

Artículo publicado en el Repositorio Institucional del IMTA

<i>Título</i>	Control de malezas acuáticas en México.
<i>Autor / Adscripción</i>	Eric Gutiérrez López Felipe Arreguín Cortés Rubén Huerto Delgadillo Pilar Saldaña Fabela Instituto Mexicano de Tecnología del Agua
<i>Publicación</i>	Ingeniería Hidráulica en México, 9(3): 15-34
<i>Fecha de publicación</i>	1994
<i>Resumen</i>	Se describen los métodos de control de malezas acuáticas utilizados tanto en el extranjero como en el país; las estrategias y alcances del Programa de Control de Malezas Acuáticas, PROCMA, elaborado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA; así como los resultados obtenidos en la cuenca del río Ayutla en Jalisco. Se determinó que para resolver el problema de infestación de malezas acuáticas debe emplearse el método integral de control, cuyos componentes (control químico, mecánico, biológico o hidráulico) habrán de adaptarse a cada caso específico; que los programas de mantenimiento se vuelven indispensables y que la participación ciudadana es fundamental para la sustentabilidad de cualquier programa de control.
<i>Identificador</i>	http://hdl.handle.net/123456789/1198

Control de malezas acuáticas en México

Eric Gutiérrez López
Felipe Arreguín Cortés
Rubén Huerto Delgadillo
Pilar Saldaña Fabela

Instituto Mexicano de Tecnología del Agua

Se describen los métodos de control de malezas acuáticas utilizados tanto en el extranjero como en el país; las estrategias y alcances del Programa de Control de Malezas Acuáticas, PROCMA, elaborado por el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA; así como los resultados obtenidos en la cuenca del río Ayutla en Jalisco. Se determinó que para resolver el problema de infestación de malezas acuáticas debe emplearse el método integral de control, cuyos componentes (control químico, mecánico, biológico o hidráulico) habrán de adaptarse a cada caso específico; que los programas de mantenimiento se vuelven indispensables y que la participación ciudadana es fundamental para la sustentabilidad de cualquier programa de control.

Palabras clave: Control de malezas, lirio acuático, *Eichhornia crassipes*, manejo integral, calidad del agua.

Introducción

El crecimiento excesivo de plantas acuáticas en los cuerpos de agua del país, es el resultado de los cambios provocados a las condiciones físicas, químicas y biológicas del agua por el aporte incontrolado de nutrientes de las aguas residuales de los núcleos urbanos, agrícolas e industriales y por el deterioro de los suelos que componen las cuencas hidrográficas. Algunos de los problemas causados por las malezas acuáticas son:

- Pérdida de agua a causa de la evapotranspiración de las plantas.
- Deterioro de la calidad del agua.
- Pérdida de la biodiversidad de los cuerpos de agua por el desplazamiento de las especies nativas.
- Riesgos para la salud pública por la proliferación de fauna nociva, causa potencial de enfermedades.
- Obstrucción de canales y drenes en zonas de riego y de tomas en plantas hidroeléctricas.
- Restricción al uso turístico, a las actividades recreativas y a las pesqueras.
- Reducción de la vida útil de los cuerpos de agua a causa del aumento de los sedimentos.

En febrero de 1993, 62,000 ha del territorio nacional -localizadas en 114 cuerpos de agua supervisados por la CNA (CNA, 1992)- se encontraban infestadas con malezas acuáticas. Además, en los distritos de riego se identificaron 12,000 km de canales y 19,000 km de drenes con este mismo problema.

En marzo de 1993 se puso en marcha el PROCMA con el propósito de reducir las malezas de los cuerpos de agua a niveles manejables. El objetivo de este trabajo es presentar los avances de dicho programa.

Malezas acuáticas

Se considera, con base en los estudios de la morfología floral (Barret, 1989), que el origen del lirio acuático *Eichhornia crassipes* se encuentra en las tierras bajas de los trópicos sudamericanos.

Actualmente, al lirio acuático se le ubica en más de cincuenta países (Thyagarajan, 1983), situándosele en áreas donde las temperaturas bajas no son tan severas: entre los 40° de latitud norte y los 45° de latitud sur (Holm, *et al.*, 1977). Rzedowsky y Equihua (1987), anotan que

en México se le encuentra en un intervalo de altura de 0 a 2600 metros sobre el nivel del mar.

El lirio acuático crece en una gran variedad de hábitats ubicados en aguas epicontinentales -desde charcos temporales someros, pantanos, drenes, canales o aguas con flujo lento hasta grandes lagos, embalses y ríos- y muestra su adaptabilidad a un amplio espectro de condiciones ambientales (Gopal, 1987).

La calidad del agua juega un papel esencial en el comportamiento de la planta, misma que tolera un amplio intervalo de concentraciones de compuestos orgánicos e inorgánicos.

La hidrófita *Eichhornia crassipes* puede sobrevivir durante largos periodos en aguas oligotróficas, pero su crecimiento óptimo tiene lugar en condiciones eutróficas (Mitchelle, 1978).

El lirio acuático es indicativo de hábitats epicontinentales (dulceacuícolas), ya que después de 28 días la planta puede morir en concentraciones de sal de 0.06% (Penfound y Earle, 1948).

En cuanto a otras plantas acuáticas que son consideradas como malezas, se tiene a la *Hydrilla verticillata*, que es una planta vascular, monocotiledónea, sumergida.

La *Hydrilla verticillata* es originaria de África central y se ha extendido por las regiones cálidas del mundo (Haller y Sutton, 1975). Fue introducida en América en 1960 con fines ornamentales en acuarios, de donde se ha dispersado a los embalses del noreste de México en Tamaulipas y Nuevo León.

La *Typha* sp., comúnmente conocida como tule o espadaña, es una planta herbácea que se presenta a todo lo largo de Norteamérica, Europa y Asia, principalmente en las zonas templadas, subtropicales y tropicales. Vive en las orillas de embalses, canales, charcos y pantanos. Las especies de *Typha* crecen densamente en hábitat húmedos o con agua hasta 1.2 m de profundidad, tanto en agua dulce como salobre.

La *Potamogeton pectinatus* L., es una planta sumergida perene, que se encuentra en estanques y arroyos de agua dulce, salina y salobre. Su distribución es amplia, se localiza en diversas regiones del mundo y constituye una fuente de alimento para muchas aves acuáticas.

La *Lemna* sp., es una planta acuática que flota en la superficie de lagos, estanques y ciénagas, encontrándose frecuentemente asociada a la *Spirodella*, *Wolfia* y *Wolffiella* y a los helechos *Azolla*, en canales, zanjas y depósitos pequeños. Su rápida propagación vegetativa en los medios acuáticos propicia altas tasas de evapotranspiración y por consiguiente pérdida de agua, sobre todo en cuerpos de agua someros. Se considera cosmopolita debido a su localización en zonas tropicales de América, Asia y África.

Control

El control de las malezas acuáticas puede definirse como la reducción a un nivel aceptable del número y del vigor, o de ambos, de organismos o biomasa por unidad de área, de una población de plantas acuáticas consideradas como indeseables en un cuerpo de agua determinado (Riemer, 1984).

Se hace mayor referencia a los métodos de control del lirio acuático debido a que es la de mayor proliferación en el país.

Existen cinco técnicas típicas utilizadas en el control o manejo de plantas acuáticas:

- La biológica.
- El uso de herbicidas.
- La física o mecánica.
- La manipulación del hábitat.
- El control integrado.

Control biológico

El control biológico se puede definir como el uso de un organismo vivo para controlar a otro. Bajo este concepto, se admite un agente controlador y un organismo a ser controlado. El primero se presenta en diversas formas: hongo, bacteria o un virus que enferma a la maleza a tal grado que puede influir en sus procesos fisiológicos (reproducción), o conducir a la vegetación hasta un punto en que sucumba ante otros factores. El agente controlador también puede ser un animal que se alimenta de la planta total o parcialmente, o que indirectamente afecte a la maleza al invadir su ambiente y competir por espacio, nutrientes, luz, agua u otros satisfactores para sobrevivir (Riemer, *op. cit.*).

En teoría el control biológico es, como estrategia de manejo, muy atractivo por varias razones: es económico a largo plazo, pues el agente controlador, una vez establecido, no necesita atención ya que mantendrá a la planta en niveles manejables; no generará costos de mantenimiento, equipo o personal, y no deja residuos en el ambiente. No obstante, el agente controlador debe poseer determinadas características que son difíciles de encontrar, como las de atacar solamente a la maleza en cuestión, sobrevivir en el ambiente en que se le introduce y reducir la cantidad de maleza a niveles que permitan no considerarla como tal.

No obstante lo anterior, el control biológico -relativamente poco estudiado- es susceptible de erigirse en el más efectivo si se encuentra el agente controlador adecuado. Mariaca (1984), citando a varios autores, menciona setenta especies de artrópodos asociados al lirio acuático en más de 12 países, entre las que sobre-

salen las siguientes: *Cornops aquaticum*, *C. scudleri*, *C. longicorne* (Orthoptera (grillos)); *Acigona infusella*, *Epipagis albiguttalis*, *Arzama densa* (Lepidoptera (mariposas)); *Neochetina eichhorniae*, *N. Bruchi*, *Dyscinetus sp.*, *Chalepides sp.* (Coleoptera (escarabajos)). Menciona también 32 hongos, seis bacterias y la combinación de dos hongos y dos insectos que logran un efecto significativo sobre la planta. En México se han tenido dos experiencias relacionadas con el control biológico:

- Empleando la carpa herbívora (*Ctenopharingodon idella*) que cuenta con la capacidad de alimentarse del lirio acuático siempre que se encuentre en un hábitat con agua de buena calidad y no tenga a su alcance otro tipo de vegetación (Vera, 1970).
- Utilizando el picudo o escarabajo moteado (*Neochetina eichhorniae*) que por sí solo y en cuerpos de agua con alta y permanente densidad no es un controlador efectivo, por lo que tiene que combinarse con otros métodos (Romero y Ortiz, 1988).

Control físico o mecánico

El control mecánico de la vegetación acuática se define como la utilización de instrumentos físicos para la destrucción *in situ* de las plantas, su remoción hacia los sitios de disposición, o para ambas acciones (Riemer, 1984; Thayer y Ramey, 1986).

El procedimiento más simple es el de extracción manual, que puede llevarse a cabo mediante algún instrumento agrícola como bieldos o rastrillos. Este método resulta costoso en algunos países, pero en aquellos donde la mano de obra es barata es posible aplicarlo en áreas pequeñas o con infestación incipiente. Se estima que un hombre puede extraer 393 kg/h, es decir 2.5 toneladas por día (Bastidas *et al.*, 1980).

Las máquinas cosechadoras, fijas o flotantes, realizan las siguientes funciones: cortar o triturar, coleccionar y cargar, transportar a la orilla, descargar, y transportar al sitio de disposición o utilización de las plantas cosechadas.

Las cosechadoras más comunes son flotantes y se impulsan mediante ruedas con paletas y cuentan con un equipo que corta las plantas en segmentos manejables para estibarlos sobre una banda transportadora que los aloja sobre la misma cosechadora que los transporta hasta la orilla o los transfiere a barcasas o lanchones que realizan esta función mientras la cosechadora continúa llevando a cabo su función (Joyce, 1989).

Ante la necesidad de resolver el problema de las graves infestaciones y la inviabilidad económica de la extracción de la maleza, se ha planteado la posibilidad de su destrucción dentro del cuerpo de agua valiéndose

de máquinas trituradoras especiales. La primera de ellas fue diseñada y construida en 1900 por el Cuerpo de Ingenieros de la Armada de los Estados Unidos de América (Wunderlich, 1938), el mismo que en 1937 habilitó otra trituradora, la *Kenny*, en una barcaza motorizada adaptada con una banda que conducía la maleza hasta una cortadora instalada dentro de la embarcación. Posteriormente el material ya triturado se deposita en el agua. Se estimó una capacidad de destrucción de doscientos acres por mes (Wunderlich, *op. cit.*).

La primera trituradora utilizada en México (en el lago de Pátzcuaro) consistía en un lanchón, con una capacidad de trituración de 60 ton/d, alimentado manualmente. Utilizando durante cuatro años métodos de extracción y trituración, se logró reducir el lirio a 1,000 ha de las 2,400 ha (Vera, 1975).

En 1986 se fabricó en México una trituradora compuesta por una barcaza provista de cuchillas que giran a 2000 rpm y penetran hasta 30 cm abajo del espejo de agua. Esta máquina ha tenido éxito en varios cuerpos de agua del país (Díaz y Gutiérrez, 1988), sin embargo, se tienen problemas en cuerpos de agua grandes y someros por el costo, accesibilidad y reinfestación por fragmentos viables, entre otros.

Control químico

El control químico a través de herbicidas es uno de los métodos más utilizados para el manejo del lirio acuático. En general los productos químicos, absorbidos por las plantas, provocan una alteración en los procesos metabólicos, en los de crecimiento o en ambos, y finalmente la muerte de la vegetación y su posterior hundimiento. Un gran número de sustancias, con diversos grados de eficiencia, se han utilizado para el control del lirio acuático (cuadro 1).

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (EPA, por sus siglas en inglés), consciente del impacto que esta tecnología puede tener en los ecosistemas acuáticos, promovió recientemente un cambio sustancial en el proceso de regulación, registro y uso de productos. Ello condujo al empleo de un mecanismo altamente restrictivo que redujo el número de herbicidas para uso acuático. Los herbicidas que cuentan en Estados Unidos con el registro para su uso en los ecosistemas acuáticos tienen una gran cantidad de información que sustenta su seguridad y eficiencia (Gallagher, 1989).

Actualmente tres de los herbicidas más recomendados para el control del lirio acuático son: *2,4-D amina*, *Diquat* y *Glifosato* (Gallagher, *op. cit.*). En el cuadro 2 se presentan sus principales características, donde se destacan su alta solubilidad y los valores de vida media

1. Algunos de los herbicidas utilizados para el control del lirio acuático

Herbicida	Tasa de aplicación kg/ha	Muerte del lirio (días)	Referencia
Amitrina	2.5 - 3.6	15	Blackburn y Weldon (1963)
Amitrole-T	1.1 - 1.6	15	Blackburn y Weldon (1963)
Clarosán 500	—	37	Ashton <i>et al.</i> (1981)
Diquat	1.2 - 2.5	7 - 15	Widyanto (1975), Blackburn y Weldon (1963) Gopal (1987)
2, 4-D (seis formulaciones)	0.35 - 12.0	4 - 70	Gopal (1987)
Glifosato	2 - 3.33	90	Singh y Müller (1974) Gutiérrez y Huerto (1990)
Paraquat	0.5 - 2.5	25	Gopal (1987)
Simazina	4.5 - 5.0	—	Gopal (1987)

en el agua. Especial atención merecen los niveles recomendados para agua potable y su relación con la ingesta diaria admisible.

La selección de cualquiera de estos productos está en función de los usos del agua, los recursos disponibles y las condiciones de cada sitio. Por ejemplo, el 2,4-D es efectivo y económico, sin embargo, este herbicida tiene restricciones de uso para irrigación y suministro de agua potable como puede observarse en el cuadro 2.

La razón más importante para la desaparición del *Diquat* es su rápida asimilación por la vegetación y su adhesión a las partículas del agua y a los sedimentos.

El *Glifosato* se inactiva ya que, al contacto con el agua, se une con fuerza a las partículas disueltas, a las suspendidas y a los sedimentos del fondo. También se descompone por la acción microbiana en bióxido de carbono, agua, nitrógeno y fósforo (Langeland, 1991).

Los herbicidas acuáticos son útiles y constituyen una alternativa de control relacionada con las técnicas de manejo de malezas acuáticas, como lo indican sus registros de uso de los últimos treinta años en términos de eficiencia y seguridad ambiental (Murphy y Pieterse, 1990). Sin embargo no son una panacea y como cualquier opción, los herbicidas tienen sus ventajas y limitaciones.

Manipulación del habitat

Muchas especies de plantas acuáticas pueden manejarse a través de la manipulación del ecosistema acuático. La técnica más común es el manejo del nivel del agua.

Normalmente esta técnica se restringe por los usos del agua a que se encuentran sujetos ciertos sistemas, por las políticas de operación o por la disminución del nivel debido a cambios estacionales. Cuando se tiene la posibilidad de bajar el nivel del agua para que los tapetes de lirio se depositen sobre las orillas, es necesario que sean secados y quemados.

Observaciones de campo demuestran que el material no retirado de la orilla, parcialmente secado y quemado, puede recuperarse al subir el nivel del agua o al contar con cierta humedad. Además, las plantas contienen grandes cantidades de semillas viables que pueden germinar en la época de lluvia y volver a establecerse.

Dekimpe (1957), citado por Gopal (1987), registró que las plantas requieren como mínimo de 21 días para morir en el proceso de secado. Es importante señalar que el secado dependerá de la temperatura ambiente, de la pendiente y de las características del sustrato, ya que se ha advertido que cuando el sustrato es fango, el secado de las plantas puede ser muy prolongado.

Control integrado

Se entiende por control integrado el uso de dos o más técnicas de manejo utilizadas en conjunto o en serie para disminuir la cantidad de maleza a niveles aceptables.

Si bien se puede pensar en una gran cantidad de opciones para el control integrado, su selección dependerá de la biología y la ecología de la especie a controlar, los usos del cuerpo de agua, el nivel de control deseado,

2. Características de los agentes químicos para el control del lirio acuático

Características	Glifosato	2,4 - amina	Diquat
Modo de acción	Sistémico	Sistémico	De contacto
Selectividad	No selectivo	Selectivo	No selectivo
Mecanismo tóxico	Metabolismo del nitrógeno y actividad enzimas	Desarrollo de los tejidos	Fotosíntesis
Vida media en el agua (días)	14.0	3 - 30 a 7 - 48	1.0 a 7.0
Solubilidad en el agua	12,000 mg/l	3 x 10 ⁶ mg/l	568 mg/l
Nivel recomendado para agua potable	0.2 mg/l	0.1 mg/l	0.01 mg/l
Toxicidad DL 50 (ratas)	5,600 mg/kg	300 - 1,000 mg/kg	230 mg/kg
Restricción al uso del agua (días)	Sin restricciones 800 m de la obra de toma	Riego 21 Agua potable 21 Abrevadero 21 Pesca 0 Contacto prim 0	14 14 14 0 0
Ingesta diaria admisible	3.5 mg/kg/día	0.3 mg/kg/día	0.008 mg/kg/día
Nivel equivalente para agua potable (NEPA)	105.0 mg/l	9.0 mg/l	0.24 mg/l
Categoría toxicológica	Ligeramente (IV)	Moderadamente (III)	Moderadamente (III)
DL 50 aguda oral	2000	200 a 2000	200 a 2000
Dérmica (COP)	4000	400 a 4000	400 a 4000
Efecto (días)	2.0 a 4.0	2.0 a 4.0	1.0 a 2.0
Muerte (días)	20.0 a 30.0	14.0 a 21.0	7.0
Toxicidad aguda en peces (mg/L)	4.2 a 16.0	25.0 a 458	5.0 a 140.0
Toxicidad aguda en invertebrados (mg/l)	5.3	1.8 a 4.9	1.0 a >100

Fuente: Modificado de: Joyce C.J. y Ramey V. (1986). Aquatic herbicide residue literature review; Wessterdhal y Getsinger (1988). Aquatic plant identification and herbicide use guide. A summary of the environmental fate and toxicology of Rodeo herbicide. SARH, *et al.*, 1991 Catálogo Oficial de Plaguicidas.

las facilidades de intervención, y la disposición de recursos humanos y materiales, entre otras condiciones.

El aspecto ecológico es muy importante al considerar la aplicación del control integrado, ya que la supervivencia y crecimiento de la planta depende de muchos factores ambientales, de tal manera que el clima y la nutrición son limitantes del crecimiento en puntos específicos dentro de su ciclo de vida (Gopal, *op. cit.*).

Los puntos débiles se identifican al considerar los eventos que se presentan dentro del ciclo de vida, tales como las características morfológicas o los extremos ambientales. Un mejor entendimiento de estos eventos,

así como la identificación de los puntos débiles son esenciales para asegurar la efectividad de las técnicas de control actuales (Luu y Getsinger, 1988).

No obstante que los métodos de control presentan ventajas y limitaciones, todos, en la medida de lo posible, deben utilizarse dada la complejidad del proceso, no sólo para abatir los costos, sino para aumentar las posibilidades de éxito, aún aquellos que se aplican para mantener en equilibrio la población una vez que esta ha sido reducida a niveles manejables,

La solución a las graves infestaciones de lirio acuático es la combinación de varios métodos, desde el control

de nutrientes hasta el empleo de técnicas sofisticadas de aplicación de herbicidas.

Los usos de *Eichhornia crassipes* son muy diversos. Gopal, *op. cit.* citando a varios autores, registra que las hojas se emplean para envolver cigarrillos; los peciolo para tejer diversos objetos como cestos de basura, portavasos, alfombras y muebles; a partir de la planta se ha producido alcohol, levadura, caroteno, jabón, sal, seda artificial, vitamina A y potasa; de las raíces se han extraído sustancias que propician el crecimiento y aceleran la fermentación alcohólica; y de raíces y estolones se han obtenido sustancias del tipo de las giberelinas (Murphy y Pieterse, 1990).

Esta maleza también puede ser apropiada como alimento para muchos organismos y se ha recomendado como abono agrícola; como cubierta o composta para mantener la humedad del suelo y para evitar otras malezas; como fuente de pulpa para papel; como chapines o almácigo; para producción de energía (biogás) o en el control de la contaminación (tratamiento de aguas).

Aunque si bien son numerosos los trabajos que tratan acerca de la factibilidad técnica de su aprovechamiento, debe reconocerse que generalmente no incluyen un análisis de factibilidad económica; muestran una baja competitividad comercial o su uso no es compatible con su control como maleza (Mitchell, 1978; Romero, *et al.*, 1989), de tal manera que su aprovechamiento como recurso aún no es viable. Actualmente no existe en el mundo un proyecto comercial en operación. De cualquier manera la planta puede observarse desde el punto de vista dual de su naturaleza: como plaga y como recurso.

Control de malezas acuáticas en México

Se conoce poco acerca de la forma en que se introdujo esta hidrófita en el país. Alrededor de 1900 el lirio acuático fue registrado en muchas partes de los trópicos y subtrópicos. En 1926, Reiche lo incluye en su descripción de la *Flora excursora del Valle Central de México* (Esquinca *et al.*, 1988).

La infestación del lirio acuático en México es difícil de evaluar desde una perspectiva estática, pues su movilidad le permite invadir nuevos cuerpos de agua; en algunos se agudiza su crecimiento, en otros su infestación es crónica y en algunos disminuye o desaparece, como en la presa Madín, Estado de México (Díaz, 1989) y en el lago de Chapala, Jalisco.

Una encuesta con información de aproximadamente 40,262 ha distribuidas en todo el país (Carlos y Contreras, 1981), mostró que los estados del centro eran los que

afrontaban el mayor problema, mientras que en los otros la invasión se percibía moderada o incipiente.

En 1993 se analizó la información de 114 cuerpos de agua (entre presas y lagos) y se estimó que el 24 % de su superficie inundada, 62,000 ha, se encontraba infestada con malezas acuáticas, principalmente de lirio acuático, en un 64% de la superficie infestada, las otras malezas de importancia son la cola de caballo (*Potamogeton pectinatus*), el tule (*Typha*), la hidrila (*Hidrylla*), la lechuga (*Pistia*) y la lenteja (*Lemna*).

En los distritos de riego, donde la información era más confiable, se identificaron 12,000 km de canales y 19,000 km de drenes con problemas de malezas acuáticas, lo que representaba el 27% y 63%, respectivamente, del total de ese tipo de infraestructura. En las unidades de riego y en las de drenaje no se contaba con información (Gutiérrez *et al.*, 1993).

También se determinó que el nutriente que más influye en la proliferación de la maleza es el fósforo del que, se estimó, ingresan a los lagos y presas 231,000 ton anualmente originadas por actividades pecuarias, agrícolas, municipales e industriales (Limón, 1989).

Existen diversas experiencias en el control de malezas acuáticas, como aquella máquina que se introdujo en el lago de Pátzcuaro en 1974. Otro ejemplo es el de la presa Manuel Ávila Camacho, en Puebla, en donde existió una máquina cosechadora poco eficiente fabricada en el país.

En 1985 en la presa Requena se inició el control del lirio acuático con las siguientes acciones: la suspensión del ingreso de aguas negras, el manejo del nivel del agua para lograr el secado y quemado de las plantas de las márgenes del vaso y la introducción de la máquina trituradora de lirio de fabricación nacional (Díaz y Gutiérrez, 1988).

Gutiérrez y Bravo (1990), evaluaron la eficiencia de la máquina, encontrando que podría triturar 355 ton en ocho horas. Posteriormente esta máquina se utilizó en cuerpos de agua como la presa Endhó y las lagunas de Cajititlán, Yuriria, Zumpango y el lago de Chapala, entre otros. Sin embargo, los costos de este procedimiento han resultado muy altos, inclusive dentro del periodo de mantenimiento, provocando que la mayoría de estos sistemas se reinfesten.

En México el uso de herbicidas para el control del lirio acuático se inicia a finales de los años cincuenta en el lago Cajititlán, Jalisco. En 1958 se combatió el lirio acuático a base de 2,4-D. Siete años se conservó limpio este vaso, después de este periodo el problema alcanzó dimensiones extraordinarias y desde entonces se han aplicado métodos físicos y mecánicos sin resultados satisfactorios (Rubin, 1975).

En 1960, la Secretaría de Agricultura y Recursos

Hidráulicos realizó pruebas de control químico de lirio acuático en el lago de Chapala. (Comisión Lerma-Chapala, 1960).

En 1975, se efectuaron experimentos con varios herbicidas, en dosis y combinaciones distintas y en diferentes lugares, unos en el Centro Piscícola Benito Juárez y otros en recodos del río la Concordia, Chiapas (Morazán, 1988).

En la laguna de Villahermosa, Tabasco se logró el control del lirio acuático con la mezcla siguiente: 1 kg de detergente, 1 litro de esterón 99, 5 litros de diesel y 200 litros de agua. Los resultados fueron satisfactorios pero la mezcla fue tóxica (Morazán, *op. cit.*).

A mediados de 1976 la presa La Angostura tenía una infestación del orden de las 12,000 ha. Para su combate se utilizó una mezcla de 3 l de *Diquat*, 3 l de *Paraquat*, 0.5 l de *Agral 90* (surfactante) en 200 l de agua. Los resultados fueron satisfactorios. Esta mezcla se utilizó como norma hasta 1982 (Morazán *op. cit.*).

En 1981, Gómez (1982), evaluó la eficiencia del herbicida *2,4-D sal dimetilamina* sobre diferentes infestaciones de lirio acuático a pequeña escala (1 m² con 25, 50, 75 y 100%) con las siguientes dosis: 1.12, 2.24 y 4.48 kg/ha, obtuvo que la dosis más alta fue la más efectiva. Estas evaluaciones se realizaron en la presa Colorines, Estado de México, obteniéndose el control en 15 días con una sola aplicación.

Gutiérrez y Huerto, (1990), evaluaron la efectividad, toxicidad y degradabilidad de un producto cuyo componente activo es el *Glifosato*. Los resultados obtenidos en pruebas de campo a pequeña escala en la presa Endhó, Hidalgo, mostraron que este producto es capaz de controlar al lirio acuático en densidades de 10 y 20 kg/m² en un tiempo de 51 días a una tasa de aplicación de 5 l/ha. Para densidades de 30 y 40 kg/m² el control obtenido fue de un 90%, con un recrecimiento de la maleza del 10%, por lo que requirió de una segunda aplicación de 2 l/ha. Las evaluaciones de toxicidad se realizaron con *Daphnia magna* encontrando una toxicidad aguda del orden de 540 mg/l del compuesto.

Es posible plantear algunas reflexiones sobre los efectos que puede tener el uso de herbicidas. El efecto directo de la utilización del producto para el control del lirio acuático puede implicar la desaparición de la maleza y además la desaparición de los organismos presentes, especialmente sensibles.

Sin embargo, es necesario reconocer que no todos los sistemas acuáticos soportan organismos de esta clase o una gran variedad de grupos biológicos como ocurre en los embalses con serias infestaciones de lirio acuático, donde la presencia de la maleza es una muestra inequívoca del deterioro de su calidad y del sistema en todos sus componentes.

Es necesario que los programas de control consideren el uso y condiciones del cuerpo de agua para que se justifique la aplicación del herbicida.

Respecto a consecuencias como el abatimiento del oxígeno disuelto y la incorporación de grandes cantidades de materia orgánica, se debe mencionar que las presas con grandes cantidades de plantas generalmente permanecen anóxicas. Aún así, es conveniente desarrollar métodos de manejo específicos para tal situación. El tratamiento de grandes cantidades de maleza debe evitarse llevando a cabo tratamientos por secciones o bien, en infestaciones incipientes.

Programa de Control de Malezas Acuáticas

El Programa de Control de Malezas Acuáticas, PROCMA, se basa en tres principios fundamentales:

- Reducir las malezas acuáticas a límites manejables, solamente en aquellos lugares en donde exista el compromiso social de cumplir con los respectivos programas de mantenimiento.
- En los programas de control de malezas acuáticas se incluirán los métodos más adecuados a cada cuerpo de agua.
- Los programas de control de los cuerpos de agua, estarán integrados a los programas de solución a nivel de cuenca.

De acuerdo al primer enunciado del PROCMA, se promovió la participación de las mismas organizaciones que intervinieron en la reducción de malezas acuáticas para que se responsabilizaran del mantenimiento de los cuerpos de agua. Estas organizaciones obtuvieron ingresos de las siguientes fuentes: Aportación de recursos fiscales de los gobiernos federal y estatal; contribuciones por cooperación internacional; recursos crediticios tramitados por el propio fideicomiso, y aportaciones de los ribereños y otros usuarios. Las acciones establecidas para el corto plazo (1993 - 1994), fueron:

- Iniciar la reducción de malezas y establecer los programas de mantenimiento en once cuerpos de agua y elaborar el proyecto de control de malezas acuáticas en el lago de Chapala, Jalisco.
- Establecer las bases para tecnificar el control biológico para el lirio acuático con insectos y hongos, así como la carpa herbívora para malezas sumergidas.

Las acciones a mediano plazo (1994 - 2000) están encaminadas a la reducción de nutrientes en los cuerpos de agua y consideran:

- Reducir gradualmente la cantidad de fósforo en los detergentes y limitar las aportaciones de las actividades agrícolas y pecuarias.
- Continuar con la construcción y rehabilitación de las plantas de tratamiento de aguas residuales industriales y municipales, de acuerdo con el Programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado, mejorando los diseños y la operación, a fin de incrementar la eficiencia en la remoción de nutrientes.
- A través del Programa de Conservación de Suelos, apoyar los mecanismos técnicos para disminuir el aporte de nutrientes a los cuerpos de agua: reforestación, uso adecuado de fertilizantes, manejo de cuenca, entre otros.

Actividades de control

El PROCMA inició sus actividades en la cuenca del río Ayutla en Jalisco (ilustración 1), cuya problemática de infestación incluyó a tres vasos ubicados dentro de la misma área de captación; dichos vasos son Miraplanes, Tacotán y Trigomil, cuyos niveles de infestación se presentan en el cuadro 3.

De acuerdo con la primera de las acciones a corto plazo, a fines de marzo de 1993, se realizó una reunión con autoridades de los municipios, del distrito de riego y de instituciones federales y otros usuarios. En ella se acordó que los usuarios se harían cargo del mantenimiento de los cuerpos de agua una vez que estuvieran libres de malezas, y que participarían además en las actividades de eliminación del lirio acuático.

Los trabajos se iniciaron en la presa Tacotán utilizando el método de manejo hidráulico, eliminando 105 ha de lirio. Este método consistió en bajar el nivel de la presa, dado que el agua se podía almacenar en Trigomil ubicada aguas abajo, y hacer que el lirio quedara depositado en las laderas del vaso, para después quemarlo.

El 20 de marzo un helicóptero esparció, la primera dosis (3.3 kg de i.a./ha) del herbicida 2,4-D amina en las 100 ha restantes. La presa Tacotán permaneció cerrada durante 21 días, colocándose señalamientos para que el

agua no fuera utilizada en ese lapso, conforme a las normas de seguridad especificadas para este producto. Este primer tratamiento registró una eficiencia del 60%. Del 5 al 7 de abril los usuarios (pescadores), llevaron a cabo la quema del lirio seco ubicado en las riberas de la presa. Durante la segunda aplicación, que se llevó a cabo el 14 mayo, se utilizó el herbicida *Diquat* con una dosis de 1.7 kg de i.a./ha, obteniéndose un control del cien por ciento. La presa, junto con su manual de mantenimiento, se entregó limpia a los usuarios el 9 de julio.

En Trigomil, se utilizó una combinación de los métodos químico (*Glifosato* que no tiene restricciones para riego) y mecánico, debido a que este almacenamiento no se puede cerrar por ser el que abastece de agua al distrito de riego El Grullo. Se realizaron dos aplicaciones: la primera, del 3 al 4 de abril, abarcó 100 ha y la segunda del 12 al 13 de mayo se aplicó a las plantas restantes.

El herbicida se manifestó irregularmente, detectándose secciones con excelente tratamiento y otras con una acción herbicida muy lenta. El producto se aplicó en la época de crecimiento, por lo que se esperaba una mejor eficiencia dadas las evaluaciones obtenidas a escala en el laboratorio del IMTA (Gutiérrez y Huerto, 1990). Aunque el hundimiento fue muy lento y discontinuo, en la mayoría de los tapetes se apreciaron un decrecimiento y un cambio de consistencia de las plantas: de un estado de fortaleza y vigor, con intensas coloraciones verdes, pasaron a otro de extrema fragilidad con tonos amarillentos. Se calculó un hundimiento de entre veinte y cuarenta hectáreas.

Inmediatamente a la segunda aplicación realizada en mayo se incorporaron dos máquinas trituradoras que, trabajando hasta el 30 del mismo mes, eliminaron aproximadamente entre 160 y 180 ha de lirio acuático. Esta presa al igual que la de Tacotán fue entregada limpia el 9 de julio con el respectivo manual de mantenimiento.

La presencia de gran cantidad de tule en la presa Miraplanes influyó en la decisión para utilizar el *Glifosato* considerado como un herbicida muy eficiente para este tipo de plantas (Westerdahl y Getsinger, 1988). Se realizaron tres aplicaciones con la siguiente secuencia: el 19 de abril, el 15 de mayo y el 12 de noviembre. Para febrero de 1994 esta presa mostraba una limpieza del cien por ciento.

Calidad del agua de la presa Tacotán

La eliminación de las malezas acuáticas por cualquier método (trituración, control químico y en algunos casos biológico) que implique su depósito en el fondo puede modificar la calidad del agua.

3. Niveles de infestación de las presas

Nombre	Superficie del agua (ha)	Superficie de malezas (ha)	Total (ha)
Trigomil	181.8	211.4	393.2
Tacotán	257.5	204.8	462.3
Miraplanes	0	73	73

Fuente: Imagen de satélite LANSAT TM. Enero, 1993

1. Estaciones de monitoreo en la cuenca del río Ayutla.

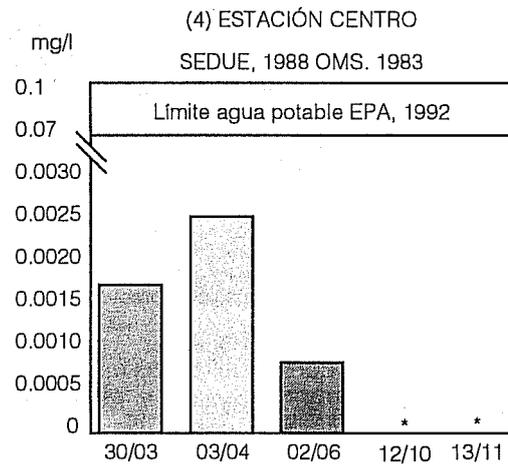
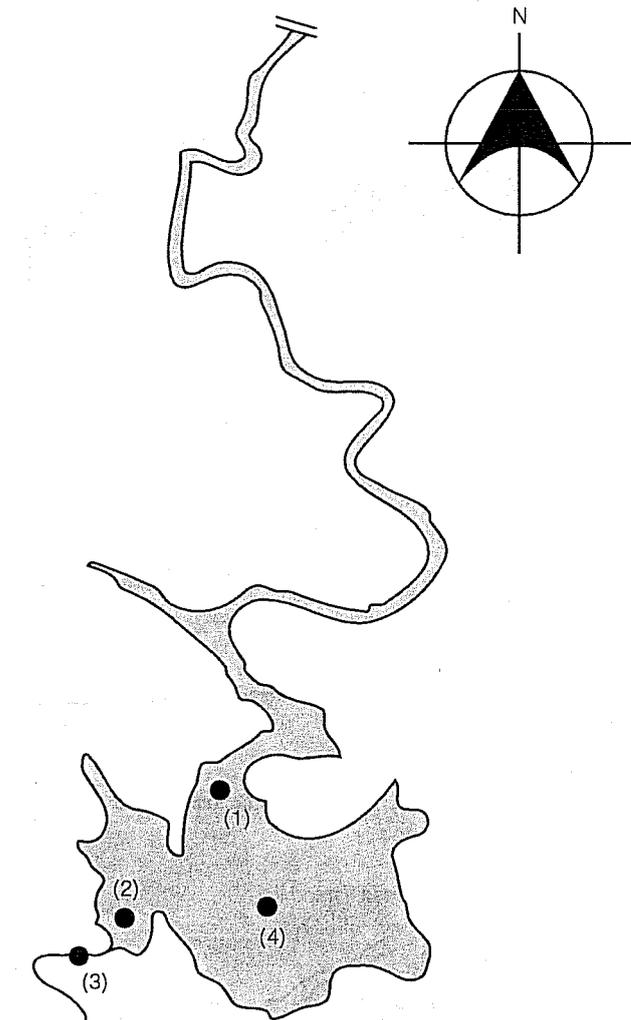
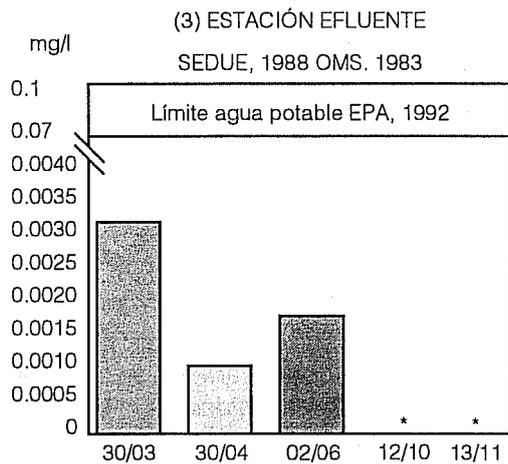
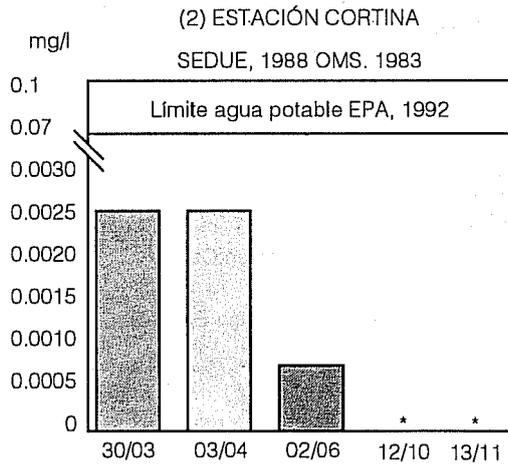
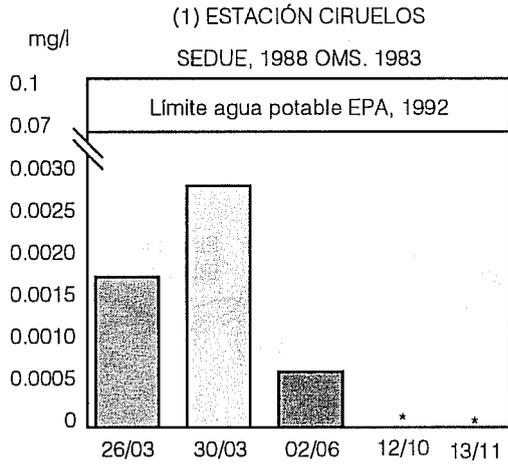


De los tres métodos de control utilizados en Trigomil y Tacotán, dos de ellos, el mecánico y el químico provocan depósito de materia orgánica en los vasos, por ello fue muy importante hacer un monitoreo cuidadoso

de la calidad del agua. Para ello se midieron el oxígeno disuelto, *OD*, la conductividad, el pH, la *DQO*, el fósforo total, el nitrógeno amoniacal y los nitratos, y se analizaron residuos de herbicidas en el agua, peces y sedimentos.

2. Monitoreo de residuos de herbicidas en agua de la presa Tacotán, Jalisco, 1993

* < 0.00025 (Límite de detección).



En la ilustración 2 se presenta la ubicación de las estaciones de monitoreo establecidas en Tacotán y los valores de las mediciones hechas de concentración del herbicida 2,4-D. Puede notarse que todas las concentraciones son inferiores a la establecida como norma para agua potable por la Secretaría de Desarrollo Urbano y Ecología, SEDUE (actualmente Secretaría de Desarrollo Social, SEDESOL) 1990, que es de 0.1 mg/l y por la Agencia de Protección Ambiental, EPA, 1992, de Estados Unidos de América que es de 0.07 miligramos por litro.

Después de seis días de tratamiento (20 de marzo de 1993), la concentración del herbicida disminuyó en un 72% debido, principalmente, a la acción de los microorganismos (bacterias) que degradan el compuesto y al proceso de dilución en el agua.

Todos los análisis de residuos en peces (tilapia, carpa y bagre) y sedimentos de la presa Tacotán se encontraron por abajo del límite de detección, tanto para 2,4-D como para el Diquat. Lo mismo ocurrió para el herbicida Diquat en agua, el cual no se detectó aún cuando la técnica utilizada para su análisis tiene un límite de detección muy bajo (0.0005 mg/l).

En cuerpos de agua naturales, la DQO presenta en promedio valores cercanos a 20 mg/l (Chapman, 1992). Las mediciones realizadas en el vaso de la presa Tacotán, el afluente (entrada) y el efluente (salida) antes de haber realizado el tratamiento, se encontraron por arriba de los valores para condiciones naturales.

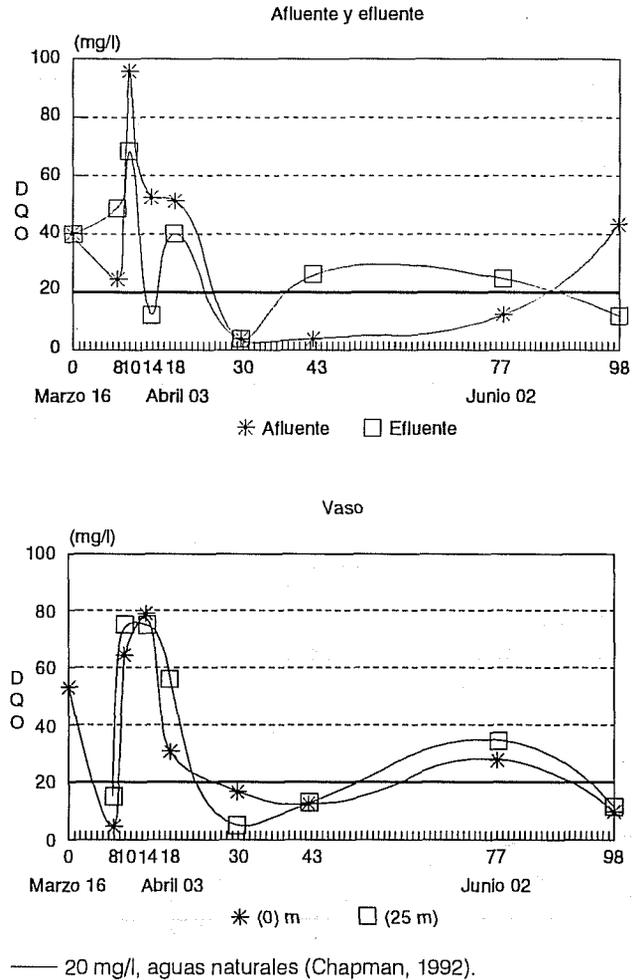
Como puede observarse en la ilustración 3, en los siguientes meses se registró un incremento en la DQO, producto de la descomposición del lirio acuático. Este incremento era de esperarse, pero es importante anotar que el afluente de la presa, es decir, el agua que entra a la misma y que proviene de la cuenca alta del río Ayutla, presentó valores mayores a 20 mg/l desde antes de la aplicación y alcanzó valores hasta de 90 mg/l, coincidiendo con los valores más altos registrados en el agua de la presa.

Lo anterior significa que existió un deterioro de la calidad del agua, producto de la descomposición del lirio acuático, pero las modificaciones más importantes fueron consecuencia de la calidad que presentó su principal tributario, es decir, el río Ayutla.

En la ilustración 4, se presenta el comportamiento del oxígeno disuelto en el agua de la presa Tacotán antes de la aplicación (16 de marzo) a los 14 días (3 de abril) y a los 74 días (23 de junio) de la aplicación.

El oxígeno disuelto en el agua es un componente esencial para la vida acuática y se considera que un valor de 4 mg/l es una concentración adecuada para la subsistencia de muchos organismos (SEDUE, 1990). El 16 de marzo en el área cercana a la cortina de la presa

3. Demanda química de oxígeno en la presa Tacotán



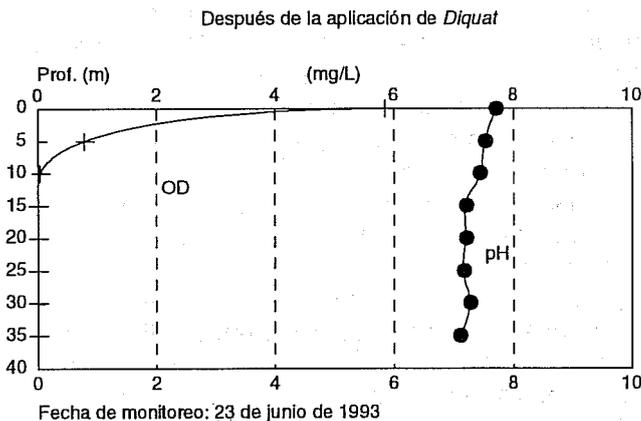
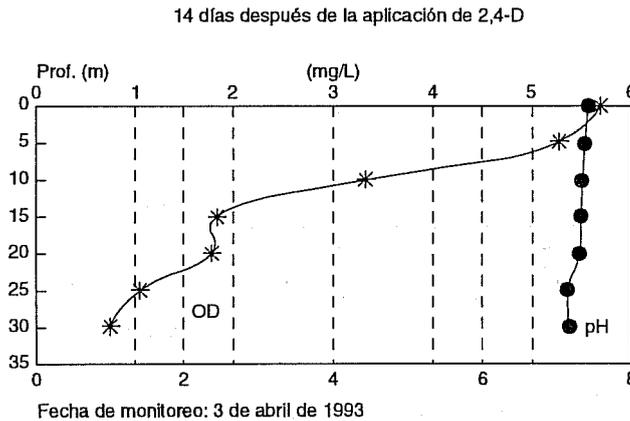
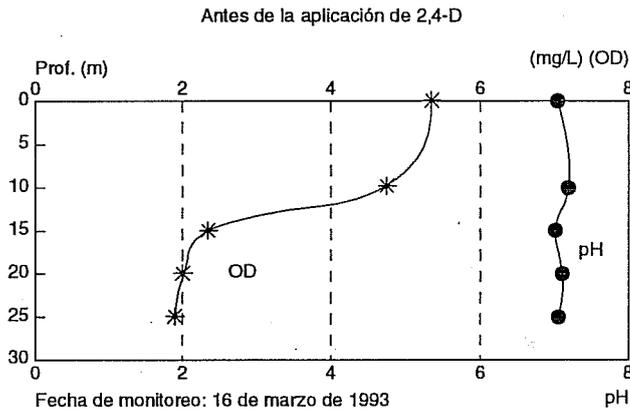
desde la superficie hasta diez metros, la concentración de oxígeno se presentó en cantidades cercanas a 5 mg/l. El pH se mantuvo próximo a la neutralidad (pH 7). Este es un valor indicativo de buena calidad del agua.

Para el 3 de abril, es decir, 14 días después de la aplicación del producto, la presa presentó valores de entre 4 y 5 mg/l (10 m prof.), disminuyendo paulatinamente hasta llegar a 1 mg/l a 25 metros de profundidad. El pH se presentó en un intervalo de 7 - 8, adecuado para la protección de la vida acuática.

El 23 de junio, la capa superior presentó valores de 6 mg/l en los primeros dos metros, disminuyendo hasta 0 mg/l a diez metros de profundidad.

Es evidente que existió una disminución en la cantidad de oxígeno, combinándose el efecto de la mala calidad del agua que entra a la presa con el consumo de oxígeno por la vegetación en proceso de putrefacción; sin embargo, se puede predecir que al no existir la capa

4. Cambios en el contenido de oxígeno disuelto, OD, y pH en la presa Tacotán durante el programa de control



de lirio, el aire provoca un mayor movimiento del agua oxigenando la capa superficial degradando más rápido la materia orgánica presente y manteniendo cantidades adecuadas de oxígeno disuelto.

En la ilustración 5 se observa que los fosfatos totales medidos en la presa Tacotán, no presentaron cambios considerables durante el tratamiento, ya que antes de la aplicación el afluente (río Ayutla) introduce a la presa fosfatos en cantidades por arriba del límite permisible para protección de la vida acuática a través del agua de retorno agrícola. Estos, al entrar al vaso, disminuyen al ser utilizados por los organismos acuáticos o son atrapados en los sedimentos del fondo, por lo que al salir el agua de la presa los fosfatos presentaron una menor concentración con respecto a la entrada y al vaso.

Se detectó el incremento de nutrientes producto de la descomposición de las plantas. Pero al parecer estas cantidades son una condición permanente en estas presas, siendo el crecimiento del lirio un indicador inequívoco de esta situación.

Para corroborar los resultados de los análisis fisicoquímicos, se realizaron muestreos de los organismos que viven en la columna de agua (algas planctónicas) de las presas.

El análisis de calidad y cantidad de plancton (organismos que viven en la columna de agua), determinó la presencia de algas que sobreviven en condiciones de eutroficación avanzada (cantidades altas de nutrientes) como es el caso de las diatomeas *Navicula*, *Fragilaria*, *Nitzschia* y *Surirella*, así como clorofitas del género *Ulothrix* y cianofitas del género *Anabaena*, todas ellas indicadoras de la presencia de materia orgánica.

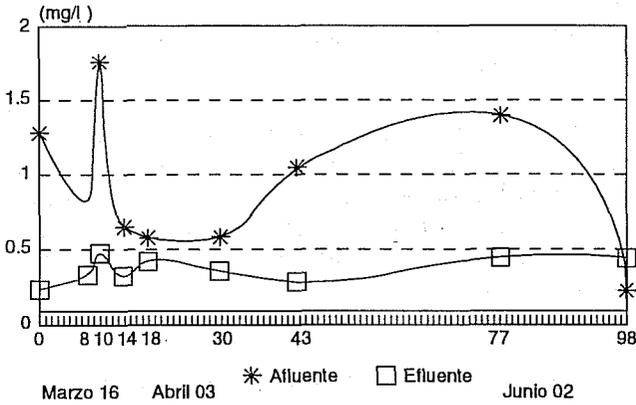
Se presentó una contaminación de tipo orgánico. No existieron disturbios en la cadena alimenticia, ya que las cantidades encontradas de organismos después de la aplicación del herbicida, no mostraron que se hayan deteriorado las condiciones. Además, se conservaron los grupos básicos como son diatomeas, clorofitas y cianofitas, las cuales tienden a recuperarse en número y diversidad.

Se debe tener presente que el cuerpo de agua estaba ya eutroficado y que los cambios en el número de organismos obedecen a la remoción de lirio acuático, ya que muchos de ellos utilizan las raíces del lirio para vivir adheridos, como es el caso de *Fragilaria* y *Surirella*.

Se puede inferir que los químicos aplicados no afectaron a los organismos planctónicos presentes y que estos tienden a la recuperación en las nuevas condiciones (sin presencia de lirio acuático). Se espera que aparezcan especies nuevas debido principalmente a que se incrementará paulatinamente la capa de agua en donde penetra la luz, desarrollándose organismos productores de oxígeno.

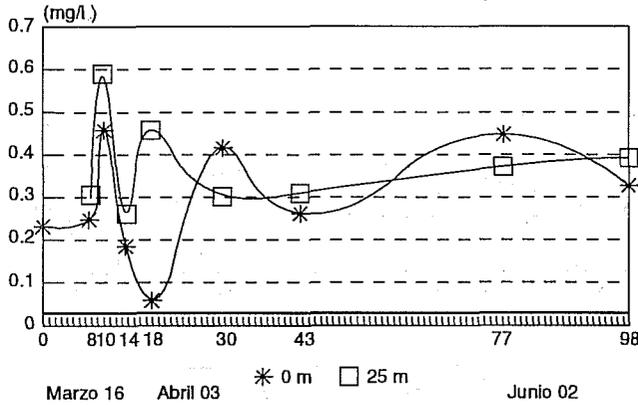
5. Fosfatos totales en la presa Tacotán

Afluente y efluente



Ref: SEDUE, 1990. 0.05 mg/l máximo valor recomendado de fosfatos totales para protección de la vida acuática en ríos.

Vaso



Ref: SEDUE, 1980. 0.025 mg/l máximo valor recomendado de fosfatos totales para protección de la vida acuática en lagos.

Calidad del agua de la presa Trigomil

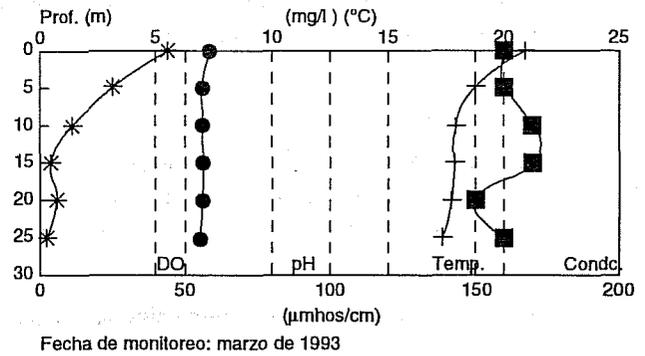
En la presa Trigomil se establecieron estaciones de muestreo dentro del vaso y en el efluente de la misma (obra de toma), así como una estación de muestreo aguas abajo del efluente, a ocho kilómetros aproximadamente, que es el agua que se dirige hacia la zona de riego del Grullo-Autlán (ilustración 1).

Los parámetros ambientales, el OD el pH y la conductividad, no variaron significativamente si consideramos las fechas anterior y posterior a la aplicación de glifosato (ilustración 6).

En el caso del OD, para la estación Centro, por ejemplo, la columna de agua se mantuvo sin cambios bruscos a través del tiempo, y contuvo una apropiada concentración para la protección de la vida acuática sobre el estrato de los diez metros de profundidad (alrededor de 5 mg/l) (SEDUE, 1990).

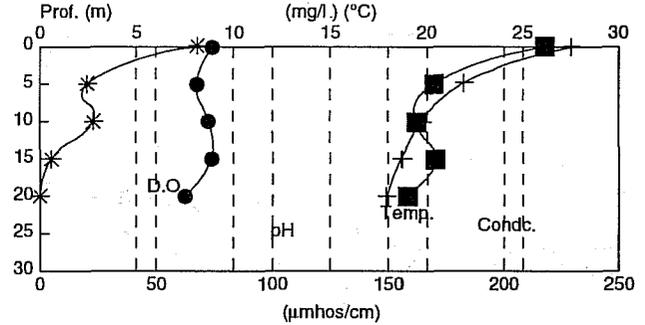
6. Comportamiento de los parámetros fisicoquímicos de la presa Trigomil durante el programa de control

Antes de la aplicación de Glifosato



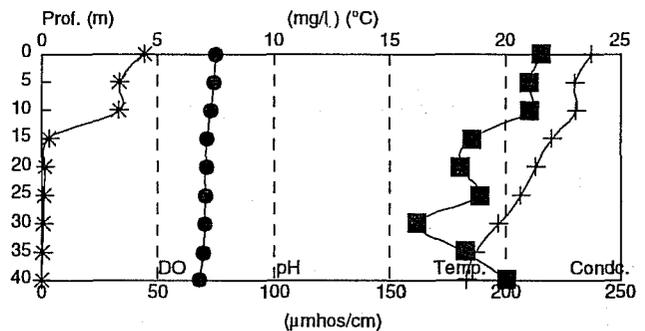
Fecha de monitoreo: marzo de 1993

Después de la aplicación de Glifosato en abril y mayo de 1993



Fecha de monitoreo: junio de 1993

Seis meses después del tratamiento



Fecha de monitoreo: noviembre de 1993

El pH se mantuvo dentro del intervalo permisible para riego (4.5-9) pero varió en más de 0.2 unidades de acuerdo a las condiciones naturales, lo cual es la norma para la protección de la vida acuática (SEDUE, 1990). La conductividad se mantuvo por debajo de la norma para riego agrícola (1000 µmhos/cm).

Debe señalarse que la presa Trigomil se inauguró en enero de 1992 por lo que su llenado es reciente. Teniendo como antecedente que no se hizo la limpieza total del terreno del vaso, actualmente se está llevando a cabo la descomposición de esta vegetación. Lo anterior influye marcadamente en la concentración de los parámetros analizados.

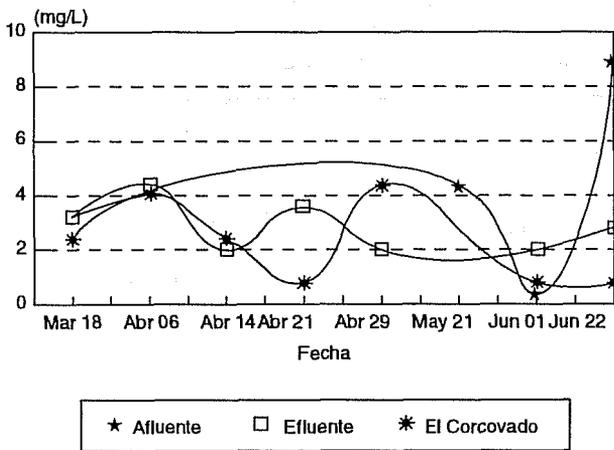
La DQO se mantuvo cercana a los 20 mg/l (intervalo entre 8 y 19 mg/l), concentración a la cual se encuentran los cuerpos naturales libres de influencia orgánica (Chapman, 1992). Sólo en abril, posterior a la primera aplicación del *Glifosato*, se elevó el valor hasta 70 mg/l

(ilustración 7), sin embargo en el afluente también se presentaron concentraciones altas lo cual indica un aporte importante de material al sistema. Hacia junio la DQO bajó considerablemente a pesar de la degradación de la maleza.

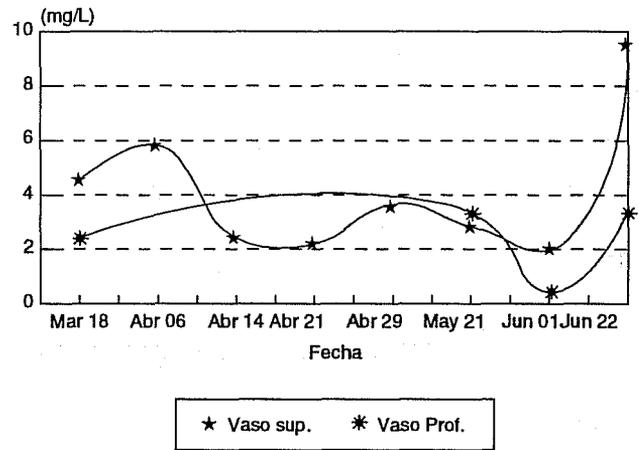
La DBO se mantuvo cercana a los 2 mg/l (condiciones naturales libres de carga orgánica) elevándose al igual que la DQO en el mes de abril, aumentando en mayor medida en el mes de junio, sobre todo en el efluente, propiciado probablemente por la descomposición de la maleza hundida en el fondo de la presa (ilustración 7).

7. Demanda química de oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno en la presa Trigomil durante el programa de control

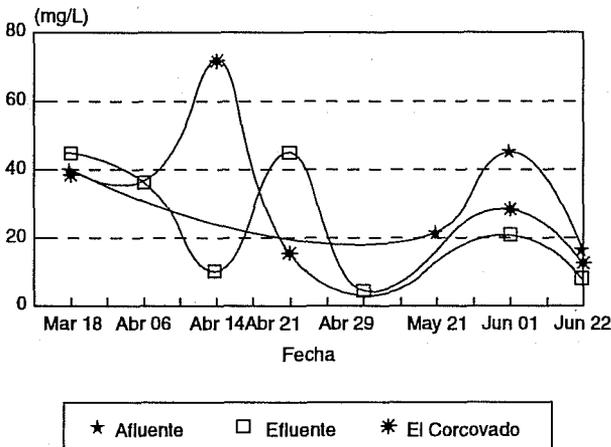
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)



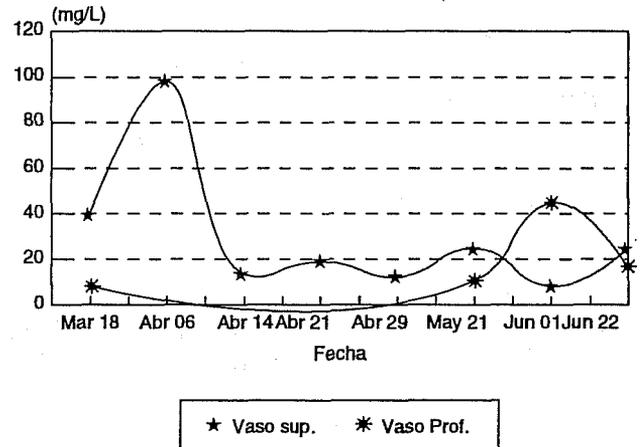
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)



Demanda química de oxígeno (DQO)



Demanda química de oxígeno (DQO)



En cuanto a los fosfatos totales y los ortofosfatos, se presentaron en todos los casos resultados superiores al límite establecido de 0.05 mg/l (SEDUE, *op. cit.*), para la protección de la vida acuática, antes y después de la aplicación.

Se presenta un aumento de estos valores hacia junio como consecuencia de la introducción de este elemento por el afluente y por la descomposición de la maleza. Los ortofosfatos aumentaron, pudiendo propiciar la proliferación de algas en el embalse. En ambos casos existe un aumento en la estación anterior a la entrada a la zona de riego.

Los resultados de los nitratos y del nitrógeno orgánico presentan un aumento dentro del vaso y una disminución hacia la salida. Lo anterior indica una asimilación activa de estos nutrientes por los microorganismos y una descomposición de la materia orgánica incorporada. No obstante, el agua al salir por la obra de toma se reoxigena, provocando una autodepuración aguas abajo, lo cual favorece la degradación de los nutrientes restantes y el restablecimiento de los demás parámetros.

En cuanto a los resultados de los análisis efectuados para determinar los residuos del herbicida aplicado (*Glifosato*), no se encontraron valores mayores a los límites de detección, tanto para agua, en la capa superficial y profunda, como para sedimentos y peces.

Calidad del agua de la presa Miraplanes

Se realizaron nueve muestreos desde el 25 de marzo hasta el 12 de noviembre de 1993, ubicándose dos estaciones de monitoreo: una en el afluente y otra en el efluente (ilustración 1).

Antes de la primera aplicación del *Glifosato* la presa contaba con cerca del 100% de su superficie cubierta por lirio acuático y tule y presentaba las siguientes características de calidad del agua:

- El pH mostró un valor mínimo de 7.03 y un máximo de 7.11, siendo adecuado para riego agrícola y protección de la vida acuática.
- El oxígeno disuelto osciló de 2.32 mg/l a 6.02 mg/l, detectándose condiciones desfavorables para la vida acuática en abril (límite para protección de la vida acuática 5.0 mg/l, SEDUE, 1990).
- La DQO presentó valores de 27 a 74 mg/l, lo que indica que existen aportes de fuentes de contaminación, ya que en aguas superficiales no contaminadas se observan valores menores a 20 mg/l (Chapman, 1992), identificándose como fuentes de contaminación las descargas de aguas residuales municipales de los poblados de Atengo, Tenamaxtlán y Miraplanes,

los cuales vierten sus aguas en los escurrimientos que llegan a la presa.

- La DBO osciló entre 6.0 y 27.2 mg/l. En aguas no contaminadas usualmente se presentan concentraciones de 2 mg/l y en sistemas que reciben aguas residuales pueden encontrarse valores por arriba de 10 mg/l de DBO (Chapman *op. cit.*), lo que indica la entrada hacia el sistema de aportes de contaminación provenientes de los poblados antes anotados.
- El nitrógeno amoniacal presentó concentraciones de < 0.01 a 8.6 mg/l, detectándose este valor en el afluente de la presa, dicho valor se encuentra por arriba del límite para protección de la vida acuática (0.06 mg/l, SEDUE, *op. cit.*) y como lo menciona Chapman *op. cit.*, concentraciones altas son características de contaminación orgánica de residuos domésticos, industriales y de fertilizantes arrastrados al sistema.
- El nitrógeno orgánico se comportó igual que el nitrógeno amoniacal, detectándose en el afluente una concentración de 2.2 mg/l. Dado que el nitrógeno orgánico en el agua está constituido principalmente por el fitoplancton y las bacterias y es reciclado en la cadena alimenticia, sus fluctuaciones están sujetas a las variaciones estacionales de la comunidad biológica, por lo que este valor indica aportes de contaminación orgánica al cuerpo de agua.
- Los nitratos oscilaron entre 0.045 y 1.8 mg/l, en sistemas influenciados por las actividades antropogénicas se presentan frecuentemente concentraciones menores de 1 mg/l. En los lagos, los niveles de nitratos por arriba de 0.2 mg/l estimulan el crecimiento algal e indican condiciones de eutroficación.
- Los fosfatos totales y ortofosfatos se encontraron en concentraciones de 0.2 a 7.3 mg/l y de 0.0 a 6.6 mg/l respectivamente, detectándose los máximos valores en el afluente, el cual se encuentra por arriba del límite permisible para protección de la vida acuática (0.05 mg/l, en afluentes, SEDUE, 1990). Chapman *op. cit.*, anota que altas concentraciones de fósforo indican la presencia de contaminación y son responsables de la eutroficación en sistemas acuáticos.

Todas estas características y valores detectados en el monitoreo, indican que la calidad del agua de la presa Miraplanes se encuentra deteriorada por las descargas de aguas residuales municipales y por la posible entrada de fertilizantes arrastrados por el escurrimiento que llega a la presa, lo que ocasiona el crecimiento de las malezas dentro del vaso por la entrada de nutrientes.

Después del tratamiento (tres aplicaciones) con *Glifosato* a las malezas acuáticas (lirio y tule), el compor-

tamiento de los parámetros de calidad del agua fue el siguiente:

- El pH presentó valores de 6.28 a 7.35, detectándose el mínimo en el efluente, observándose que esta disminución se debe a la descomposición y muerte de la maleza tratada, la cual provoca un aumento en el contenido de bacterias, hongos y detritus que degradan la maleza e indirectamente incrementan el CO₂ causando la disminución en los niveles de pH, así mismo provoca un consumo de oxígeno mayor, presentando condiciones anóxicas en el vaso por la incorporación de materia orgánica en el agua.
- El oxígeno disuelto osciló entre 0.09 mg/l y 5.47 mg/l, coincidiendo el mínimo valor en el efluente y en el mismo mes con la disminución en el pH, lo que indica que el decaimiento de la maleza tratada así como la gran cantidad de materia orgánica aportada provoca una disminución en el contenido de oxígeno utilizado para degradarla.
- La demanda química de oxígeno presentó valores de 35 a 189 mg/l, detectándose los máximos en el afluente, indicando la entrada de aguas residuales al vaso y el arrastre de materia orgánica por la época de lluvias.
- La DBO presentó el mismo comportamiento que la DQO, con valores que van de 1.2 a 56 mg/l, encontrándose las máximas concentraciones en el afluente y en los meses de mayor precipitación.
- Las concentraciones de nitratos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico, se registraron en un ámbito de 0.45 a 3.6 mg/l, de < 0.01 a 13.9 mg/l y de < 0.01 a 2.7 mg/l respectivamente.
- Los fosfatos totales y ortofosfatos se presentaron en un intervalo de 0.51 a 15.21 mg/l y 0.069 a 13.7 mg/l respectivamente.

El comportamiento de los parámetros fisicoquímicos en la presa Miraplanes después de los tratamientos y durante el monitoreo, indican que la presa se comporta como una laguna de estabilización en donde los contaminantes aportados por el escurrimiento, entran a esta y disminuyen su concentración en la salida, por lo que el tratamiento de las malezas sólo mostró, después de la segunda aplicación, una disminución en el contenido de oxígeno disuelto y en el pH, sin embargo en los muestreos siguientes se observa una tendencia a la recuperación de estos parámetros, ya que al disminuir cerca del 70 % de las malezas en el espejo de agua, se espera una mayor penetración de luz en la columna de agua y un aumento en la producción de oxígeno disuelto dada por la comunidad autótrofa del sistema.

Por lo que respecta al tratamiento, desde que un

herbicida es aplicado en el ambiente acuático para controlar las malezas, éste se distribuye en varios compartimientos del mismo (agua, sedimentos, plantas y organismos). Los resultados de los análisis de residuos de herbicidas en muestras de agua, sedimentos y peces, indicaron niveles no detectables por el método analítico (cromatografía líquida), siendo para agua 0.000025 mg/l, para sedimentos 0.0025 mg/kg y para tejido de peces 0.025 mg/kg. Por lo que los residuos de glifosato se encuentran por abajo de estos límites y por abajo del nivel recomendado para agua potable (0.2 mg/l EPA 1992) y para peces (0.25 mg/kg).

Lo anterior se debe a varios procesos de degradación que sufre el herbicida en el ambiente, como la alta solubilidad en agua, la cual esta influenciada por el destino ambiental, la persistencia y la tendencia a la partición en los diversos compartimientos ambientales (agua, sedimentos y organismos). La absorción del herbicida en los sedimentos y sólidos suspendidos que remueven este del ambiente acuoso y a la biodegradación por la acción microbiana que degrada el compuesto original para producir dióxido de carbono y agua.

Todos estos procesos y las características de calidad del agua de la presa Miraplanes influyeron en la remoción del herbicida dentro del sistema.

Análisis de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

La carga contaminante que afecta a un sistema puede valorarse con datos físicos y químicos obtenidos en un momento dado; por el contrario, el análisis biológico da una visión de los efectos duraderos de esta carga en el ambiente y del posible impacto sobre las comunidades. De esta forma la calidad del agua puede evaluarse mediante indicadores biológicos.

Debido a lo anterior se incluyó en este estudio la evaluación cuantitativa y cualitativa por medio del Índice Secuencial de Comparación de Cairns y Dickson (1971) de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, para establecer el posible impacto de los métodos de control de malezas sobre el sistema acuático. Para tales fines se determinaron las siguientes estaciones de muestreo:

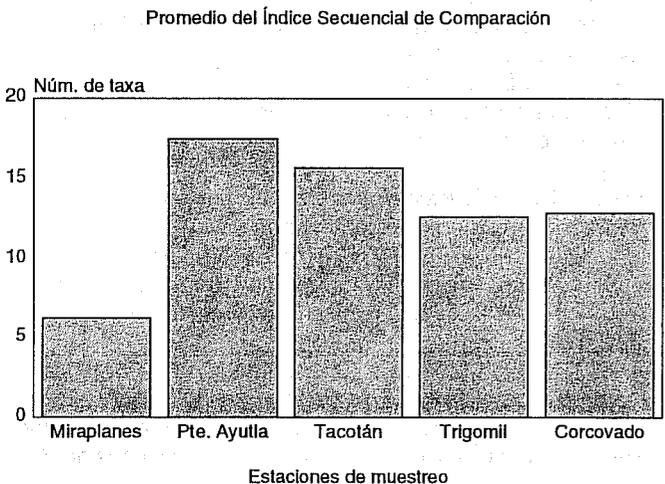
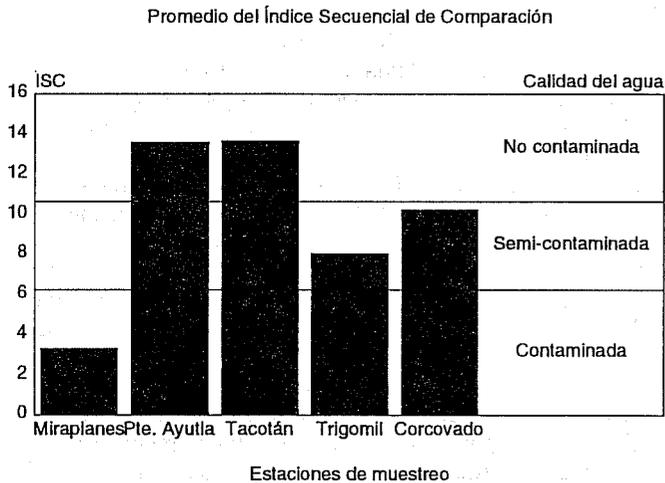
- Afluente y efluente de la presa Miraplanes.
- Puente Ayutla (afluente de la presa Tacotán).
- Obra de toma de la presa Tacotán (efluente de la presa Tacotán).
- Obra de toma de la presa Trigomil (efluente presa Trigomil).
- El Corcovado punto anterior a la entrada del agua a la

zona de riego de El Grullo-Autlán (estación Corcovado) (ilustración 8).

Los resultados generales obtenidos con base en los promedios de diversidad y de número de Taxa para los meses de muestreo fueron los siguientes:

- La estación Miraplanes mantuvo condiciones de contaminación lo cual ocasionó que no pudiera utilizarse como estación de referencia. Este punto es un canal de entrada a la presa Miraplanes que es utilizada para la conducción de aguas residuales municipales, lo cual es la causa de estos efectos.
- En Puente Ayutla se observaron, en general, condiciones de aguas limpias, con la mayor diversidad de organismos, a pesar de estar ubicada esta estación en un sitio influenciado por actividades agrícolas y de otros usos del agua.

8. Criterios de la calidad del agua (ISC) y diversidad biológica de la comunidad bentónica en la cuenca del río Ayutla



- En la obra de toma de la presa Tacotán se presentaron condiciones de aguas limpias en promedio, y una alta diversidad. Cabe aclarar que este punto es un lugar de constante cambio para las comunidades, ya que al salir el agua por la obra de toma de la presa, alcanza una fuerza muy grande que puede barrer con los sedimentos y por ende con los organismos. Por otro lado, gran parte del año, estuvo cerrada la válvula de la presa, por lo que el aumento de la diversidad se debió a comunidades que pudieron establecerse y mantenerse sólo con el agua que se fugaba a través de la válvula de la cortina sin que la calidad del agua pudiera afectarles de ninguna manera.
- En comparación, en la obra de toma de Trigomil, los efectos del cierre de la válvula fueron más drásticos, ya que el río se secaba dejando expuestos a los organismos, desapareciendo gran parte de ellos. El manejo de la corriente y no la calidad del agua (como se analizó anteriormente), fue lo que afectó a las comunidades, reflejado en los resultados obtenidos a través del ISC (ilustración 7).
- En cuanto a la estación el Corcovado, las condiciones generales indicaron agua semicontaminada, con un promedio de 13 organismos diferentes por colecta. Puede discutirse que este efecto se debió más a los usos que en este lugar se hace del agua (lavado de autos, ropa, aseo personal) y no a la calidad del agua, la cuál fue apropiada de acuerdo a los parámetros analizados.

En general y retomando los resultados de los análisis de herbicidas y las condiciones de calidad del agua en los aspectos físicos y químicos, lo que afectó a las comunidades fue el manejo del recurso en la cuenca, su confinamiento y la contaminación orgánica y no la variación en la calidad del agua debida a la presencia de herbicidas, con base en los resultados obtenidos por medio de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

Otros cuerpos de agua

Los trabajos de control de malezas se ampliaron a 15 cuerpos de agua, en el cuadro 3 se presentan los avances al 31 de diciembre de 1993.

El proceso de limpieza iniciado en este programa está dirigido a aquellos cuerpos de agua en donde existen riesgos para la salud de la población por la presencia de moscos o aguas residuales o problemas sociales en aquellas áreas en donde la infraestructura es de interés general y se requiere mantener una vida útil máxima.

Conclusiones

Para que el control de malezas acuáticas se convierta en un proceso sostenible, habrán de conjugarse una serie de medidas que van más allá de la técnica como son: las sociales para promover la participación de los usuarios en las actividades de control y mantenimiento; las económicas para obtener recursos, y, desde luego, las políticas para establecer los lineamientos generales que propicien la implantación de este tipo de programas de control.

En el aspecto técnico es importante considerar que se deben atacar los orígenes del problema. La reducción de las aportaciones de nutrientes como el fósforo y el nitrógeno, deben ser objetivos de mediano plazo pero de inmediato inicio.

En cuanto a los métodos de control, sin duda parecen más atractivos el biológico y la manipulación del hábitat, sin embargo, en cada caso debe seleccionarse el o los métodos más adecuados de acuerdo a las características de cada sitio y bajo un análisis de costo-beneficio.

Considerando que en la fase de mantenimiento el control biológico es un factor importante en el manejo de las malezas acuáticas, es necesario realizar investigación en materia de reproducción masiva de los biocontroladores, los cuales podrán integrarse a los demás métodos de control en los sistemas rehabilitados.

De acuerdo a las experiencias obtenidas, el control químico demostró ser eficiente, de bajo costo y seguro, toda vez que se respeten estrictamente las recomendaciones del fabricante y de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América que ha dado seguimiento a productos utilizados por más de veinte años.

Los precios por hectárea de los productos utilizados fueron: N\$ 384.00 para el 2, 4-D, N\$ 480.00 para el Diquat y N\$ 672 para el Glifosato. Los costos equivalentes del control mecánico por trituración son de N\$ 1,950.00 - N\$ 2,432.00, casi en promedio seis veces más del valor del control químico. Las eficiencias de los productos empleados en el programa fueron: 2,4-D > Diquat > Glifosato. Finalmente, la sostenibilidad de cualquier programa de control de malezas acuáticas se obtendrá del mantenimiento de los vasos una vez que se han reducido las malezas.

Recibido: julio, 1994

Aceptado: agosto, 1994

Agradecimientos

A Jesús García y Alicia Vásquez por el análisis de plancton, a Ernesto Uribe, Eduardo Ruiz, Marco A. Mijangos y Ulises Bucio por su apoyo en el trabajo de campo y gabinete, a Alfredo Tapia y Dianne Hayward por el diseño y presentación del manuscrito, al centro de cómputo del

IMTA y en especial a Jorge Brena por su colaboración en el análisis e interpretación de las imágenes de satélite.

Referencias

- Ashton, P.J., Scott, W.E. and Steyn, D.J., *Water Science and Technology*, Vol. 13, Nº 2, 865-882. 1981.
- Barret, S.C.H., *Water weed invasions*, Sci. Amer., Oct., 90-97, 1989.
- Bastidas, R.V., J.R. Contreras, H.M. Delgadillo, B.J.L. Rebollar y H.N. García, *Investigación sobre el aprovechamiento de malezas acuáticas en la reestructuración de suelos*, SIE., SARH., Informe Técnico, No. 1, México, 45 p., 1980.
- Blackburn, R.D., and L.W. Weldon, *Suggested Control Measures for Common Aquatic Weed of Florida*. Hyacinth Control J. 2: 2-3, 1963.
- Cairns, J., and Dickson, K.L. *A Simple Method for the Biological Assessment of the Effects of Water Discharges on Aquatic Bottom-Dwelling Organisms*. Journal of Water Pollution Control Federation 43 (5) pp. 755-772, 1971.
- Carlos H.G. y R. Contreras, *Inventario Nacional de malezas acuáticas y su distribución*, Informe Técnico CIECCA-SARH, México, 1981.
- Chapman D., *Water Quality Assessments*, New York, USA, Chapman & Hall, NESCO, HO, UNEP, 1992.
- Comisión Nacional del Agua. *Inventario Nacional de Malezas Acuáticas*. Gerencia de Calidad del Agua. Subgerencia de Evaluación, Seguimiento e Impacto Ambiental. Informe interno. 1992.
- Díaz, Z.G. y E. Gutiérrez. *Rehabilitación limnológica de la presa Requena*. Memorias del VI Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A.C. Querétaro, Querétaro. 1988.
- Díaz, Z.G., *Infestación del lirio acuático en ecosistemas acuáticos*. En: Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático en México, Serie de Divulgación No. 17, CNA-IMTA, Jiutepec, Mor., 1989.
- Esquinca, C.F., L.M. Tapia, A.M. Gutiérrez, M.J. M. Herrera y A.M.C. Martínez, *Los manatiles en los canales de Xochimilco, D.F.* En: Seminario Taller para el Aprovechamiento del Lirio Acuático en México, del 18-20 enero, Cuernavaca, Mor., SARH- IMTA, 1988.
- Gallagher, J.E., *Water Hyacinth Control with Amitrol-T*, Hyacinth Control J., 1: 17-18, 1962.
- Gallagher, J.E. *Chemical Control*, In: *Trip Report and Assessment of Aquatic Weed Problems in Colombia*, S.A. in the Corporation Autonoma Regional Area of Responsibility, 1989.
- Gómez, A.J. *Contribución al control del lirio acuático (Eichhornia crassipes) por medio de controladores biológicos y herbicidas*, UAM Zochimilco. Reporte de Servicio Social, 1982.
- Gopal, B., *Water Hyacinth, Aquatic Plant*, Studies 1, Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, The Netherlands, pp. 471, 1987.
- Gutiérrez, L. E. y I. L. Bravo, *Caracterización preliminar de la Laguna de Zumpango, Edo. de México y control químico de las malezas acuáticas flotantes*, En: Díaz, Z. G. et al. Informe del proyecto: Control de la eutroficación y malezas acuáticas

- cas, CNA., IMTA., CIECCA., México, pág 54, 1990.
- Gutiérrez L.E. y Huerto, D.R., *Control químico del lirio acuático y su posible aplicación en la presa Gómez, Hgo*, Memorias del VII Congreso Nacional de la Soc. Méx. de Ing. Amb. A.C., Oaxaca, Oax, 1990.
- Gutiérrez, L.E., P. Saldaña, R, Huerto. *Programa de Control de Malezas Acuáticas*. Informe final de Proyecto. UI-9307. Coordinación de Tecnología Hidráulica Urbano-Industrial. IMTA. Cuernavaca, México. 1993.
- Haller, W.T. and D.L. Sutton. *Structure and competition between Hydrilla and Vallisneria*, Hyacinth Control Journal. Vol. 13, pp 48-50, 1975.
- Holm, G.L., Plunkett L.D., Herberger P.J., *The world's worst weed, distribution and biology*, Published for the east-west center by the University Press of Hawaii, pp. 72-77, U.S.A., 1977.
- Joyce, J.C., *Aquatic Plant Management-An overview*, In: Trip Report and Assessment of Aquatic Weed Problems in Colombia, S.A., in the Corporation Autónoma Regional Area of Responsibility. Abril 16-26, 1989.
- Langeland, A. K., *Training Manual for Aquatic Herbicide Applicators in the Southeastern United States*, University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences Center for Aquatic Plants. Gainesville, Florida., 1991.
- Luu, T.K. y Gestinger D.K., *Control points in the growth cycle of waterhyacinth U.S. Army corps of engineers*. Waterways Experimental station. Environmental Laboratory Vol. A-88-2, p. 1-5, 1988.
- Limón, G. Evolución global del fósforo y la eutroficación en México. Cámara Nacional de la Industria de Aceites Grasas y Jabones y Asociación Nacional de la Industria Química, 1989.
- Mariaca, M. R., *Alelopatía, factor presente por la adición de lirio acuático (Eichhornia crassipes) como cobertura en la siembra de hortalizas*, Tesis Profesional, Ingeniero Agrónomo, Colegio Superior de Agricultura tropical, Cárdenas, Tabasco, México, D.F., p. 95, 1984.
- Mitchell, D.S. *Aquatic weeds in Australian Inland Waters*. Department Environment and Community Development , Australian Government Publishing Service. Camberra, Australia 189 pag, 1978.
- Morazán, E.F., *Control y aprovechamiento de las malezas acuáticas por la Comisión Federal de Electricidad*. En: Memorias del Seminario-Taller del Control y aprovechamiento del lirio acuático. 18-20 enero, Cuernavaca, Morelos. México, 1988.
- Murphy, F.K. y A.H. Pieterse. *Present status and prospects of integrated control of aquatic weeds*. En: Aquatic Weeds. Ecology and Management of Nuisance Aquatic Vegetation. Pieterse, H.A. & Murphy, J.K. Ed. Oxford, University Press. New York, 222-227 p. 1990.
- Penfound, W.T., and Earle T.T., *The Biology of the Waterhyacinth*, Ecological Monographs, Vol. 18, pp. 447-472, 1948.
- Riemer, N.D., *Introduction to freshwater vegetation*, The a VI Publishing Company, INC., Westport, Connecticut, E. U., 207 p, 1984.
- Romero, R.H. y J.L. Ortiz. *El escarabajo moteado (Neochetina eichhorniae) como agente de control biológico del lirio acuático*. CEL, SARH, México. En: Memorias del Seminario-Taller del Control y Aprovechamiento del Lirio Acuático, 18-20, Enero de 1988, SARH-IMTA, Cuernavaca, Morelos, México, 1988.
- Romero, L. F.; Gutiérrez, L. E. y Z. G. Díaz, *Control del lirio acuático en México* Ingeniería Ambiental, año 1 núm.1, México, pp. 25-30, 1989.
- Rubin, R., *El lirio acuático, ruina de un bello lago*. Técnica Pesquera. Febrero 1975, 26-29 pp., 1975.
- Rzedowski, J. y M. Equihua, *Atlas Cultural de México*, Secretaría de Educación Pública, Instituto Nacional de Antropología e Historia, Grupo Editorial Planeta, 222 p., 1987.
- SARH, SEDUE, SSA y SECOFI b, *Catálogo oficial de plaguicidas*, Comisión Nacional de Ecología, Subcomisión de Control de Agroquímicos, México, D.F., 1991.
- SEDUE, *Criterios Ecológicos de Calidad del Agua*, CECCA-001 189, Gaceta Ecológica, No. 6, Vol. II, pp 26-36, 1990.
- Singh, P.S. y F. Müller. *Efficacy, uptake and distribution of different herbicides in the water hyacinth*. Weed Research. V:19,18, 1975.
- Thayer D. and Ramey V., *Mechanical harvesting of aquatic weeds*, Florida Department of Natural Resources Technical Publication Tallahassee, Florida USA, 1986.
- Thyagarajan, G. *International Conference on Water hyacinth Synopsis of Papers*, 1983.
- Vera, H.F., *Control biológico del lirio acuático con la carpa herbívora*, Tesis profesional. Facultad de Ciencias. UNAM. México. 1970.
- Vera, H.F., *Informe al Plan Nacional Hidráulico sobre los problemas de malezas acuáticas en las presas de la Angostura y Malpaso* (informe interno), México, 1975.
- Westerdahl, H.E. y K.D. Getsinger eds., *Aquatic plant identification and herbicide use guide*, Vol. II: Aquatic plants and susceptibility to herbicides ", Technical Report A-88-9, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Miss. USA., 1988.
- Widyanto S.L., *Studies on the growth and control of waterhyacinth [Eichhornia crassipes (Mart.) Solms]*. Fifth Conference, Asian-Pacific Weed Science Society 430 Indonesia, 1975.
- Wunderlich, W.E., *The use of machinery in the control of aquatic vegetation*. Hyacinth Control Journal. Vol. 6. 22-25 p, 1938.

