explorar el posible comportamiento de tres plaguicidas organoclorados reportados en la zona. Finalmente, queremos obtener una base predictiva que ayude entender los procesos de deterioro ecosistémico que podrían estar ocurriendo en dicho sistema fluvial.

2. Objetivos

2.1 Objetivo general

Aplicar AQUATOX[®] para desarrollar escenarios de los efectos ecotoxicológicos, causados por la presencia de tres plaguicidas altamente peligrosos en un afluente contaminado.

2.2. Objetivos particulares

- a) Integrar información fisicoquímica y biológica del RGS para alimentar la base de datos requerida por el modelo AQUATOX[®].
- b) Aplicar AQUATOX[®] para modelar las interacciones ecosistémicas ante la presencia de tres plaguicidas previamente detectados en el RGS: DDT, clordano y dieldrín.
- c) Generar posibles escenarios de eliminación de los plaguicidas presentes en el RGS para determinar cambios o procesos de recuperación de los elementos ecosistémicos.

3. Métodos

3.1. Caracterización del área de estudio

El RGS se encuentra en la cuenca hidrológica Santiago-Guadalajara y es parte de la Región Hidrológica-Administrativa XII “Lerma-Santiago-Pacífico”. El RGS nace en el Lago de Chapala, a una distancia de 4 km de la ciudad de Ocotlán, y tiene una longitud de 475 km hasta desembocar en el Océano Pacífico, en el estado de Nayarit (McCulligh, Páez Vieyra, & Moya García, 2007). A lo largo del recorrido, el río recibe descargas de aguas residuales municipales e industriales. Asimismo, por la actividad agropecuaria, se encuentra fuertemente influenciado por descargas difusas de compuestos químicos y descargas de naturaleza orgánica.

Aun cuando los niveles de contaminación del RGS son altos, en las cercanías al Lago de Chapala aún hay zonas con presencia de una comunidad acuática integrada por vertebrados e invertebrados, además de una comunidad diversa de plantas (*Obs. pers. Arellano-Aguilar*). En los primeros 50 km, el río fluye entre los municipios de Ocotlán, Poncitlán, Zapotlán del Rey, Juanacatlán, Chapala e Ixtlahuacán de los Membrillos, que reciben menos descargas con respecto a otros tramos (Fig. 3; Fig. 4). Es en esta zona donde hay estudios descriptivos de las condiciones limnológicas del RGS que es posible reunir la información necesaria para aplicar AQUATOX® y determinar el comportamiento de la dispersión de plaguicidas (Fig. 2). En la zona se ha reportado la presencia de tres plaguicidas organoclorados (aldrin, dieldrin y DDT) por lo que considerando estas moléculas se estimaron las interacciones e impactos potenciales en el ecosistema del afluente.

El RGS recibe descargas de diversas fuentes, entre ellas industriales (280 descargas de las cuales 266 son vertidas al RGS sin tratar) y agrícolas, desde Ocotlán hasta la cascada en los municipios del El Salto y Juanacatlán (Arellano-Aguilar, 2012). La agricultura representa la mayor cobertura de uso de suelo, y es agricultura de riego (Tabla 1; Fig. 5).

Tabla 1. Cobertura del suelo destinada a la agricultura en el área de estudio (Fuente: IIEG, 2012).

| Municipios | Chapala | Ixtlahuacán de los Membrillos | Juanacatlán | Ocotlán | Poncitlán | Zapotlán del rey |
|---|---------|-------------------------------|-------------|---------|-----------|------------------|
| Cobertura del suelo destinada a agricultura (%) | 36.4 | 65.4 | 53.8 | 68.2 | 48.7 | 55.1 |

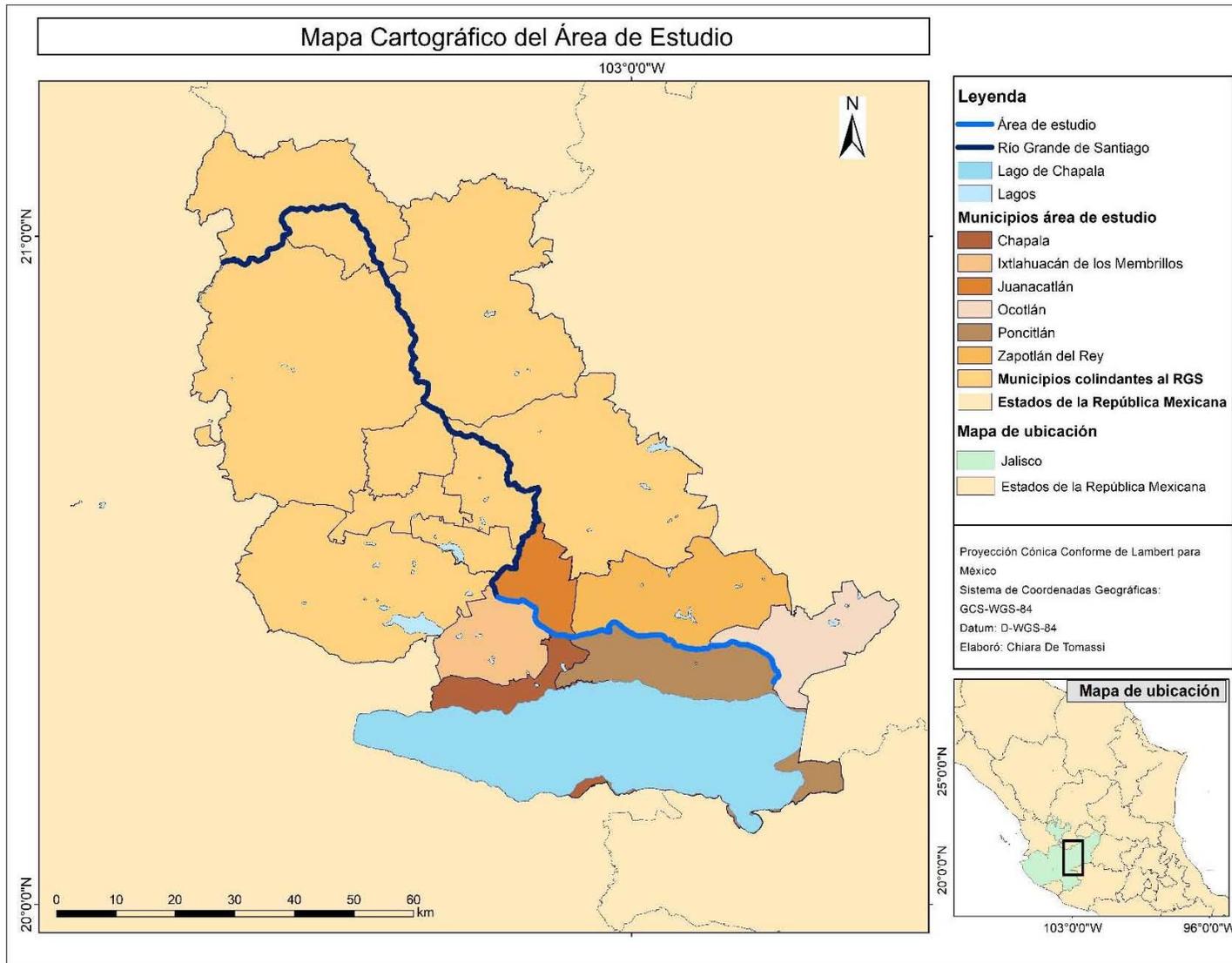


Fig. 3. Área de estudio (Fuente: Elaboración propia con datos del INEGI, 2012).



Fig. 4. Presa Corona, parte del área de estudio donde se observan procesos de atenuación natural de la contaminación. Cortesía: Arquímedes Flores



Fig. 5. Cobertura del suelo alrededor del RGS. Cortesía: Omar Arellano-Aguilar

Para entender el contexto socio-ambiental del área de estudio, es necesario poner de un lado la problemática causada por los agroquímicos y analizar la zona en su complejidad. El RGS fue elegido a finales del siglo XIX como base para un proyecto de industrialización del país (Peniche Camps & Guzmán Arroyo, 2009). En 1906 se inauguró la primera fábrica textilera (actualmente Nunatex). Dicha planta textil se instaló estratégicamente a un costado de la cascada de nombre El Salto para usar el flujo de agua para obtener energía. Durante todo el siglo XX, más industrias, tales como Nestlé y Ciba-Geigy se instalaron como parte del programa de descentralización industrial en la administración de Luis Echeverría (McCulligh, Páez Vieyra, & Moya García, 2007). Para finales de la década de 1970, a lo largo del RGS ya se habían instalado parques industriales en seis municipios sin ningún control de descargas. No fue sino hasta 1998, que se legisló la región con la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (McCulligh, Páez Vieyra, & Moya García, 2007). Actualmente, los niveles de contaminación en el RGS han generado una crisis socioambiental (Arellano-Aguilar, Ortega Elorza, & Gesundheit Montero, 2012). Al igual que el río Santiago, el Lago de Chapala que da origen al RGS también ha presentado problemas de contaminación y sobreexplotación del agua (Fig. 6). El deterioro ambiental de los cuerpos de agua superficial de la región sigue siendo un tema de preocupación cuyas fuentes de contaminantes son múltiples, y entre las cuales se cuenta la agroindustria. En el estado de Jalisco, la actividad agrícola es muy importante y tan sólo la producción de maíz alcanza los 3 millones de ton anuales (Vega Camarena, 2019). De acuerdo con Vega Camarena (2019), para el cultivo de maíz se emplean al menos 32 ingredientes activos de los cuales el 22.5% son compuestos químicos altamente persistentes y 52.6% son clasificados como altamente peligrosos, lo que representa mezclas tóxicas que tienen como destino final el suelo y, por arrastre, los cuerpos de agua superficiales de la región.

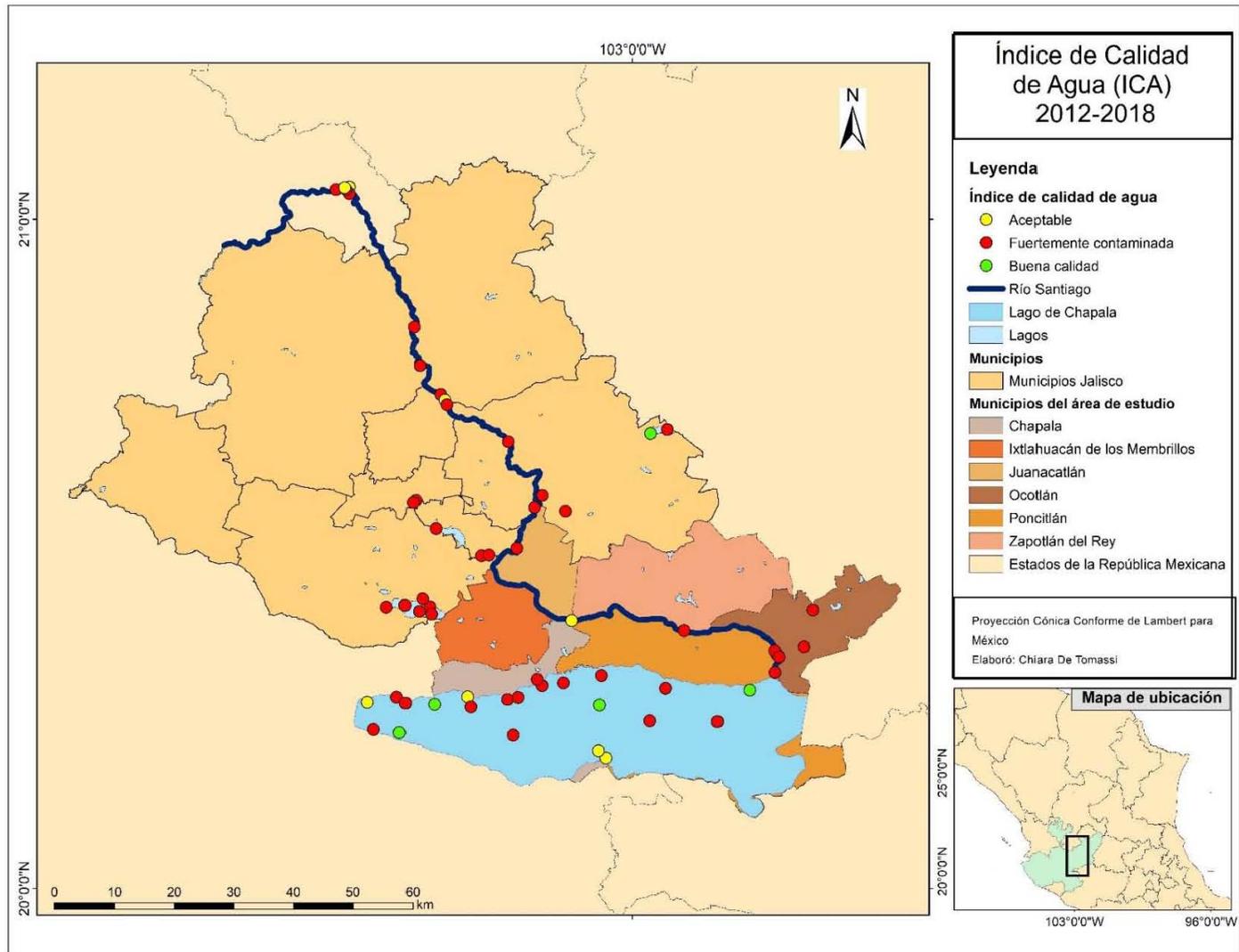


Fig. 6. Índice de Calidad del Agua en el área de estudio (Fuente: Elaboración propia con datos INEGI y SINA, 2012).

3.2. Modelación aplicando AQUATOX®

A partir de búsquedas bibliográficas se reunió información sobre las condiciones de calidad del agua, datos limnológicos, biodiversidad y contaminación química por uso de agroquímicos en la zona. Se creó una base de datos y cargó la información requerida para aplicar el programa AQUATOX® (Resultados). El software se obtuvo del sitio <https://www.epa.gov/ceam/aquatox>. Para determinar los impactos ambientales del uso de plaguicidas en el RGS se eligieron solamente tres de diez plaguicidas que se han reportado en cuerpos de agua superficiales de la zona (Arévalo Hernández, 2008). La decisión de no considerar los demás xenobióticos reportados por el estudio de Arévalo Hernández es debida a dos razones: en primera, el interés de modelar compuestos organoclorados; en segunda, la ausencia de otros compuestos (como el lindano) en la base de datos pre-programada en AQUATOX®. Es de notar que existe la posibilidad de ampliar la base de datos del modelo, insertando datos fisicoquímicos y toxicológicos de moléculas no pre-programadas. Sin embargo, se consideró que esta acción no fuera necesaria para los fines del presente trabajo.

3.2.1. Programación para AQUATOX®

El programa computacional calcula la biomasa de los organismos en la simulación, y permite observar los cambios en la abundancia de especies en un tiempo definido, a partir de datos de biomasa iniciales. Asimismo, se puede obtener la concentración de compuestos químicos a diferentes niveles de la red trófica. Para analizar los efectos de contaminantes en la biota se determinan dos grupos principales: algas y animales. La primera categoría incluye el fitoplancton y el perifiton, mientras en la segunda se modelan invertebrados y peces teleósteos. Adicionalmente, los efectos en la biota consideran interacciones ambientales tales como cantidad de luz, niveles de nutrientes y el tipo de hábitat (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008).

Uno de los indicadores de salida de AQUATOX® es Biomasa, expresada en g/m³ para el fitoplancton y en g/m² en el caso del perifiton. Dicho cálculo se obtiene con la siguiente ecuación programada en el software:

Biomasa_{animal}

$$\begin{aligned} &= \text{Carga} + \text{Fotosíntesis} - \text{Respiración} - \text{Excreción} - \text{Mortalidad} \\ &- \text{Depredación} \pm \text{Sedimentación} \pm \text{Flotación} - \text{Washout} \\ &+ \text{Washin} \pm \text{DifTurb} + \text{Difusión} + \left(\frac{\text{Socavación}}{3} \right) \end{aligned}$$

$$\begin{aligned} \text{Biomasa}_{\text{fito}} &= \text{Carga} + \text{Fotosíntesis} - \text{Respiración} - \text{Excreción} - \text{Mortalidad} \\ &- \text{Depredación} + \text{Sed} - \text{Socavación} \end{aligned}$$

En donde se considera como sigue. Carga: condiciones límites de carga y descarga del grupo de las algas, Fotosíntesis: tasa de fotosíntesis, Respiración: tasa de respiración, Excreción: dada por respiración, Mortalidad: dada por factores de no-depredación, Depredación: de tipo herbívora, *Washout*: la salida de los organismos del sistema, *Washin*: la entrada de organismos al sistema, Sedimentación: pérdida o ganancia de biomasa por causa de la sedimentación, Difusión: cambio de biomasa del hipolimnio al epilimnio por la capacidad de flotación algal, *DifTurb*: difusión turbulenta, Socavación: la socavación entre la erosión algal y Sed: sedimentación de fitoplancton y perifiton.

En cuanto a la categoría de los animales, los factores que se toman en cuenta para el cálculo del cambio de biomasa en función al tiempo son los siguientes:

Biomasa_{animal}

$$= \text{Carga} + \text{Consumo} - \text{Defecación} - \text{Respiración} - \text{Pesca} \\ - \text{Depredación} - \text{Excreción} - \text{Mortalidad} - \text{Depredación} \\ - \text{Desove} \pm \text{Difusión} - \text{Washout} + \text{Washin} \pm \text{Migración} \\ + \text{Crecimiento} - \text{Arrastre}$$

Donde los parámetros toman en cuenta Carga: carga de biomasa de animales, Consumo: consumo de alimentos, Defecación: de alimentos no asimilados, Respiración, Pesca: pérdida de organismos por causa de la pesca, Excreción, Mortalidad por causas de no-depredación, Mortalidad por depredación, Desove: pérdida de gametos durante el desove, *Washout*: la salida de los organismos del sistema, *Washin*: la entrada de los mismos organismos al sistema, Difusión: por el transporte, que sólo se calcula para los invertebrados pelágicos, Migración: pérdida o ganancia de biomasa por migración, Crecimiento: ganancia por crecimiento de clases de edades y tamaños, Arrastre: por el cuerpo de agua y la Tasa de crecimiento.

El cambio de biomasa es una función de todos los procesos anteriores, que están sometidos a dinámicas ambientales incluyendo a las interacciones en la red trófica. La tasa de crecimiento es calculada utilizando valores de alimentación, defecación, respiración y excreción, y es directamente afectada por la presencia de sustancias químicas, como pueden ser los plaguicidas.

El cálculo concentración de los contaminantes, AQUATOX[®] emplea el siguiente algoritmo a partir del cálculo de la biomagnificación y bioacumulación entre las algas y los animales. En este sentido, la bioacumulación se calcula a partir de la tasa de absorción y la de eliminación, que se obtienen de las siguientes ecuaciones:

$$\text{Tasa de absorción} = k1 * \text{LimitAbs} * \text{CTox} * \text{Carrier} * 1e - 16$$

$$\text{Tasa de eliminación} = k2 * \text{Tox}$$

Donde *k1* es la constante de absorción, *LimitAbs* es la tasa de sorción de las algas, *CTox* es la concentración de contaminante disuelto, *Carrier* es el compartimiento de biomasa de cada

alga, $1e-16$ es un factor de conversión, k_2 es la constante de eliminación del contaminante y, finalmente, Tox es la concentración del contaminante en función del tipo de organismo. Como ya se mencionó, AQUATOX® modela utilizando datos de toxicidad aguda con efectos letales y subletales, por lo que se sirve de LC_{50} y EC_{50} , respectivamente. En el caso de las algas, esta información es utilizada para estimar los impactos letales y subletales por afectaciones en la capacidad de llevar a cabo la fotosíntesis (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008).

Además de los factores antes mencionados, en el caso de la bioacumulación en animales se toman en consideración otras variables, como la absorción por la dieta de cada organismo y la excreción por biotransformación del contaminante, utilizando el Factor de Bioacumulación (BAF). En otras palabras, la concentración de contaminante en los organismos fotosintéticos es obtenida con base en procesos de bioconcentración, mientras los animales (categoría que en el presente modelo reúne depredadores primarios y peces) se toma en cuenta la acumulación de contaminante por procesos de bioacumulación, incluyendo, por lo tanto, la biomagnificación de la molécula por procesos tróficos. Además, para la categoría animal, se calculan efectos subletales y letales debidos a disfunciones en el crecimiento y en la reproducción, utilizando valores de EC_{50CREC} y EC_{50REPR} (Park, Clough, & Coombs Wellman, 2008).

3.2.2. Diseño de modelación y escenarios

La generación del modelo fue resultado de un proceso que se resume en el diseño de modelación (Fig. 7). Tal diagrama simplifica el procedimiento de prueba y error utilizado para la obtención de los resultados de la modelación con AQUATOX® presentados en la Sección 4.2 y sucesivamente interpretados como parte de la discusión. Como parte de los resultados se obtuvieron tres modelos, uno por cada plaguicida estudiado. Además, como ya se mencionó anteriormente, cada modelo se corrió dos veces, uno para el control de simulación y uno para el sistema perturbado. La discusión se basa en pruebas estadísticas para la comparación de las simulaciones.

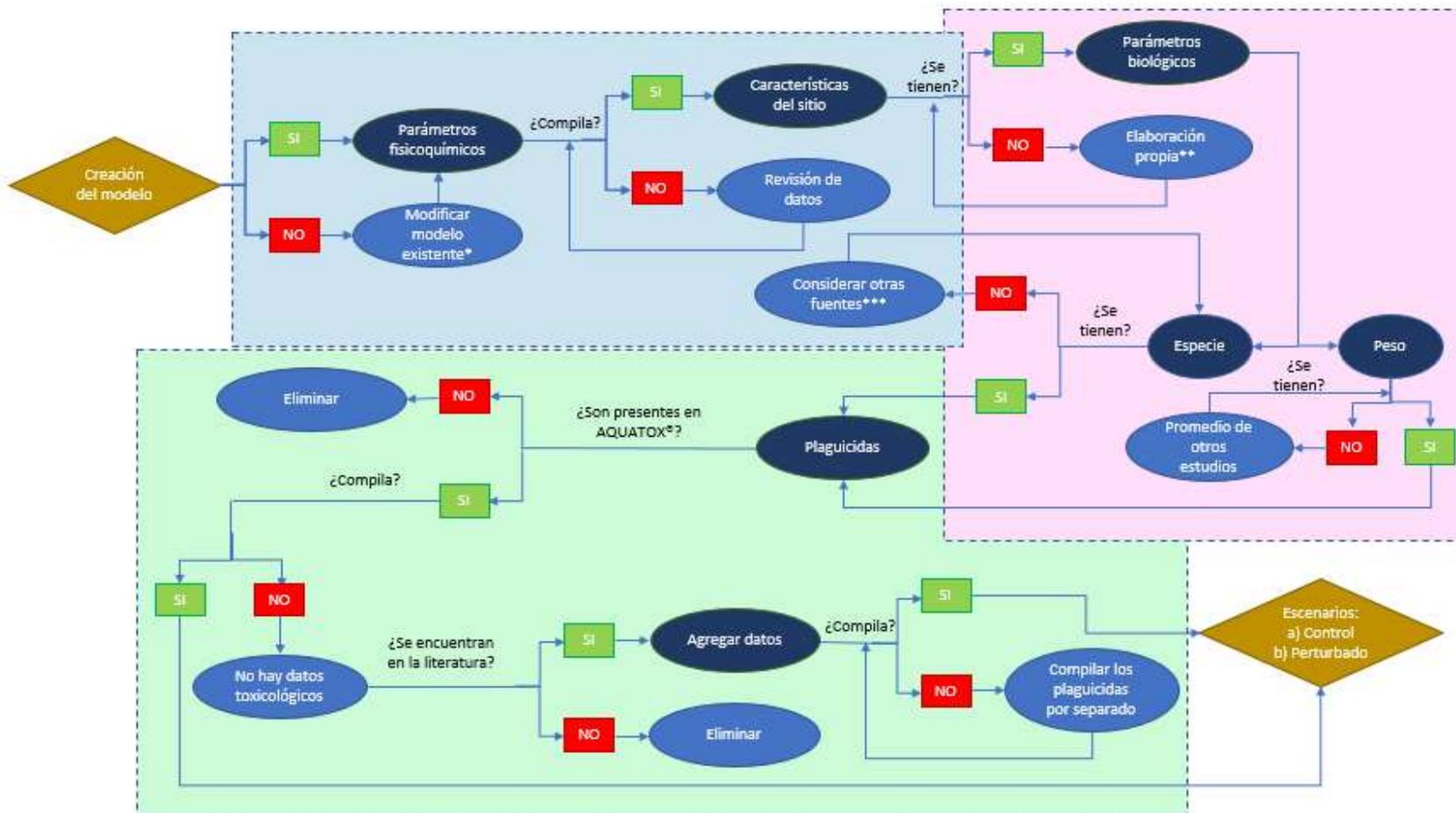


Fig. 7. Diseño de modelación. En los círculos azul oscuro los datos insertados en el modelo; en azul claro, las acciones cumplidas; las escritas en negro son las condiciones necesarias para el siguiente paso. Los rectángulos representan los pasos: en azul, el primer paso de tipo fisicoquímico; en rosa, la parte biológica; en gris, los pasos relacionados con los plaguicidas (Fuente: elaboración propia). *La manipulación de un modelo existente permite correr el modelo cada que se cambia un parámetro, lo que permite el monitoreo constante del modelo. **Elaboración a través de Google Earth® y cálculo de promedio del monitoreo ambiental. ***Lago de Chapala y otros ríos (Resultados).

3.3. Análisis estadístico

Una vez obtenido los resultados de salida de AQUATOX, los datos respecto a los modelos de simulación control *versus* de perturbación (en presencia de datos de concentraciones de plaguicidas), se aplicó un análisis comparativo de regresión con errores tipo ARMA para series de tiempo con variables no independientes. Lo anterior se hizo como alternativa a otras pruebas comparativas t de Student y Kolmogórov-Smirnov (Brockwell & Davis, 2016). Las pruebas se hicieron en RStudio (R Core Team, 2016), con paquetes *tseries*, Dickey-Fuller (“*adf.test*”) y KPSS (“*kps.test*”) (Trapletti & Hornik, 2019). Lo anterior, sirve para determinar si las series de tiempo (ts) son estacionarias, es decir, que el promedio, la varianza y la covarianza no varíen con respecto al tiempo en la serie. Una vez que se determinó que las ts fueran estacionarias, se hizo el análisis de regresión con errores tipo ARMA. Esta regresión aporta dos coeficientes “*xreg*” que se utilizaron para la Prueba de Wald. Cabe mencionar que la hipótesis nula (H_0) considera que las dos series de tiempo no son estadísticamente diferentes, mientras la hipótesis alternativa (H_1) considera que las dos poblaciones tienen biomasa diferente. En caso de que el valor absoluto obtenido de la división entre el primer *xreg* y el segundo sea mayor que 1.96, se puede rechazar la H_0 y considerar que la simulación del escenario de control difiere estadísticamente del perturbado. En caso contrario, se puede afirmar que la población no experimenta cambios cuando entra en contacto con el plaguicida en cuestión (Fig. A del Anexo).

Para visualizar las interacciones en la red trófica en presencia de los plaguicidas que se empearon para este trabajo, se elaboraron diagramas de redes tróficas empleando RStudio. Además, con la información aportada por AQUATOX[®] (*i.e.* presa, depredador y porcentaje de biomasa que se mueve del primero hacia el segundo), se utilizó el paquete *visNetwork* (Almende, Thieurmel, & Titouan, 2019) que genera una red compleja. Como la diferencia de porcentaje de biomasa es muy amplia (valores mínimos de 0.9% y valores máximos de 100%), se utilizaron los cuantiles de cada distribución para la generación de cinco clases (ver Anexo; Tabla A, Tabla B). Los resultados obtenidos fueron utilizados para obtener un mayor entendimiento de los resultados que mostraban la capacidad de bioacumulación y biomagnificación debidas a las interacciones interespecíficas y, por lo tanto, de la exposición al contaminante en la red trófica. La red trófica utilizada es diferente para cada plaguicida, pues depende de la presencia y ausencia de datos toxicológicos y la base de datos pre-programada en AQUATOX[®]. El caso del DDT es emblemático, puesto que el programa almacena datos toxicológicos de 12 organismos de los 19 modelados (Tabla 2 en la sección de Resultados). Para la modelación del clordano se utilizaron 15 organismos, mientras en el caso del dieldrín, la red trófica está compuesta por 16 (Fig. 24-26).

4. Resultados

Con base en una revisión exhaustiva se reunió información sobre la biota (animal y vegetal) y parámetros limnológicos, así como reportes de concentraciones de agroquímicos reportados en el RGS (Tabla 2). Sin embargo, no toda la información se pudo obtener, por lo que se complementó con información de cuerpos de agua adyacentes al RGS, particularmente del Lago de Chapala que es la zona de origen del río. A continuación, se presentan los datos que se usaron para alimentar al software y correr las pruebas de simulación en AQUATOX[®]. En Tabla 2, se muestran los datos que caracterizan al río Santiago en diversos aspectos: ambiental físico tales como la profundidad, pendiente, evaporación, temperatura y área, asimismo calidad de agua y de manera general la composición biótica que se ha reportado en el cauce. La información faltante se complementó con información de cuerpos de agua asociados al RGS y en su defecto con la información pre-programada en AQUATOX[®]. Tal información de AQUATOX[®] se obtuvo de estudios pre-cargados en el programa, referentes a otros ecosistemas.

Tabla 2. Variables utilizadas en el modelo AQUATOX[®].

| Parámetros fisicoquímicos | | |
|---|----------------------|-----------------------------|
| Nutrientes | Valor (mg/l) | Cita |
| Amonio (N) | 2.54 | CEA Jalisco, 2009 |
| Nitratos (N) | 0.53 e ⁻¹ | Esparza Hernández, 1996 |
| Fosfatos (P) | 0.63 e ⁻¹ | Esparza Hernández, 1996 |
| Dióxido de Carbono | 3.16 | Díaz-Vargas et al., 2005 |
| Oxígeno (OD) | 1.40 | CEA Jalisco, 2009 |
| Detritus | Valor | Cita |
| Lábiles (g/m ² seco) | 0.30 | AQUATOX [®] |
| Refractarios (g/m ² seco) | 1.00 | AQUATOX [®] |
| Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅) | 10.17 | SINA |
| Detritus particulado en condiciones iniciales (%) | 10 | AQUATOX [®] |
| D. lábiles con respecto a los refractarios (%) | 60 | AQUATOX [®] |
| Características del sitio | Valor | Cita |
| Longitud del río (km) | 475 | McCulligh et al., 2007 |
| Longitud del área de estudio (km) | 50 | -- |
| Área superficial (m ²) | 6.40 e ⁺⁹ | Elaboración propia a partir |

| | | | | |
|---|----------------------|--|-------|-------------------------|
| | | de Google Earth® | | |
| Profundidad máxima (m) | 10 | Opinión de experto (O. Arellano-Aguilar) | | |
| Profundidad media (m) | 5 | Opinión de experto (O. Arellano-Aguilar) | | |
| Inclinación (°) | 0.24 e ⁻³ | Elaboración propia a partir de Google Earth® | | |
| Latitud (°) | 20 | Google Earth® | | |
| Evaporación neta media (in./año) | 2.20 | CONAGUA, 2019 | | |
| Temperatura promedio (°C) | 21.80 | CEA Jalisco, 2009 | | |
| Velocidad del viento (m/s) | 2.08 | Álvarez, 2009 | | |
| Luz (Ly/d) | 479.02 | González, 2010; SENER 2010 | | |
| Sólidos Totales Suspendidos Promedio Anual (mg/l) | 197.12 | SINA, 2019 | | |
| pH | 7.6 | CEA Jalisco, 2009 | | |
| Parámetros biológicos | | | | |
| Organismos fotosintéticos | | | | |
| Familia | Genero | Nombre Común en AQUATOX® | Valor | Cita (Especie; Peso) |
| Stephano-Discaceae | <i>Cyclotella</i> | <i>Cyclotella nana</i> (mg/l seco) | 1.20 | AQUATOX®; Ramírez, 2007 |
| --- | --- | Diatomeas (mg/l seco) | 1.20 | AQUATOX®; Ramírez, 2007 |
| --- | --- | Algas verdes (mg/l seco) | 0.05 | AQUATOX®; Ramírez, 2007 |
| --- | --- | Algas verdes-azules (g/m ² seco) | 0.02 | AQUATOX®; Ramírez, 2007 |
| --- | --- | Dinoflagelados (mg/l seco) | 0.02 | AQUATOX®; Ramírez, 2007 |
| Depredadores primarios | | | Valor | Cita (Especie; Peso) |
| Familia | Género | Nombre Común en AQUATOX® | | |

| | | | | |
|----------------|---------------------|---|----------------------|------------------------------|
| Daphniidae | <i>Daphnia</i> | Daphnia (mg/l seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX®; Arroyo et al. 2010 |
| --- | --- | Bivalvos (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX® |
| Dogielinotidae | <i>Allorchestes</i> | Anfípodos (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX® |
| Gammaridae | <i>Gammarus</i> | Anfípodos (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX® |
| Hyalellidae | <i>Hyalella</i> | Anfípodos (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX® |
| --- | --- | Gasterópodos (g/m ² seco) | 0.80 e ⁻² | AQUATOX® |
| --- | --- | Copépodos (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻³ | AQUATOX® |
| Mysidae | Americamysis | Misidáceos (mg/l seco) | 0.80 e ⁻² | AQUATOX®; Arroyo et al. 2010 |
| Peces | | | Valor | Cita (Especie; Peso) |
| Familia | Género | Nombre Común en AQUATOX® | | |
| Cyprinidae | <i>Barbus</i> | Barbo (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻² | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |
| Catostomidae | <i>Moxostoma</i> | Matalote (g/m ² seco) | 0.10 e ⁻² | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |
| Cyprinidae | <i>Cyprinus</i> | Carpa (g/m ² seco) | 0.14 | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |
| Loricariidae | <i>Hypostomus</i> | Pez Gato (g/m ² seco) | 0.14 | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |
| Centrarchidae | <i>Lepomis</i> | Mojarra (g/m ² seco) | 6.20 | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |
| Centrarchidae | <i>Micropterus</i> | Perca atruchada (g/m ² seco) | 0.23 | AQUATOX®; Rush Miller, 2005 |

La concentración de CO₂ no está disponible para el RGS ni para el Lago de Chapala, por lo que se obtuvo del Lago Zempoala en el Estado de Morelos. Los datos de concentración de nitratos y fosfatos en el río fueron recopilados a partir de un proyecto de Esparza Hernández, 1996. Los datos de la Comisión Estatal del Agua (CEA) de Jalisco se refieren a un promedio anual (2009). En el caso de la temperatura promedio (°C), los datos insertados en el modelo fueron valores mensuales del año 2009. Los valores obtenidos del Sistema Nacional de Información del Agua (SINA) son un promedio de los valores anuales de los años 2006, 2007 y 2008; los puntos de monitoreo fueron la Presa Poncitlán, el Puente Poncitlán, Cuitzeo-Ocotlán y la Presa Derivadora Corona, todas ubicadas en los primeros 50 km del RGS. La información en la sección de parámetros biológicos se obtuvo de libros o artículos que ubican determinadas especies o grupos taxonómicos en el RGS o, en su defecto, en el Lago de Chapala. Después de una búsqueda exhaustiva, se observó que la red trófica era incompleta, puesto que faltaban la parte intermedia entre los consumidores primarios y los peces; por lo tanto, se decidió suponer que en presencia de los vertebrados más grandes ya documentados se puede probar la existencia de un ecosistema completo, que también incluya anfípodos, copépodos y gasterópodos. Los casos en que se agregó la cita "AQUATOX®", se refieren a una falta de datos; estos vacíos reflejaron la necesidad de obtener la información faltante a partir de otros estudios convalidados en AQUATOX®. Se puede observar que esta técnica se tuvo que aplicar principalmente a los datos concernientes al peso

de los organismos, que no se encontraron en otras fuentes. En las algas verdes-azules no se incluyen las cianobacterias y otros tipos de bacterias.

Respecto a los reportes de la presencia de plaguicidas en cuerpos de agua superficial de la zona sólo se encontró el reporte de Arévalo en 2008, quien reportó 10 ingredientes activos (Tabla 3). Sin embargo, por la alta actividad agrícola en la ribera suponemos que un gran número de moléculas pudieran estar dispersándose por escorrentía, sobre todo en temporada de lluvia, aunque se requiere de estudios particulares para tener una caracterización más completa.

Tabla 3. Plaguicidas en agua en los años 2004-2005 (Fuente: Arévalo, 2008).

| Plaguicida | Concentración en 2004 - sequía (µg/l) | Concentración en 2004 - lluvia (µg/l) | Concentración en 2005 - sequía (µg/l) | Concentración en 2005 - lluvia (µg/l) |
|-----------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Lindano | 0.230 | 0.230 | 0.230 | 0.230 |
| Aldrín | 0.040 | 0.003 | 0.003 | 0.003 |
| Dieldrín | 0.050 | 0.003 | 0.003 | 0.003 |
| Clordano | 0.030 | 0.030 | 0.020 | 0.030 |
| DDT | 0.060 | 0.100 | 0.100 | 0.100 |
| Hexacloro benceno | 0.010 | 0.010 | 0.100 | 0.100 |
| Heptacloro | 0.050 | 0.001 | 0.003 | 0.014 |
| Epóxido de heptacloro | 0.040 | 0.030 | ND* | ND* |
| 2,4 D | 0.200 | 5.000 | 3.000 | 3.000 |
| Motoxi-cloro | 0.220 | 2.000 | 2.000 | 2.000 |

*ND: sin dato.

4.1. Resultados de la modelación en AQUATOX®

El resultado de la simulación obtenida en AQUATOX mostró que los tres plaguicidas organoclorados clordano, dieldrín y DDT tienden a una reducción de la concentración a lo largo del tiempo, siguiendo un comportamiento diferencial entre las temporadas de estiaje y de lluvia. En el caso del DDT, la reducción de su concentración es sostenida hasta llegar a un nivel de cero al igual que en el caso del dieldrín (Fig. 8).

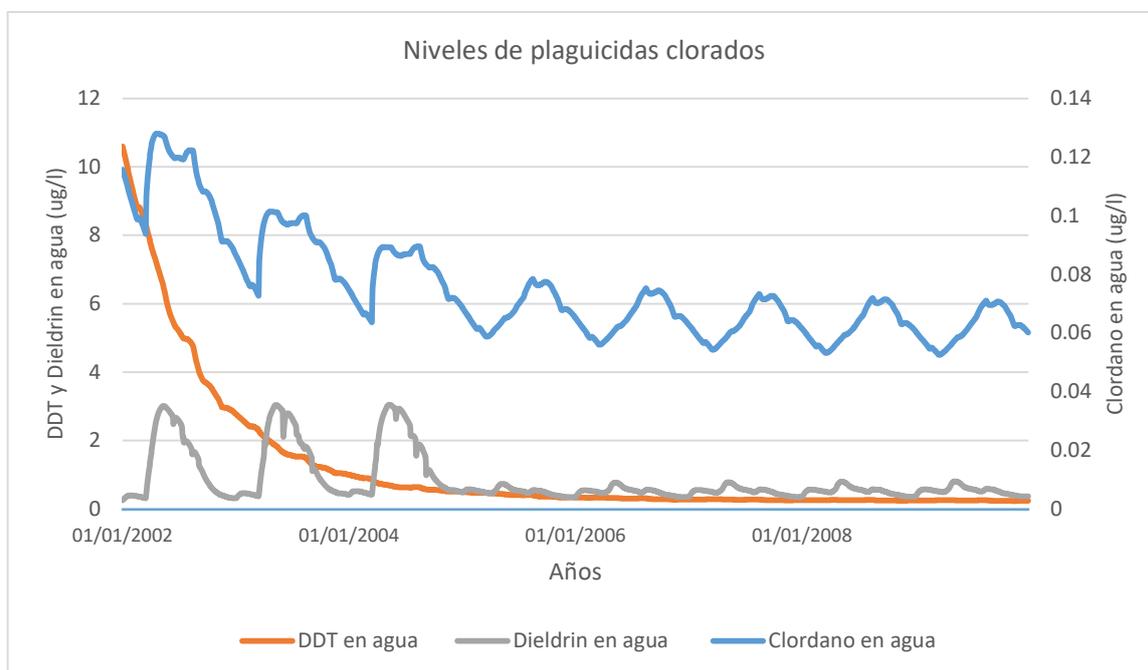


Fig. 8. Niveles de plaguicidas clorados en agua. En naranja, el DDT; en gris, el dieldrin; en azul, el clordano. Nótese que la escala en el margen derecho sólo corresponde al clordano, agregada para que fuera visible el comportamiento cíclico del contaminante.

Una ventaja del modelo es la simulación respecto a la probable distribución de agentes tóxicos entre compartimentos bióticos. Lo anterior se pudo obtener para los tres plaguicidas seleccionados y cuyos resultados se presentan a continuación.

Bajo las condiciones que se establecieron inicialmente en el modelo AQUATOX[®], la simulación no mostró cambios respecto a la biomasa de organismos fotosintéticos entre los modelos de control y perturbado (en presencia de un compuesto químico) (Fig. 9).

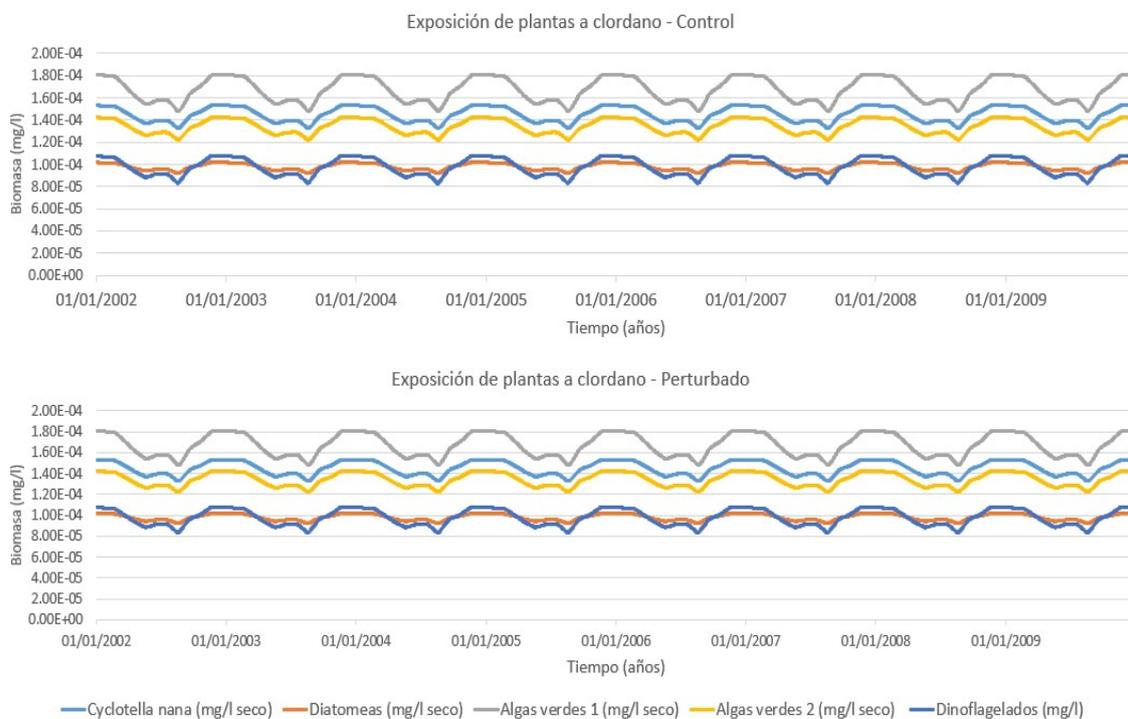


Fig. 9. Biomasa de organismos fotosintéticos a lo largo del tiempo, con simulación de control (arriba) y perturbado con clordano (abajo). Las diferentes especies se identifican con colores diferentes.

Respecto a la concentración de clordano en organismos fotosintéticos se observó una reducción de los niveles de manera progresiva a lo largo del tiempo. El comportamiento responde coincidentemente con los cambios en las condiciones temporales de estiaje y lluvias (Fig. 10). En el caso de la comparación entre la simulación de control y perturbada por el clordano, con respecto a la biomasa de depredadores primarios, AQUATOX[®] arrojó un comportamiento similar a lo largo del tiempo excepto al inicio del periodo de ingreso del compuesto. En la Fig. 11, se observa un cambio en la biomasa del grupo de anfípodos, en relación con el modelo de simulación control (Fig. 11).

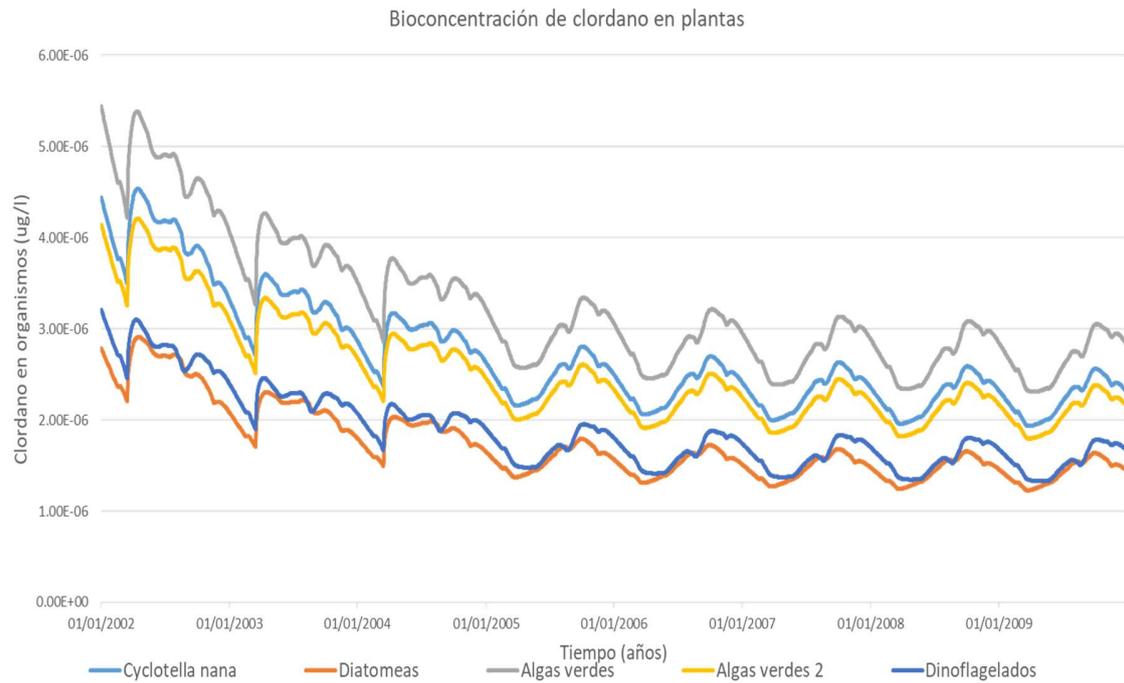


Fig. 10. Concentración de clordano en organismos fotosintéticos.

Al observar la concentración del clordano en el grupo de depredadores primarios, la simulación sugiere que los copépodos es el grupo más afectado (Fig. 12). A nivel de vertebrados no hay cambios en la composición de la biomasa entre el modelo control y el modelo perturbado (Fig. 13). En cuanto al grupo de peces, el modelo predice una concentración mayor en géneros como *Cyprinus*, *Hypostomus* y *Moxostoma* (Fig. 14).

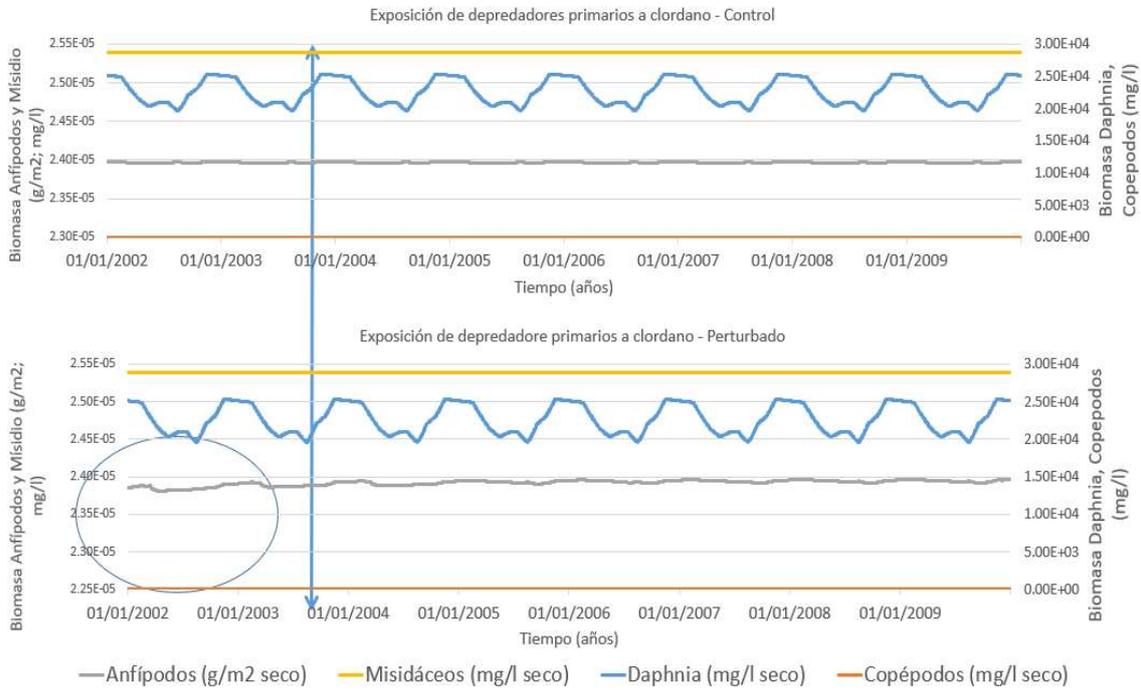


Fig. 11. Biomasa de depredadores primarios con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por clordano (gráfico inferior). En el círculo (delimitado por una línea vertical), la biomasa de anfipodos en la simulación perturbada visiblemente diferente de la de control. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la Daphnia sp. y a los copépodos.

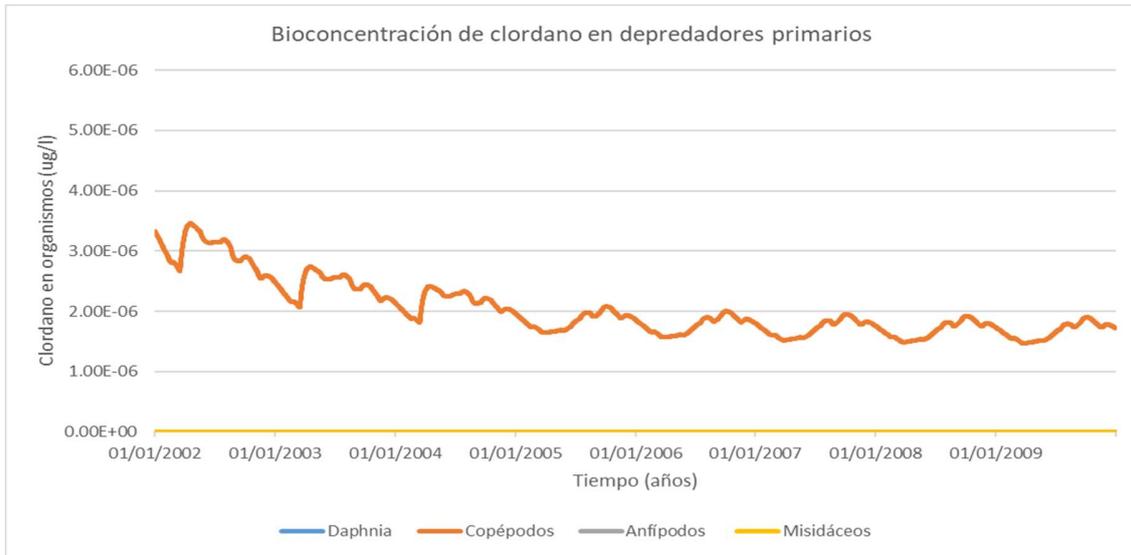


Fig. 12. Concentración de clordano en depredadores primarios. Sobrepuestos a la línea amarilla, se encuentran los Misidáceos, los Anfipodos y el género Daphnia.

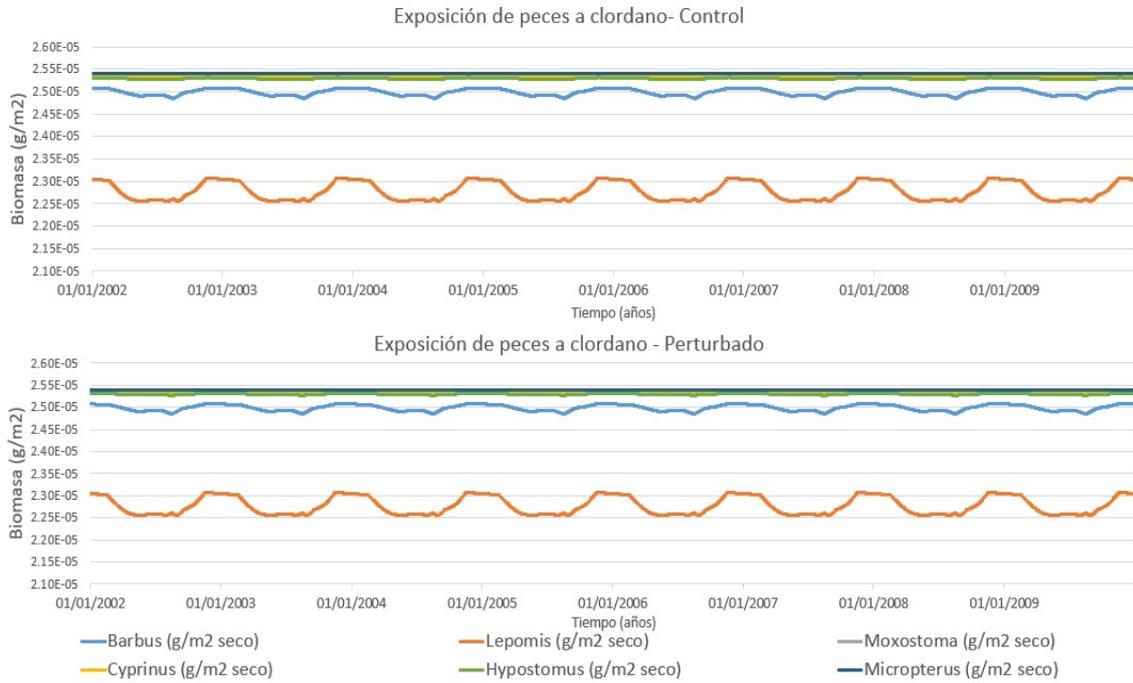


Fig. 13. Exposición de peces con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por clordano (gráfico inferior).

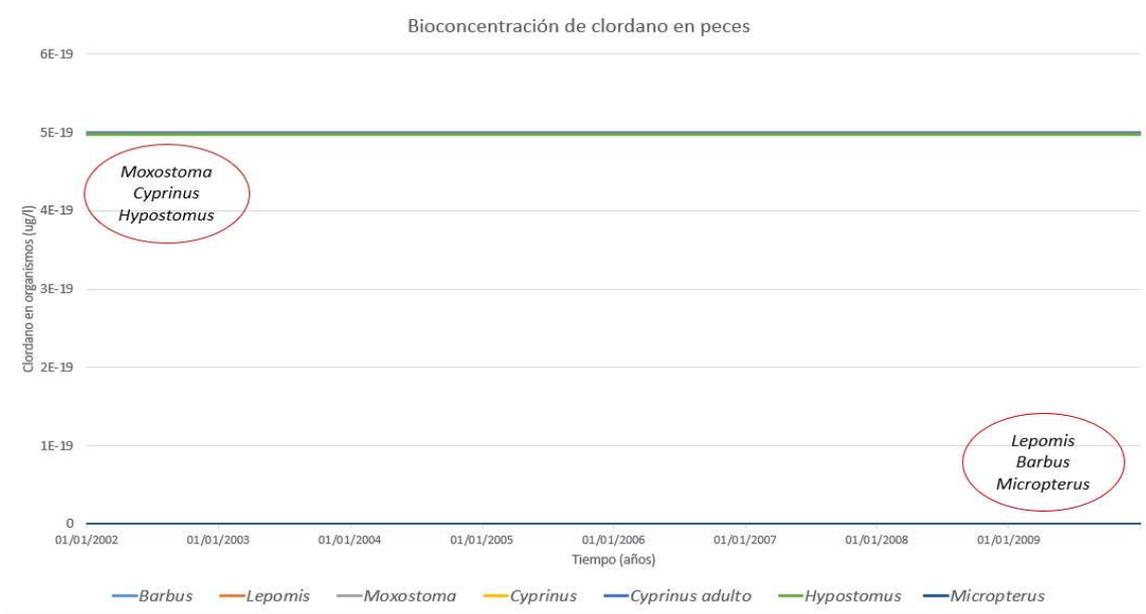


Fig. 14. Concentración en peces por clordano. En la línea verde, se pueden incluir el género Moxostoma (Redhorse), Cyprinus (Carp y adult Carp) y Hypostomus (Catfish), mientras la línea azul incluye los géneros Barbus (Shiner), Lepomis (Bluegill) y Micropterus (Bass).

Al contrastar los modelos control y perturbado en presencia de DDT, no hubo cambios sustanciales en cuanto a la biomasa de organismos fotosintéticos (Fig. 15). En cuanto a la concentración del DDT en organismos fotosintéticos, fue claro una reducción en los niveles en todos los grupos que considera AQUATOX® en la simulación (Fig. 16).

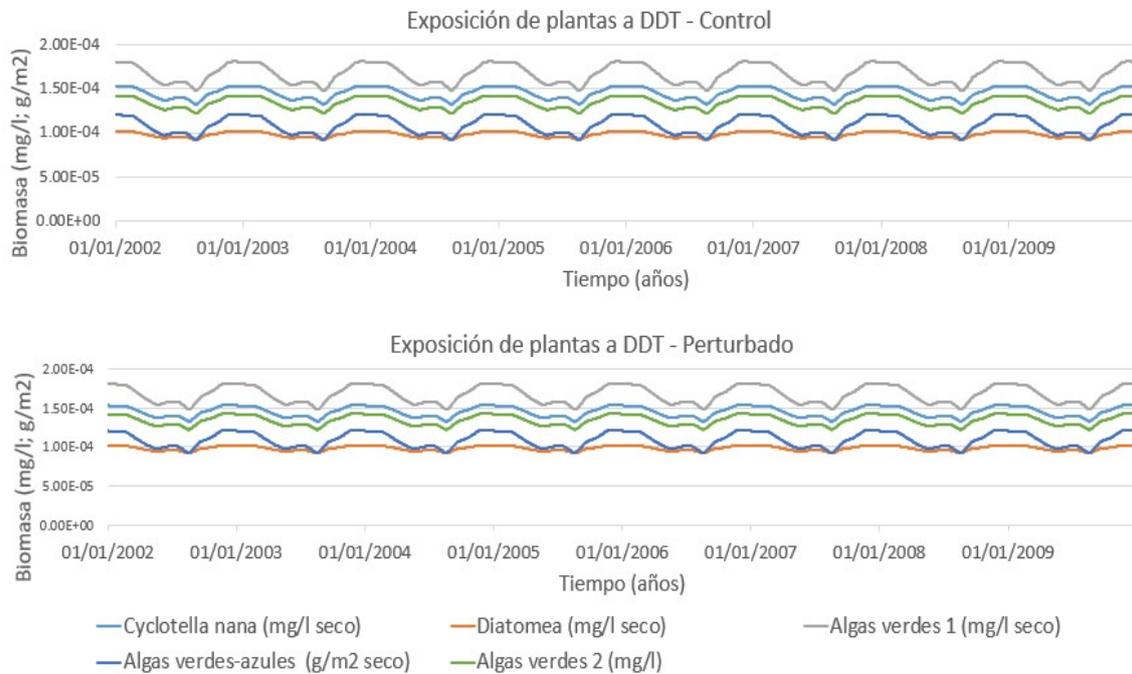


Fig. 15. Biomasa de organismos fotosintéticos con simulación de control (arriba) y perturbado con DDT (abajo).

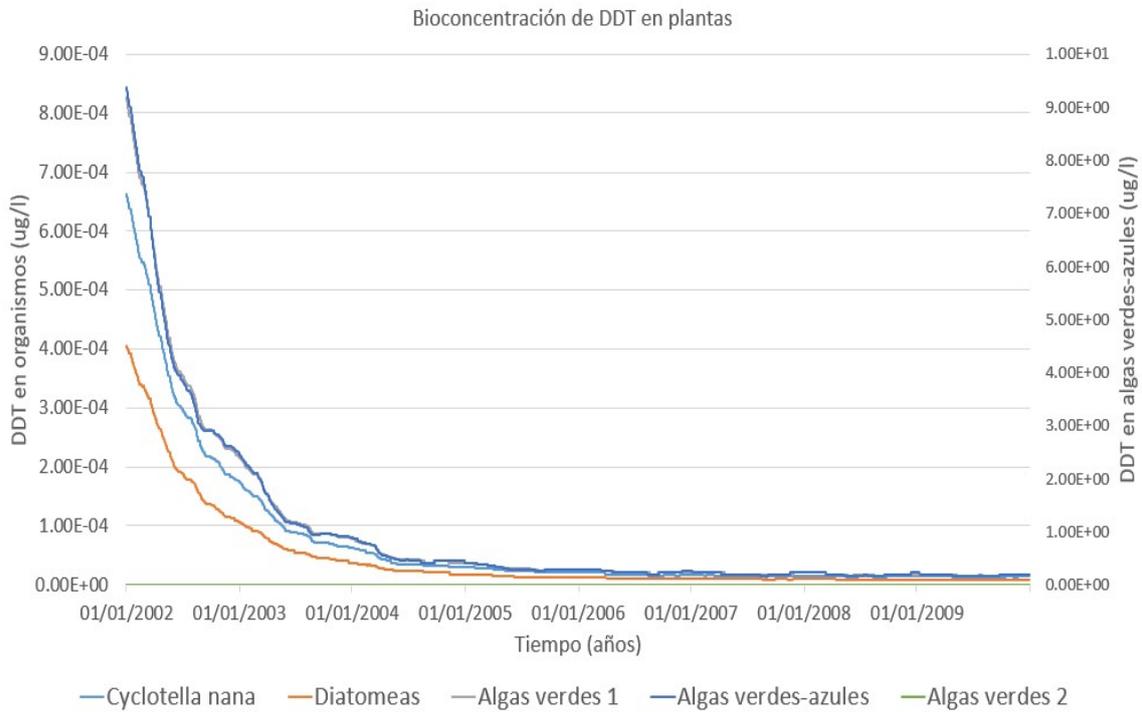


Fig. 16. Concentración de DDT en organismos fotosintéticos. Las algas verdes 1 y 2 se refieren a especies diferentes, no especificadas por el modelo. Nótese que las escalas son diferentes, debido a las diferencias en la bioconcentración de las algas verdes-azules, que son más altas.

Por otro lado, contrastando la biomasa de la fauna entre el modelo control y el perturbado, no hay cambios sustanciales (Fig. 17). Sin embargo, a diferencia del clordano, la bioacumulación del DDT es más probable que esté presente en grupos como *Daphnia*, *Moxostoma*, *Cyprinus* e *Hypostomus* (Fig. 18).

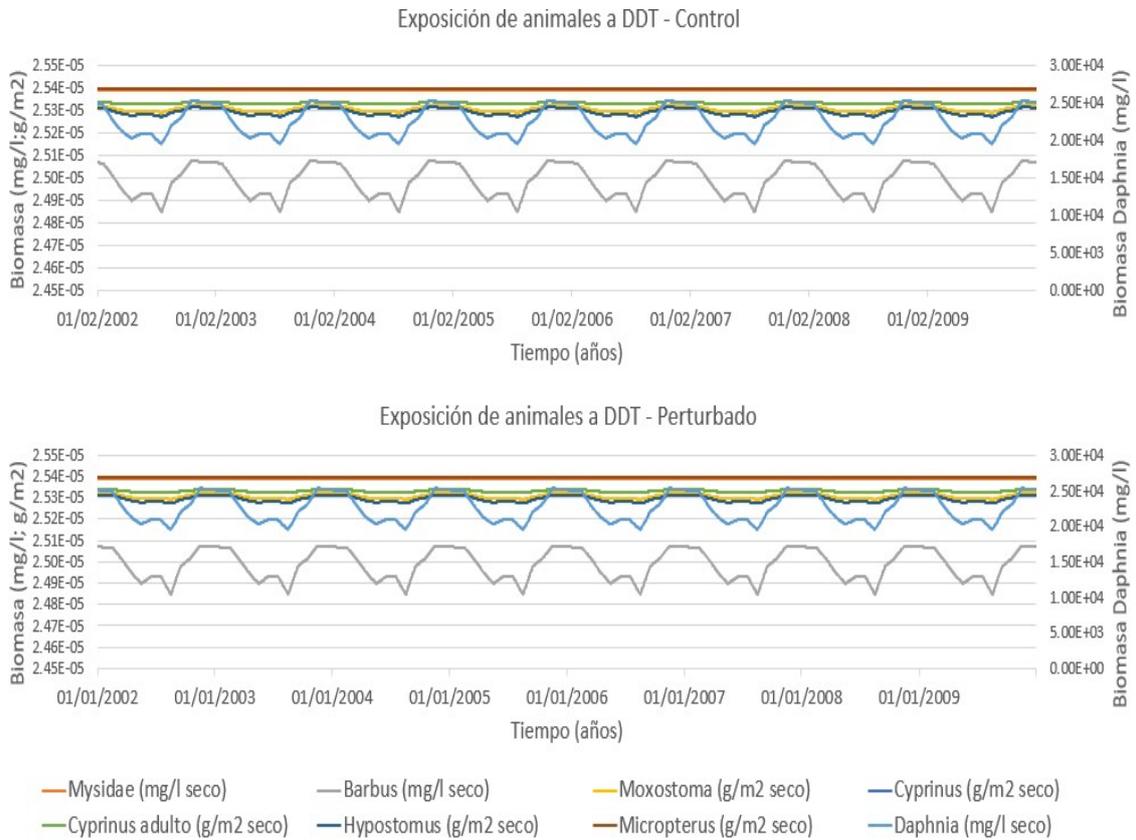


Fig. 17. Biomasa de animales con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por DDT (gráfico inferior). En este caso, se presentan depredadores primarios y peces en la misma gráfica. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la Daphnia sp., puesto que su biomasa es mayor que en los demás organismos.

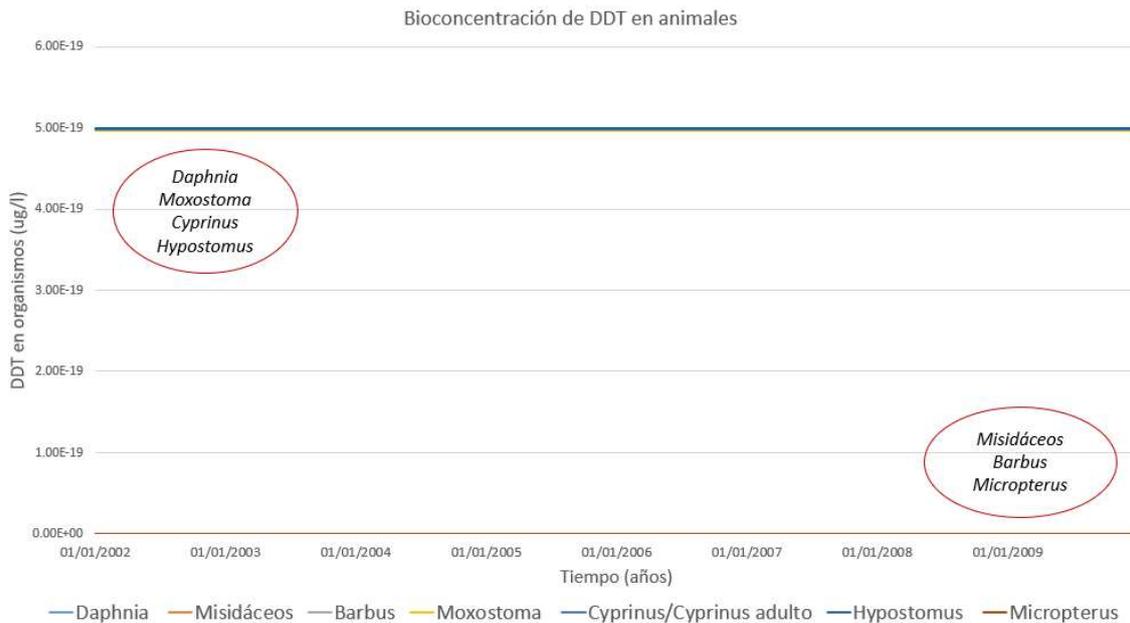


Fig. 19. Concentración en peces por DDT. En la línea azul, se pueden incluir el género *Daphnia*, *Moxostoma* (Redhorse), *Cyprinus* (Carp y adult Carp) y *Hypostomus* (Catfish), mientras la línea café incluye los géneros *Barbus* (Shiner), *Misidáceos* (Mysid) y *Micropterus* (Bass).

Finalmente, el dieldrín tiene un comportamiento muy particular en relación con los otros organoclorados, al menos respecto a la distribución entre compartimentos ambientales y bióticos. En la Fig. 19 se muestra la distribución del dieldrín de acuerdo con la simulación de AQUATOX[®], que está presente en la columna de agua, en animales y detritus que muestra cambios en las concentraciones en función de los periodos de sequía y lluvia.

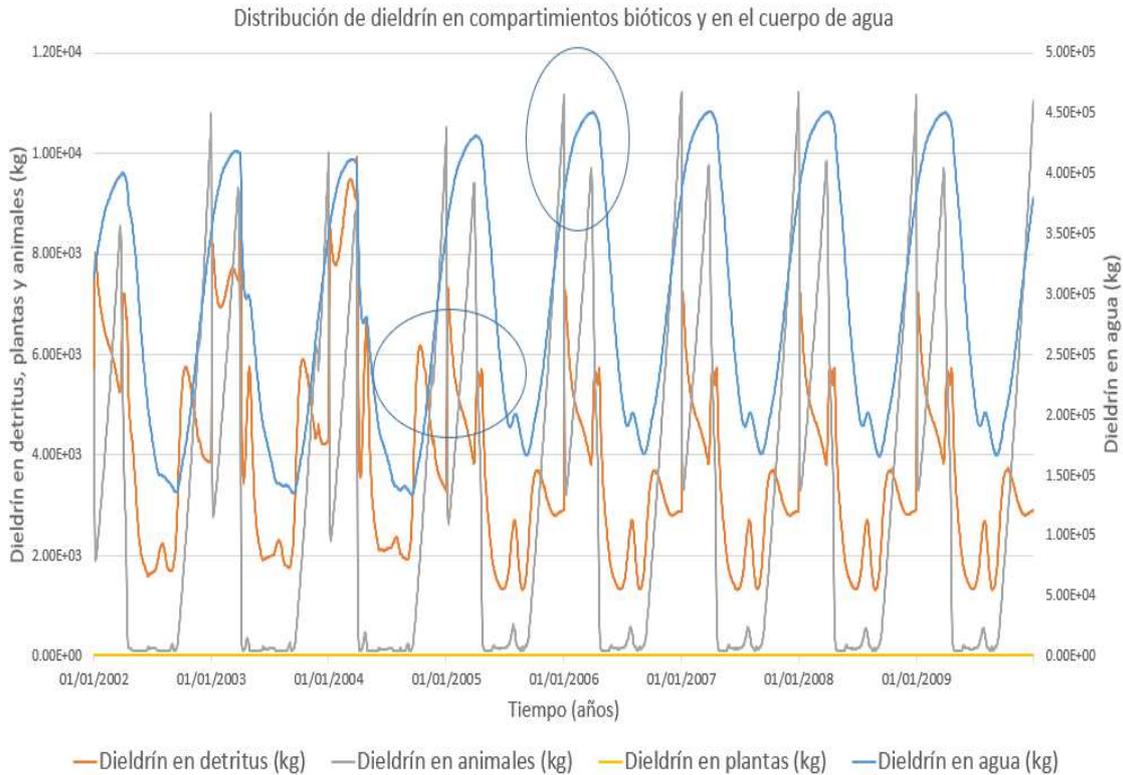


Fig. 19. Distribución del dieldrín en diferentes compartimientos: agua (en azul), biota (en amarillo y gris) y detritus (en naranja). Los círculos identifican aspectos interesantes de la relación entre las series de tiempo. Nótese que la escala en el margen derecho corresponde al compartimiento agua.

En cuanto a la comparación entre los modelos control y perturbado, no se observan cambios sustanciales en la biomasa de los organismos fotosintéticos (Fig. 20). Sin embargo, respecto a la bioconcentración aunque es baja, los grupos de algas verde-azules y los grupos *Cyclotella* y dinoflagelados muestran incremento del primer periodo de exposición en concentraciones muy bajas (Fig. 21). Mientras que los depredadores primarios no muestran cambios ante la presencia del dieldrín (Fig. 22).

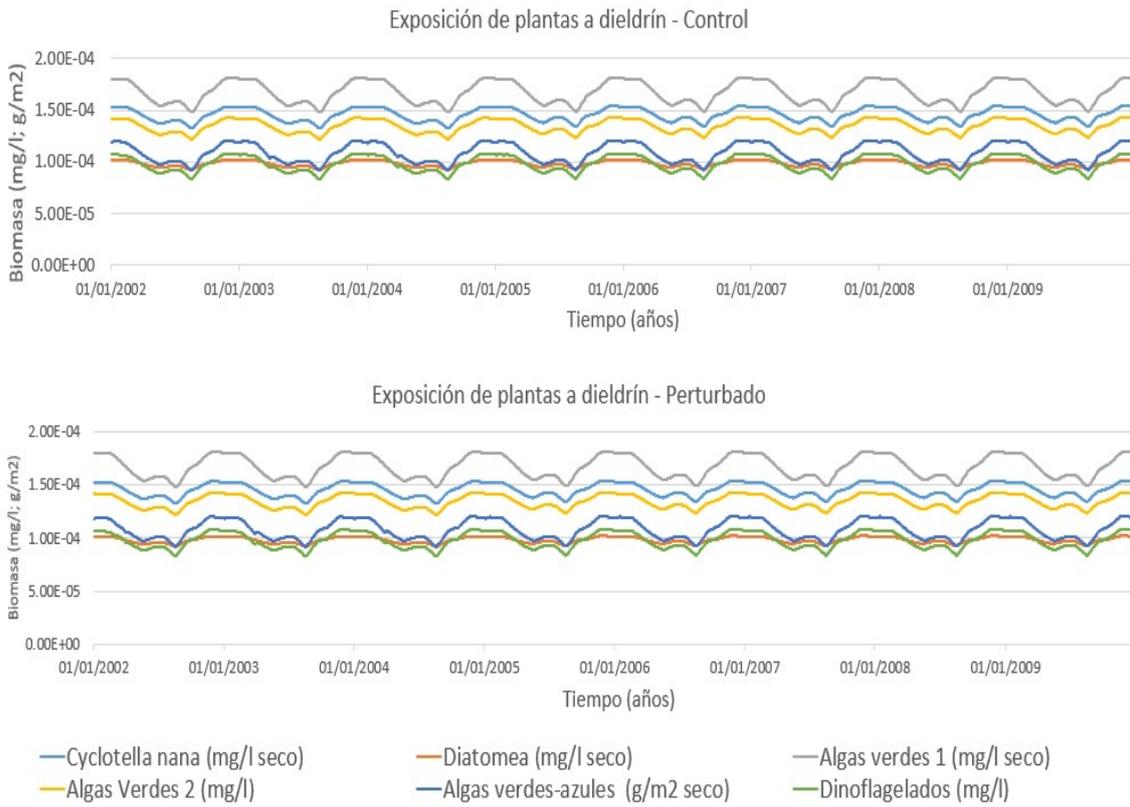


Fig. 20. Biomasa de organismos fotosintéticos con simulación de control (gráfico superior) y perturbado con dieldrín (gráfico inferior).

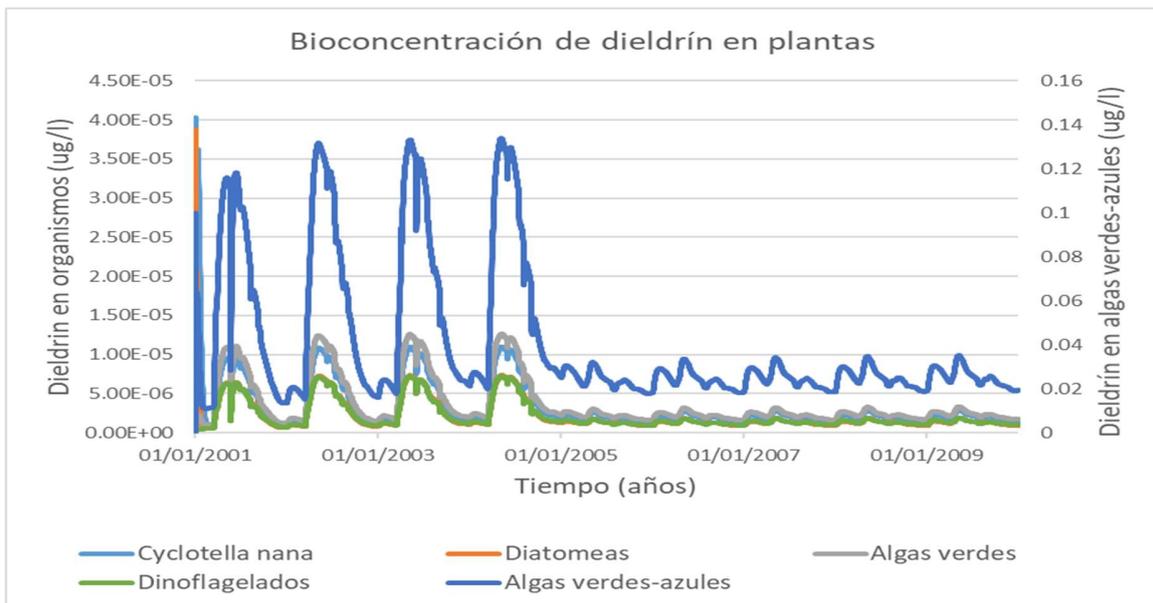


Fig. 21. Concentración de dieldrín en organismos fotosintéticos. Nótese que las escalas son diferentes, debido a las diferencias en la bioconcentración de las algas verdes, que son más altas.

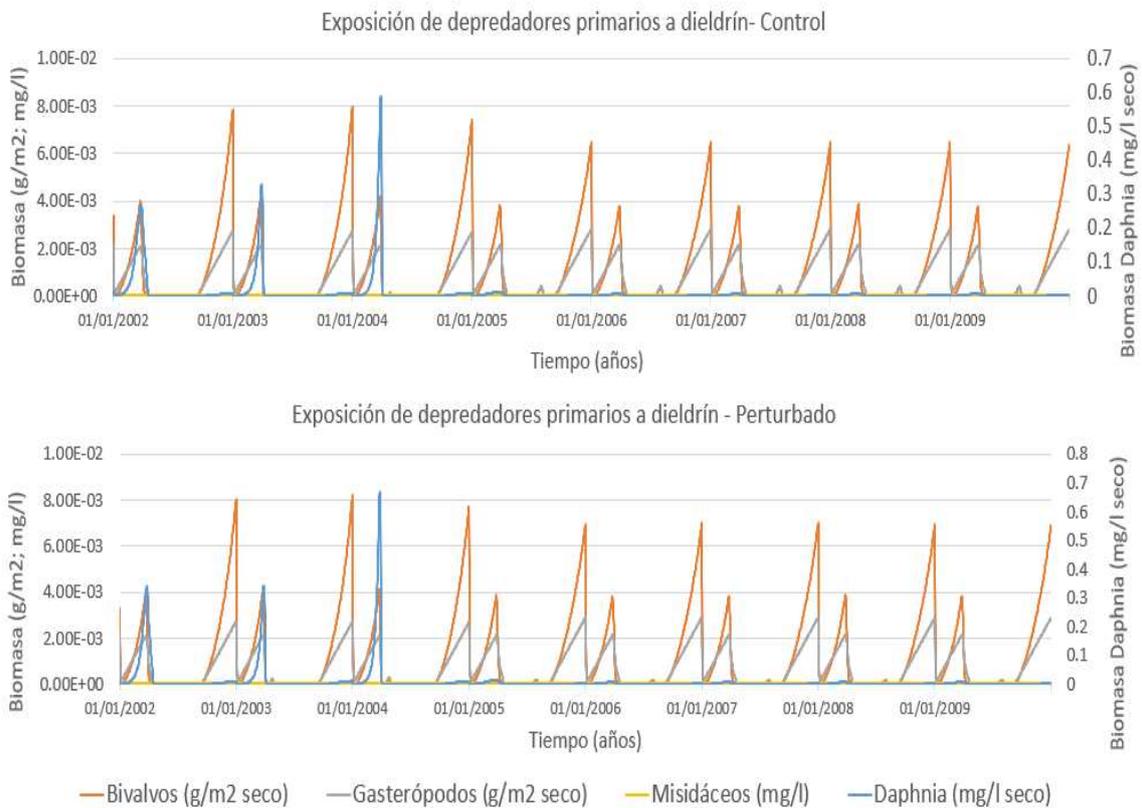


Fig. 22. Biomasa de depredadores primarios con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por dieldrín (gráfico inferior). Nótese que la escala en el margen derecho corresponde a la biomasa de la *Daphnia* sp.

Vale la pena observar que el modelo predice una bioacumulación en grupos de depredadores primarios tales como gasterópodos y misidáceos (Fig. 23). En cambio, respecto a la biomasa del grupo de peces, al contrario de los casos anteriores, entre el modelo control y perturbado se observaron variaciones para la mayoría de los organismos considerados en el modelo.

Particularmente, el género que responde a la presencia de dieldrín es el *Moxostoma*, seguido por una disminución constante en la biomasa del *Barbus* y por una variación en los valores máximos de los géneros *Cyprinus* e *Hypostomus* (Fig. 24). Al observar la bioacumulación, el dieldrín muestra una concentración superior en grupos como *Hypostomus*, *Cyprinus* y *Barbus* (Fig. 25).

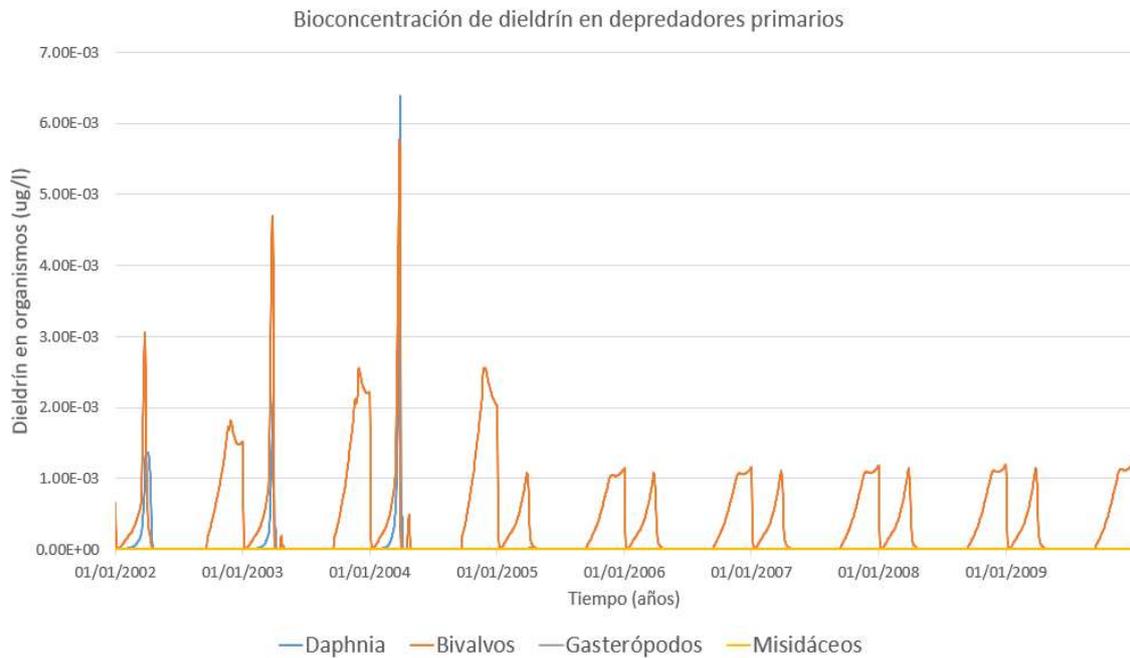


Fig. 23. Concentración de dieldrín en depredadores primarios. Los gasterópodos se sobreponen casi totalmente en comparación con los misidáceos.

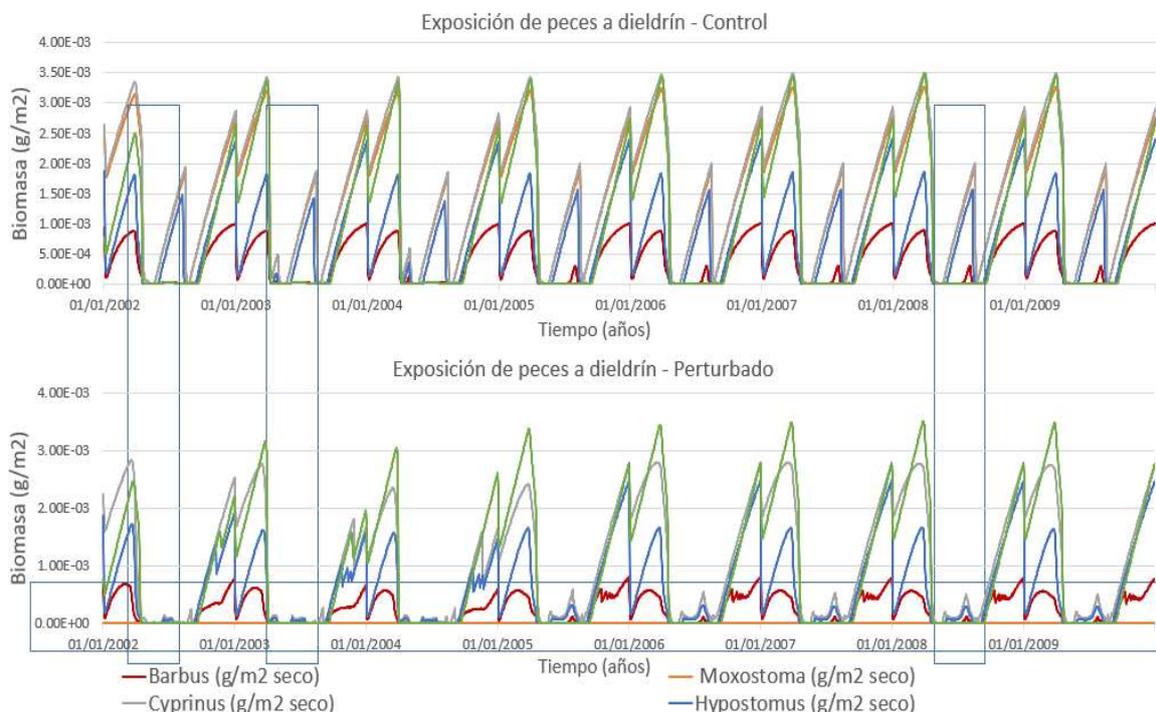


Fig. 24. Biomasa de peces con simulación de control (gráfico superior) y perturbado por dieldrín (gráfico inferior). Los rectángulos señalan aspectos importantes de las variaciones de biomasa.

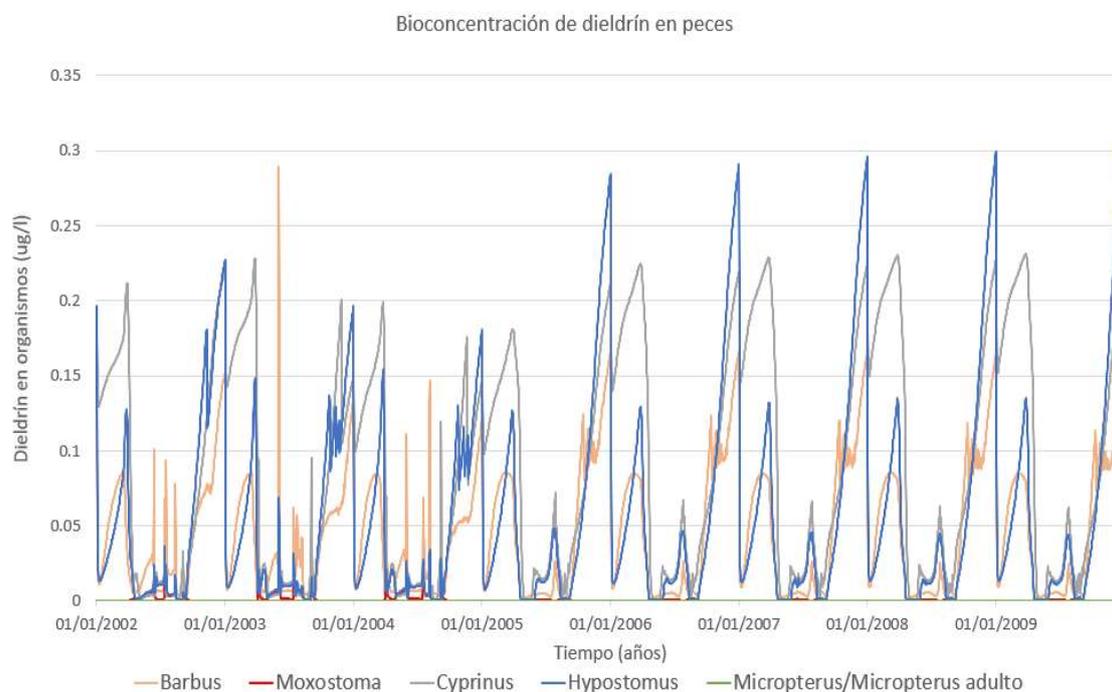


Fig. 25. Concentración de dieldrín en peces.

4.2. Resultados del análisis estadístico

Como se puede notar en la sección anterior, AQUATOX arroja información gráfica que permite analizar y comparar visualmente entre modelos perturbados y no perturbados ante un agente químico seleccionado. Sin embargo, para determinar si los cambios que se observan en algunos casos son estadísticamente significativos, se aplicó un análisis de regresión tipo ARMA (ver Sección Método). A continuación, se muestran los resultados que indican que no hubo ningún cambio significativo por grupo taxonómico, en relación con el modelo control vs perturbado en presencia de clordano en la serie de tiempo completa. El mismo resultado se obtuvo para el caso del plaguicida DDT, por lo que se omiten las tablas correspondientes. Para el caso del dieldrín, sus efectos se observaron únicamente en el grupo de vertebrados (Tabla 7).

Tabla 4. Regresión con errores tipo ARMA de organismos fotosintéticos para los modelos control vs modelo perturbado con clordano.

| Grupo de organismos fotosintéticos | Resultados de la regresión |
|------------------------------------|--------------------------------|
| <i>Cyclotella nana</i> | Estad.* No diferentes (Paso 2) |
| Diatomea | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| Algas verdes 1 | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| Algas verdes 2 | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| Dinoflagelados | Estad. No diferentes (Paso 2) |

*Estad: Estadísticamente

Tabla 5. Regresión con errores tipo ARMA aplicada a peces modelo control vs modelo perturbado con clordano.

| Grupo de peces | Resultados |
|---|-------------------------------|
| <i>Barbus sp.</i> (Shiner) | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Lepomis sp.</i> (Bluegill) | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Moxostoma sp.</i> (Redhorse) | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Hypostomus sp.</i> (Catfish) | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Cyprinus sp./ Cyprinus</i> adulto (Carp) | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Micropterus sp.</i> (Bass) | Estad. No diferentes (Paso 2) |

Tabla 6. Regresión con errores tipo ARMA aplicada a depredadores primarios modelo control vs modelo perturbado con clordano.

| Depredadores primarios | Resultados |
|------------------------|-------------------------------|
| Anfípodos | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| Misidáceos | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| <i>Daphnia sp.</i> | Estad. No diferentes (Paso 2) |
| Copépodos | Estad. No diferentes (Paso 2) |

Tabla 7. Regresión con errores tipo ARMA aplicada para depredadores primarios modelo control y perturbado con dieldrin.

| Peces | Resultados |
|--------------------------------------|----------------------------|
| <i>Barbus sp.</i> (Shiner) | Estad. Diferentes (Paso 1) |
| <i>Moxostoma sp.</i> (Redhorse) | Estad. Diferentes (Paso 2) |
| <i>Hypostomus sp.</i> (Catfish) | Estad. Diferentes (Paso 1) |
| <i>Cyprinus sp.</i> (Carp) | Estad. Diferentes (Paso 1) |
| <i>Micropterus sp.</i> Adulto (Bass) | Estad. Diferentes (Paso 1) |
| <i>Micropterus sp.</i> (Bass) | Estad. Diferentes (Paso 1) |

Para poder identificar trayectorias entre las interacciones en la red trófica en función de la dirección del desplazamiento de biomasa entre organismos fotosintéticos, depredadores primarios y peces, se presentan a continuación los diagramas correspondientes para cada modelo perturbado por la presencia del plaguicida (Fig. 26 a 28). El ancho de la línea que se observa en las figuras, indica el porcentaje de biomasa de un grupo taxonómico a otro. Este tipo de análisis y modelo conceptual de interacciones permite identificar de donde se obtiene la biomasa dentro de la red trófica particular.

Cabe mencionar que no se reunieron todos los datos ecotoxicológicos para poder hacer una comparación del comportamiento de la red trófica entre los tres plaguicidas. Por tanto, las redes tróficas que se muestran a continuación (Fig. 26 a 28), únicamente pueden ser analizadas para cada uno de los casos de plaguicidas individuales.

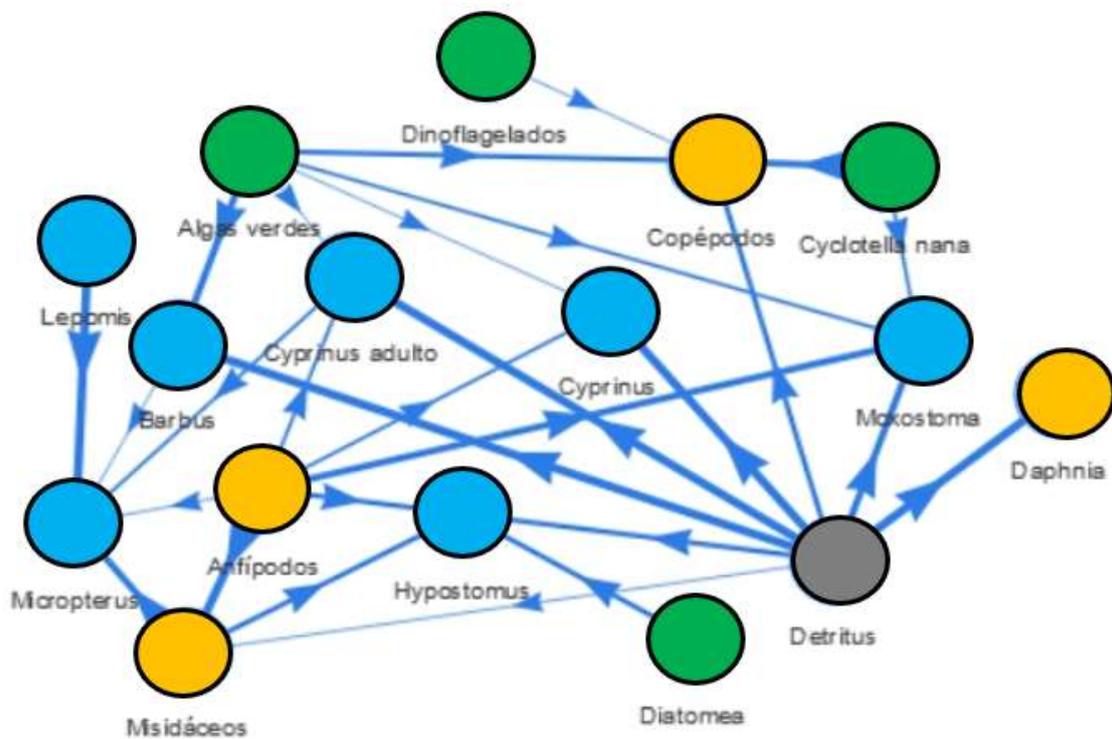


Fig. 26. Red trófica utilizada para la modelación del clordano. En gris el detritus, en verde los organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño de las flechas indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo. Cyprinus está dividido en etapa juvenil y adulta, determinada por la edad y por la longitud del cuerpo.

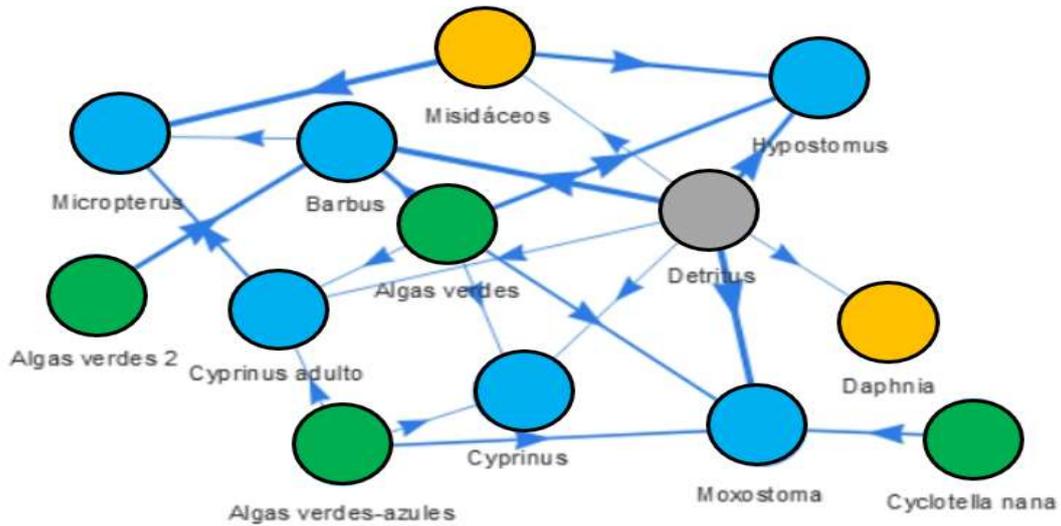


Fig. 27. Red trófica utilizada para la modelación del DDT. En gris el detritus, en verde los organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño de la flecha indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo.

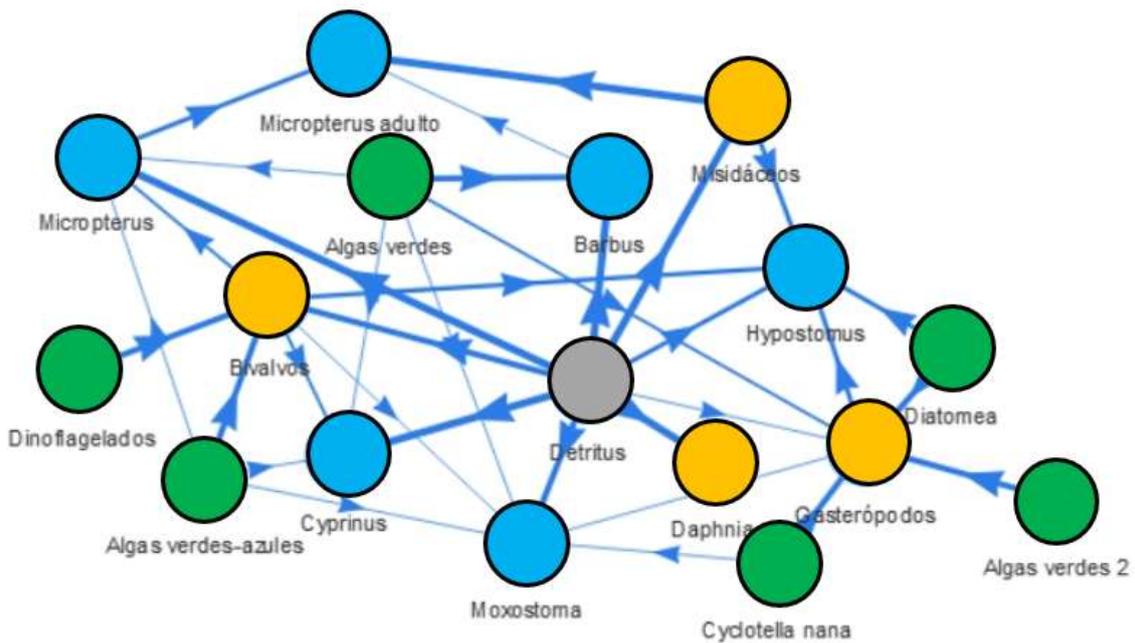


Fig. 28. Red trófica utilizada para la modelación del dieldrín. En gris el detritus, en verde los organismos fotosintéticos, en amarillo los depredadores primarios, en azul los peces. Las flechas apuntan hacia la dirección del movimiento de biomasa de un organismo a otro, mientras el tamaño de las flechas indica el porcentaje de biomasa que se desplaza (Fuente: Elaboración propia, datos: AQUATOX®) según la clasificación de la Tabla b. del Anexo.

Al comparar los resultados entre la serie de tiempo y las trayectorias de la movilidad de la biomasa al interior de las redes tróficas que muestra AQUATOX[®] se puede destacar que, mientras las pruebas estadísticas en las series de tiempo no mostraron diferencias en general, la biomasa nos permite entender que un grupo de peces aumenta en abundancia porque una presa, al desaparecer del sistema por efecto de la posible toxicidad del compuesto tiene impacto en la composición de biomasa dentro de la red trófica.

Lo anterior se puede constatar con la diferencia de biomasa de depredadores primarios y peces entre las simulaciones de control y el sistema perturbado. La importancia de los resultados que arroja AQUATOX[®] gráficamente reside en la posibilidad de conocer los tipos de variaciones (negativas o positivas) en las biomazas (Figs. 29 y 30). En otras palabras, mientras las pruebas estadísticas indican si hay o no una diferencia, las gráficas (Fig. 29) muestran si la biomasa aumenta o disminuye en el tiempo, comparando la simulación de control y la perturbada.

Los picos positivos exhiben una mayor biomasa después de la perturbación, mientras en caso de llegar al valor de -100%, se daría una extinción local de tal organismo. Debido a lo anterior, se puede observar los comportamientos de los diferentes organismos bajo la exposición del dieldrín en los depredadores primarios. Es decir, los Bivalvos aumentan en biomasa, la *Daphnia sp.* y los Gasterópodos varían de forma periódica y los Misidáceos no muestran cambios observables en biomasa (Fig. 29). Asimismo, en la Fig. 32 disminuyen en biomasa los géneros *Moxostoma* y *Barbus*, mientras muestran picos cíclicos el *Micropterus*, el *Cyprinus* y el *Hypostomus*. Esta gráfica no se realizó para los demás compuestos, puesto que en ningún caso se mostró una variación estadística de la biomasa.

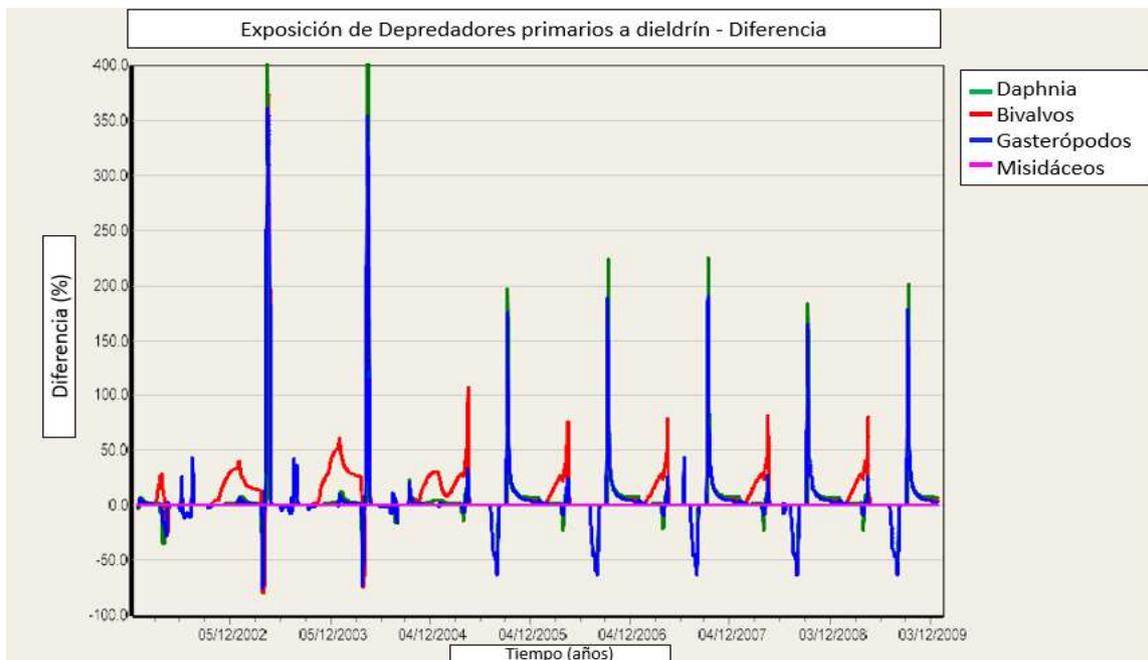


Fig. 29. Diferencia de biomasa de depredadores primarios (en porcentaje) entre simulación de control y perturbada con dieldrín.

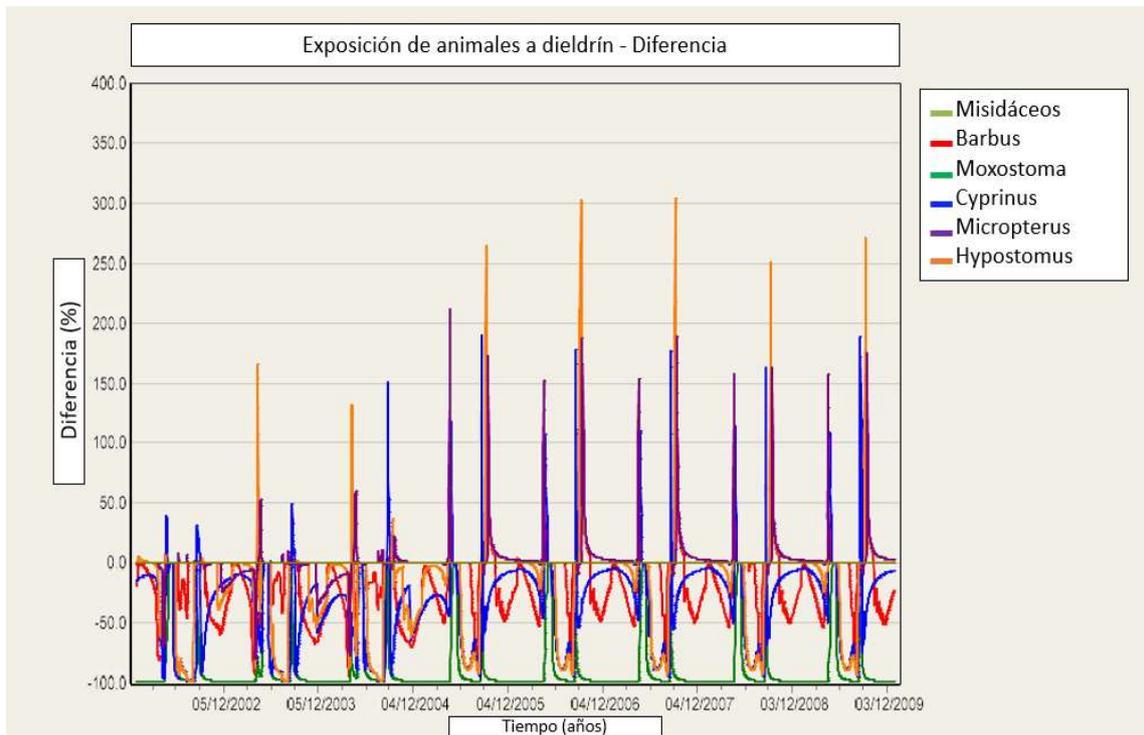


Fig. 30. Diferencia de biomasa de peces y misidáceos (en porcentaje) entre simulación de control y perturbada con dieldrín.

5. Discusión

El proceso de contaminación de cuerpos de agua superficiales es resultado de la incorporación paulatina de elementos que van deteriorando la calidad del agua, provocando cambios en los parámetros fisicoquímicos, cuyo impacto altera la integridad de los ecosistemas. La secuencia de eventos puede incluir daños puntuales en los procesos biogeoquímicos, hasta la extirpación o desplazamiento de especies y comunidades clave. Siempre ha sido un reto entender los efectos sinérgicos, aditivos o antagónicos de las complejas mezclas de compuestos químicos contaminantes. Por un lado, la diversidad de interacciones y rutas que utilizan sustancias químicas tales como los plaguicidas al entrar en contacto con el ambiente son determinantes para su destino final y los daños que causan en los seres vivos. Por el otro, a la complejidad generada por las dinámicas ambientales se suman las características fisicoquímicas y ecotoxicológicas del compuesto. Y de acuerdo con las capacidades del ambiente, se transforman o eliminan los compuestos, así como se reemplazan los componentes bióticos en la red trófica (Chapin, Matson, & Vitousek, 2011).

AQUATOX[®] es una herramienta que permite modelar tales interacciones de contaminantes en los ecosistemas para generar escenarios o eventos supuestos, al momento en que se los plaguicidas u otros compuestos químicos se incorporan al cuerpo de agua superficial. Con el objetivo de aplicar esta herramienta computacional en un caso emblemático de contaminación de cuerpos de agua superficiales mexicanos, seleccionamos las condiciones del RGS. Este río es particular, puesto que se encuentra contaminado por cientos de moléculas en condiciones de baja presencia de oxígeno, poca transparencia y altos niveles de materia y compuestos orgánicos, como el nitrógeno y el fósforo. En este sentido, el programa fue alimentado utilizando concentraciones reales de mediciones fisicoquímicas del río, donde se hicieron modelos de perturbación por la presencia de tres plaguicidas organoclorados.

El presente estudio se enfocó específicamente en la estimación de los impactos a nivel ecosistémico. Cabe mencionar que el área de estudio se seleccionó porque al ser uno de los ríos más contaminados del país, cuenta con una gran cantidad de datos disponibles, a su vez de que la fuente de contaminación por plaguicidas es esperada por la intensa actividad agrícola de los municipios colindantes. Los escenarios de impactos ecotoxicológicos derivados de estos plaguicidas se estimaron considerando los cambios en las interacciones tróficas en presencia y ausencia del plaguicida en cuestión. Este objetivo se pudo alcanzar a través de tres objetivos: (1) la recopilación de información fisicoquímica y biológica; (2) la aplicación de AQUATOX[®] y (3) la generación de posibles escenarios a través de la eliminación en el modelo de los plaguicidas presentes.

En el primer paso, los datos obtenidos fueron colectados a partir de reportes de monitoreo *in situ*, así como de diferentes estudios validados e independientes disponibles de dependencias de gobierno y el sector académico. La información que no se pudo obtener con relación al RGS, se adquirió tomando en consideración diferentes cuerpos de agua y considerando prioritario que los datos pertenecieran al mismo sistema hidrológico, cuando fuera posible.

Tomando en consideración que las limitaciones mencionadas aumentan el error del modelo y, por consecuencia, disminuyen su confianza, en este trabajo pudimos conocer áreas de oportunidad para dirigir la investigación futura hacia la colecta de los datos faltantes.

Los plaguicidas (DDT, clordano y dieldrín) que se seleccionaron para modelar los impactos ecotoxicológicos en el RGS fueron de la clase de organoclorados, una categoría de moléculas lipofílicas con afinidad por el sedimento y con alta persistencia en el ambiente. Los tres plaguicidas seleccionados actúan mediante una modalidad de contacto y no-sistémica, lo que significa que la molécula no es absorbida por las plantas cosechadas, sino que se deposita en la superficie de sus hojas y entra en contacto (por vía dérmica, respiratoria o de ingestión) con las plagas. Las características anteriores son importantes porque AQUATOX[®] permite obtener resultados en relación con organismos fotosintéticos. En particular, observamos que las condiciones ambientales que se han reportado, y que caracterizan al RGS fueron determinantes para obtener los resultados congruentes en las simulaciones. Se obtuvo que, de acuerdo con modelo computacional aplicado, no se observaron efectos visibles en la biomasa de los organismos que entran en contacto con el clordano y el DDT. En este último plaguicida, la concentración en el agua y en los organismos tiende exponencialmente a ser cero en un lapso corto de tiempo. Considerando los antecedentes en los procesos de degradación de dichos compuestos químicos, existen dos factores que están involucrados: la alta afinidad a la adsorción a partículas suspendidas en la columna de agua y en el sedimento que ocasiona una reducción de disponibilidad en la columna de agua.

Por otro lado, ambos compuestos (DDT y clordano) son biotransformados en moléculas secundarias. En el caso del DDT se generan dos sub-productos: el DDE (1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenilo)etileno) y el DDD (1,1-dicloro-2,2-bis(p-clorofenilo)etano). Según la base de datos de toxicología HSDB del Centro Nacional de Información Biotecnológica (NCBI, por su sigla en inglés), el DDT se convierte en un 95% a DDD en sistemas ribereños después de solo 24 semanas. Cuando se dispersa en un sistema anóxico, su tasa de transformación es más elevada (National Center for Biotechnology Information, 2019). En el área de estudio, donde se encuentran niveles de hipoxia, se puede fácilmente explicar la transformación rápida del contaminante parental. No obstante, los organismos podrían seguir siendo afectados por los dos compuestos secundarios que siguen persistiendo en el ecosistema. En relación con el clordano, de la misma forma, la fotodegradación aumenta hasta un 80% en ambientes intratropicales, puesto que la intensidad luminosa es mayor con respecto a otras zonas del planeta y favorece la transformación de la molécula a compuestos secundarios (National Center for Biotechnology Information, 2019). En el caso del modelo, los compuestos secundarios generados por procesos fisicoquímicos, así como los metabolitos generados por biotransformación, no se toman en consideración, generando una subestimación de los impactos ecosistémicos.

Además, es importante considerar que los datos de concentración de clordano en agua nunca rebasaron las concentraciones de efecto y letales de los organismos considerados en el modelo. En el caso de la *Daphnia sp.*, la concentración se mantiene por debajo de su NOEC (Manar, Bessi, & Vasseur, 2009). El género con mayor sensibilidad bajo una exposición de

clordano fueron los anfípodos, que mostraron una ligera reducción en biomasa cuando la concentración de contaminante en el agua fue más elevada (Fig. 9). Sin embargo, las variaciones obtenidas del modelo no fueron estadísticamente significativas (Resultados). Los resultados que arroja AQUATOX[®] nos permiten concluir que bajo las condiciones particulares del río y las concentraciones modeladas para el DDT y clordano, el mismo sistema promueve la degradación de tales moléculas, generando resultados que podrían favorecer la subestimación de los impactos en la red trófica. Cabe mencionar, finalmente, que existen otros factores que generan la subestimación de los impactos de DDT y clordano en el modelo desarrollado, como la ausencia de datos ecotoxicológicos para la mayoría de las especies presentes en el RGS. Como se explica sucesivamente, este factor se traduce en el uso de una red trófica limitada y un modelo de bioacumulación no exhaustivo.

En contraste, los resultados que se obtuvieron con respecto al dieldrín difieren de los dos compuestos anteriores debido a que esta molécula tiende a permanecer en el sistema acuático y a concentrarse a través de la red trófica, desestabilizando los equilibrios del sistema. Estos cambios no se observan en los organismos fotosintético, que a bajas concentraciones se muestran más resistentes, como también se muestra en el estudio de Vance y Drummond (1969), que utilizan dos especies de algas verdes para calcular la resistencia de estos organismos ante concentraciones menores a 1 µg/l de dieldrín. En sus resultados, las algas verdes se muestran resistentes al plaguicida, aunque su capacidad de bioconcentración del contaminante hace posible una biomagnificación en los niveles más altos de la red trófica (Vance & Drummond, 1969). Una mayor concentración de dieldrín se observó en las algas verdes-azules (ver Fig. 21). Este resultado también coincide con la literatura existente. Fatemeh y cols. (2012) reportan que el dieldrín tiene efectos diferenciales en la red trófica: las algas verdes presentan un riesgo ecológico del 10%, mientras que en las algas verdes-azules el riesgo rebasa el 90%.

Respecto a los depredadores primarios, se identificó la diferencia significativa de biomasa entre la simulación del escenario de control (gráfico superior) y el perturbado (gráfico inferior) (Figs., 22, 23 y 29). Dicha diferencia fue estadísticamente significativa entre la simulación de control y la perturbada. La simulación mostró, además, que los pequeños crustáceos (misidáceos) no mostraron cambios significativos en la biomasa. En los gasterópodos y la *Daphnia sp.*, los valores oscilaron entre positivos y negativos. Finalmente, los bivalvos muestran principalmente cambios positivos a lo largo del tiempo. Tanto *Daphnia* como los gasterópodos fueron modelados con concentraciones letales y de efecto muy elevados; el organismo más sensible como *Daphnia* registró valores considerando exposiciones de 48 horas de $LC_{50}=250$ µg/l, de $EC_{50rep}=12.5$ µg/l y de $EC_{50rec}=25$ µg/l. Estos valores son superiores a todos los de concentración que se observaron en la simulación (Fig. 23), por lo que es posible que las oscilaciones en la biomasa deriven de otros cambios en la red trófica que permiten que los depredadores primarios proliferen o sean afectados cíclicamente. Por otro lado, el aumento de la biomasa de los gasterópodos y bivalvos, por ejemplo, puede deberse a la disminución de depredadores (Fig. 23). Los gasterópodos, por ejemplo, son presas del *Hypostomus sp.* y del *Moxostoma sp.*, así como de *Cyprinus sp.*, el

Hypostomus sp. y el *Moxostoma sp.*, que ganan biomasa a partir de la depredación de los bivalvos. Dado que los peces mencionados experimentan variaciones en biomasa por la bioacumulación del dieldrín, sus presas pueden beneficiarse de la ausencia o disminución de tales depredadores.

Como se ha mencionado, la acumulación de un plaguicida organoclorado puede aumentar a lo largo de la red trófica (Chadwick & Brocksen, 1969), por lo que no se excluye que, hasta en concentraciones menores que 1 µg/l, un contaminante con las características del dieldrín pueda biomagnificarse hasta llegar a concentraciones de alto riesgo en los organismos más altos de la red trófica (Vance & Drummond, 1969). En el caso del presente trabajo, se observa esta tendencia. Estadísticamente, todos los peces presentaron modificaciones significativas respecto a la biomasa (Tabla 7). Las especies que reflejan la mayor interacción con el dieldrín son el *Barbus sp.*, el *Hypostomus sp.*, y el *Moxostoma sp.* Los primeros dos géneros se suelen encontrar en su mayoría en el fondo de los cuerpos de agua dulce, en estricto contacto con el sedimento. El dieldrín, al igual que los demás compuestos organoclorados, es muy afín a las partículas suspendidas, lo que aumenta la exposición de estos peces ante el contaminante. Además, las EC₅₀ con efectos en la reproducción y el crecimiento son menores con respecto al DDT y clordano (para el *Hypostomus sp.*, se reportan EC_{50rep}=0.45 µg/l y la EC_{50crec}=0.23 µg/l ante exposiciones de 96 h). Cabe mencionar que, aunque la concentración inicial en el agua no rebasó las concentraciones de efecto, la exposición a este OC se verificó a través de la bioacumulación y biomagnificación en la red trófica (Fig. 28). En el caso del dieldrín, la modelación se realizó con un mayor número de organismos gracias a la mayor cantidad de datos toxicológicos en el Software AQUATOX[®], por lo que se reporta un cuadro más amplio y, seguramente, más cercano a la realidad. En cambio, la escasez de datos toxicológicos en la modelación de clordano y DDT no hizo posible realizar un análisis con resultados concluyentes.

El *Moxostoma sp.* es un pez de agua dulce que representa a especies que habitan la columna de agua y, por lo tanto, se encuentra menos expuesto al sedimento y, por lo tanto, al dieldrín (Froese & Pauly, 2019). Sin embargo, los resultados de la simulación mostraron que la biomasa de estos peces cambia drásticamente entre el escenario de control y del perturbado, lo que sugiere que es un grupo muy susceptible a la exposición al plaguicida, donde su vulnerabilidad se expresaría en la disminución de este organismo hasta alcanzar su posible extinción local. En contraste, la carpa (*Cyprinus sp.*), que en la red trófica utilizada para el presente estudio, recibe la mayoría de su biomasa de los detritus; material afín al dieldrín. Es posible que este género se vea afectado, puesto que las estimaciones de EC_{50rep}=0.58 µg/l y de EC_{50crec}=0.29 µg/l. Finalmente, los resultados sugieren que el *Micropterus sp.*, no experimenta mayores afectaciones, pues sus LC₅₀ y sus EC₅₀ son más elevados.

Es de notar que la biomasa de algunos organismos se modificó en función del tiempo (Fig. 30). *Hypostomus sp.*, por ejemplo, presentó picos positivos de hasta 300% de biomasa con respecto a su condición inicial en el ecosistema perturbado. Sin embargo, en la mayoría del tiempo presentó valores negativos que llegan a alcanzar casi el -90% de diferencia, valor que

se interpreta como cercano a su extinción. Por otro lado, la biomasa de *Micropterus sp.* en dicha gráfica fue coherente con la de la Fig. 24, puesto que su biomasa no se vio afectada por el dieltrín; al contrario, se vio beneficiada por la disminución de la competencia entre depredadores con una dieta similar.

Las variaciones en biomasa del *Micropterus* y del *Hypostomus* tienen una relación inversamente positiva, puesto que la disminución de la competencia entre depredadores ambos alimentan de los organismos *Americamysis* o misidáceos (Fig. 30). Una vez eliminada o disminuida la competencia con el *Hypostomus sp.*, existe una mayor disponibilidad de presas para el *Micropterus sp.*, que tiende a proliferar.

Finalmente, cabe mencionar que las condiciones de eutrofización del cuerpo de agua, notables por los altos niveles de amonio y bajas concentraciones de oxígeno, generan condiciones altamente favorables para las especies de algas verdes y verdes-azules, que tienden a proliferar perjudicando organismos más complejos, como crustáceos y peces. Siendo el sistema más vulnerable, una concentración baja de contaminante podría de igual forma comportar un riesgo mayor, generando desbalances en las especies más arriba en la cadena trófica, como se observa en el caso de la población de peces modelada. Para ejemplificar lo anterior, a continuación, se toma un ejemplo de cómo podría variar la respuesta de una población.

Respuesta a nivel poblacional de acuerdo con la simulación de AQUATOX®

Las dinámicas poblacionales bajo un factor de estrés (i.e. contaminantes) fueron descritas por Walker y sus colegas (2006). Los autores identificaron cinco respuestas poblacionales, resumidas en la Fig. 31 (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006). En las curvas se observa: (i) una disminución de la especie, potencialmente hasta el cero, es decir hasta una extinción local; (ii) una disminución de la especie, que alcanza sucesivamente un nuevo equilibrio; (iii) un incremento inicial de la abundancia en una especie; (iv) una recuperación de la biomasa después de su disminución; (v) una recolonización del área de estudio después de una extinción local. En los últimos dos casos, la población no necesariamente regresa a los niveles anteriores al pulso de contaminación (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006).

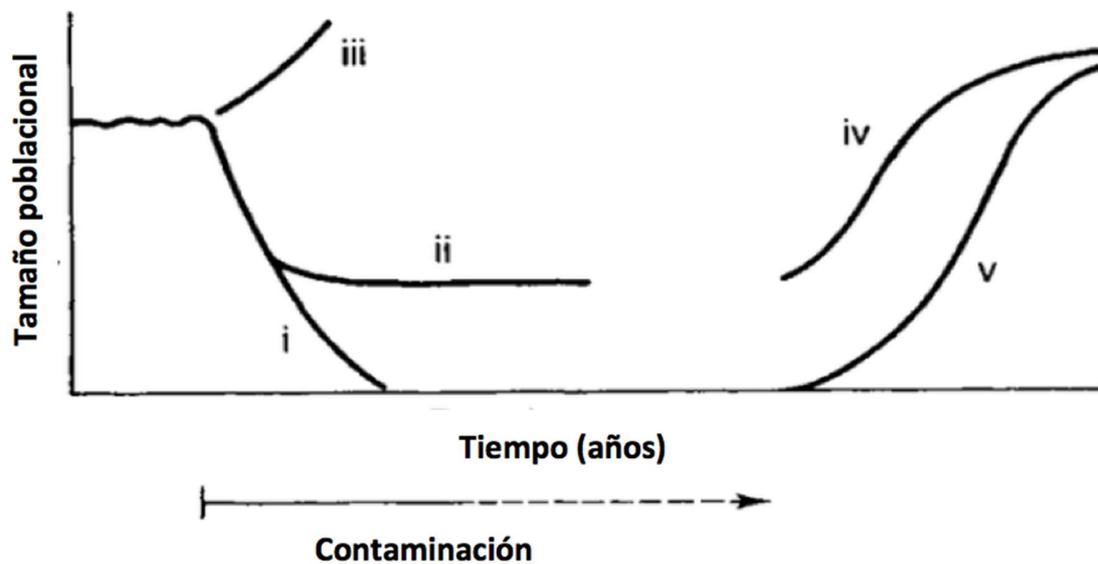


Fig. 31. Dinámicas poblacionales en respuesta a un agente contaminante (Walker, Hopkin, Sibly , & Peakall, 2006) (Modificado).

Tomado en consideración el modelo teórico de Walker y cols. (2006), los resultados obtenidos en el presente estudio, la aplicación de AQUATOX[®] sugieren que en el caso del dieldrín, se manifestaron las cinco respuestas antes mencionadas. Los bivalvos experimentaron un aumento cíclico en la biomasa (respuesta iii), *Moxostoma sp.* mostró una tendencia a la extinción local (respuesta i), mientras que *Barbus sp.*, *Cyprinus sp.* e *Hypostomus sp.* disminuyeron en abundancia y sucesivamente se recuperaron, siguiendo el patrón de las curvas (ii) y (iv) y alcanzando un nuevo equilibrio.

En resumen, la aplicación del modelo AQUATOX[®] mostró la tendencia del dieldrín a persistir más en el escenario alterado con respecto al DDT y al clordano, lo que supone unas características de la molécula, o bien, condiciones ambientales que modifican y desaceleran la tasa de degradación del contaminante y, consecuentemente, favorecen su persistencia en el ecosistema. Sin embargo, como ya se discutió a lo largo de todo el documento, existen restricciones propias del modelo y de su aplicación en México. A seguir se mencionan las principales limitaciones del estudio:

- **AQUATOX[®].** El programa desarrollado por la EPA y validado por entes gubernamentales y académicos, registra sin embargo algunas limitaciones en su presente aplicación. Lo anterior se refiere tanto a datos químicos, cuanto a datos que conciernen la biota. En el primer caso, la base de datos pre-programada no considera contaminantes que, por sus restricciones mundiales, ya no se suelen aplicar y que, sin embargo, aún se encuentran en ecosistemas mexicanos, debido a su uso ilegal y a su alta persistencia en el ambiente biofísico. En segundo lugar, AQUATOX[®] subestima los efectos de los contaminantes no considerando la generación de metabolitos ni los posibles impactos que estos pudieran generar en la estabilidad del sistema, que en muchos casos, como hemos visto con el DDT y el clordano, los compuestos

secundarios son una parte importante de las afectaciones. La tercera problemática deriva de la falta de datos ecotoxicológicos para la totalidad de las especies pre-programadas, lo que hace imposible la modelación de mezclas de plaguicidas. Finalmente, el modelo solo toma en consideración los efectos subletales de tipo fisiológicos (reproducción y crecimiento), excluyendo los efectos en la conducta, cambios histológicos y bioquímicos, que podrían disminuir el error de modelación.

- *Investigación en el RGS.* El RGS es una de las áreas más estudiadas en México por los niveles de contaminación y degradación ambiental a los que el ecosistema está sometido. Sin embargo, en el proceso de investigación para aplicar el modelo se encontró que aún falta información; tanto físicoquímicos (profundidad del río, datos de detritus, antigüedad del monitoreo de nitrógeno y fósforo, cuantificación de plaguicidas) como biológica (presencia y abundancia de especies). Eludir estas problemáticas en la elaboración del proyecto condujo a un consecuente aumento del error de modelación.

Como ya se mencionó, el caso del dieltrín se desarrolló utilizando una red trófica más detallada. Esto se debió a que hubiera una mayor cantidad de datos ecotoxicológicos almacenados en la base de datos de AQUATOX[®], lo que permitió ampliar las interacciones bióticas y disminuir del error del modelo. Estos errores, como acabo de mencionar, pueden ser intrínsecos en AQUATOX[®] o derivar de la falta de información para la alimentación del modelo. En ambos casos, la revalidación y ajuste del modelo puede realizarse a partir de mediciones de campo como lo recomiendan Zhang, Liu, Li, & Zhao (2013) y Gredelji, Barausse, Grechi y Palmeri (2018).

Las aportaciones del presente estudio se pueden apreciar a varios niveles; el uso del programa AQUATOX[®], alimentado por diversos estudios de investigaciones que permite la realización de una profunda caracterización del área de estudio, llevada a cabo a través de la recolecta de datos físicoquímicos y biológicos del cuerpo de agua, así como de geomorfología, meteorología, climatología y uso del suelo de la región. Esta información, es necesaria para la modelación ya que aporta un conocimiento previo de la zona que se está estudiando, contribuyendo al acercamiento al marco social, económico y geográfico, y favoreciendo un análisis holístico de los resultados.

A una escala menor, AQUATOX[®] permite entender las interacciones de las moléculas con la red trófica, resaltando como las condiciones del cuerpo de agua (la presencia de plaguicidas, la eutrofización del río, entre otras) favorecen la degradación de un contaminante o, en cambio, permiten una más rápida acumulación en los tejidos de la biota (animal o vegetal). Finalmente, el análisis de resultados requiere el desarrollo de la capacidad de integración de conceptos, que se extienden desde la estadística hasta procesos ecotoxicológicos, físicos, químicos y ecológicos, entre muchos otros. Un ejercicio de este tipo es, en mi opinión, fundamental para aplicar el estudio interdisciplinario que caracteriza a un profesional en las Ciencias de la Tierra.

A partir de los resultados obtenidos en el presente trabajo es posible plantear al menos dos líneas de trabajo futuros. La primera es la de obtención de datos faltantes para la alimentación del modelo con la finalidad de disminuir el error de los resultados. La segunda es la revalidación de los resultados obteniendo datos de biomasa de organismos a lo largo del tiempo, para poder observar las respuestas del ecosistema ante los plaguicidas emitidos. De verificarse en campo los resultados del modelo, una primera acción para reducir el impacto negativo del uso de plaguicidas en la zona es necesariamente la sustitución o eliminación del uso de dieldrín.

6. Conclusiones

El presente estudio tuvo como objetivo principal la evaluación de las afectaciones ecotoxicológicas en el RGS por efecto de tres plaguicidas organoclorados (DDT, clordano y dieldrín) en interacción con factores fisicoquímicos y ecológicos del ecosistema. En los resultados del modelo se pudo apreciar un cambio en el ecosistema por concentraciones de dieldrín que, en un primer momento, no parecerían alarmantes. Estos cambios ocurren principalmente en los niveles más elevados de la red trófica, como los peces, que tienen una mayor capacidad de biomagnificar los contaminantes. Cabe mencionar, que los tres plaguicidas analizados han sido prohibidos en México a partir del Convenio de Estocolmo, por lo que las concentraciones utilizadas para la modelación son residuales de plaguicidas que oficialmente no son utilizados en el mercado mexicano.

La falta de datos fue la mayor limitación en la aplicación de AQUATOX[®] puesto que cada dato aproximado supone un mayor error en el acercamiento del modelo a la realidad. No obstante, AQUATOX[®] puede ser una herramienta muy valiosa en el entendimiento de los ecosistemas en su complejidad. AQUATOX[®] permite un acercamiento de bajo costo económico, eficiente, y de interfaz accesible a través del que se pueden modelar diferentes tipos de ecosistemas, y que brinda la posibilidad de generar un conocimiento integral. Con este modelo se pueden tomar en cuenta no sólo los valores toxicológicos de una sustancia, sino también el contexto ambiental donde ésta se libera, dando al autor la posibilidad de entender más a profundidad las dinámicas ambientales.

Finalmente, se considera que el presente estudio tiene alta relevancia en el campo de la modelación y el entendimiento de ecosistemas acuáticos epicontinentales del centro de México, por lo que es sustancial la continuidad de investigación en estos campos, para obtener estudios más completos, que aporten el conocimiento necesario para la gestión de zonas contaminadas y que están en camino a implementarse programas de restauración ecológica como en el RGS.

7. Referencias

- Albert, L. A., & Viveros Ruiz, A. D. (2019). *Plaguicidas y Ambiente*. Xalapa, Veracruz: Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas para México.
- Almende, B. V., Thieurmel, B., & Titouan, R. (2019). visNetwork: Network Visualization using 'vis.js' Library. R Package version 2.0.8.
- Arellano-Aguilar, O., Betancourt Lozano, M., Aguilar Zárata, G., & Ponce de Leon-Hill, C. (2017). Agrochemical loading in drains and rivers and its connection with pollution in coastal lagoons of the Mexican Pacific. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189-270.
- Arellano-Aguilar, R. O., Ortega Elorza, L., & Gesundheit Montero, P. (2012). *Estudio de la Contaminación en la Cuenca del Río Santiago y la Salud Pública en la Región*. Ciudad de México: Agrupación Un Salto de Vida, Greenpeace, Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad.
- Arévalo Hernández, A. (2008). *Estudio Comparativo de la Bioacumulación de COP's y Daño Genético en Hígado de Goodea atripinnis y Pelicanous erythrothyncus del Lago de Chapala y de la Laguna de Sayula*. Guadalajara, Jalisco: Universidad de Guadalajara.
- Arnot, J. A., & Gobas, F. A. (2006). A review of bioconcentration factor (BFC) and bioaccumulation factor (BAF) assessment for organic chemicals in aquatic organisms. *Environmental Reviews* (14), 257-297.
- Baird, D. J., & Burton, A. G. (2001). *Ecological Variability: Separating Natural from Anthropogenic Causes of Ecosystem Impairment*. SETAC Press.
- Brockwell, P. J., & Davis, R. A. (2016). *Introduction to Time Series and Forecasting*. Colorado, USA: Springer.
- Chadwick, G. G., & Brocksen, R. W. (1969). Accumulation of Dieldrin by fish and selected fish-food organisms. *The Journal Wildlife Management*, 33 (3), 693-700.
- Chapin, S. F., Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2011). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Stanford, CA, USA: Springer.
- Comisión Nacional del Agua. (2019). Obtenido de <https://sina.conagua.gob.mx/sina/index.php?p=6>
- Comisión Nacional del Agua. (2011). *Agenda del agua 2030*. Obtenido de <http://www.conagua.gob.mx/conagua07/publicaciones/publicaciones/sgp-10-12baja.pdf>
- Cope, O. B. (1966). Contamination of the Freshwater Ecosystem by Pesticides. *Journal of Applied Ecology*, 33-44.

Corcoran, E., Nelleman, C., Baker, E., Bos, R., Osborn, D., & Savelli, H. (2010). *Sick Water? The Central Role of Wastewater Management in Sustainable Development. A Rapid Response Assessment*. Norway: UNEP-UN Habitat.

Cremlyn, R. (1990). *Plaguicidas Modernos y su Acción Bioquímica*. Ciudad de México: Limusa.

del Puerto Rodríguez, A. M., Suárez Tamayo, S., & Palacio Estrada, D. E. (2014). Efectos de los plaguicidas sobre el ambiente y la salud. *Revista Cubana de Higiene y Epidemiología*. , 372-387.

Diaz-Vargas, M., Elizalde Arriaga, E. E., Quíroz Castelán, H., Rodríguez, J. G., & Estudillo, M. (2005). Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lado Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria, Universidad de Guanajuato* , 57-65.

Environmental Protection Agency of the United States. (2018). *AQUATOX (Release 3.2) Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems*. Washington DC: Office of Research and Development (ORD).

Environmental Protection Agency of the United States. (July de 1975). *DDT Regulatory History: A Brief Survey (to 1975)*. Obtenido de <https://archive.epa.gov/epa/aboutepa/ddt-regulatory-history-brief-survey-1975.html>

European Environmental Agency. (23 de December de 2019). *Water use and environmental pressures*. Obtenido de <https://www.eea.europa.eu/themes/water/european-waters/water-use-and-environmental-pressures>

Fatemeh, K., Faramarz, M., Parvin, F., Ahmad, S., & Hooshang, P. (2012). ERA: Suitable Method for Estimation of Ecological Effects of Pesticides Contamination on Aquatic Species. *Journal of the Persian Gulf (Marine Science)* , 67-73.

Food and Agriculture Organization. (1997). *Capítulo 4 - Los Plaguicidas, en Cuanto Contaminantes del Agua*. Obtenido de <http://www.fao.org/3/W2598S/w2598s06.htm#efectos%20ecol%C3%B3gicos%20de%20los%20plaguicidas>

Food and Agriculture Organization. (1997). *Definiciones para los fines del Codex Alimentarius*. Obtenido de <http://www.fao.org/3/w5975s/w5975s08.htm>

Food and Agriculture Organization. (2019). *FAOSTAT - Pesticides Use*. Obtenido de <http://www.fao.org/faostat/en/#data/RP>

Foran, J. A., & Ferenc, S. A. (1999). *Multiple Stressor in Ecological Risk and Impact Assessment*. Washington DC: SETAC Press.

Froese, R., & Pauly, D. (16 de 12 de 2019). *FishBase*. Recuperado el 05 de 12 de 2020, de World Wilde Web electronic publication: www.fishbase.org

Gredelj, A., Barausse, A., Grechi, L., & Palmeri, L. (2018). Deriving predicted no-effect concentrations (PNECs) for emerging contaminants in the river Po, Italy, using three approaches: Assessment factor, species sensitivity distribution and AQUATOX ecosystem modelling. *Environment International*, 66-78.

Hernández, A. F., Gil, F., & Lacasaña, M. (2017). Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update. *Archives of Toxicology*, 3211-3223.

Holmes, C. C., Caron, F., Griffin, J. E., & Stephens, D. A. (2015). Two-sample Bayesian Nonparametric Hypothesis Testing. *Bayesian Analysis*, 297-320.

Hyndman, R., Athanasopoulos, G., Bergmeir, C., Caceres, G., Chhay, L., O'hara-Wild, M., y otros. (2019). *Forecasting functions for time series and lineal models. R package version 8.10*. Obtenido de <http://pkg.robjhyndman.com/forecast>

Instituto de Información Estadística y Geográfica de Jalisco. (2012). *Municipios*. Obtenido de <https://iieg.gob.mx/contenido/Municipios/Chapala.pdf>; <https://iieg.gob.mx/contenido/Municipios/IxtlahuacandelosMembrillos.pdf>; <https://iieg.gob.mx/contenido/Municipios/juanacatlan.pdf>; <https://iieg.gob.mx/contenido/Municipios/Ocotlan.pdf>;

Knauer, K., Homazava, N., Junghans, M., & Werner, I. (2016). The Influence of Particles on Bioavailability and Toxicity of Pesticides in Surface Water. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1-16.

Lal, S., & Lal, R. (1987). Bioconcentration and Metabolism of DDT, Fenitrothion and Chlorpyrifos by the Blue-Green Algae *Anabaena* sp. and *Aulosira fertilissima*. *Environmental Pollution*, 187-196.

Ley Federal de Derechos. (2019). *Texto vigente*. Ciudad de México: Cámara de Diputados del H. Congreso de la Unión.

Manar, R., Bessi, H., & Vasseur, P. (2009). Reproductive Effects and Bioaccumulation of Chlordane in *Daphnia Magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 2150-2159.

McCulligh, C., Páez Vieyra, J., & Moya García, G. (2007). *Mártires del Río Santiago*. Guadalajara, Jalisco: Instituto Mexicano para el Desarrollo Comunitario, A.C. - IMDEC, A.C.

Mendoza Cantú, A., & Ize Lema, I. A. (2017). las Sustancias Químicas en México, Perspectivas para un Manejo Adecuado. *revista Internacional de Contaminación ambiental*, 719-745.

National Center for Biotechnology Information. (2019). *PubChem- DDT*. Obtenido de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/3036>

National Center for Biotechnology Information. (2019). *PubChem - Dieldrin*. Obtenido de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/969491>

National Center for Biotechnology Information. (2019). *PubChem - Chlordane*. Obtenido de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/5993>

National Center for Biotechnology Information. (2019). *PubChem- DDT*. Obtenido de <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/3036>

Neudorf, S., & Khan, M. A. (1975).). Pick-Up and Metabolism of DDT, Dieldrin and Photodieldrin by a Fresh Water Alga (*Ankistrodesmus amalloides*) and a Microcrustacean (*Daphnia pulex*). *Environmental Contamination and Toxicology* , 443-450.

Nowell, L. H., Norman, J. E., Moran, P. W., Martin, J. D., & Stone, W. W. (2014). Pesticide Toxicity Index-A tool for assessing potential toxicity of pesticide mixtures to freshwater aquatic organisms. *Science of The Total Environment* , 144-157.

Ohe, T., Watanabe, T., & Wakabayashi, K. (2004). Mutagens in surface waters: a review. *Elsevier* , 109-149.

Palacio Baena, J. A. (2007). *Ecotoxicología Acuática* . Medellín: Universidad de Antioquia.

Park, R. A., Clough, J. S., & Coombs Wellman, M. (2008). AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling* , 1-15.

Pastorok, R. A., Bartell, S., Ferson, S., & Ginzburg, L. R. (2002). Ecological Modelling in Risk Assessment. *Lewis* .

Peniche Camps, S., & Guzmán Arroyo, M. (2009). *Estudios de la cuenca del río Santiago: un enfoque multidisciplinario*. Guadalajara, Jalisco: Páramo.

Pesticide Action Network International. (2016). *Lista de Plaguicidas Altamente Peligrosos de PAN Internacional*. Hamburg, Germany: Impressum PAN International.

R Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Obtenido de <https://www.R-project.org/>

Ramírez, J. A., & Lacasaña, M. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición. *Archivos de Prevención de Riesgos Laborales* , 67-75.

Red de Acción por Plaguicidas - Internacional. (2018). *PAN International List of Highly Hazardous Pesticides*. Germany: © PAN International.

Red de Acción sobre Plaguicidas y Alternativas en México, A.C. (2017). *Los Plaguicidas Altamente Peligrosos en México*. Estado de México: RAPAM, CIAD.

SEMARNAT. (2019). *Indicadores de calidad del agua*. Obtenido de http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_R_AGUA05_01&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce

Trapletti, A., & Hornik, K. (2019). *tseries: Time Series Analysis and Computational Finance*. . Obtenido de R Package version 0.10-47.

Unión de Científicos Comprometidos con la Sociedad. (2015). *Lista de Plaguicidas Altamente Peligrosos de PAN Internacional en español, año 2015*. Obtenido de <https://www.uccs.mx/article.php?story=lista-de-plaguicidas-altamente-peligrosos-de-pan-internacional-2015>

Vance, D. B., & Drummond, W. (1969). Biological concentration of pesticides by algae. *American Water Works Association* , 61 (7), 360-362.

Vega Camarena, A. (2019). *Análisis del uso de Plaguicidas en la Producción de Maíz y Cuantificación de Glifosato en la Tortilla*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México.

Walker, C. H., Hopkin, S. P., Sibly , R. M., & Peakall, D. B. (2006). *Principle of Ecotoxicology*. Florida, United States: Taylor & Francis Group.

World Health Organization. (2009). *The WHO Recommended Classification of Pesticides by Hazard and Guideline to Classification 2009*. WHO Library Cataloguing in Publication Data.

Zhang, L., Liu, J., Li, Y., & Zhao, Y. (2013). Applying AQUATOX in determining the ecological risk assessment of polychlorinated biphenyl contamination in Baiyangdian Lake, North China. *Ecological Modelling* , 239-249.

8. Anexo

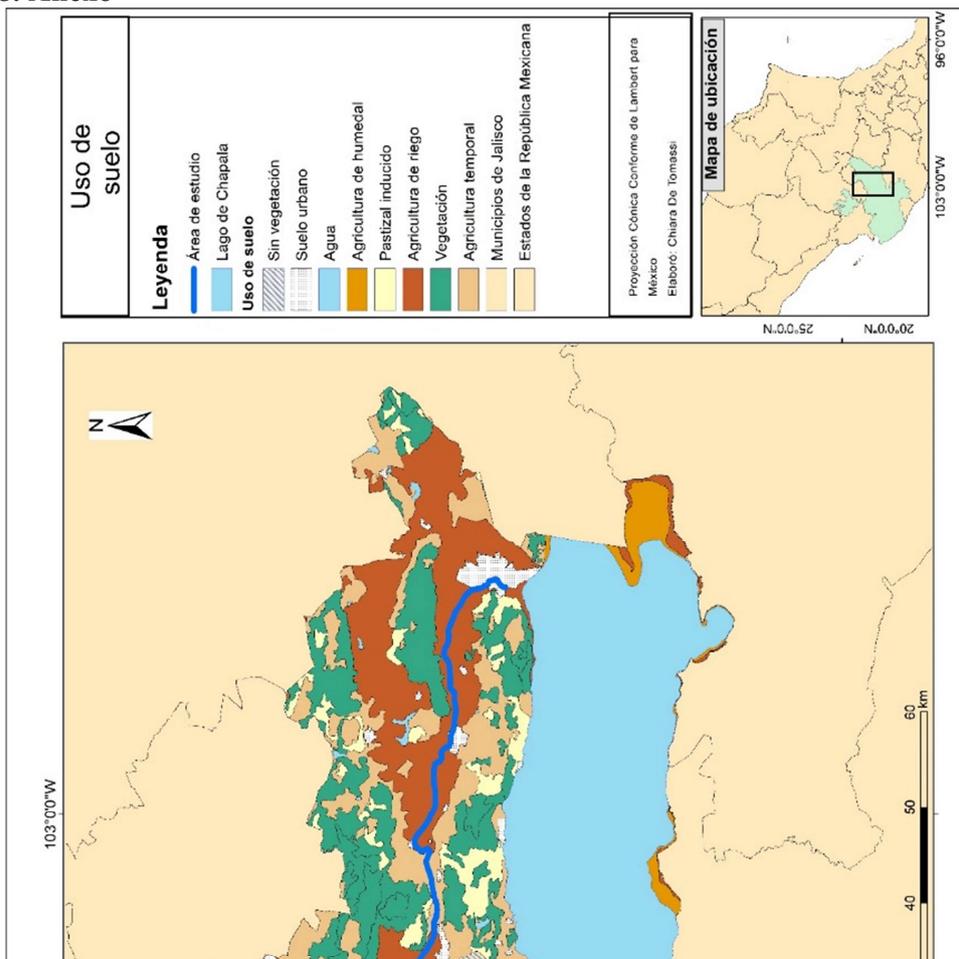


Fig. A. Uso de suelo en el área de estudio (Fuente: INEGI,2012. Elaboración propia)

1. Plaguicidas clorados: fichas toxicológicas y fisicoquímicas

Al momento del estudio, no se cuenta con mediciones de concentración de plaguicidas en el RGS, por lo que se utilizan datos del estudio de F. Arévalo (2008) de concentración de tres plaguicidas organoclorados medidos en el Lago de Chapala, suponiendo un arrastre de éstos hacia el RGS. En seguida, se analizan los plaguicidas utilizados para alimentar el modelo (PubChem, 2019):

a) Dieldrín

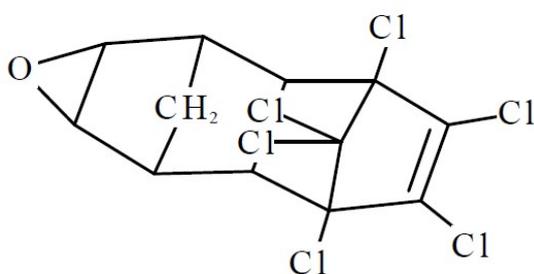


Fig. B. Estructura del dieldrin (Fuente: ECOSAR, 2019).

La fórmula del dieldrín es $C_{12}H_8Cl_6O$. Este plaguicida organoclorado deriva de hidrocarburos ciclodiénicos (Fig. B) y es tóxico por ingesta, contacto e inhalación. Tiene un coeficiente de partición octanol-agua ($\log K_{ow}$) de 5.4 y un factor de bioacumulación entre 3,300 y 14,500, lo que lo hace muy bioacumulable y tóxico para la vida acuática. Es una sustancia semivolátil, puesto que se espera que el 90% volatilice dentro de 30 días a partir de la liberación. Sin embargo, la volatilización del compuesto sufre una desaceleración en cuerpos de agua, donde es absorbido por sedimentos y detritos en la columna de agua y en el fondo. Además, puede persistir hasta 7 años en el sedimento y en el suelo.

El dieldrín puede resultar de la epoxidación del aldrín, que también fue muy utilizado en la agricultura entre las décadas de 1950 a 1970, y como control de termitas antes del 1987. Es un compuesto que puede causar perturbaciones al sistema hormonal, y es clasificado como probablemente carcinógeno. Por todas estas motivaciones, el dieldrín está incluido en el Convenio de Rotterdam y de Estocolmo, y es prohibido en todos los países signatarios de este último convenio (que incluye a México) y otros 18 países más.

b) Dicloro difenil tricloroetano, mejor conocido como **DDT**.

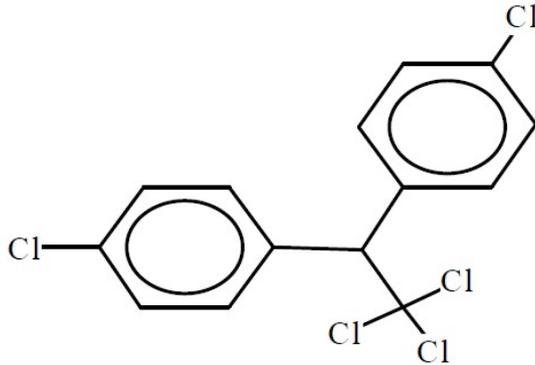


Fig. C. Estructura del DDT (Fuente: ECOSAR, 2019).

La fórmula del DDT es $C_{14}H_9Cl_5$, por lo que pertenece a la familia de los plaguicidas organoclorados. De su estructura, también se puede observar que es un derivado de hidrocarburos aromáticos. Es tóxico cuando ingerido, muy tóxico en ecosistemas acuáticos y clasificado por la EPA como probable carcinógeno en humanos, además de tener características de disruptor endócrino. Su coeficiente de bioacumulación varía entre 600 y 84 mil, y su $\log K_{ow}$ es igual a 6.9, por lo que es considerado como altamente bioacumulable, sobre todo en la vida acuática.

Siendo una sustancia volátil, su destino predominante es la evaporación, aunque su afinidad con los detritos hace que, en los cuerpos de agua, se mantenga en la columna y en los sedimentos. Además, aunque es muy persistente (en el suelo y sedimentos puede tener una vida media de hasta 10.5 años), su tasa de degradación aumenta en ecosistemas anóxicos.

Por sus características, el uso del DDT está prohibido en los países signatarios del Convenio de Rotterdam y de Estocolmo, además de estar presente en las listas de PAPs de la WHO y del PAN. En total, 71 países prohíben el uso de DDT en sus territorios.

c) **Clordano.**

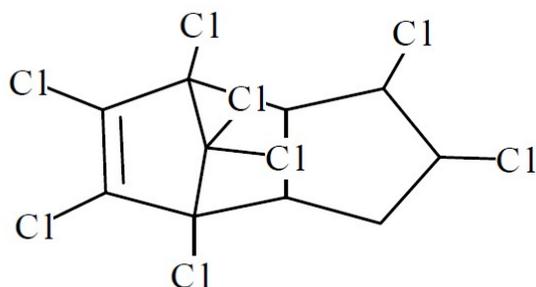


Fig. D. Estructura del Clordano (Fuente: ECOSAR, 2019).

El clordano también pertenece a la familia de los plaguicidas organoclorados derivados de hidrocarburos ciclodiénicos, siendo su fórmula $C_{10}H_6Cl_8$, y su estructura la que se observa en la Fig. D. Su logKow es de 6.2, por lo que se considera como altamente lipofílico y, por lo tanto, altamente bioacumulable en la cadena trófica. Su categoría toxicológica es la II, i.e. moderadamente tóxico, siendo peligroso en la exposición aguda dérmica y oral. El clordano es, además, considerado disruptor endócrino, posiblemente carcinógeno por la Asociación Internacional de Investigación por el Cáncer (IARC, por su sigla en inglés) y probablemente carcinógeno por la EPA en humanos.

En los ecosistemas acuáticos, este plaguicida es considerado altamente tóxico, puesto que tiende a persistir en el ambiente y a ser peligroso a mediano y largo plazo. Si su persistencia en el agua es alta, en los suelos y sedimentos también puede tener una vida media de hasta 8 años. Se ha medido, además, que, si entra en contacto con detritos y sedimentos en la columna de agua, su persistencia aumenta exponencialmente, hasta llegar a una persistencia de hasta 103 años.

El clordano también se encuentra en las listas de PAPs de la WHO y del PAN, además de estar prohibido y restringido en todos los países signatarios del Convenio de Estocolmo y 13 países más. El modo de acción que caracteriza las tres sustancias es de contacto y no-sistémico. Esto significa que, en cuanto la plaga que se requiere controlar entra en contacto con el insecticida, sufre los efectos del mismo modo.

Tabla A. Interacciones tróficas

| | Depredadores | | | | | | | | | | | | |
|--------|--------------|-----|------|------|------|------|------|------|-------|------|------|-------|------|
| | | Dap | Cop | Mis | Gas | Bar | Mox | Cyp | Cyp A | Hyp | Mic | Mic A | |
| Presas | Det | 100 | 26.7 | 100 | 2.4 | 66.7 | 28.6 | 66.3 | 72.8 | 20.0 | 66.6 | | |
| | | | | 0.9 | | 66.7 | 36.4 | 72.8 | 80.0 | 25.0 | | | |
| | | | | 100 | | 50.0 | 40.0 | 80.0 | 33.3 | | | | |
| | Cyc | | 40.0 | | 26.2 | | 14.3 | | | | | | |
| | | | | | | | 18.2 | | | | | | |
| | | | | | | | 20.0 | | | | | | |
| | Dia | | | | 26.2 | | | | | 20.0 | | | |
| | | | | | | | | | | 25.0 | | | |
| | | | | | | | | | | 33.3 | | | |
| | AV1 | | 26.7 | | 19.0 | | 33.3 | 14.3 | 8.3 | 18.2 | | 8.3 | |
| | | | | | | | 33.3 | 20.0 | 18.2 | 10.0 | | | |
| | | | | | | | 25.0 | 25.0 | 10.0 | | | | |
| | AV2 | | | | 26.2 | | 25.0 | | | | | | |
| | AV-A | | | | | | | 14.3 | 8.3 | 10.0 | | 8.3 | |
| | | | | | | | | 20.0 | 10.0 | | | | |
| | Din | | 6.7 | | | | | | | | | | |
| | Anf | | | 99.1 | | | | 27.3 | 27.3 | 27.3 | 25.0 | 1.0 | |
| | Mis | | | | | | | | | | 20.0 | 33.6 | 66.7 |
| 25.0 | | | | | | | | | | | | | |
| 33.3 | | | | | | | | | | | | | |
| Biv | | | | | | | 14.3 | 16.7 | | 20.0 | 16.7 | | |
| Gas | | | | | | | 14.3 | | | 20.0 | | | |
| Bar | | | | | | | | | | | 7.0 | 14.0 | |
| | | | | | | | | | | | | 14.0 | |
| Cyp A | | | | | | | | | | | 9.7 | 19.3 | |
| Lep | | | | | | | | | | | 48.6 | | |
| Mic | | | | | | | | | | | | 19.3 | |

Det=Detritus; Cyc=Cyclotella nana; Dia= Diatomeas; AV= Algas verdes; AV-A= Algas verdes-azules; Din=Dinoflagelados; Dap=Daphnia; Cop= Copépodos; Anf= Anfípodos; Mis=Misidáceos; Biv= Bivalvos; Bar=Barbus; Mox=Moxostoma; Mox A= Moxostoma adulto; Cyp=Cyprinus; Cyp A= Cyprinus adulto; Hyp=Hypostomus; Lep=Lepomis; Mic=Micropterus; Mic A= Micropterus adulto. En verde: porcentaje de biomasa en la red trófica del dieltrín; En azul: porcentaje de biomasa en la red trófica del clordano; en naranja: porcentaje de biomasa en la red trófica del DDT.

Tabla B. Cuantiles del porcentaje de biomasa por cada plaguicida.

| Plaguicida | Cuantil 0% | Cuantil 20% | Cuantil 40% | Cuantil 60% | Cuantil 80% | Cuantil 100% |
|------------|---------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|
| Clordano | 0.90 | 9.34 | 23.64 | 26.82 | 45.16 | 100.00 |
| DDT | 10.00 | 14.00 | 20.00 | 33.30 | 66.70 | 100.00 |
| Dioldrín | 2.40 | 14.30 | 19.06 | 24.96 | 33.30 | 100.00 |

Fig. E. Código de R Studio utilizado para la regresión con errores tipo ARMA aplicado al *Moxostoma sp.* con y sin dioldrín (inputs en azul, outputs en negro).

```
> #MOXOSTOMA
> db<-read.csv("E:/pruebas
estadisticas/dioldrin/DI_agrup.csv",
header=TRUE, sep=",")
> adf.test(db$Moxostoma) #es estacionaria

      Augmented Dickey-Fuller Test

data: db$Moxostoma
Dickey-Fuller = -5.8298, Lag order = 14, p-value =
0.01
alternative hypothesis: stationary

Warning message:
In adf.test(db$Moxostoma) : p-value smaller than
printed p-value
> kpss.test(db$Moxostoma) #es estacionaria

      KPSS Test for Level Stationarity

data: db$Moxostoma
KPSS Level = 0.12659, Truncation lag parameter
= 9, p-value = 0.1

Warning message:
In kpss.test(db$Moxostoma) : p-value greater than
printed p-value
> adf.test(db$Moxostoma_DI) #es estacionaria

      Augmented Dickey-Fuller Test

data: db$Moxostoma_DI
Dickey-Fuller = -12.43, Lag order = 14, p-value =
0.01
alternative hypothesis: stationary

Warning message:
In adf.test(db$Moxostoma_DI) : p-value smaller
than printed p-value

      KPSS Test for Level Stationarity

data: db$Moxostoma_DI
KPSS Level = 0.23872, Truncation lag parameter
= 9, p-value = 0.1

Warning message:
In kpss.test(db$Moxostoma_DI) : p-value greater
than printed p-value
> install.packages('forecast')
> library(forecast)
> miseriefinal<-c(db$Moxostoma
,db$Moxostoma_DI)
> miseriefinal<-ts(miseriefinal)
> x<-c(rep(0,2922),rep(1,2922))
> fit <- auto.arima(miseriefinal,xreg=x)
> fit
Series: miseriefinal
Regression with ARIMA(3,0,1) errors

Coefficients:
      ar1   ar2   ar3      ma1  intercept
xreg
      1.6320 -0.6517  0.0160  0.7415  0.0021 -
0.0028
s.e.  0.0179  0.0334  0.0174  0.0124  0.0011
0.0001

sigma^2 estimated as 8.182e-10: log
likelihood=52845.81
AIC=-105677.6      AICc=-105677.6      BIC=-
105630.9

>0.0021/0.0011=28 #28>1.96 --> SE RECHAZA.
```