UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS

FACULTAD DE INGENIERÍA

CAMPUS I

AREA DE CIENCIAS FÍSICO-MATEMÁTICAS

"CONSIDERACIONES SOBRE LOS JACINTOS DE AGUA (*EICHHORNIA CRASSIPES*) Y LAS LENTEJAS DE AGUA (*LEMNA SPP.*) COMO MALEZAS Y SU USO EN SISTEMAS DE TRATAMIENTOS NATURALES"

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE

INGENIERO CIVIL

PRESENTA

Enoch Manuel Durante Vargas

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Hugo A. Guillén Trujillo

TUXTLA GUTIÉRREZ, CHIAPAS. JUNIO DE 2002.

UNACH
AUTONOMA DE CHIAPAS

Universidad Autónoma de Chiapas
Facultad de Ingeniería

Tuxtla Gutiérrez, Chiapas,
20 de marzo de 2002.

OFICIO F.I. 02.0534.

C. P A S A N T E,
ENOCH MANUEL DURANTE VARGAS,
P R E S E N T E:

En atención a su solicitud de tema de tesis para examen profesional de Ingeniero Civil, de fecha 18 de febrero de 2002, me es grato comunicarle que según dictamen de la Academia de Hidráulica – Sanitaria, es aceptado bajo el siguiente contenido:

TÍTULO: **"CONSIDERACIONES SOBRE LOS JACINTOS DE AGUA (EICHHORNIA CRASSIPES) Y LAS LENTEJAS DE AGUA (LEMNA SPP.) COMO MALEZAS Y SU USO EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO NATURALES"**

P R E S E N T A C I Ó N:

I. INTRODUCCIÓN.
I.1. Objetivos.

II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.
II.1. Concepto de plana acuática.
II.2. Tipos de plantas acuáticas.
II.3. Sistemas naturales de tratamiento de las aguas residuales.

III. CONTAMINACIÓN EN CUERPÓS DE AGUA.
III.1. Eutroficación.
III.1.1. Eutroficación acelerada.
III.2. Efectos principales de la eutroficación en los sistemas acuáticos.
III.3. Estudio de caso: Lago de Chapala.
III.3.1. Problemática ambiental.
III.3.2. Desecación y azole.
III.3.3. Calidad del agua.
III.3.4. Efectos sobre las poblaciones vivas.

IV. MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL.
IV.1. Sistemas de tratamiento, prevención y control.
IV.1.1. Control biológico.
IV.1.2. Control físico o mecánico.
IV.1.3. Control químico.
IV.2. Control de malezas acuáticas en México.

Apartado Postal 61 • Tel.: 615-03-22 • Fax: 615-05-27

IV.3. Educación ambiental.

V. SISTEMAS DE TRATAMIENTO CON PLANTAS ACUÁTICAS.

V.1. Sistemas acuáticos de tratamiento.
V.2. Pretratamiento.
V.3. Sistemas de tratamiento de plantas acuáticas flotantes.
V.3.1. Sistemas con jacinto de agua (Eichhornia crassipes).
V.3.2. Sistemas con lenteja de agua (Lemna Spp.)
V.4. Mecanismos de remoción de contaminantes.
V.4.1. Remoción de sólidos.
V.4.2. Remoción de materia orgánica.
V.4.3. Remoción de nitrógeno.
V.4.3.1. Nitrificación.
V.4.3.2. Destrificación.
V.4.4. Remoción de fósforo.
V.4.5. Remoción de metales pesados.
V.4.6. Remoción de organismos patógenos.
V.5. Cosecha de las plantas acuáticas.
V.5.1. Jacintos de agua (Eichhornia crassipes).
V.5.2. Lentejas de agua (Lemna Spp).

VI. DISEÑO Y OPERACIÓN DE SITEMAS DE TRATAMIENTO.

VI.1. Parámetro de diseño.
VI.1.1. Topografía.
VI.1.2. Características del suelo.
VI.1.3. Clima.
VI.1.4. Selección del tipo de plantas.
VI.1.4.1. Jacinto de agua (Eichhornia crassipes).
VI.1.4.2. Lentejas de agua (Lemna Spp.).
VI.1.5. Tipo de retención hidráulica.
VI.1.6. Profundidad del agua.
VI.1.7. Configuración de las lagunas.
VI.1.7.1. Geometría de las lagunas.
VI.1.7.2. Cinética del proceso.
VI.1.8. Carga orgánica.
VI.1.9. Carga hidráulica.
VI.-2. Operación y mantenimiento.

VII. CONCLUSIONES.

BIBLIOGRAFÍA.

DEDICATORIAS

A DIOS:

POR PROPORCIONARME SALUD PARA ALCANZAR ESTA META TAN IMPORTANTE EN MI VIDA.

A MIS PADRES:

POR EL GRAN ESFUERZO QUE REALIZARON, ADEMÁS DE LOS CONSEJOS QUE ME PROPORCIONARON PARA PODER CONCLUIR CON MIS ESTUDIOS.

A MIS HERMANOS:

POR SU CARIÑO Y APOYO EN TODO MOMENTO.

ENOCH MANUEL DURANTE VARGAS

AGRADECIMIENTOS

A LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE CHIAPAS:

POR HABERME DADO LA OPORTUNIDAD DE ESTUDIAR LA CARRERA DE INGENIERO CIVIL.

A MI DIRECTOR DE TESIS:

POR SU AYUDA Y PACIENCIA PARA PODER CONCLUIR ESTE TRABAJO PREFESIONAL.

AL SISTEMA DE INVESTIGACIÓN BENITO JUÁREZ (SIBEJ-CONACYT):

POR SU APOYO EN EL PROYECTO CLAVE 199905050003.

AL HONORABLE JURADO:

QUE CON SUS CONOCIMIENTOS Y PROFESIONALISMO SABRÁN EVALUAR MI ESFUERZO.

ENOCH MANUEL DURANTE VARGAS

INDICE

"CONSIDERACIONES SOBRE LOS JACINTOS DE AGUA (*EICHHORNIA CRASSIPES*) Y LAS LENTEJAS DE AGUA (*LEMNA SPP.*) COMO MALEZAS Y SU USO EN SISTEMAS DE TRATAMIENTO NATURALES"

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN 1

1.1 Objetivos 2

CAPITULO II. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA 3

2.1 Concepto de planta acuática 3
2.2 Tipos de plantas acuáticas 4
2.3 Sistemas naturales de tratamiento de las aguas residuales 10

CAPITULO III. CONTAMINACIÓN EN CUERPOS DE AGUA 16

3.1 Eutroficación 16
3.1.1 Eutroficación acelerada 17
3.2 Efectos principales de la eutroficación en los sistemas acuáticos 19
3.3 Estudio de caso: Lago de Chapala 21
3.3.1 Problemática ambiental 24
3.3.2 Desecación y azolve 25
3.3.3 Calidad del agua 31
3.3.4 Efectos sobre las poblaciones vivas 35

CAPITULO IV. MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL 39

4.1 Sistemas de tratamiento, prevención y control 39
4.1.1 Control biológico 39
4.1.2 Control físico o mecánico 41
4.1.3 Control químico 42
4.2 Control de malezas acuáticas en México 43
4.3 Educación ambiental 46

CAPITULO V. SISTEMAS DE TRATAMIENTO CON PLANTAS ACUÁTICAS 48

5.1 Sistemas acuáticos de tratamiento 48
5.2 Pretratamiento 49
5.3 Sistemas de tratamiento de plantas acuáticas flotantes 51
5.3.1 Sistemas con jacinto de agua (Eichhornia crassipes) 51
5.3.2 Sistemas con lenteja de agua (Lemna Spp.) 54
5.4 Mecanismos de remoción de contaminantes 54
5.4.1 Remoción de sólidos 55
5.4.2 Remoción de materia orgánica 55
5.4.3 Remoción de nitrógeno 57
5.4.3.1 Nitrificación 58
5.4.3.2 Desnitrificación 59
5.4.4 Remoción de fósforo 60
5.4.5 Remoción de metales pesados 61
5.4.6 Remoción de organismos patógenos 61
5.5 Cosecha de las plantas acuáticas 62
5.5.1 Jacintos de agua (Eichhornia crassipes) 63
5.5.2 Lentejas de agua (Lemna Spp.) 65

CAPITULO VI. DISEÑO Y OPERACIÓN DE SISTEMAS DE TRATAMIENTO 66

6.1 Parámetros de diseño 66
6.1.1 Topografía 66
6.1.2 Características del suelo 67
6.1.3 Clima 67
6.1.4 Selección del tipo de plantas 68
6.1.4.1 Jacinto de agua (Eichhornia crassipes) 68
6.1.4.2 Lenteja de agua (Lemna Spp.) 69
6.1.5 Tiempo de retención hidráulica 70
6.1.6 Profundidad del agua 71
6.1.7 Configuración de las lagunas 72
6.1.7.1 Geometría de las lagunas 72
6.1.7.2 Cinética del proceso 74
6.1.8 Carga orgánica 76
6.1.9 Carga hidráulica 77
6.2 Operación y mantenimiento 78

CAPITULO VII. CONCLUSIONES 80

BIBLIOGRAFÍA 82

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

El agua representa uno de los recursos más indispensables para la vida humana. Además de formar parte esencial de la vida, pues compone la mayor parte de los organismos vivos, es utilizada casi en todas las actividades humanas. Durante mucho tiempo estas actividades se relacionaron con la eliminación de toda clase de desechos y no se tenia el conocimiento suficiente para ver el impacto que generaría en los ecosistemas.

La contaminación del agua se puede clasificar de varias maneras, siendo una de las más importantes la contaminación orgánica e inorgánica formada principalmente por carbono, hidrógeno, oxígeno y nitrógeno además de sulfatos y fosfatos respectivamente (Jiménez, 1998).

El aumento de estos nutrientes en los cuerpos receptores ha provocado un aumento o proliferación de plantas acuáticas, creando muchos problemas debido a la rapidez de su crecimiento y reproducción. Estas plantas crecen generalmente en las aguas contaminadas de origen industrial y urbano además de reducir su potencial de uso (Arrivallaga y Arredondo, 1978).

Sin embrago, si las plantas acuáticas se manejan adecuadamente, su poder de proliferación, su capacidad de absorción de nutrientes y bioacumulación de otros compuestos del agua, las convierten en una herramienta útil en el tratamiento de las aguas residuales. También pueden ser utilizadas para usos productivos como por ejemplo fertilizantes, composta, comida para seres humanos, alimento para animales, producción de biogas, etc., (EPA, 1988), y alguno de los problemas causados por las plantas acuáticas pudiera ser minimizados.

1.1 OBJETIVO DE LA TESIS.

El propósito principal de este trabajo es describir el comportamiento de las plantas acuáticas Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*) y Lenteja de Agua (*Lemna Spp.*) como un contaminante y su ayuda en la recuperación del agua residual para otros usos y el reciclaje de las mismas.

CAPÍTULO II

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 CONCEPTO DE PLANTA ACUÁTICA.

En la bibliografía, las especies en estudio se encuentran bajo diversas denominaciones: plantas vasculares acuáticas, plantas acuáticas *hidrófitas, macrófitas acuáticas, limnofitas,* etc. y comprenden dos grandes grupos:

- *Hidrófitos.*
- *Helófitos.*

Los ***hidrófitos*** tienen la mayor parte del cuerpo vegetativo sumergido, flotante o emergente en la superficie del agua, en tanto los ***helófitos*** son plantas palustres, paludosas o de pantanos, arraigadas en el substrato, con la parte inferior del vástago sumergido y la parte superior emergente. Algunas especies de ambos grupos presentan formas inmediatas conocidas como ecofases terrestres, limosa e hidrofases relacionadas con las características de sus biotopos, especialmente la oscilación de la lámina de agua.

2.2 TIPOS DE PLANTAS ACUÁTICAS.

Existen varios tipos de plantas acuáticas entre los cuales se encuentra el lirio acuático (*Eichhornia crassipes*), la lenteja de agua (*Lemna Spp.*), la lechuguilla (*Hydrilla verticillata*) y la totora (*Typha dominguensis*).

La *Eichhornia crassipes* llamada comúnmente jacinto de agua (Figura 1), lirio acuático, etc., tiene su origen en las tierras bajas de los trópicos sudamericanos. Actualmente se le ubica en más de 50 países en áreas en donde las temperaturas bajas no son severas; entre los 40° de latitud norte y los 45° de latitud sur. En México se le encuentra hasta una altura de 2,600 metros sobre el nivel del mar (Jiménez, 1998).

Fig. 1 *Eichhornia crassipes* (Velásquez J. 1994).

El lirio acuático crece en una gran variedad de hábitat, desde charcos continentales someros, pantanos, drenes, canales o aguas con flujo lento hasta grandes lagos, embalses y ríos y tiene una adaptabilidad a un amplio espectro de condiciones ambientales incluso pueden sobrevivir durante largos periodos en aguas oligotróficas, pero su crecimiento óptimo tiene lugar en condiciones eutróficas.

La *lemna Spp.*, (Figura 2) es una planta acuática que flota en la superficie de lagos, estanques y ciénagas. Se le conoce también como lenteja de agua. Su rápida propagación vegetativa en los medios acuáticos propicia altas tasas de avapotranspiración 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.

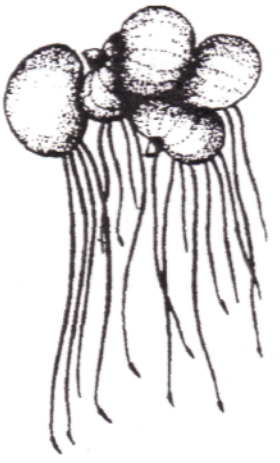

Fig. 2 *lemna Spp* (Velásquez J., 1994).

La *Hydrilla verticillata*, comúnmente llamada lechuguilla (Figura 3), es una planta vascular monocotiledonea sumergida. Es originaria de África central y se ha extendido por las regiones cálidas del mundo. Fue introducida en América en 1960 con fines ornamentales en acuarios, de donde se ha dispersado en los embalses del noroeste de México, en Tamaulipas y Nuevo León.

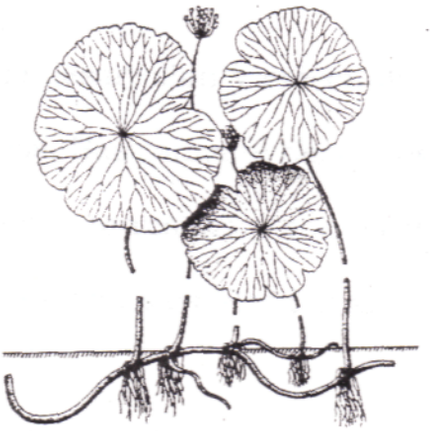

Fig. 3 *Hydrilla verticillata* (Velásquez J., 1994).

La *Typha dominguensis*, comúnmente conocida como totora (Figura 4), es una planta herbácea que se presenta a todo lo largo de Norteamérica, Europa y Asia, principalmente en zonas templadas, subtropicales y tropicales. Vive en las orillas de embalses, canales, charcos y pantanos. Crece densamente en hábitat húmedos o con agua hasta 1.2 m de profundidad, tanto en agua dulce como salobre.

Fig. 4 *Typha dominguensis* (Velásquez J., 1994).

Todas estas plantas se desarrollan y crecen en medios muy húmedos o completamente inundados. Básicamente tienen los mismos requerimientos nutricionales de las plantas terrestres y son afectadas fundamentalmente por los mismos factores ambientales (Redd et al, 1995).

Estas se pueden clasificar en: flotantes, emergentes y sumergidas.

Flotantes.

Las plantas acuáticas flotantes tienen sus fotosintetizadoras sobre la superficie del agua y las raíces se extienden hacia abajo dentro de la columna de agua.

Estas plantas toman el dióxido de carbono y el oxígeno de la atmósfera a través de sus hojas y fronda, así como los nutrientes que se encuentran en el agua por medio de las raíces, las cuales sirven a la vez como medio de soporte para incrementar las bacterias, la filtración y absorción de los sólidos suspendidos.

Las plantas acuáticas flotantes llegan a cubrir por completo la superficie del agua lo que impide el paso de la luz solar e inhibe el crecimiento de algas. La transferencia de oxígeno entre el agua y la atmósfera se reduce casi a cero y es una de las diferencias más importantes con los sistemas de lagunas convencionales (Figura 5). Entre las plantas flotantes más comunes se tienen: el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), la lenteja de agua (*Lemna Spp.*), la lechuga de agua y los helechos acuáticos.

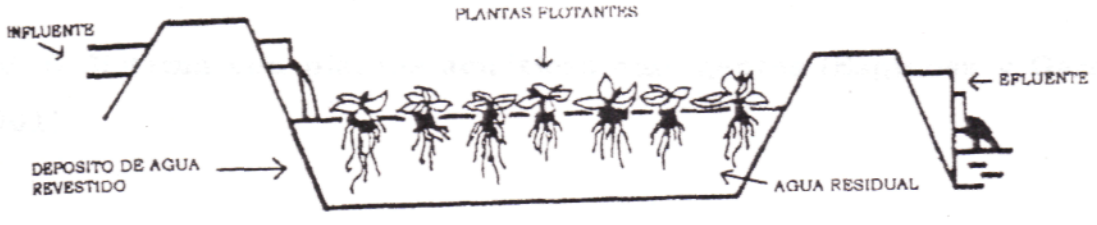

Fig. 5 Sistema con plantas acuáticas flotantes (Espinosa y García, 2001).

Emergentes.

Estas plantas crecen enraizadas al fondo de los estanques y sus hojas sobresalen de la superficie del agua. Entre los géneros más comunes se encuentra el carrizo (*Carex Spp.*), los juncos (*Juncus*) y totora (*Typha*), los cuales se encuentran ampliamente distribuidas por todo el mundo. Este tipo de plantas es más utilizada en los humedales artificiales en los que se adiciona un medio de soporte para el enraizamiento de las mismas (Figura 6).

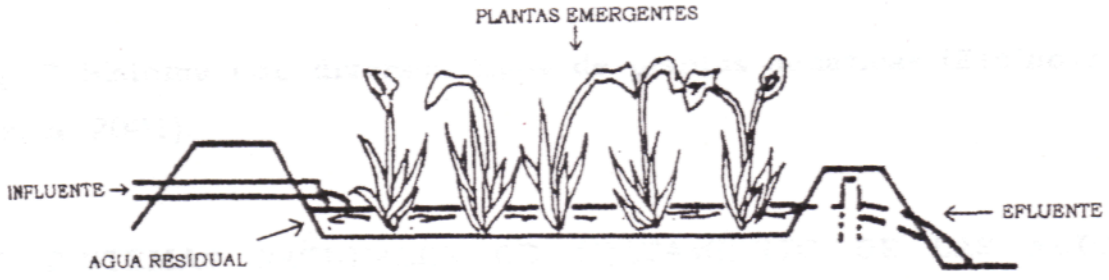

Fig. 6 Sistema con plantas acuáticas emergentes (Espinosa y García, 2001).

Sumergidas.

Las plantas acuáticas sumergidas (Figura 7) pueden estar en la columna de agua o estar enraizadas en el fondo de los estanques. La utilización de este tipo de plantas en el tratamiento de aguas residuales es limitada.

Como consecuencia de la poca penetración de la luz en la columna de agua y las condiciones anaeróbicas que se pueden presentar inhiben el crecimiento de estas.

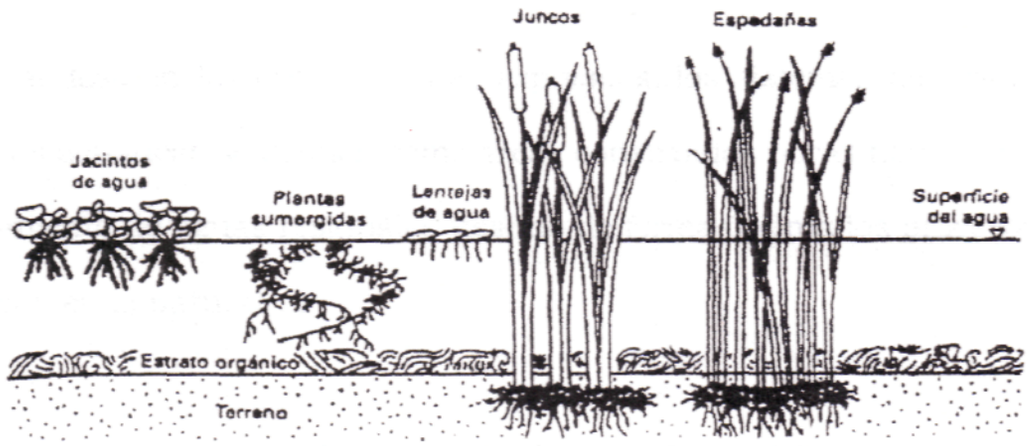

Fig. 7 Sistema con diversos tipos de plantas acuáticas (Espinosa y García, 2001).

2.3 SISTEMAS NATURALES DE TRATAMIENTO DE LAS AGUAS RESIDUALES.

En los sistemas con plantas acuáticas, los contaminantes de las aguas residuales se eliminan con una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos que ocurre al interactuar el agua, las plantas, el suelo, los microorganismos y la atmósfera, siendo muchos de estos procesos semejantes a los aplicados en las plantas de tratamiento como son: sedimentación, filtración, absorción, intercambio iónico, precipitación

química y degradación biológica, además de ocurrir otros que son específicos de estos sistemas tales como: fotosíntesis, fotooxidación y toma de nutrientes mediante el metabolismo de las plantas. (Metcalf & Eddy, 1991).

Basándose en los criterios antes expuestos, los sistemas naturales con plantas acuáticas se definen como áreas construidas por el hombre para el tratamiento de aguas residuales usando de forma óptima los procesos que ocurren en la naturaleza.

La mayoría de los sistemas naturales están formados por uno a más estanques de baja profundidad en los cuales crecen una o más especies de plantas acuáticas. El flujo de esta agua puede ser superficial o subsuperficial y los contaminantes son removidos de las aguas residuales mediante una variedad de procesos complejos físicos, químicos y biológicos (Espinosa, 1998).

Desde el punto de vista biológico los sistemas naturales pueden considerarse más versátiles que los sistemas convencionales, ya que las plantas tienen una función fundamental pues se consideran que sobre los tallos y las raíces de las plantas se desarrollan los microorganismos, los cuales son los principales responsables de la depuración de las aguas residuales. Por otro lado, las plantas toman del agua los nutrientes, los

cuales son metabolizados y asimilados en los tejidos de las mismas (Arrivallaga y Arredondo, 1978).

Las plantas, además de brindar superficie para el crecimiento de los microorganismos, proporcionan un ambiente adecuado para que estos transformen los contaminantes y reduzcan sus concentraciones. Los sistemas naturales con plantas acuáticas constituyen una tecnología de bajo costo y fácil operación y que puede usarse tanto la depuración de aguas residuales domésticas como industriales. Los siguientes aspectos han motivado el creciente interés por esta tecnología (Reddy & Patrick, 1984):

- Los sistemas con plantas acuáticas proporcionan un tratamiento secundario y/o terciario produciendo un agua reusable.
- Estos sistemas proporcionan un tratamiento de amplio espectro, removiendo de las aguas nutrientes, metales pesados y otro tipo de materiales químicos.
- Mediante estos tratamientos se pueden remover microorganismos patógenos.
- Los costos de inversión y de operación anual son significativamente menores que los costos por los métodos convencionales de tratamiento.

- La biomasa cosechada en estos sistemas puede ser utilizada de diferentes maneras, dependiendo del agua residual tratada. Entre estos se encuentran; alimento animal, acondicionador del suelo, fertilizante, producción de metano y alcohol, etc.

La desventaja que se les plantea a estos sistemas es que requieren mayor área de terreno y que en los países con climas templados, durante el invierno disminuye la efectividad en la depuración. Sin embargo, hay que señalar que esta tecnología es una alternativa adecuada para comunidades de pequeño y mediano tamaño en áreas con clima tropical y subtropical.

Los sistemas naturales con plantas acuáticas se han clasificado según la forma de vida de las macrófitas dominantes en:

- Sistemas de tratamiento basados en plantas acuáticas flotantes libres,
- Sistemas basados en plantas emergentes con raíces,
- Sistemas basados en plantas sumergidas, y
- Sistemas multifases.

De los sistemas con plantas acuáticas los más empleados han sido los que utilizan plantas acuáticas flotantes, conocidos como Sistemas Acuáticos de Tratamiento, siendo la planta más común utilizada el jacinto de agua (Metcalf & Eddy, 1996). Sin embargo, en países templados, debido a los problemas que presentan los jacintos de agua a las bajas temperaturas, se han venido desarrollando sistemas que emplean otras plantas más resistentes a las bajas temperaturas, entre estas se encuentran las de la familia de las lemnaceas, las cuales resisten temperaturas de hasta 1°C (Corner et al, 1997).

En el caso de los sistemas con plantas sumergidas, hay que destacar que las plantas se encuentran suspendidas en la columna de agua y generalmente enraizadas en los sedimentos. La parte fotosintetizadora de estas plantas se encuentra en la columna de agua, aunque ciertas especies crecen de forma tal que esta parte se encuentra, justamente debajo de la superficie del agua. Estas plantas igual que las algas, durante el día realizan la fotosíntesis, aumentando de esta forma los niveles de oxígeno disueltos y produciendo un aumento del pH.

Las plantas sumergidas han sido poco utilizadas en el tratamiento de las aguas residuales pues a pesar de que son capaces de asimilar nutrientes del agua residual, la mayoría de ellas son muy sensibles a las condiciones anóxicas o anaerobias. Es por esto, que generalmente sólo se han utilizado

como sistema de pulimento para efluentes secundarios. Hasta ahora solo la *Elodea muttallii* ha sido utilizada para la depuración de los efluentes de tratamientos primarios.

El sistema multifase consiste en la combinación de los sistemas anteriormente explicados unidos a otros sistemas de bajo costo, tales como: las lagunas de estabilización, los filtros de arena, etc.

CAPITULO III

CONTAMINACIÓN EN CUERPOS DE AGUA

3.1 EUTROFICACIÓN.

La eutroficación (en griego, *eu-trofe* ⇒ bien nutrido) se puede definir como el enriquecimiento de las aguas con nutrientes, dentro de los cuales, el nitrógeno (N) y fósforo (P) provocan el aumento de la productividad primaria.

Estas materias nutritivas (nitratos y fosfatos) en el agua se convierten en una preocupación mayor. A priori es muy curioso que estas materias "nutritivas" puedan considerarse como una "contaminación". Sin embargo ellas son las responsables de la eutroficación de las aguas de los ríos lentos, de los lagos y de los mares, en efecto, un exceso de nutrientes favorece una proliferación, incluso una explosión de plantas que pronto se descomponen y consumen cantidades enormes de oxígeno. Sin oxígeno, el agua se hace el asiento de enfermedades y putrefacciones. El fondo de los lagos y los fondos marinos mueren. ¡Una muerte por explosión de vida! (Vernier, 1992).

Hay que añadir que las plantas acuáticas pueden privar al medio acuático de la luz y que algunas algas, principalmente en el medio marino, pueden ser tóxicas (Vernier, 1992).

Las fuentes de nutrientes que causan la eutroficación son fundamentalmente dos:

- El vertido de aguas residuales urbanas en forma de efluentes tratados o no, y
- Actividades agrarias, en especial los residuos de animales y los fertilizantes.

La contaminación penetra a partir de un punto de vertido en el caso de las aguas residuales tratadas o se vierte a lagos o aguas costeras y es transportada por la cuenca de los ríos proveniente de fuentes difusas (agricultura, cría de ganado, aves y cerdos, labranza y silvicultura). Los sedimentos también constituyen una fuente importante de nutrientes para muchas masas de agua (Jiménez, 1998).

3.1.1 Eutroficación acelerada.

La eutroficación es el proceso natural de envejecimiento de cuerpos de agua estancada por ejemplo, lagos, presas, etc. La contaminación acelera

la velocidad de este proceso acortando el periodo de vida. Los lagos oligotróficos representan el estado más joven de la sucesión que se caracteriza por una baja concentración de nutrientes y poca productividad biológica. Al irse acumulando los materiales aportados por los escurrimientos que alimentan al lago, aumenta el contenido de flora y fauna. Si existe una gran cantidad de nutrientes, en especial nitrógeno (N) y fósforo (P), las algas comienzan a proliferar en forma anormal, cubriendo la superficie e impidiendo el paso de la luz y la oxigenación del cuerpo. Al morir las plantas, éstas se van al fondo donde se descomponen en condiciones anaerobias (Jiménez, 1998). Con el transcurso del tiempo, la acumulación de sedimentos en el fondo y la alta tasas de evaporación provocada por las plantas superficiales, provoca el desecamiento del lago y su transformación en pantano. La aceleración de este proceso por el aporte de nitrógeno (N) y fósforo (P) en las aguas residuales se denomina eutroficación acelerada.

El crecimiento excesivo de las plantas acuáticas 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.

3.2 EFECTOS PRINCIPALES DE LA EUTROFICACIÓN EN LOS SISTEMAS ACUÁTICOS.

Como se comentó anteriormente el enriquecimiento excesivo de plantas acuáticas en el agua es causado por el drenaje de fertilizantes agrícolas, aguas pluviales de ciudades, detergentes, desechos de minas y drenaje de desechos humanos. Cuando estos residuos aumentan la concentración de nutrientes (fosfatos (P), nitratos (N) principalmente) de ríos y lagos, pueden causar eutroficación excesiva. Los nutrientes estimulan el crecimiento de plantas y algas, que interfieren con la utilización del agua para beber o recreación; estas entradas, generalmente irregulares, causan ondas de crecimiento, seguidas por periodos de consumo excesivo que pueden utilizar todo el oxigeno y exterminar los peces (Odum, 1971).

Algunos de los problemas causados por las plantas acuáticas son:

- Pérdida de agua causada por evapotranspiración de las plantas.
- Deterioro de la calidad del agua.
- Perdida de la biodiversidad de los cuerpos de agua por el desplazamiento de especies nativas.
- Riesgos para la salud pública por proliferación de fauna nociva, causa principal de enfermedades.

- Obstrucción de canales y drenes en zonas de riego y tomas de plantas hidroeléctricas.
- Restricción al uso turístico, actividades recreativas y pesqueras.
- Reducción de la vida útil de cuerpos de agua a causa del aumento de los sedimentos.

Generalmente el crecimiento de las plantas en el entorno de los ríos se considera indeseable. Esto es así especialmente en el caso de los lodos heterótrofos (hongos de aguas residuales) y de los organismos fotótrofos (plantas y algunas bacterias). Estos últimos incluyen algas planctónicas de plantas microscópicas que van a la deriva libremente en el agua, algas bentónicas que crecen en el lecho de los ríos. El crecimiento indeseado en los ríos y lagos está asociado con grandes concentraciones de materia orgánica y nutrientes. Para evitar el crecimiento de las algas bentónicas los niveles de nitrógeno inorgánico disueltos deberían ser menores de 0.04 a 0.1 mgl^{-1} y los niveles de fósforo reactivo deberán ser menores de 0.15 a 0.03 mgl^{-1} en los ríos y lagos (Jiménez, 1998).

3.3 ESTUDIO DE CASO: LAGO DE CHAPALA.

En México, entre los estados de Jalisco y Michoacán (figura 8) se encuentra el lago de Chapala. El lago de Chapala se localiza en la región occidental de México. Sus 1,080 kilómetros cuadrados (Km^2) se encuentran entre los estados de Jalisco y Michoacán; en el oriente de Jalisco con 90% de su superficie y en el noroeste de Michoacán con el 10% de la superficie, aunque esta proporción varía por la pérdida de superficie del vaso lacustre. Se encuentra dentro de los paralelos 20° 07' y 20° 21' de latitud norte y los meridianos 102° 40' 45" y 103° 25' 30" de longitud oeste y a una altitud de 1,524 msnm. El lago de Chapala está considerado como el embalse natural de mayor extensión en nuestro país y ocupa el número 68 a escala mundial, el número 48 en América del Norte y el tercero en tamaño en Latinoamérica. Sobre la ribera están situadas las poblaciones de Chapala, Ajijic, San Juan Cosalá, El Chante, Jocotepec, Ocotlán, La Barca (Semarnat, 2000).

Se considera al lago de Chapala parte de una cuenca mayor, la del Lerma - Chapala - Santiago, que es una de las de mayor extensión de México y muy importante por la cantidad de ciudades con más de 100, 000 habitantes que dependen de ella, así como las actividades económicas que se desarrollan en esa región.

Fig. 8 Localización del lago de Chapala (Semarnat, 2000).

Esta cuenca hidrográfica (Figura 9) sostiene más de 8 millones de personas, 3,500 industrias diversas, 750,000 hectáreas de tierras de riego y 14 ciudades con poblaciones de más de 100,000 habitantes. En la cuenca del Lerma, están asentadas las ciudades de Toluca, Querétaro, Guanajuato, Aguascalientes y Guadalajara.

El río Lerma nace 24 Km al sureste de la ciudad de Toluca, sube sobre la meseta central y fluye hacia el noroeste a través del estado de México,

forma la división entre los estados de Querétaro y Michoacán, y serpentea generalmente al noroeste a través de Guanajuato. Después entra hacia el sur y separa a los estados de Guanajuato, Michoacán y Jalisco. Su curso de aproximadamente 560 Km descarga en el lago de Chapala, a 24 Km al sudoeste de La Barca. Aunque el Lerma no es navegable, sus aguas se usan para centrales hidroeléctricas y para el riego (Semarnat, 2000).

Fig. 9 Cuenca hidrográfica del Lerma – Chapala (Semarnat, 2000).

En el lago nace el río Grande de Santiago, cerca de Ocotlán, por lo que se considera una extensión del río Lerma; fluye con una longitud de 443 Km, atravesando los estados de Jalisco y Nayarit, generalmente hacia el norte y hacia el oeste a través de la sierra Madre Occidental, desciende a la costa y

desagua en el océano Pacífico a 16 Km al noroeste de San Blas, en Nayarit.

3.3.1 Problemática ambiental.

Para entender la problemática ambiental del lago, es necesario considerar la cuenca en su conjunto. El lago de Chapala visto como problema debe de partir de considerar el desarrollo histórico del sistema hidrológico: la demanda de agua para los diferentes usos (agrícolas, industriales y urbanos), así como un conjunto de problemas asociados al aprovechamiento del agua que a continuación examinaremos.

Los principales problemas del lago son:

- Desecación o pérdida de la superficie lacustre por insuficiencia de aportes respecto del volumen extraído.
- Azolve.
- Contaminación.
- Los efectos que estos procesos tienen sobre las poblaciones vivas que habitan en este ecosistema.

3.3.2 Desecación y azolve.

Hacia 1950 se acelera el proceso de industrialización del valle de México, así como un cambio de patrón en los asentamientos en la cuenca y un mayor crecimiento demográfico, por lo que se empiezan a consolidar un conjunto de centros urbanos que traen como consecuencia una mayor demanda de agua, procesos que contribuyeron a la problemática del lago. La ciudad de México inició su abastecimiento de agua de los manantiales del Lerma en ese año con 3.5 m^3seg^{-1}, cuando contaba con 3.5 millones de habitantes; en 1980, la capital tenía 13,921 millones de habitantes y captaba del Lerma 8.44 m^3seg^{-1} (Semarnat, 2000). La densidad de población del Lerma - Chapala - Santiago se transformó, a partir de 1921 y por décadas, de la siguiente forma:

Densidad de población (hab$(Km^2)^{-1}$)	Tasas de crecimiento demográfico
38	1.35
42	1.16
47	5.55
59	2.83
75	2.91

Por su parte, la superficie regada en la cuenca fue:

Año	Superficie regada (miles de ha)
1930	171
1950	238
1970	553
1980	693

A finales del año 2000 se estimaba más de 160 habitantes por km^2, es decir, alrededor del 9% de la población nacional, y en esta cuenca se asientan una gran diversidad de industrias químicas, petroquímicas y agroindustriales, grandes superficies de riego agrícola y las aguas se destinan a usos urbanos de numerosas ciudades medianas y pequeñas, así como a parte del consumo de las dos grandes metrópolis del país: el Distrito Federal y Guadalajara. Cada año, más de 3,700 Mm^3 (millones de metros cúbicos) de agua de la cuenca del río Lerma (78% del recurso) es para usos agrícola y pecuario. El resto del agua disponible, 1,300 Mm^3, se emplea para uso urbano o industrial (Semarnat, 2000).

Si se consideran localidades rurales con población menor a 2,500 habitantes, medias urbanas entre 2,500 y 50,000 habitantes y grandes ciudades con población mayor o igual a 50,000 y con dotaciones promedio

de 300 litros por habitante por día para las grandes ciudades, de 250 para localidades media urbanas y de 125 para localidades rurales, se estima un volumen demandado de agua potable de 743 Mm^3 (Semarnat, 2000).

Tomando en cuenta además los 323 Mm^3 que se extraen de los acuíferos del estado de México para suministrar agua a la ciudad de México y los 237 Mm^3 que se extraen del lago de Chapala para el área metropolitana de Guadalajara, el volumen total de demanda en la cuenca Lerma - Chapala asciende a 1,303 Mm^3 (Semarnat, 2000).

Se estima que del total de agua suministrada un 67% retorna a los diferentes sistemas de drenaje, de lo que se puede obtener el volumen total de descargas que escurren o se almacenan en diferentes cuerpos de agua de la cuenca.

Existen cálculos de la CNA, acerca del uso del agua del río Lerma, el 47% se destina al riego agrícola y la misma Comisión estima que únicamente en el Bajío las extracciones originan actualmente un déficit de los acuíferos mayor de 700 Mm^3 por año. La actividad agrícola en la cuenca del Lerma es tan intensa que, durante el estiaje, las aguas negras municipales son tomadas en sus descargas, por derivación o por bombeo, para regar parcelas, de tal suerte que en algunos casos esas aguas no llegan a los cauces de los arroyos o ríos.

Para documentar los cambios en el volumen del lago, se puede comentar lo siguiente: desde octubre de 1993, cuando Chapala alcanzó el nivel de almacenamiento de agua más alto en esa década, el lago ha perdido 3,404 Mm^3, es decir, casi 61% del recurso, efecto de cinco años de temporales erráticos que han reducido su superficie en casi 300 km^2. De este modo, el mayor embalse de México sólo alberga en la actualidad 2,194 Mm^3, el volumen más bajo desde 1991, cuando la sequía en la cuenca del Lerma, iniciada en 1988, llegó a su punto más crítico (1,978 Mm^3).

Se considera que son problemas cíclicos que presenta esta región hidrográfica. La evolución del vaso lacustre en el último tiempo ha sido así: su punto inferior, correspondiente a 1998, se podría situar en la cota (o nivel) 92.25, es decir, alrededor de 2,034 Mm^3. En el siglo XX, en sus máximos almacenamientos correspondientes a 1927 y 1936, el lago ha llegado a la cota 99, es decir, alrededor de 9,170 Mm^3 sobre 1,150 km^2.

En 1955, en la cota 90.8, albergaba menos de 850 Mm^3 y su superficie se redujo en más de 500 km^2. Una fecha más crítica aún fue 1897, ya que en ese entonces, según los registros oficiales, el agua descendió a la cota 90.5, con alrededor de 600 Mm^3 y la reducción del área original en más de 600 km^2, que se convirtieron temporalmente en dunas. A poco más de un siglo, el ecosistema sigue vivo (Semarnat, 2000).

La CNA estima que en mayo de 1998 Chapala se encuentra con el nivel en la cota 92.66, con un almacenamiento de 2 mil 418 Mm^3 de agua y ha bajado 90 centímetros el nivel, con relación a la cota máxima que se registró el primero de septiembre de 1997, lo que significa que el lago ha perdido un volumen aproximado de 843 Mm^3 de agua. Y con relación a las perspectivas a futuro, la misma CNA advierte que probablemente durante el periodo de sequías o hasta que inicien las lluvias, el volumen del lago puede llegar a la cota 92.20 es decir bajará alrededor de 40 centímetros lo que representa una pérdida adicional de 400 Mm^3 (Semarnat, 2000).

Finalmente, otro proceso que contribuye a la pérdida de superficie lacustre es el índice de evaporación que presenta el lago, que va de los 1,800 a 2,200 mm y la disminución en algunos años de la precipitación pluvial y de los aportes del Lerma; por lo que durante este siglo, el lago ha sufrido dos crisis graves: la primera se inició en 1948 y la segunda alcanzó su nivel más crítico en 1955.

Respecto del azolve la situación del lago se puede documentar de esta forma: de 1930 a 1977 han entrado al lago 78 millones de m^3 de sedimentos por el río Lerma, azolvando este cuerpo de agua, ocasionado por diversos factores, entre otros, la deforestación a lo largo de la cuenca, el deslave y la erosión, lo que reduce progresivamente la capacidad de almacenamiento del lago, en 2.5 Mm^3 y aumenta su lecho en 7mm.

De no modificarse esta tendencia, en un milenio el lago llegaría a su azolve total. Se calcula que anualmente el lago recibe 930 mil toneladas de sólidos y éstos van en aumento en los últimos años; de 300 mgl^{-1} que recibía en 1972, hacia 1984 los sólidos aumentaron a 500 mgl^{-1}. Las causas de este aumento se atribuyen a la reducción en el volumen almacenado de agua, así como a la disminución de salidas por el río Santiago desde 1981. Los cambios en el uso del suelo a lo largo del Lerma también contribuyen a que este cuerpo de agua reciba un mayor volumen de sedimentos. Los procesos de deforestación propiciados por prácticas agrícolas tradicionales contribuyen también al azolve del lago.

En este sentido hay posiciones encontradas: hay quienes afirman que la tendencia natural de todos los lagos es a desaparecer y hay quienes consideran necesario tomar acciones para evitar este azolve; sin embargo es muy claro en el caso de Chapala que el azolve que experimenta, tiene un importante componente antropogénico, esto es, el proceso está potenciado por las actividades humanas. Asimismo, el agua de lago era cristalina, pero actualmente su transparencia rara vez excede los 30 centímetros.

3.3.3 Calidad del agua.

La problemática que generan los contaminantes vertidos en el río Lerma, hacia 1989, se puede describir así: el río presentaba en sus orígenes una calidad física aceptable, pero en el alto Lerma, al incorporarse las descargas urbanas - industriales del Lerma - Toluca, esta calidad se deterioraba, ya que recibía las descargas de aguas residuales de los parques industriales de Santiago Tianguistenco, Lerma - Toluca, así como las aguas residuales urbanas de las poblaciones de Toluca, Lerma, Atlacomulco y otras del estado de México, al grado de clasificarlo como fuertemente contaminado. Solo en Toluca existen más de cien industrias de la rama química, textil, metal - mecánica, cervecera, cementera y de ensamblaje (Semarnat, 2000).

El medio Lerma recibía las aguas residuales de los parques industriales de Querétaro, Celaya, Irapuato y Salamanca, además de las descargas municipales de Villa Corregidora, Cortázar, Villagrán y otras. Los afluentes que reciben esta agua contaminadas son los ríos La Laja, el Temascutio, y el Silao, por lo que volvía a quedar fuertemente contaminado en el tramo comprendido entre la salida de la ciudad de Toluca hasta la incorporación del río Turbio.

En el bajo Lerma entre Irapuato y la entrada al lago, se recibían, a través del río Turbio, las aguas residuales de León, Abasolo y Pénjamo y se deterioraba aún mas al recibir las aguas residuales de La Piedad y La Barca, por lo que volvía a clasificarse como fuertemente contaminado; la calidad mejoraba un poco después de recibir los afluentes del río Duero y se mantenía con estas características hasta su incorporación al lago de Chapala.

El acelerado desarrollo humano industrial apoyado en un intenso aprovechamiento del agua generaba un caudal de 44 m^3s^{-1} de aguas residuales municipales, con una carga contaminante medida como demanda bioquímica de oxígeno (DBO) del orden de 72,800 toneladas al año. Las 560 principales industrias identificadas generaban 2.4 m^3s^{-1} de aguas residuales que descargaban directamente al río Lerma y a sus afluentes, lo que representa una carga adicional de 96,250 toneladas de materia orgánica en el mismo año (Semarnat, 2000).

Esta situación no se ha modificado de manera significativa; se han establecido algunas plantas de tratamiento para las descargas de aguas residuales de los estados involucrados en la cuenca; sin embargo, los aportes que recibe el lago siguen estando altamente contaminados.

Los contaminantes mas comunes vertidos son bacterias patógenas, materia orgánica, grasas, aceites y detergentes y las mezcladas con aguas industriales contienen además metales pesados y sales orgánicas sintéticas.

Por ello, la contaminación del agua, se puede clasificar en dos tipos diferentes:

- La bacteriológica, con alto contenido en microorganismos en el detritus de origen animal y humano, cuya procedencia son las descargas de aguas residuales que recibe el río Lerma de las ciudades del Bajío, de la propia ribera del lago y de los centros de producción porcícola.
- La química, configurada por grasas, aceites, metales pesados, detergentes fertilizantes y plaguicidas, cuyo origen se ubica también en las zonas urbanas y rurales, pero fundamentalmente en las áreas industriales que descargan a este sistema hidrológico.

Ambos tipos de contaminación provocan modificaciones físicas y químicas en el cuerpo de agua: el grado de acidez o alcalinidad, la temperatura, el potencial hidrógeno y la demanda bioquímica o química de oxígeno. Estos contaminantes pueden causar daños inmediatos o intoxicación gradual en los organismos que los fijan en sus tejidos.

La contaminación por metales pesados es particularmente preocupante. Se han calculado aportes muy altos en ciertas áreas de la cuenca del Lerma. Por ejemplo, el análisis de la aportación de las industrias petroquímica, textil, de alimentos para animales, metalúrgica y de ensamble de vehículos de los estados de Querétaro y Guanajuato, indica que se están virtiendo a la cuenca más de 12,400 gramos de cromo y más de 4,300 gramos de zinc diariamente (Semarnat, 2000).

Ello ha ocasionado un proceso de eutroficación por la presencia de nutrientes y sustancias contaminantes, lo que redunda en la pérdida de biodiversidad y el florecimiento de algas y malezas acuáticas.

Asimismo, en los sedimentos del lago se ha detectado un incremento en los niveles de fósforo inorgánico, que supera en gran medida las concentraciones máximas recomendadas por organismos internacionales.

A pesar del grado de contaminación del agua, por falta de otras fuentes de abasto de agua potable, en los poblados de la ribera norte la gente consume esa agua, por lo que las enfermedades gastrointestinales son muy frecuentes.

Los grados de contaminación varían en diferentes puntos del lago. La zona más contaminada es la que va de la desembocadura del río Lerma hasta Jamay y el área inmediata a la zona turística; esto es frente a Chapala, Ajijic, San Juan Cosalá y Jocotepec. La contaminación de las riberas entre el Lerma, Jamay y el Santiago es de origen químico fundamentalmente, mientras que la que se presenta frente a la zona turística es de origen orgánico.

Las corrientes y los vientos fuertes contribuyen a la dispersión de la enorme cantidad de contaminantes que entra al lago y se podría argumentar que por la baja aportación que actualmente tiene el Lerma al lago, el impacto de la contaminación es mínimo; sin embargo, los pescadores reportan que cada año, cuando entra agua del río hay gran mortandad de peces.

3.3.4 Efectos sobre las poblaciones vivas.

Los principales factores que afectan a las poblaciones vivas en Chapala, tienen que ver con todos los procesos anteriormente mencionados y con prácticas pesqueras destructoras de la vida en el lago.

Por tratarse de un lago somero y cálido y porque recibe demasiados nutrientes, Chapala tiende a perder su nitrógeno y le sobran fosfatos. La materia orgánica que entra a el lago baja la productividad en el fitoplancton del cual se alimentan los peces. El azolve y las corrientes que remueven los sedimentos, produce turbiedad en el agua y hace que la fauna bentónica sea escasa.

A pesar de que los niveles de metales pesados en el agua han estado dentro de las normas internacionales establecidas para usos domésticos después de recibir tratamiento, las concentraciones en algunas plantas como el lirio acuático y el tule son mayores, cuyos muestreos reportan concentraciones sobre 178 miligramos de cianuro, 6 miligramos de cromo y 4 miligramos de plomo para el primero y 552 miligramos de cianuro y 15 miligramos de mercurio por kilogramo seco para el segundo .

El expansivo crecimiento del lirio acuático (*Eichhornia crassipes*) es otro problema. Esta planta, originaria de África fue traída al lago con fines decorativos hace aproximadamente 100 años, ahora penetra al lago por sus afluentes. Su ciclo de vida es de 65 a 70 días, lo que propicia su rápida regeneración. Usa más agua en transpiración de la que se pierde por evaporación en el área equivalente de agua abierta, inhibe el crecimiento del fitoplancton, por lo que afecta el adecuado desarrollo de las poblaciones de peces y es fuente de riesgo potencial para la salud pública,

porque crea las condiciones favorables para la proliferación de las larvas de moscos transmisores del paludismo y diversos insectos.

Asimismo, presenta serios problemas para la navegación, la pesca, particularmente del pez blanco y el charal, por ser especies que se encuentran cerca de la superficie, los deportes acuáticos, la irrigación, la conservación de equipos e infraestructura (obstruye los canales de irrigación, de alimentación de turbinas en la generación hidroeléctrica, deteriora la cortina de las presas), el necesario movimiento del agua y la penetración de los rayos solares indispensables para el desarrollo de la flora bentónica, por lo que altera las condiciones físico - químicas normales, como el pH, los gases disueltos y la turbidez.

En 1959, el Lerma, compactado por el lirio, hizo disminuir el gasto del río Santiago de 100 a 30 m^3seg^{-1} en la presa de Poncitlán, no obstante que las compuertas estaban totalmente abiertas. Durante las décadas de los sesenta y setenta de este siglo, el lirio cubrió la superficie lacustre con su manto verde, por lo que se intentaron diversos remedios: los pescadores año con año, hacían limpieza a mano de las plantas, pero su rápida regeneración excedía sus esfuerzos. En 1986, varias uniones de pescadores de Ocotlán colocaron un retén de alambre a la entrada del Lerma, evitando así la penetración del lirio. Otro intento fue la introducción de manatíes traídos del sureste del país, con la idea de que

comieran lirio a sus anchas, pero causaron pavor entre los pescadores, que los veían como monstruos y terminaron muertos a remazos.

Una ventaja que presenta la presencia del lirio acuático es que sirve de filtro natural para absorber los metales pesados como el mercurio, plomo, cobre, cobalto, arsénico, cadmio y otros que se encuentran presentes en el lago. Por el alto nivel de contaminación y la presencia de metales pesados en sus tejidos, la salud del ganado que se alimenta de estas plantas es discutible y el alcance que estos contaminantes pueden tener al transferirse a peces y otros seres vivos, incluyendo a los seres humanos a través de la cadena alimentaria local, se desconoce. Otro problema que empieza a aquejar al lago por el exceso de materia orgánica y nutrientes, particularmente los fósforos y la pérdida de nitrógeno es el florecimiento de algas verde - azules, que le dan un olor y sabor característico y distintivo al agua (Semarnat, 2000).

CAPITULO IV

MITIGACIÓN DEL IMPACTO AMBIENTAL

4.1 SISTEMAS DE TRATAMIENTO, PREVENCIÓN Y CONTROL.

El control de las malezas acuáticas consiste en reducir su concentración a un nivel aceptable por unidad de área. Existen tres técnicas típicas utilizadas en el control o manejo de las plantas acuáticas (Jiménez, 1998).

- Control biológico.
- Control físico o mecánico.
- Control químico.

4.1.1 Control biológico.

El control biológico se puede definir como el uso de un organismo vivo para controlar a otro. En teoría 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 genera 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 controlar, como son las de atacar solamente a la maleza en cuestión, sobrevivir en el medio ambiente en que se le introduce y reducir

la cantidad de maleza a niveles que permitan no considerarla como tal. Por lo que su implantación ya en la práctica es muy difícil.

Jiménez, (1998), menciona que existen setenta especies de artrópodos que se emplean en más de doce países, así como treinta y dos hongos, seis bacterias y la combinación de dos hongos y dos insectos que logran un efecto significativo sobre el lirio acuático.

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 de lirio acuático siempre que se encuentre en un hábitat con agua de buena calidad y no tenga a su alcance otro tipo de vegetación.

- Utilizando el picudo o escarabajo moteado (*Neochetina eichhomiae*) que por si solo y en cuerpos con alta y permanente densidad no es controlador efectivo y deben combinarse con otros métodos.

4.1.2 Control físico o mecánico.

Consiste en la destrucción y/o remoción del lirio con la ayuda de equipo diverso. El procedimiento más simple consiste en la cosecha manual que debe llevarse a cabo mediante algún instrumento agrícola como bieldos o rastrillos. Este método resulta costoso pero en países en 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 kgh^{-1}, es decir 2.5 toneladas por día.

Las cosechas más comunes son las 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 hacia la orilla o los transfiere a barcazas o lanchones que realizan esta función mientras que la cosechadora continúa llevando a cabo los cortes de las plantas.

La primera máquina fue diseñada y construida en 1900 por el cuerpo de ingenieros de la armada de los Estados Unidos de América, quien 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. El material ya triturado lo depositaba en el agua.

Con esto se estimó una capacidad de destrucción de 80 ha por mes. En México existen varios diseños entre los cuales se encuentra "El retador" (Jiménez, 1998).

4.1.3 Control químico.

El control químico a través de herbicidas es uno de los métodos más utilizados para el manejo del lirio acuático. Los productos químicos son absorbidos por las plantas y provocan una alteración en los procesos metabólicos, en los de crecimiento o en ambos ocasionando la muerte de la vegetación y su posterior hundimiento. Un gran número de substancias con diversos grados de eficiencia se ha utilizado para el control del lirio acuático como se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Valores correspondientes a la tasa de aplicación de algunos herbicidas para el control del lirio acuático (Jiménez, 1998).

HERBICIDA	TASA DE APLICACIÓN (kg/ha)	MUERTE DEL LIRIO (días)
Amina	2.5 - 3.6	15
Amitrole	1.1 – 1.6	15
Clarosen 500		37
Diquat	1.2 – 2.5	7 – 15
2, 4-D (seis formulaciones)	0.35 – 12.0	4 – 7
Glifosfato	2 – 3.33	90
Paracuat	0.5 – 2.5	25
Simazina	4.5 – 5.0	

La EPA recomienda tres herbicidas para no tener riesgos para el control del lirio acuático son: 2, 4-D amina, Diquat y Glifosfatos.

4.2 CONTROL DE MALEZAS ACUÁTICAS EN MÉXICO.

Se conoce poco acerca de la forma en que se introdujo el lirio acuático en el país, pero alrededor de 1900, el lirio acuático fue registrado en muchos lugares. La infestación de lirio acuático en México es difícil evaluar pues su movimiento le permite invadir nuevos cuerpos de agua; en algunos se agudiza su crecimiento, en otros su infestación es crónica y en algunos otros disminuye o desaparece como en la presa Madin en el Estado de México y en el lago de Chapala en Jalisco (Jiménez, 1998).

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

Para combatirlo se han utilizado básicamente trituradoras. La primera, usada en el lago de Pátzcuaro Michoacán, consistía en un lanchón, con una capacidad de trituración de 60 tondía^{-1}, con la cuál en cuatro años se logró reducir el lirio a 1,000 ha de la 2,400 ha. En 1986 se fabricó en México una trituradora compuesta con una barcaza provista de cuchillas que giran a 2,000 rpm y penetran hasta 30 cm abajo del espejo de agua.

Esta máquina tuvo éxito en varios cuerpos de agua del país, sin embargo, en cuerpos de agua grandes y someros tienen problemas por el costo, accesibilidad e reinfestación. La capacidad estimada de esta máquina es de 3,655 ton en turnos de 8 horas.

En 1985 en la presa Requena se inició el control del lirio acuático con las siguientes acciones: 1) la suspención del ingreso de las aguas negras, 2) el manejo del nivel del agua para lograr el secado y el quemado de las plantas de las márgenes del vaso y, 3) la introducción de la máquina trituradora del lirio de fabricación nacional.

El uso de herbicidas para el control del lirio acuático en México se inicia a finales de los años cincuenta en el lago Cajititlán, Jalisco. En 1985 se combatió el lirio acuático a base de 2,4-D. Siete años se conservó limpio y desde entonces se han aplicado métodos físicos y mecánicos sin resultados satisfactorios. 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 gramos de agua. Los resultados fueron satisfactorios pero la mezcla fue tóxica.

En 1981, se evaluó la eficiencia del herbicida 2, 4-D dimetilamina sobre diferentes infestaciones del lirio acuático en pequeña escala (1m^2 con 25, 50, 75 y 100% de cobertura) con las siguientes dosis: 1, 1.23, 2.24 y 4.48 kgha^{-1}. Obtuvo que la dosis más alta fue la más efectiva. Estas evaluaciones se efectuaron en la presa Colorines, Estado de México, obteniendo el control en 15 días con solo una 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 por m^2 en un tiempo de 51 días a una tasa de aplicación de 5 Lha^{-1}. Para densidades de 30 y 40 kg por m^2 el control obtenido fue del 90%. Las evaluaciones de toxicidad realizadas con *Daphnia magna* arrojaron una toxicidad aguda del orden de 540 mgL^{-1} del compuesto.

En marzo de 1993 la CNA puso en marcha el Programa de Control de Malezas Acuáticas (PROCMA) con el propósito de reducir las malezas de los cuerpos de agua a niveles manejables. El programa se basa en tres principios fundamentales:

1. Reducir las malezas acuáticas a limites manejables, solamente en aquellos lugares donde existe el compromiso social de cumplir con los respectivos programas de mantenimiento.
2. En los programas de control de malezas acuáticas se incluirán los métodos adecuados a cada cuerpo de agua.
3. Los programas de control de los cuerpos de agua, estarán integrados a los programas de solución al nivel de cuenca.

4.3 EDUCACIÓN AMBIENTAL.

La educación ambiental y la capacitación desempeñan un papel fundamental en el recorrido hacia un desarrollo sustentable. En sus diferentes corrientes formales y no formales, la educación ambiental constituye un instrumento que ayuda a transformar la conciencia colectiva y permite involucrar con mayor efectividad a la población en la conservación del ambiente y el manejo sustentable de los recursos naturales.

Por ello es necesario tomar conciencia de que la contaminación de los ríos puede causar un gran desequilibrio en los ecosistemas y que nosotros estamos dentro de esos ecosistemas y que en algún momento nos afectará.

La ingeniería ecológica tiene sus fundamentos en este sentido, es decir, en la búsqueda del desarrollo de alternativas ecotecnológicas, las cuales, además de aprovechar y aplicar los procesos naturales que ocurren en un ecosistema para depurar un residuo contaminante, ofrecen la oportunidad de recuperar los recursos presentes en el mismo para su posterior utilización, generándose además, un valor económico importante (Boyd, 1970; Shi & Wang, 1991).

CAPITULO V

SISTEMAS DE TRATAMIENTO CON PLANTAS ACUÁTICAS

5.1 SISTEMAS ACUÁTICOS DE TRATAMIENTO.

El tratamiento de aguas residuales por medio de estanques con plantas acuáticas ha despertado un gran interés por el potencial que han presentado para la depuración de las mismas. Algunos sistemas han proporcionado un tratamiento integral, en donde no solamente se remueve eficientemente el material orgánico y sólidos suspendidos sino que también se logran reducir nutrientes, sales disueltas, metales pesados y organismos patógenos.

Estos sistemas acuáticos de tratamiento consisten en uno o más estanques de poca profundidad en las cuales crecen una o más plantas acuáticas flotantes, tales como: el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*) o la lenteja de agua (*Lemna Spp.*). La poca profundidad y la presencia de macrófitas acuáticas en lugar de algas son las mayores diferencias entre un sistema acuático de tratamiento y las lagunas de estabilización. La presencia de las plantas es de gran significación práctica, ya que los efluentes de los sistemas acuáticos son de mejor calidad que los de lagunas de estabilización para iguales o menores tiempos de retención.

Las plantas acuáticas flotantes presentan la porción fotosintetizadora por encima de la superficie del agua, con sus raíces extendidas en la columna de agua. Durante la fotosíntesis, las plantas utilizan el dióxido de carbono de la atmósfera mientras los nutrientes los toma del agua a través de su raíz. Las raíces de las plantas son un medio excelente para que se adhieran los microorganismos responsables de la degradación de los contaminantes.

La presencia de las plantas hace que se reduzca la penetración de la luz en la columna de agua y que se restrinja la transferencia de gases, lo cual hace que en el agua residual no crezcan algas y que en los estanques prevalezcan condiciones cercanas anaerobias (Shi & Wang, 1991).

Un punto importante es que el oxígeno molecular producido durante la fotosíntesis en las hojas es traslocado hasta las raíces, manteniendo una zona en las que los microorganismos metabolizan aerobiamente, aunque el agua a su alrededor se encuentre en condiciones anaerobias o anóxicas.

5.2 PRETRATAMIENTO.

El nivel mínimo de tratamiento previo a la aplicación debería ser el tratamiento primario, lagunas aireadas de corto tiempo de detención o alguna otra forma de tratamiento equivalente (Metcalf & Eddy, 1996).

El tratamiento previo utilizando un tamiz de disco giratorio (Figura 10) en lugar de un proceso de sedimentación primaria también ha resultado ser efectivo. El uso de tratamientos de mayor nivel depende de las normas reguladoras aplicadas a los efluentes.

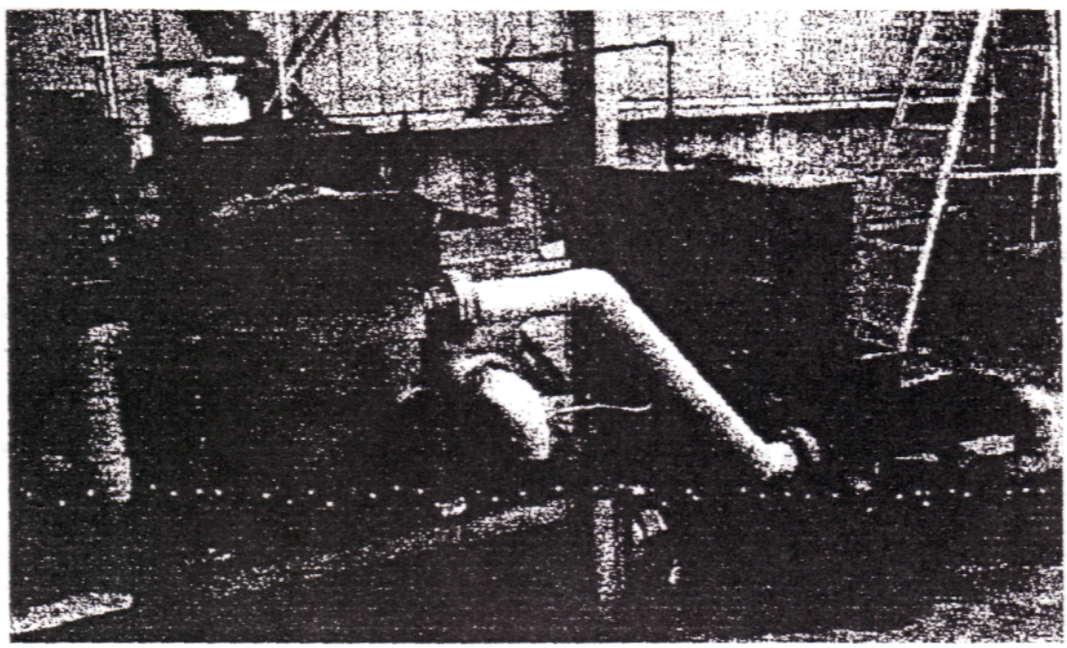

Fig. 10 Pretratamiento mediante un tamiz de disco giratorio (Metcalf & Eddy, 1996).

Los sistemas de plantas acuáticas se han utilizado en varios lugares para mejorar el efluente de instalaciones de tratamiento secundario existentes sujetas a normas de calidad de efluentes muy restrictivas. En el tratamiento previo a la aplicación en sistemas de plantas acuáticas se debe de evitar el uso de estanques de estabilización y de lagunas que generen grandes concentraciones de algas ya que, al igual que en los sistemas de

riego superficial, los sistemas de plantas acuáticas no permiten eliminar las algas de forma regular.

En los casos en que existan limitaciones de contenido de fósforo en el efluente, la eliminación de fósforo se debe llevar a cabo en la etapa de tratamiento previo, ya que en los sistemas con plantas acuáticas su eliminación es mínima.

5.3 SISTEMAS DE TRATAMIENTO DE PLANTAS ACUÁTICAS FLOTANTES.

5.3.1 Sistemas con jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*).

Los sistemas con jacintos de agua representan la mayor parte de los sistemas con plantas acuáticas que se han construido (Figura 11). En función del nivel de oxígeno disuelto y del método de aireación de las lagunas, se pueden distinguir tres tipos de sistemas de jacintos de agua:

- Aerobios no aireados.
- Aerobios aireados.
- Anaerobios facultativos.

Un sistema de jacintos de agua aerobio no aireado producirá, en función de la carga orgánica, el tratamiento secundario o la eliminación de nutrientes (nitrógeno) del agua residual. Este es el tipo de sistema de jacintos de agua de uso más común en la actualidad. Las ventajas de este sistema incluyen un excelente rendimiento con poco desarrollo de olores y mosquitos.

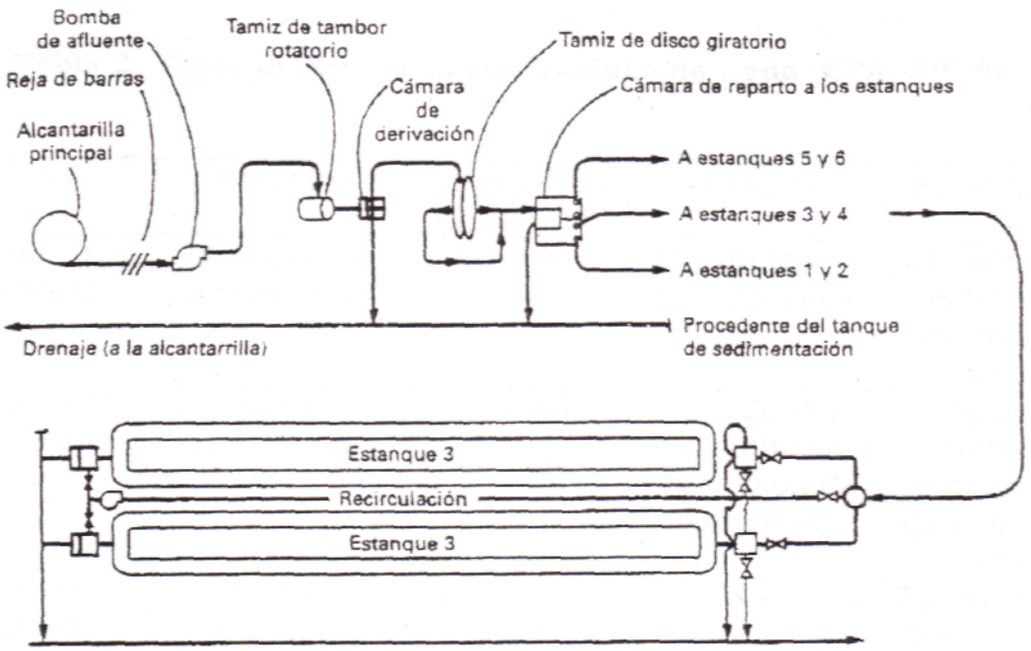

Fig. 11 Sistema de tratamiento acuático mediante jacinto de agua San Diego, CA. (Metcalf & Eddy, 1996).

En lugares en donde no se puede permitir la proliferación olores y mosquitos, es necesario emplear un sistema de jacintos aerobio aireado. Las ventajas adicionales en este sistema son que, con la aireación, resulta

posible emplear cargas orgánicas más elevadas, y se necesita menos superficie (Tabla 2). La tercera configuración de sistemas de jacinto se conoce con el nombre de sistema de jacinto de agua anaerobio facultativo. Esta clase de sistema funciona con cargas orgánicas muy elevadas. La principal desventaja de este tipo de sistemas es la aparición de olores y mosquitos. Estos problemas hacen que el uso de sistemas anaerobios facultativos sea muy escaso.

Tabla 2. Tipos de Sistemas con Jacinto de Agua (EPA, 1988).

Tipo	Propósito	Carga DBO_5 $Kg.ha^{-1}.d^{-1}$	Ventajas	Desventajas
Aerobio no aireada	Tratamiento secundario	40 – 80	Mosquitos y olor limitados	Más área de terreno y cosecha de plantas
Aerobio no aireada	Remoción de nutrientes	10 – 40	Mosquitos y olor limitados y remoción de nutrientes	Requiere mayor terreno y cosecha de plantas
Aerobio aireado	Tratamiento secundario	150 – 300	No mosquitos, no olores, altas cargas orgánicas y reducción de área	Requiere de cosechas y energía adicionales
Facultativa anaerobia	Tratamiento secundario	220 – 400	Altas cargas orgánicas y reducción de áreas	Incremento de la población de mosquitos y de olores

5.3.2 Sistemas con lenteja de agua (*Lemna Spp.*).

Las lentejas de agua se han empleado, principalmente, para mejorar la calidad del efluente de estanques de estabilización facultativos mediante la reducción de la concentración de algas. Se tiene la necesidad de disponer de medidas de protección contra el viento, si no se tienen estas medidas de control del viento, las plantas serán arrastradas a un extremo de la laguna, lo cuál provoca la exposición de grandes superficies y no permite conseguir los objetivos del recubrimiento vegetal. La acumulación de plantas en estado de descomposición puede producir el desprendimiento de olores (Metcalf & Eddy, 1996).

5.4 MECANISMOS DE REMOCIÓN DE CONTAMINANTES.

Se ha descrito que el mecanismo de purificación de las aguas con plantas acuáticas se lleva a cabo de la siguiente manera:

a) La oxidación de la materia orgánica la realizan las bacterias asociadas a la raíz de la planta. Esta oxidación se ve favorecida por el transporte de oxígeno de las hojas a la raíz.

b) La remoción de nitrógeno por la absorción de las plantas en combinación con los microorganismos (nitrificación – denitrificación).

c) La remoción de fosfatos y otros iones se lleva a cabo en gran parte por la absorción de la planta y en menor proporción por los microorganismos.

5.4.1 Remoción de sólidos.

En estos sistemas se plantea que parte de los sólidos suspendidos se remueven por sedimentación, debido a las bajas velocidades de flujo y la baja profundidad de los sistemas, además de la filtración que ocurre al pasar el agua residual por el sistema radicular de las plantas. También se plantea que en el caso de los sólidos coloidales no sedimentables, la remoción al menos parcial ocurre debido al crecimiento de los microorganismos, por colisiones de otros sólidos y por la adsorción a los tallos y las raíces de las plantas.

5.4.2 Remoción de materia orgánica.

La comunidad biológica de la capa superior es similar a la de los estanques aerobios, esto debido a que cerca de la superficie existe una traslocación del oxígeno desde las hojas hasta los tallos. La respiración de los microorganismos se produce también por la poca luz solar. Las

siguientes ecuaciones representan las reacciones bioquímicas simplificadas de fotosíntesis y respiración (Metcalf & Eddy, 1996).

Fotosíntesis:

$$CO_2 + 2H_2O \xrightarrow[\text{células nuevas}]{\text{luz}} (CH_2O) + O_2 + H_2O$$

Respiración:

$$CH_2O + O_2 \rightarrow CO_2 + H_2O$$

La parte de la materia orgánica asociada a los sólidos sedimentables se remueven mediante la sedimentación; mientras que la materia orgánica coloidal o disuelta lo hace como resultado de la actividad metabólica de los microorganismos, los cuales se encuentran suspendidos en la columna del líquido, adherido a los sedimentos, a los tallos y las raíces de las plantas.

La vía metabólica de degradación de la materia orgánica puede ser aerobia o anaerobia, en dependencia de las condiciones en las que se desarrollan los microorganismos. Los sistemas naturales con plantas acuáticas, generalmente se diseñan para mantener condiciones aerobias, ya que estos procesos son más rápidos y completos que los anaerobios, además de evitarse malos olores.

5.4.3 Remoción de nitrógeno.

La remoción de nitrógeno en estos sistemas en bastante complejo, esto dependerá de la forma en como se encuentre: amonio, nitrato, nitrito o nitrógeno orgánico. La manera más eficiente de remover el nitrógeno es la nitrificación – denitrificación.

En las aguas residuales, el nitrógeno generalmente se encuentra en forma de nitrógeno orgánico o como amonio y sólo en el caso de las aguas residuales que han recibido un tratamiento avanzado es que se observa nitrato.

El nitrógeno orgánico presente en las aguas residuales en forma de materia orgánica, es transformado a amonio mediante una gran variedad de bacterias heterótrofas, las cuales pueden encontrase en condiciones aerobias o anaerobias; a este paso de la transformación del nitrógeno se le conoce como amonificación.

Debido a que el nitrógeno es un nutriente, los microbios presentes en el tratamiento tenderán a asimilarlo e incorporarlo a su masa celular. En el proceso de nitrificación – desnitrificación se consigue en dos etapas de conversión. En la primera, la nitrificación, se reduce la demanda de oxígeno del amoniaco mediante su conversión a nitrato. En este paso el

nitrógeno ha cambiado de forma pero no se ha eliminado. En el segundo paso, la desnitrificación, el nitrato se convierte en un producto gaseoso que es eliminado.

5.4.3.1 Nitrificación.

El amonio es oxidado a nitrito o nitrato por bacterias nitrificantes. El proceso de nitrificación consta de dos etapas, mediante dos grupos de bacterias. El primer paso de la oxidación del amonio a nitrito, el cual es llevado fundamentalmente por bacterias del género Nitrosomas; la oxidación posterior de nitrito a nitrato es realizada por bacterias del genero Nitrobacter. Ambos géneros de bacterias son autótrofas y aerobias estrictas, por lo cuál requieren de oxígeno para la obtención del producto final. Sin embargo, se ha reportado que la nitrificación puede llevarse a cabo a concentraciones de oxígeno tan bajas como 0.3 $mg.l^{-1}$ (Reddy & Patrick, 1984).

Para los Nitrosomas:

$$55\ NH_4 + 76\ O_2 + 109\ HCO_3 \rightarrow C_5H_7O_2N + 54\ NO_2 + 57\ H_2O + 104\ H_2CO_3$$

Para los Nitrobacter:

$$400\ NO_2 + NH_4 + 4\ H_2CO_3 + HCO_3 + 195\ O_2 \rightarrow C_5H_7O_2N + 3\ H_2O + 400\ NO_3$$

5.4.3.2 Desnitrificación.

La transformación de las formas de nitrógeno mineral oxidadas (nitrato y nitrito) a un producto final gaseoso mediante la participación de microorganismos, es lo que se conoce como denitrificación.

La reducción es llevada a cabo por bacterias facultativas que utilizan las formas oxidadas del nitrógeno como aceptor final de electrones y como resultado de esta reducción se producen gases de óxido nitroso o nítrico, los cuales posteriormente puede reducirse a gas dinitrógeno. Las bacterias denitrificadoras son heterótrofas, de aquí que requieran una fuente de carbono orgánico, lo cuál puede ser una limitante en algunos sistemas naturales con plantas acuáticas.

La eliminación del nitrógeno en forma de nitrato por conversión en nitrógeno gas se puede conseguir biológicamente bajo condiciones anóxicas (sin oxígeno). Las principales vías bioquímicas no son anaerobias, sino modificaciones de vías aerobias (Metcalf & Eddy, 1996). Esta transformación se puede dar por un gran género de bacterias como por

ejemplo: *Achromobacter, Aerobacter, Alcaligenes, Bacillus,* etc. Las ecuaciones de reducción de nitrógeno son las siguientes:

$$NO_3 \rightarrow NO_2 \rightarrow NO \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$$

Los últimos tres compuestos son gaseosos, y se pueden liberar a la atmósfera.

Otra forma de eliminación del nitrógeno que ocurre principalmente en los sistemas naturales, es mediante el metabolismo de las plantas y la incorporación de su biomasa, pero la eficiencia del sistema dependerá de la cosecha de la planta.

5.4.4 Remoción de fósforo.

El fósforo está presente en el agua residual en forma de ortofosfato (PO_4^{-3}), polifosfatos (P_2O_7) y formas orgánicas del fósforo. Los microorganismos utilizan el fósforo para la síntesis celular y el transporte de energía. Uno de los principales organismos responsables de la eliminación del fósforo son los *Acinetobacter*, los cuales liberan el fósforo almacenado como respuesta, a acondiciones anaerobias y a la presencia de los ácidos grasos volátiles (AGV).

La eliminación de fósforo ocurre principalmente como consecuencia de la adsorción y reacciones de formación de complejo y precipitación con elementos presentes en el agua como son: aluminio, calcio, hierro y arcilla mineral en los sedimentos. La utilización de fósforo en el metabolismo de la planta y su incorporación a la biomasa es otra vía de eliminar este nutriente; sin embargo se considera que esta vía es menos importante que las reacciones de adsorción y precipitación química, pues si la planta no es cosechada los detritos de estos cederán nuevamente el fósforo al agua.

5.4.5 Remoción de metales pesados.

Los metales pesados tienen una alta afinidad por la adsorción y formación de complejos con la materia orgánica presente en estos sistemas, acumulándose en los sedimentos; sin embargo, se considera que la incorporación de la biomasa de las plantas y la transformación de los microorganismos es otra vía de remoción, pero en menor medida (Metcalf & Eddy, 1996).

5.4.6 Remoción de organismos patógenos.

La remoción de microorganismos patógenos en estos sistemas se atribuye a la prolongada exposición de estos factores físicos, químicos y biológicos hostiles para dichos organismos. Por otra parte las raíces de las

plantas presentaban un efecto antibiótico sobre las bacterias patógenas; sin embargo, no se ha reportado evidencias reales sobre esto.

5.5 COSECHA DE LAS PLANTAS ACUÁTICAS.

La cosecha de las plantas es necesaria, ya que la remoción de nutrientes es mayor cuando la planta está en crecimiento que cuando está madura y además para evitar que la biomasa muerta penetre en el agua y demande oxígeno para su degradación.

Las plantas pueden ser cosechadas por métodos manuales o mecánicos dependiendo del tamaño de las lagunas. La velocidad de crecimiento de las plantas, así como la acción de depredadores determina cuál será la frecuencia de cosechado (Metcalf & Eddy, 1996).

Una vez cosechadas, las plantas acuáticas se pueden reciclar para utilizarlas en el consumo de animales y humanos. En la Tabla 3 se presenta una comparación de los contenidos proteínicos de algunos alimentos utilizados para consumo animal y los utilizados con plantas acuáticas. Hay que señalar que estas plantas fueron cosechadas con aguas residuales municipales y no con aguas residuales provenientes de industrias, ya que los tratamientos con plantas acuáticas en estos

sistemas presentan cantidades significativas de metales pesados en algunos casos (Jiménez, 1998).

Tabla 3. Contenido proteínico de varias fuentes de alimento animal comparado con el jacinto y lenteja de agua (Skillicorn et al., 1993).

Nombre	% proteínas
Harina de pescado	60
Soya	40
Lenteja de agua	38
Jacinto de agua	20
Alfalfa	18

5.5.1 Jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*).

La cosecha de las plantas en los sistemas con jacinto de agua (Figura 12) dependerá de la calidad del efluente por proyecto, la velocidad de crecimiento de la planta y el efecto de los predadores, siendo necesario mantener un crecimiento con alto metabolismo para mantener nutrientes, por lo que en el estado de Florida se utiliza una cosecha cada 3 – 4 semanas (Metcalf & Eddy, 1996).

Las plantas cosechadas pueden ser utilizadas en diferentes usos: compostaje, alimentación del ganado, producción de metano, etc. Estas tecnologías permiten la recuperación parcial del costo del tratamiento (EPA, 1988).

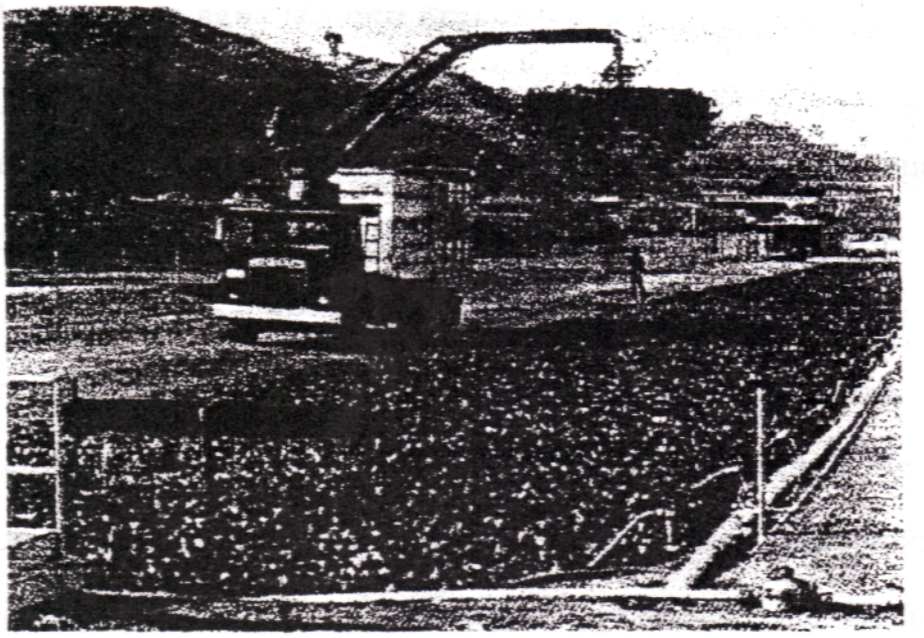

Fig. 12 Cosechado de jacinto de agua (Metcalf & Eddy, 1996).

Solo se consigue eliminar cantidades importantes de fósforo si las cosechas se realizan con frecuencia. En lugares donde los depredadores afecten a los jacintos de agua, es necesario hacer una cosecha selectiva para evitar que las plantas se contaminen. Generalmente los jacintos de agua se secan y se aplican al terreno o se distribuyen en terrenos con arados, también se pueden compostar de manera sencilla. Si la planta no se seca o prensa antes del proceso de compostaje, el elevado contenido de humedad reduce la efectividad del proceso y conduce a la producción de un líquido que es necesario evacuar. (Metcalf & Eddy, 1996). Sin embargo en lugares donde hay condiciones secas, el jacinto de agua puede utilizarse como fuente de agua.

5.5.2 Lentejas de agua (*Lemna Spp.*).

Las lentejas de agua por su parte se cosechan semanalmente debido a su velocidad de crecimiento y densidad. El método de cultivo y cosecha de la lenteja de agua depende de la utilización que se le vaya a dar posteriormente. Es importante que la lenteja de agua cubra toda la superficie del agua, por lo tanto, se debe de proteger contra el viento para evitar que se acumulen en las esquinas. Si se tienen grandes áreas, se deben de dividir en superficies pequeñas, preferiblemente en forma de canal que facilite a su vez la labor de cosecha. Es deseable escoger una especie de lenteja de agua de acuerdo con las temperaturas del lugar. Las lentejas de agua se cosechan muy fácilmente por medio de redes. Se han usado periodos de cosecha de 1 hasta 30 días o más. Las lentejas de agua pueden usarse como alimento para animales sin necesidad de secarlas al aire (Metcalf & Eddy, 1996).

CAPITULO VI

DISEÑO Y OPERACIÓN DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO

6.1 PARÁMETROS DE DISEÑO.

Las características que se deben tomar en cuenta para el diseño de estos sistemas con plantas acuáticas son:

- Topografía,
- Características del suelo,
- Clima,
- Selección del tipo de planta,
- Tiempo de retención hidráulica,
- Profundidad del agua,
- Configuración de las lagunas,
- Carga orgánica, y
- Carga hidráulica.

6.1.1 Topografía.

El terreno idóneo para la instalación de un sistema con plantas acuáticas es un terreno de topografía uniforme horizontal o en ligera

pendiente. A pesar de que es posible construir depósitos y canales en terrenos de más pendiente y con topografía más irregular, el movimiento de tierras necesario afectará el costo constructivo del sistema

6.1.2 Características del suelo.

Los emplazamientos más indicados para la instalación de sistemas con plantas acuáticas son terrenos con suelos superficiales o estratos subyacentes de permeabilidad lenta (<5mm/h), ya que el objetivo de este tipo de sistemas es el tratamiento del agua residual en lagunas o estanques. Por lo tanto, es necesario minimizar las pérdidas de agua por percolación en el terreno. Al igual que en otros sistemas de lagunas, los fondos de las márgenes tienden a sellarse e impermeabilizarse con el tiempo debido a la deposición de sólidos suspendidos y coloidales y al crecimiento de películas biológicas. En suelos con terrenos de permeabilidad rápida se pueden construir depósitos revestidos con arcilla o láminas impermeabilizantes (Metcalf & Eddy, 1996).

6.1.3 Clima.

Debido a su sensibilidad a temperaturas frías, el uso del jacinto de agua está restringido a las regiones en donde la temperatura no descienda hasta los 10°C, pudiendo tolerar temperaturas de agua residual de hasta

5°C. Las lentejas de agua son menos sensibles a las bajas temperaturas. Las lentejas de agua pueden crecer en aguas a temperaturas tan bajas como 7°C. En lugares con condiciones climáticas más variables resulta adecuado emplear sistemas combinados de varios tipos de plantas (Metcalf & Eddy, 1996).

6.1.4 Selección del tipo de plantas.

6.1.4.1 Jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*).

Los jacintos de agua son plantas acuáticas vasculares de agua dulce de hojas perennes verdes redondeadas y brillantes y brotes de flores de lavanda. Los peciolos de la planta son esponjosos con muchos poros de aire y contribuyen a la boyancia de la planta. Cuando crecen en agua residual, la distancia total desde la parte superior de las raíces varía entre 0.5 y 1.2 m. Las plantas se extienden lateralmente hasta cubrir la superficie del agua, momento a partir del cuál empiezan a crecer verticalmente. El jacinto de agua puede crecer muy rápidamente siendo la octava planta de crecimiento más rápida de todo el mundo. Se reproduce principalmente, por propagación vegetativa, pero las semillas pueden ser una importante fuente de rebrote una vez eliminadas las plantas adultas. El crecimiento de los jacintos de agua se ve afectado por:

- La eficiencia de utilización de energía solar por parte de la planta,
- La composición del agua en materia de nutrientes,
- Métodos de cultivo, y
- Factores ambientales.

El crecimiento se puede describir de dos maneras: (1) por el porcentaje de superficie de laguna ocupada durante un periodo de tiempo determinado, o (2) por la densidad de plantas medidas como plantas mojadas por superficie unitaria. En condiciones normales, los jacintos de agua pueden recubrir la superficie del agua con densidades de plantas relativamente bajas, alrededor de 10 kg por m^2 (peso mojado). Se pueden alcanzar densidades de hasta 80 kg por m^2. Al igual que otros procesos biológicos, la velocidad de crecimiento de los jacintos de agua dependen de la temperatura. Al determinar la viabilidad del uso de un determinado tipo de planta son importantes tanto la temperatura del agua como la temperatura del aire.

6.1.4.2 Lentejas de agua (*Lemna Spp.*).

Las lentejas de agua son plantas de agua dulce de pequeño tamaño, con brotes de entre 1 y varios milímetros de anchura. Las especies *Lemna* y *Spirodel* tienen raíces cortas, normalmente de menos de 12 mm de longitud. Las lentejas son las plantas más sencillas y pequeñas de las

plantas fluorescentes y tiene una de las mayores velocidades de reproducción. Una pequeña célula del brote se divide y reproduce un nuevo brote; cada brote se puede dividir, al menos, 10 – 20 veces a lo largo de su ciclo de vida. Las plantas de la especie Lemna, cuando habitan efluentes de agua residual (a 27°C), doblan su número en brotes y, por lo tanto, la superficie es recubierta cada cuatro días. Se estima que este tipo de plantas puede crecer un 30% más rápido que los jacintos de agua.

Las plantas flotantes de pequeño tamaño son sensibles al viento y, si no se emplean deflectores, pueden ser arrastradas en corrientes hasta un lado de la laguna. La redistribución de las plantas requiere de mano de obra. Si no se redistribuyen las corrientes de las plantas, la ausencia de un recubrimiento completa de la superficie de la laguna puede provocar descensos en la eficiencia de tratamiento. En los casos en los que se permite que las plantas se acumulen y se desarrollen condiciones anaerobias, se pueden desarrollar olores debido a los procesos de descomposición anaerobia (Metcalf & Eddy, 1996).

6.1.5 Tiempo de retención hidráulica.

El tiempo de retención hidráulica (TRH), depende de la carga orgánica aplicada, de la carga hidráulica y de la profundidad de agua del sistema. En la mayoría de los casos, el factor limitante es la carga orgánica.

La ecuación del tiempo de retención hidráulica está en función de la volumen (V) y el gasto (Q): $TRH = \frac{V}{Q}$.

6.1.6 Profundidad del agua.

El problema de mayor importancia en relación con la profundidad del agua es el control del mezclado vertical del contenido de la laguna, de forma que el agua residual a tratar entre en contacto con las raíces de las plantas, zonas en que se hallan las bacterias que producen el tratamiento.

La profundidad recomendada para los sistemas con jacinto de agua se encuentra entre 0.4 y 1.8 m, siendo la profundidad recomendada 0.9 m (EPA, 1991). Se plantea que la importancia de este parámetro radica en el control de la mezcla vertical que se efectúa en estos sistemas de modo que el agua al ser tratada se ponga en contacto con las raíces de las plantas, donde se encuentran las bacterias que llevan a cabo la depuración. Las profundidades mayores se recomiendan para el estanque final (en estanques en serie), debido a que las raíces de las plantas se incrementan en longitud a medida que decrece la concentración de nutrientes.

6.1.7 Configuración de las lagunas.

6.1.7.1 Geometría de las lagunas.

La mayoría de los primeros sistemas con jacintos de agua (Figura 13a) disponían de estanques rectangulares similares a los estanques de estabilización. La recirculación y la alimentación escalonada (Figura 13b, c y d) se emplean para:

- Reducir la concentración de constituyentes orgánicos en la zona radicular.
- Mejorar el transporte del agua residual hacia la zona radicular.
- Reducir el desprendimiento de olores.

El uso de sistemas concéntricos (Figura 13d) reduce la longitud necesaria de los conductos para la alimentación escalonada y de recirculación y los costos de bombeo de recirculación.

Los sistemas con lentejas de agua se deben diseñar como estanques de estabilización convencionales con excepción de la necesidad de disponer medidas para la protección contra el viento.

La configuración de los sistemas con jacinto de agua es otro aspecto de interés, debido a la necesidad de recolección de las plantas, estos sistemas son generalmente diseñados para una relación largo – ancho entre 3:1 a 10:1.

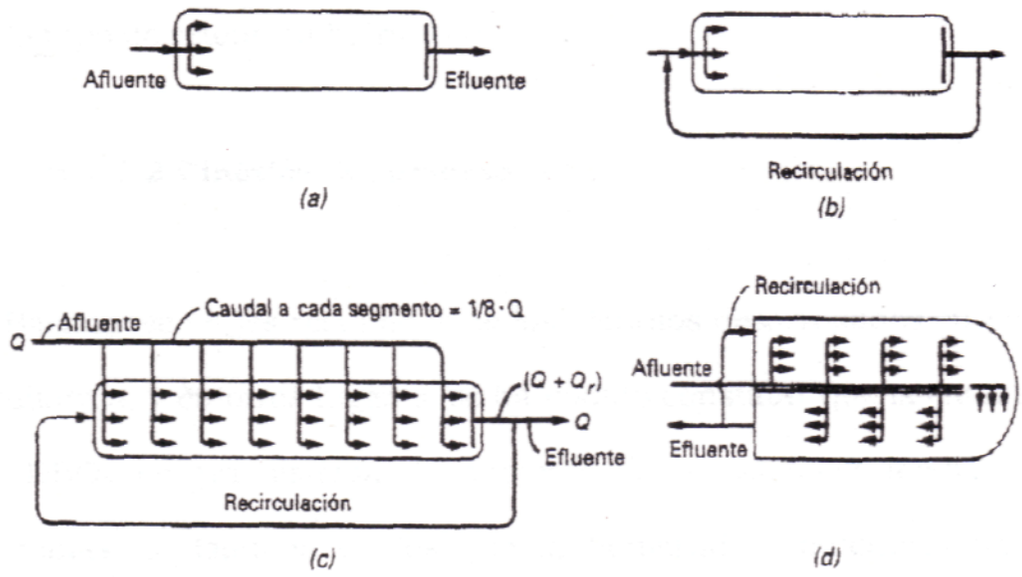

Fig. 13 Diagramas de flujo alternativos para estanques con jacinto de agua: (a) flujo en pistón; (b) flujo en pistón con recirculación; (c) alimentación escalonada con recirculación y (d) alimentación escalonada dentro de un tanque de flujo envolvente (Metcalf & Eddy, 1996).

Las lagunas pueden ser construidas con un declive para que el influente fluya por gravedad. Para el diseño es importante considerar estas alturas, ya que se ha demostrado que en las lagunas de menor profundidad la remoción de contaminantes ocurre en menor tiempo que en aquellas más profundas. En la actualidad los sistemas de tratamiento a mediana o gran

escala la profundidad de las lagunas son de 0.2 a 0.9 m (Shi & Wang, 1991).

La dimensión de la laguna esta en función del influente y de la carga del contaminante del mismo. El flujo y la dimensión de la laguna determinan el tiempo de retención hidráulico.

6.1.7.2 Cinética del proceso.

Basándose en los resultados de los estudios desarrollados en San Diego, California, y en otros lugares, se ha podido constatar que la eliminación de la DBO_5 en un sistema de alimentación escalonada modificado y en sistemas de lagunas en los que la (longitud) / (anchura) no es muy elevada, se puede modelar utilizando cinética de primer orden, y el régimen de flujo se puede asemejar, como se muestra en la Figura 14, a uno ó múltiples reactores de mezcla completa. Por ejemplo, el balance de materiales en condiciones estacionarias del primer reactor de mezcla completa de la serie de ocho reactores viene dado por:

Acumulación = entrada – salida + generación

$$0 = Q_r(C_8) + 0.125Q(C_0) + (Q_r + 0.125Q)(C_1) + k_t(C_1)V_1$$

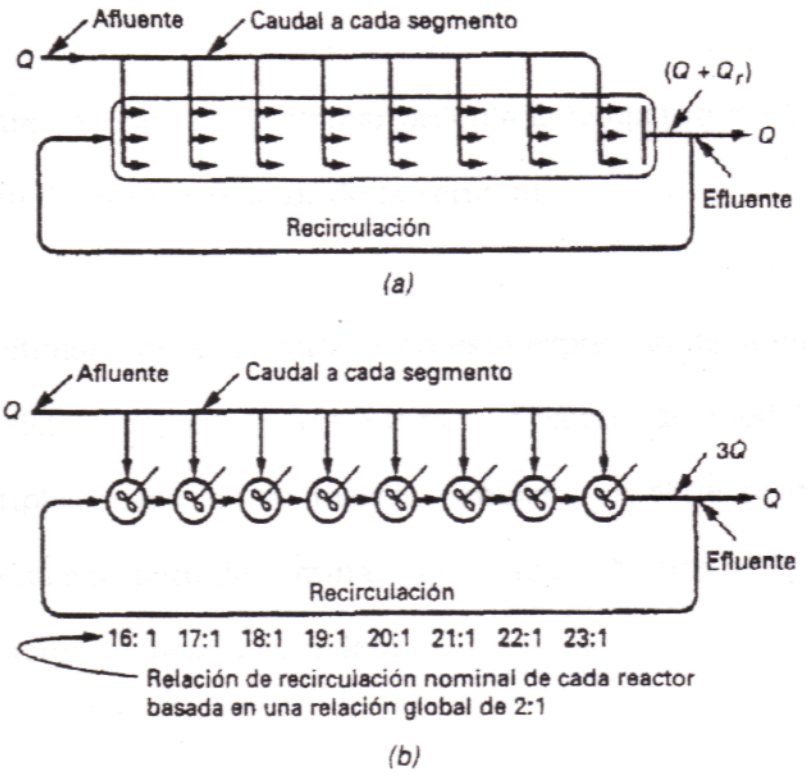

Fig. 14 Esquema de definición para el análisis de un sistema de jacintos de agua con alimentación escalonada y recirculación: (a) esquema del estanque existente con recirculación y alimentación escalonada, y (b) sistema equivalente, compuesto por una serie de reactores de mezcla completa, utilizado para el análisis del proceso (Metcalf & Eddy, 1996).

donde:

Q_r = caudal de recirculación, m^3d^{-1}.

C_8 = concentración de la DBO_5 en el efluente del octavo reactor de la serie, mgl^{-1}.

0.125Q = caudal de entrada a cada celda individual (Q/8).

C_0 = concentración de la DBO_5 en el afluente, mgl^{-1}.

C_1 = concentración de la DBO_5 en el efluente del primer reactor de la serie, mgl^{-1}.

k_t = constante de reacción de primer orden a la temperatura T, d^{-1}.

V_1 = volumen del primer reactor de la serie, m^3.

El valor estimado de k_t a emplear en esta expresión de la eliminación de la DBO_5 es del orden de 1.95 d^{-1} a 20°C. La validez del modelo empleando uno o múltiples reactores de mezcla completa en serie se debe verificar realizando ensayos para determinar si el reactor, o parte de él, se comporta como un reactor de mezcla completa.

Quizás, el aspecto más importante del sistema de alimentación escalonada y recirculación, es el hecho de que la relación de recirculación para el primer reactor es de 23:1. Si el caudal de recirculación se hubiera mezclado directamente con el efluente antes de la aplicación a la laguna, la relación hubiese sido de 2:1. La diferencia entre estos dos sistemas de operación es importante para efectos de rendimiento de la laguna.

6.1.8 Carga orgánica.

Las cargas orgánicas aplicadas a sistemas con jacintos de agua expresadas en términos de DBO_5, puede variar entre 10 y 300 kg ha^{-1} d^{-1}. En consecuencia si no se dispone de medidas de aireación adicional, con

cargas superiores a 150 $kgha^{-1}d^{-1}$ se suelen producir olores. Estos pueden, también, aparecer a cargas inferiores, especialmente en los casos en que la concentración de sulfato en el agua residual es superior a 50 mgl^{-1}. Las cargas medidas en sistemas de aireación no deben exceder los 100 – 110 $kgha^{-1}$ d^{-1}.

6.1.9 Carga hidráulica.

La carga hidráulica es el volumen del agua residual aplicada diariamente dividido por la superficie del sistema acuático. Las cargas hidráulicas aplicadas a sistemas de jacintos para el tratamiento de aguas residuales municipales varían entre 240 y 3600 $m^3ha^{-1}d^{-1}$. En los sistemas cuyo objetivo es el tratamiento secundario (DBO_5 y SS ≤ 30 mgl^{-1}), la carga hidráulica varía, normalmente, entre 200 y 600 $m3ha^{-1}d^{-1}$. En los sistemas de tratamiento secundario con aireación, se han empleado con éxito cargas de 1000 $m^3ha^{-1}d^{-1}$. Sin embargo, normalmente, las cargas orgánicas controlarán el valor de las cargas hidráulicas.

6.2 OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO.

En el caso de las lemnas, es necesario utilizar barreras flotantes debido a que son muy afectadas por el viento, esto para impedir que las plantas se amontonen en una orilla del estanque.

Otro aspecto importante en la operación de estos sistemas es el cosechado el cuál se describió anteriormente, además del control de los mosquitos. En cuanto al último punto suele ser un factor crítico en la determinación de la viabilidad o no del uso de estos sistemas. El objetivo del control de mosquitos es reducir su población a valores por debajo de los necesarios para la transmisión de enfermedades o el nivel de tolerancia a condiciones desagradables. Las estrategias que se pueden emplear para controlar la población de mosquitos son (Metcalf & Eddy, 1996):

- Lagunas de acumulación con peces (*Gambusia spp.*).
- Tratamiento previo más efectivo para reducir la carga orgánica sobre el sistema acuático para mantener condiciones aerobias.
- Alimentación escalonada del agua que entra al sistema con recirculación.
- Mayor frecuencia de cosechado de las plantas.

- Rociado con agua a últimas horas de la tarde.
- Aplicación de agentes químicos de control (larvicidas).
- Difusión de oxígeno (mediante equipos de aireación).
- Agentes biológicos de control.

Los peces que se emplean para el control de mosquitos mueren en condiciones anaerobias como las que se desarrollan en lagunas con sobrecarga orgánica. En lugares en donde la población de peces es inhibida, la población de mosquitos aumenta cuando debido al crecimiento excesivo de plantas. Al ajustarse las plantas, se crean bolsas de agua que resultan inaccesibles para los peces pero no para los mosquitos.

CAPITULO VII

CONCLUSIONES

Las plantas acuáticas pueden llegar a ser uno de los sistemas de depuración más importantes en el tratamiento de las aguas residuales, su bajo costo en construcción y operación la hacen uno de los sistemas más rentables en este contexto.

Posiblemente el problema más grande a los que se enfrenta este tipo de sistema de tratamiento es la falta de espacio disponible para construirse, ya que requiere de importantes áreas, con pendientes adecuadas y lejos de zonas urbanizadas debido a los distintos vectores que puedan presentarse. Como se menciono anteriormente hace falta más investigación en cuanto al tratamiento que se le da a las plantas acuáticas cuando son utilizadas en la depuración del agua residual con metales pesados.

La gran variedad de usos que se le da a las plantas acuáticas pueden ayudar a mejorar la calidad de vida (económicamente) de las personas, ayudando también al desarrollo de nuevas técnicas de cosecha, la cual, es la parte vital de estos sistemas.

La proliferación de estas plantas, Jacinto de Agua (*Eichhornia crassipes*) y Lenteja de Agua (*Lemna Spp.*) en los distintos cuerpos de agua es en

efecto, un control de malezas, sin embargo los sistemas ecológicos tienden a regenerarse o autorregularse, por ello la problemática de las "malezas" acuáticas es más un concepto estético que de contaminación real.

La gran facilidad de adaptación de estas plantas acuáticas hacen que los sistemas puedan ser utilizados en casi todos los climas posibles, entonces pueden ser adaptados en medios rurales, con una cierta densidad de población, donde un tratamiento convencional es demasiado costoso y requiere de mucho mantenimiento.

BIBLIOGRAFÍA

- Arrivallaga, C. A. y Arredondo, J. L. (1978), Una revisión sobre el potencial de las macrófitas acuáticas en la acuacultura. Universidad y Ciencia.

- Boyd C. E. (1970), Vascular aquatic plats for mineral nutrient removal from polluted waters.

- Environmental Protection Agency (EPA) 1988, Desing Manual for Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Cincinnati Oh.

- Espinosa C. (1998), Efecto del pretratamiento anaerobio (UASB) en las características físico – químicas de un sistema de lagunas Dukweeed en serie. Universidad del Valle en Colombia.

- Espinosa R. y García J. (2001), Tesis sobre diseño de un sistema de tratamiento para las aguas residuales de la posta porcícola del rancho San Francisco, de la Escuela de Medicina Veterinaria y Zootecnia.

- Jiménez B. E. (1998), La contaminación del agua y su impacto. Tratamiento y reuso. Instituto de Ingeniería, UNAM.

- Korner S., Lyatuu G. B., Vermaat J. E. (1997). The influence of Lemna on the degradation of organic material in duckweed – covered domestic wastewater. Unpublished paper.

- Metcalf & Eddy (1996), Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. 3ª Ed. Mc.Graw – Hill.

- Odum E. P. (1971), Ecología de agua dulce. 3ª Ed. Saunders Company. Philadelphia.

- Organic Waste Recycling (1996), Enviromental Engineering Program. Asian Institute of Tecnology. 2nd Ed. Bangkok Thailand.

- Redd S. C., Middlebrooks E. J., Crites R. W. (1995), Natural systems for waste management and treatment. 2nd Ed. Mc Graw Hill. New York.

- Reddy & Patrick. (1984), Water Hyacinths for Water Quality Improvement and Biomass Production.

- Secretaría del medio ambiente y recursos naturales (2000), http://www.semarnat.gob.mx/regiones/chapala/

- Shi & Wang. (1991), The purifying efficiency and mechanism of aquatics plants in ponds.

- Skillicorn P., Spira W., Journey W. (1993), Duckweed aquaculture, a new aquatic farming system for developing countries. The World Bank. Washington.

- Velásquez J. (1994), Plantas vasculares de Venezuela. Consejo de Desarrollo Científico y Humanístico. Universidad central de Venezuela.

- Vernier J. (1992), El medio ambiente. 1ª Ed. Publicaciones Cruz O., S. A. México D. F.