
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE ECOLOGÍA

EVALUACIÓN PARA IDENTIFICAR PRIORIDADES
DE REHABILITACIÓN EN EL HUMEDAL DE
CUITZMALA, JALISCO

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
MAESTRA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(RESTAURACIÓN ECOLÓGICA)

P R E S E N T A:

SARA BONILLA MEZA

DIRECTORA DE TESIS:
DRA. MARISA MAZARI HIRIART



México, D. F.
2007

Noviembre,

AGRADECIMIENTOS



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

A la UNAM, quien ha abierto sus puertas para el desarrollo de mi educación. Especialmente al Instituto de Ecología quien me ha otorgado la oportunidad de crecer profesionalmente.

Asimismo, agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología la DEGEP del cual fui becaria para el desarrollo de mi investigación, y a todas aquellas instituciones que han hecho posible la elaboración del presente trabajo escrito.

A la Fundación Cuixmala, especialmente a Alvaro Miranda por su apoyo en dejarnos trabajar en sus instalaciones y hacer posible este trabajo en el humedal de la Reserva Cuixmala.

*Para guardar la Creación, necesitamos toda la ciencia, tecnología
y compromiso que pueda ser reunido en el servicio de la ecología.*

Edgard O. Wilson

Octubre 20, 1998

A ti quien me lo ha dado todo
Al que por agua pedí y con un océano me maravilló
Al que pedí una flor y un jardín me regaló
Al que pedí un árbol y con un bosque me sonrió
A quien le pedí otra oportunidad y la vida devolvió...
llevándome al cenit en su descubrir.

A MIS PADRES

Por ser fuerza y amor inmensurables en cada uno de mis pasos

A MIS HERMANOS

Por ser confianza impulsora en cada decisión

A MIS SOBRINOS

Por ser ensueño en mi vida

A MI TÍA

Apoyo incondicional

Maravillosas luces que expreso al sonreír ...

A todos aquellos que forman parte de mi corazón...

por aquellas miradas y palabras que me han sembrado fuerza y esperanza,

por aquellos abrazos y manos extendidas dispuestas a dar amor.

A todos aquellos que se han entregado por un mundo lleno de luz...

ÍNDICE

Agradecimientos	<i>i</i>
Resumen	<i>ii</i>
1. Introducción	
1.1. Los humedales	1
1.2. Restauración de humedales	8
1.3. Calidad del agua	15
1.4. Vegetación	28
2. Objetivos	35
3. Materiales y métodos	
3.1. Sitio de estudio	36
3.2. Diseño de estudio	45
3.2.1. Métodos de campo	47
3.2.2. Análisis fisicoquímicos del agua	48
3.2.3. Análisis bacteriológico	49
3.2.4. Vegetación	50
3.2.5. Análisis estadístico	53
4. Resultados	
4.1. Calidad del agua	56
4.1.1. Fisicoquímicos	56
4.1.2. Nutrimentos	66
4.1.3. Bacterias	70
4.2. Vegetación	75
4.3. Diagramas de correlación	77
4.4. Grado de similitud entre subsistemas	87
4.5 Regresiones múltiples	89
4.6. Contaminación	92
4.7 Frecuencia relativa	95
5. Discusión	97
6. Conclusiones	110
7. Propuestas de rehabilitación	112
Referencias	120
Anexo I	
Anexo II	

RESUMEN

Son escasas las investigaciones en humedales donde se hace una evaluación de la degradación del sistema basada en la calidad del agua, su impacto y su relación con la vegetación acuática presente. En este estudio se evaluó la calidad del agua en cuatro sistemas representativos del humedal de la desembocadura del Río Cuitzmala, en la costa de Jalisco, cubriendo el ciclo anual 2005-2006 durante la época de lluvias y secas, se monitorearon parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos. Se identificaron los principales tipos de vegetación acuática relacionada, así como, su cobertura y biomasa. Los resultados muestran que el humedal, en general, cuenta con relativamente buena calidad, apta para la conservación de la vida acuática de acuerdo con la NOM-001-SEMARNAT. Sin embargo, existen diferencias significativas entre los sistemas muestreados, sobresaliendo la Laguna de Corte en donde la concentración de carbono orgánico total es elevada, así como los conteos bacteriológicos. Asimismo, existe una desecación del cuerpo de agua por la presencia de *Typha domingensis* por lo que, se propone establecer criterios para una evaluación más detallada con el fin de conservar dicho sitio. Además, de técnicas prácticas y aplicables en el uso y manejo de malezas acuáticas que dan alternativas redituables a la Fundación Cuixmala y comunidades aledañas al humedal.

ABSTRACT

Assessment to identify priorities for rehabilitation in the wetland Cuitzmala, Jalisco.

There are few investigations into wetlands where it makes an assessment of the degradation of the system based on water quality, its impact and its relationship with aquatic vegetation present. This study evaluated water quality in four representative systems of wetland at the mouth of Rio Cuitzmala, on the coast of Jalisco, covering the annual cycle 2005-2006 during the rainy season and dry, physico-chemical and bacteriological parameters monitored. We identified the main types of aquatic vegetation, as well as its coverage and biomass. The results show that the wetland, has relatively good water quality, suitable for the conservation of aquatic life in accordance with the NOM-001-ECOL-1996. However, there are significant differences between the systems sampled, excelling Lagoon Court where the concentration of total organic carbon is considerably high (19-89 mg / L). In addition, we found high densities of fecal coliforms and *Vibrio* spp. (Three million and one million colony forming units in 100/mL respectively). In turn, species of bacteria were identified as: *Enterococcus* spp. *Escherichia coli* and *Klebsiella pneumoniae*, which are related to the contamination of animal origin. The implication entries anthropogenic pollution, given their high concentrations.

The presence of aquatic related to the absorption of nutrients in the wetlands, promoting water quality because the nutrient concentrations were generally low. Similarly, the removal of aquatic weeds manually as *Ceratophyllum demersum*, *Pistia stratiotes*, *Lemna aequinoctialis* and *Nymphaea ampla*, has allowed benefit crops in the area, used as compostas. However, in the case of Lagoon Corte, there is a drying up of water bodies by the presence of *Typha domingensis* so, it is proposed to establish criteria for a more detailed assessment in order to preserve the site. Also, some suggestions on establishing techniques applicable to the management of aquatic weeds, as well as strategies for restoration.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Los humedales

Los humedales se distribuyen en todos los continentes, excepto en la Antártida y en todos los climas, desde el trópico hasta la tundra; se estima que su extensión en el mundo abarca de 60 000 a 900 000 millones de km², de los cuales el 56% se encuentra en regiones tropicales y subtropicales (RAMSAR, 2004; Mitsch y Gosselink, 1993).

En México, los humedales representan 1'567,300 ha particularmente significativos desde el punto de vista geográfico, ya que presentan un puente entre América del Norte y del Sur (*e.g.* aves migratorias). Transversalmente entre los dos océanos que bordean al país, y las zonas áridas, los humedales son áreas ecológicas (*e.g.* hábitats para la fauna silvestre) cruciales para el mantenimiento de los ecosistemas (RAMSAR, 2004; Warner *et al.*, 2001). Los humedales más extensos del país se encuentran en la planicie de la costa sureste: Veracruz, Tabasco y Campeche y en menor proporción al norte de Tamaulipas, la costa de Nayarit, al norte de Michoacán y al centro de Jalisco (Rzedowski, 1978).

Una definición de humedales adoptada por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 1996) es: “Extensiones de marismas, pantanos o turberas cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda seis metros”. Los humedales comprenden zonas ribereñas o costeras adyacentes, así como, las islas o extensiones de agua marina de una profundidad no mayor a los seis metros en marea baja, dentro del humedal (Barbier *et al.*, 1996). Por tanto, las diversas clasificaciones y definiciones de los humedales del mundo resultan muy complicadas al intentar adoptarlas para nombrar y agrupar los cuerpos de agua de una determinada región o país. Evidentemente los

cambios existentes a diferentes latitudes por el origen y naturaleza de cada humedal, así como, por el diferente grado de conocimiento y de información, no permiten utilizar las clasificaciones como un sistema universal equivalente (Lot, 2004). Sin embargo, es importante señalar que se pueden considerar cinco grandes sistemas de humedales, adoptados por la Convención de RAMSAR (Barbier *et al.*, 1996):

- Estuarios, donde los ríos desembocan al mar y el agua alcanza una cierta salinidad por lo que pueden contener agua dulce y salada (*e.g.* deltas, bancos fangosos y marismas);
- Marinos, los que no resultan afectados por los caudales fluviales (*e.g.* litorales y arrecifes de coral);
- Fluviales, las tierras anegadas periódicamente como resultado del desbordamiento de los ríos (*e.g.* llanuras de inundación, bosques anegados y lagos de meandro);
- Palustres, los que contienen aguas relativamente permanentes (*e.g.* pantanos de papiro, marismas y ciénegas); y
- Lacustres, zonas cubiertas de aguas permanentes caracterizadas por una baja circulación (lagunas y lagos en cráteres de volcanes).

Los humedales también han sido descritos como “riñones del medio natural”, a causa de las funciones que pueden desempeñar como parte del ciclo hidrológico, los ciclos biogeoquímicos dadas las extensas redes alimenticias y la gran diversidad biológica que sustentan (Mitsch y Gosselink, 2000). De esta manera, constituyen ecosistemas acuáticos esenciales para aves, peces, invertebrados, algas, plantas acuáticas y algunas especies de mamíferos (Mitchell, 1992; Moyle y Leidy, 1992; Dugan, 1993). Tan sólo el 12% de las especies animales del mundo se encuentran en humedales de agua dulce, siendo algunas de ellas endémicas (RAMSAR, 2004).

Asimismo, constituyen hábitats en los que comunidades bióticas involucran diversas plantas y animales que se han adaptado a regímenes dados por la dinámica del agua a bajas profundidades (Semeniuk y Semeniuk, 1997; Wheeler, 1999). Esto es debido a la formación de áreas semicerradas donde el agua de mar penetra y se encuentra diluida con el agua proveniente de los ríos creándose así, áreas de inundación que, por su extensión, son someras, de corrientes lentas y con una mezcla de sedimentos aportada por corrientes terrestres y/o marinas (Contreras, 1993; Pritchard, 1967).

Al mismo tiempo, la duración y frecuencia de la inundación puede reducir o aumentar la productividad primaria. El incremento de la inundación de los humedales puede adicionar nutrientes o facilitar el intercambio de elementos disueltos como el fósforo, el nitrógeno, el oxígeno y el carbono (Mitsch y Gosselink, 2000). A su vez, el dióxido de carbono y la luz solar son algunos de los factores limitantes en la productividad primaria de los ambientes acuáticos. Por lo tanto, la degradación de la calidad de agua en ríos puede tener efectos negativos directos sobre la mayoría de los lagos. En particular, los lagos y lagunas tropicales, debido a su temperatura natural, suelen ser más sensibles al incremento de nutrientes, y muestran una mayor proporción de cambios en la calidad de agua y la biota se presentan como respuesta a la eutrofización. Además, la eutrofización, caracterizada por la acumulación de nutrientes, principalmente formas de nitrógeno y fósforo favorecidos por las actividades humanas, se ve reflejada por afloramientos de algas, mortandad de peces nativos por los bajos niveles de oxígeno disuelto, y en muchos casos, por la sustitución de peces tolerantes a la contaminación por escurrimientos agrícolas y urbanos (Day, 1988). Cabe mencionar que el aumento del nitrógeno, siendo el mayor limitante de nutrientes en lagos tropicales, puede provocar una condición crítica por la denitrificación (Lewis, 2000).

A su vez, las variaciones de temperatura y profundidad del agua durante el año, propician la generación de una gran cantidad de materia vegetal en descomposición, la que es degradada por bacterias, protozoarios, hongos, entre otros, presentes en el agua y en el suelo; este proceso produce un flujo constante de elementos nutritivos a partir de la interfase entre el sedimento y el agua. De esta manera, los componentes orgánicos generados al mismo tiempo, propician la formación y el mantenimiento de numerosas redes tróficas, que determinan las tasas, así como, la trayectoria del ciclo de los minerales que ocurren en los ambientes que incluye suelo, agua y aire (Barbier *et al.*, 1996; Sánchez *et al.*, 2005).

Los factores hidroclimáticos (períodos cortos de sequía, intensidad de las lluvias, régimen de mareas, frecuencia de inundaciones, velocidad y capacidad del agua para transportar sólidos suspendidos), las propiedades físicas y químicas del sustrato, así como, una actividad metabólica intensa, hacen que estos ambientes sean grandes almacenes de materia orgánica, la cual es degradada, mineralizada y convertida en elementos nutritivos disponibles para diversos organismos (Toledo *et al.*, 1987). Así, los compuestos químicos (*e.g.* la materia orgánica) son transportados hidrológicamente a los humedales por precipitación, flujo superficial, por infiltración y por acción de la marea (Mitsch y Gosselink, 2000), influyendo de manera relevante en complejos procesos biológicos y ecológicos.

Así, los humedales juegan un papel fundamental como reguladores del clima, intervienen en el reciclaje de nutrientes, y se consideran sistemas altamente productivos, comparables con las selvas; su producción de biomasa vegetal es aproximadamente de 2 000 g/m² año (Colinvaux, 1991). Asimismo, dado que los principales suelos presentes en los humedales son los Histosoles y Gleysoles, en los cuales existe una depositación

orgánica natural, han sido aprovechados de manera intensiva para la agricultura (Brady y Weil, 2002). A su vez, humedales de bosques tropicales en los 90's, ya eran cubiertos en 500 millones de hectáreas con dicha actividad, ecosistema natural con mayor producción agrícola en el mundo (Odum, 1975; Margalef, 1974; Barnes, 1980; Primack *et al.*, 2001). Así, la pérdida de especies y recursos ha provocado erosión y agotamiento de nutrientes, drenándose hacia los humedales, contaminando ecosistemas marinos y cuerpos de agua dulce (Rozzi *et al.*, 2001).

Por ejemplo, en Uruguay la mayor biodiversidad se encuentra en los humedales que están siendo drenados y transformados para la actividad ganadera y la creciente producción de arroz, destinando anualmente 140 000 ha al cultivo del arroz, requiriendo del drenaje de hábitats como los humedales, y el uso de sus aguas para riego. Cuando éstos son drenados para convertirlos en terrenos agrícolas, tal conversión, puede parecer un logro económico y de desarrollo a corto plazo, pero a largo plazo y aplicando un análisis más amplio de la conversión de humedales a usos agrícolas o urbanos, este análisis arroja generalmente pérdidas económicas (Scodari, 1990; Barbier, 1993). Además, estos humedales constituyen el hábitat para el 50% de las especies de Uruguay, presentando un sistema crítico para varias especies de aves migratorias que paran ahí durante sus movimientos estacionales entre los extremos norte y sur del continente Americano, con lo que este problema de conservación adquiere una dimensión internacional (RAMSAR, 1984).

Sin embargo, el uso de dichos bienes y servicios (*e.g.* sitios de recarga, control de inundaciones, provisión de agua potable y producción de energía), ha generado amenazas importantes para los humedales actualmente (Mitchell, 1992; Moyle y Leidy, 1992; Dugan, 1993; Mohan *et al.*, 2002). En general, la desecación de tierras inundadas para la agricultura, explotación agropecuaria, forestal y silvicultura comercial. Así

como, la caza, perturbaciones provocadas para la recreación, transportación pluvial, tala de uso doméstico, erosión de suelos y acarreo de sedimentos por desarrollos humanos y/o industriales, han provocando la alteración de estos ecosistemas (CMMC, 1992; Barbier *et al.*, 1996).

De manera especial hay que destacar las reservas de gas, petróleo y otros recursos no renovables, que son motivo de exploración, explotación y abandono. Asimismo, la consecuente modificación y destrucción de más de la mitad de los humedales del mundo (Lot, 2004; RAMSAR, 2001). En cierto grado hemos creado humedales artificiales construyendo embalses, canales y zonas de almacenamiento para casos de inundación (Barbier *et al.*, 1996). Sin embargo, se han destruido muchos más humedales de los que se han creado, por ejemplo, en Europa, específicamente en Francia, se ha perdido el 67% en el periodo de 1900 a 1993, en España el 55% de 1948 a 1990 y los Países Bajos el 55% de 1950 a 1985 (CCE, 1995).

Los recursos naturales tales como el aire, agua, fertilidad del suelo e incluso la belleza escénica son considerados bienes que ofrecen servicios públicos. Sin embargo, el valor de estos bienes, la economía ambiental los menciona como parte de las deficiencias en la protección de la biodiversidad, es decir, su valor monetario no está incluido entre las señales del mercado que determinan la dinámica de las decisiones económicas de los productores y consumidores (Rozzi *et al.*, 2001). Por tanto, para conservar la biodiversidad surge la necesidad de dar valor económico a los bienes. Por su parte, el progreso del conocimiento científico de los humedales ha puesto en evidencia bienes y servicios no considerados hasta recientemente (Scodari, 1990 y Barbier, 1993), generando un valor económico del sistema. Debido a su diversidad se han desarrollado un conjunto de métodos para asignarle este valor económico. En uno de ellos los recursos se dividen en: valores de uso directo, son aquellos bienes que se

consumen localmente o se venden al mercado (*e.g.* carne, pescado, leña, madera y otros materiales para construcción, plantas medicinales, frutos y plantas comestibles). Los valores de uso indirecto son los beneficios provistos por la diversidad biológica no involucrando cosecha o destrucción del recurso (*e.g.* control de inundaciones, fertilidad del suelo, control de contaminación, fuentes de abastecimiento de agua para consumo humano, transporte, recreación, turismo, educación, servicios biológicos como el control de plagas y polinización) (Scodari, 1990; Barbier, 1993; Rozzi *et al.*, 2001).

Sin embargo, el desarrollo humano no planeado ha producido efectos como la acumulación de grandes cantidades de nutrimentos (eutrofización) provenientes de sedimentos y productos de la erosión, principalmente agrícola, degradando los sistemas naturales (*e.g.* Delta del Usumacinta) (Lot, 2004). De tal forma que se promueve un aumento artificial en la población de algas, disminuyendo la transparencia y el contenido de oxígeno. Esto provoca la mortandad de peces, aumentan los procesos de descomposición con liberación de metano y se favorece el crecimiento de plantas flotante y otras malezas acuáticas. Por ello, surge la necesidad de la restauración de humedales eutrofizados que permita el entendimiento de los procesos fisicoquímicos, ciclos de nutrientes, así como la estructura trófica de comunidades (Primarck y Massardo, 2001). Además, surge la necesidad de aprovechar el paisaje a diferentes escalas para la recuperación de la calidad del ambiente, específicamente de sistemas acuáticos (Cairns y Heckman, 1996). Por consiguiente, es prioritario el monitoreo del flujo de materiales que ingresan a distintos cuerpos de agua (*e.g.* ríos y lagunas) (Andreu y Camacho, 1995).

1.2. Restauración ecológica de los humedales.

En respuesta a las pérdidas de superficie por el desarrollo humano no planeado y a la importancia de los humedales en términos ecológicos, económicos, y sociales, Constanza *et al.*, (1997) se dieron a la tarea de realizar una síntesis de más de 100 tentativas de valores de ecosistemas conservado contra los no conservados y sus servicios. De este modo se reconoce en diversos países como prioridad la restauración ecológica (Cuadro I) (Constanza *et al.*, 1997; Streever, 1999; SER, 2002).

Cuadro 1. Valor estimado para los ecosistemas del mundo utilizando criterios de la economía ecológica (Constanza *et al.*, 1997).

Ecosistema	Área total (millones de ha)	Valor anual por unidad de área (dólares/año)	Valor global anual (dólares x 1012/año)
Costero	3 102	4 052	12.6
Océano abierto	33 200	252	8.4
Humedal	330	14 785	4.9
Bosques tropicales	1 900	2 007	3.8
Lagos y ríos	200	8 498	1.7
Otros bosques	2 955	302	0.9

Casos particulares en la aplicación directa del método mencionan la importancia del valor de estos ecosistemas. Por ejemplo, Sathirathai (1998) encontró en manglares de Tailandia una sobreexplotación por acuicultura, lo que reducía el tiempo en duración de beneficios sociales. Así, el trabajo de Constanza *et al.*, (1997) mostró que el valor de manglar intacto excedía a los manglares utilizados para granjas camaroneras, alrededor del 70% (\$ 60 400 comparado con \$ 16 700/ha). Por otro lado, van Vuuren y Roy (1993) demostraron el agotamiento de mantos freáticos en pantanos de Canadá para fines agrícolas. Asimismo, el mismo método demostró que el costo del humedal intacto excedía un \$60 al humedal explotado (\$8 800 comparado con \$ 3 700/ha). Otro caso interesante fue en Filipinas donde el arrecife explotado para el turismo mostró

beneficios al principio, sin embargo, en poco tiempo disminuyeron los beneficios sociales. A su vez, el mismo criterio mostró que el costo del arrecife intacto superaba en un 75% al destruido (\$3300 comparado con \$870/ha) (Balmford *et al.*, 2002).

Estas actividades provocadas por el incremento de la población humana, entre otras, ha provocado una elevada presión sobre el ambiente en la provisión de servicios ecológicos, como: la regulación del clima, la formación del suelo, el ciclo de nutrientes, la calidad del agua, la cosecha de especies múltiples para alimento, combustible, fibras y farmacéuticos. Por lo que, los beneficios deberían actuar como fuertes incentivos para la conservación de la naturaleza (Balmford *et al.*, 2002).

En general, Mitsch y Gosselink (2002) proponen categorías del valor de humedales a diferentes escalas ecológicas: población, ecosistema y biosfera. Dado que el factor de la escala del paisaje es de suma importancia en la contribución a la integridad de la ecología de la región o paisaje en la conservación de la biodiversidad (Kentula, 2000). Así, el área de la restauración ecológica es complementada con programas de tratamiento de aguas residuales vertidas a los ríos, lagos o estuarios con reintroducción de especies nativas y reestablecimiento de procesos ecológicos (*e.g.* sucesión), así como las inundaciones periódicas interrumpidas por la construcción de represas (Primack *et al.*, 2001).

Asimismo, por definición en el caso de restauración, la meta es lograr un humedal con la misma composición de especies y función que el original (SER, 2002; Cronk y Fennessy, 2001). En la rehabilitación, lo que se busca es crear las condiciones adecuadas para que el humedal cumpla con ciertas funciones específicas; en cierto sentido se le puede considerar como una restauración parcial o incompleta.

En el caso de la construcción se busca crear humedales en sitios en donde históricamente no los había con distintos fines dependiendo del proyecto, los que

pueden incluir desde la creación del hábitat, hasta el tratamiento de aguas residuales o lixiviados tóxicos. La mitigación, que puede implicar, evitar, minimizar o compensar el daño a través de la restauración, la rehabilitación o construcción de humedales, se lleva a cabo en casi todos los casos en respuesta a un mandato legal (Lindig-Cisneros y Zedler, 2005).

Sin embargo, la restauración puede ser dirigida hacia el regreso del sitio a alguna condición preexistente, aunque alterada ya que, en la mayoría de los casos, las metas de restauración son generalmente suficientes para retornar al sitio a algún estado preexistente y no a su condición prístina (Warner *et al.*, 2001).

En particular, cuando se plantean las metas de un proyecto que se llevará a cabo en un humedal natural degradado, que se logre la restauración o la recuperación depende de su nivel de degradación (Lindig-Cisneros y Zedler, 2005). En la mayoría de los casos, el daño causado se vincula con la alteración del régimen hidrológico, ya sea directa o indirectamente, lo que tiene como consecuencia que se vean afectados la composición florística de los humedales y su calidad, como hábitat para especies animales (Álvarez-Cobelas *et al.*, 2001). El régimen hidrológico se altera de manera directa cuando se construyen diques que obstruyen el flujo del agua de y hacia los humedales, como ocurre en las zonas costeras (Portnoy, 1999). Se modifica el régimen hidrológico de manera indirecta cuando se explotan los acuíferos o los manantiales, cuando se altera la cobertura vegetal en las partes altas de las cuencas, se reduce la infiltración y el flujo subsuperficial de agua lo que provoca que se incremente la escorrentía. Cuando las alteraciones se llevan a cabo de manera deliberada, en algunos de los casos es posibles revertir el daño y recuperar el régimen hidrológico al eliminar las barreras (NRC, 1992). Otro factor que está relacionado con el régimen hidrológico es la calidad del agua; en muchos proyectos de restauración controlar las

concentraciones de nutrientes en el medio acuático es fundamental (Wilcox y Whillans, 1999), en particular, cuando se trata de restaurar humedales como los marjales (*e.g.* pantanos, ciénegas, lagunas, esteros, marismas) que dependen de fuentes de aguas ricas en calcio, bajas en nitrógeno y fósforo (Cronk y Fennessy, 2001).

Por otro lado, cuando se busca la restauración de este tipo de ecosistema es viable dejar que la vegetación se propague sola dado que las especies vegetales de estos ambientes están adaptadas a colonizar sitios muy perturbados (Zedler y Kercher, 2004), independientemente de la identidad de las especies utilizadas (Lindig-Cisneros y Zedler, 2002a). Por tanto, mientras mayor sea la riqueza de especies, más fuerte será la exclusión de las especies invasoras.

En el caso de haber permitido que las plantas se establezcan de manera espontánea en el humedal (Cronk y Fennessy, 2001) para mantener una riqueza de especies particular y, conservar las que presentan un interés (por estar amenazadas, crear el hábitat para la fauna, etc.), se ha encontrado que la variedad de especies de este tipo está relacionado con la cantidad inicial de especies introducidas, de hecho, es posible que cuando esto no suceda el humedal sea denominado por una o pocas especies muy competitivas (Reinartz y Warne, 1993).

Es importante destacar que en muchas ocasiones el objetivo de los proyectos de restauración es crear hábitat para especies animales, en cuyo caso la selección de la flora dependerá de las necesidades de hábitat de los animales que se desean introducir o atraer hacia el nuevo hábitat (Lindig-Cisneros y Zedler, 2005).

Sin embargo, la dinámica natural de los ecosistemas y la escueta capacidad de predecir con precisión la sucesión de las comunidades después de haber sido establecidas de manera artificial, modificaciones subsecuentes al proyecto deberán proceder con flexibilidad y adaptaciones al manejo (Yap, 2000). Así, en una mejor

comprensión de los trabajos de restauración se puede contribuir con el entendimiento de la estructura básica y función de los ecosistemas. Dado que los proyectos de restauración son ecológicamente jóvenes y el proceso de la restauración está en evolución (Kentula, 2000).

Además, un elemento fundamental en cualquier tipo de restauración es el seguimiento del proceso y de sus resultados, el cual se puede llevar a cabo de dos maneras: por medio de una evaluación, que es la medición de atributos específicos del ecosistema en una sola ocasión, o a través del monitoreo, que es la repetición sistemática de la evaluación en el tiempo (Callaway *et al.*, 2001). Esta última herramienta permite a los responsables del proyecto percatarse de cómo se aproxima la restauración a las metas establecidas, y en su caso, tomar las medidas correctivas necesarias. Además, dentro del contexto de manejo adaptativo, que consiste en incorporar los resultados de la investigación científica al manejo, permite reducir costos y el tiempo de los proyectos de restauración, así como, ir aplicando los resultados obtenidos más adecuados al caso específico (Lindig-Cisneros y Zedler, 2005).

Existen múltiples parámetros que se pueden evaluar en un proyecto de este tipo, algunos de ellos relacionados con las características físicas y biológicas. Callaway *et al.* (2001) describen una serie de variables útiles para el monitoreo de marismas, muchas de las cuales son aplicables a otro tipo de humedales (Cuadro 2), debido al gran número de aspectos susceptibles de ser medidos, es de gran importancia elegir aquellos que sean relevantes para juzgar si el proyecto está en camino de cumplir o ya cumple con los objetivos y metas que se plantearon originalmente. Por lo tanto, es de gran importancia elegir variables que nos aporten la mayor información posible sobre los atributos que mejor reflejen las metas seleccionadas (Zambrano, 1999).

Cuadro 2. Atributos susceptibles de ser monitoreados en un proyecto de restauración de humedales de acuerdo con Callaway *et al.* (2001).

ATRIBUTOS	VARIABLES
Hidrología y topografía	Régimen de inundación, nivel del manto freático, flujo de agua a través del humedal, desarrollo de canales, cambios en el nivel del humedal y sedimentación
Calidad del agua	Temperatura, oxígeno disuelto, salinidad, atenuación de luz y turbidez, estratificación de la columna de agua y concentración de nutrientes
Suelos: calidad del sustrato y dinámica de nutrientes	Contenido de agua (humedad del suelo), densidad, textura, salinidad, pH, potencial óxido-reducción, contenido de materia orgánica o de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, tasas de descomposición
Vegetación	Cobertura de la vegetación por especie, arquitectura de la vegetación, abundancia de especies particulares (especies raras, amenazadas o invasoras, biomasa y productividad)
Fauna	Identidad de las especies, abundancia, diversidad y riqueza de especies, estructura poblacional, tiempos de residencia (animales que se desplazan en el tiempo que ocupa un hábitat).

En algunos proyectos el monitoreo de la calidad del agua podría ser suficiente si lo que se busca es que el humedal retenga nutrientes y proteja un cuerpo de agua. En otros casos, el monitoreo del desarrollo de la vegetación, tanto en términos de la cobertura como de la composición de las especies, nos permitirá evaluar un proyecto objetivo que es incrementar el valor del sitio en términos de diversidad. Finalmente, es posible que

nuestro interés radique en que el humedal restaurado proporcione hábitat para especies animales, en cuyo caso se pueden evaluar los atributos relevantes de la vegetación para las especies animales de interés (Lindig-Cisneros *et al.*, 2003).

Dahm *et al.* (1995) recomiendan que para plantear un proyecto de restauración ideal se describa previamente la hidrología, vegetación, y que sean monitoreadas especies de aves y peces, así como los sucesos en las interacciones abiótica-biótica y redes tróficas. Sin embargo, los costos y tiempos son altos. Por ello los esfuerzos enfocados a restaurar ríos incluyen principalmente la geomorfología, hidrología, calidad del agua, comunidades bióticas y/o especies únicas, siendo parámetros que influyen en la función del ecosistema.

Dada la importancia de los humedales, es indispensable conocer los factores físicos, químicos y biológicos relevantes que interactúan en estos sistemas acuáticos y, que generan una variedad de respuestas, como son: agua y vegetación (Harris y van Diggelen, 2006).

1.3. Calidad del agua.

La hidrología de los humedales es considerada uno de los factores más importantes en el establecimiento de mantenimientos específicos y procesos de estos ecosistemas (Mitsch y Gosselink, 1996). Los análisis hidrológicos constituyen los llamados

“estudios ecológicos básicos” porque establecen la variación espacio temporal de la productividad potencial de las lagunas, así como, la cantidad y calidad del agua involucrada en el proceso biológico (Contreras, 1993). Sin embargo, es poca la información que se ha obtenido de los impactos desfavorables sobre la calidad del agua en los humedales naturales (Mitsch y Gosselink, 2000).

Los humedales son capaces de reciclar el nitrógeno, mejorando así la calidad del agua corriente abajo, beneficiando a las poblaciones ribereñas asentadas aguas abajo, mismos que aprovechan las funciones de los humedales indirectamente. Estas funciones pueden ser desempeñadas por obras de ingeniería como represas, escolleras o plantas de tratamiento de aguas residuales, pero los humedales suelen hacerlo a un costo menor que estas soluciones técnicas (Barbier *et al.*, 1996). Además, los ciclos anuales de temperatura, precipitación y las características del suelo afectan, a su vez, la estructura y las características de una comunidad biológica, favoreciendo la formación de vegetación (*e.g.* humedales) (Naiman *et al.*, 2001).

El estudio de la calidad de agua permite establecer las condiciones en las que se encuentran estos cuerpos de agua. Para evaluar los cambios en las condiciones del agua se pueden emplear parámetros físicos, químicos y biológicos. A estos parámetros se les denomina “indicadores de la calidad de agua” (Seoáñez, 1999). En muchos países se consideran como base para medir la calidad del agua: pH, acidez, temperatura, nutrimentos como el nitrógeno y fósforo. Los contaminantes biológicos como bacterias patógenas, microorganismos degradadores, entre otros son responsables de la transmisión de enfermedades que indican eutrofización de los sistemas acuáticos. Además, los factores fisicoquímicos fundamentalmente ayudan a evaluar la calidad de agua, la degradación de la materia orgánica, misma que se refleja en los ciclos del oxígeno, nitrógeno y fósforo (Barceló, 2000).

La calidad del agua puede evaluarse a partir de diferentes parámetros y por medio de distintos métodos. Entre las características físicas se determinan la turbidez, la concentración de sólidos, olor, la temperatura y el color. Las características químicas incluyen la presencia de iones específicos (mayores, menores, metales pesados, nitrógeno y fósforo), pH, alcalinidad, conductividad y dureza, así como los compuestos orgánicos naturales (proteínas, carbohidratos y lípidos), los compuestos sintéticos orgánicos (plaguicidas) y los gases disueltos en el agua (nitrógeno, oxígeno, bióxido de carbono, amonio y metano). Las características biológicas del agua se relacionan, principalmente, con las poblaciones de los microorganismos transmisores de enfermedades, asociadas a desechos humanos y animales tratados inadecuadamente o depositados en cuerpos superficiales o en sistemas de agua subterránea (Ffolliot *et al.*, 2001).

En estos sistemas se observan diferentes condiciones a lo largo de un ciclo anual. En la época de lluvias se produce inundación en los humedales y se da un arrastre de elementos de diferente origen, producto de las corrientes que alimentan los cuerpos de agua en forma sustancial, lo que provoca un incremento en la concentración de los elementos que se encuentran en el agua, esperándose mayor profundidad, por el ingreso de agua de lluvia y de ríos (Weatherley y Gill, 1989; Tchonbanoglus, 1987; Lampert y Sommer, 1997). Asimismo, las lagunas muestran considerables variaciones en su salinidad tanto en el espacio como en el tiempo, ya que la mayoría de ellas reciben afluentes de ríos cuyo volumen cambia en cada estación. En lagunas someras (1.9 a 1.5 m de profundidad) llegan a aparecer estratificaciones salinas muy locales, pero en lagunas de más de 2 m de profundidad es común la estratificación por densidad, ocasionada por salinidad y la temperatura, aunque se sujeta a la variación estacional (Colombo, 1977).

Además, la circulación lagunar depende de dos características fundamentales del agua, que son la temperatura y la salinidad. Esto se debe a factores locales como: morfología de la laguna, vientos dominantes, profundidad y amplitud de su comunicación con el mar (Contreras, 1993). Asimismo, el número y tamaño de las bocas de comunicación con el mar son otro factor determinante, tanto en la circulación como en el funcionamiento de las lagunas.

Los estuarios representan una zona de transición entre la zona de agua dulce y agua marina, así como, distintas modalidades en su patrón circulatorio (Postma, 1969):

Circulación positiva: La marea penetra por debajo de la capa de agua dulce, y se convierte en una estratificación vertical, con un descenso paulatino conforme se aleja de la zona de influencia marina directa. Este fenómeno sobresale en estuarios y lagunas con profundidades mayores a 2 m.

Circulación neutra: No muestra variaciones de densidades, pues la circulación se da por el movimiento que provoca la marea, con el cual aumenta la concentración de materiales en suspensión hacia la parte más lejana de la laguna.

Circulación negativa: Se genera cuando la evaporación excede a la precipitación, hecho que incrementa la salinidad y paralelamente la densidad a niveles mayores que los del mar, el agua más densa desciende y fluye hacia el océano. En la superficie permanece agua de menor salinidad proveniente del mar. Aunque el exceso de evaporación no persiste todo el año, este fenómeno puede ocurrir durante uno o varios días, o hasta en la mayor parte del ciclo. Si perdura se puede producir condiciones de claridad en el agua, pocos nutrientes y materiales particulados, además de una escasa productividad.

Además, parámetros como la temperatura que regulan los procesos químicos y biológicos puede variar de la época de lluvias a la de secas y su descenso puede limitar

la presencia de organismos acuáticos no resistentes a variaciones drásticas de temperatura (Maitland y Cambell, 1992; SEPECA, 1994), dado que las lagunas al ser someras, establecen zonas de calentamiento. Esto es relativo al clima, ya que durante la estación de lluvias existe una mayor influencia de escurrimientos, en época de secas los volúmenes de los ríos disminuyen significativamente y la marea penetra con mayor facilidad (Contreras, 1993). Aunado a esto, la baja intensidad de circulación propicia el aislamiento y por tanto disminuye su capacidad de recambio funcionando como trampa de contaminantes. Por tanto una comunicación con el mar, tanto en volumen como en intensidad, es vital para el funcionamiento ecológico de los ecosistemas lagunares (Contreras y Casillas, 1993). Asimismo, el principal suministro de nutrimentos proviene de los ríos, por lo que un intercambio insuficiente provoca la eutrofización del cuerpo de agua (Weatherley y Gill, 1989; Tchonbanoglus, 1987; Lampert y Sommer, 1997).

La ubicación de la mayoría de las lagunas de México se encuentra en zonas subtropicales y tropicales dada su ubicación latitudinal. Esto genera, dos estaciones bien definidas: lluvias y secas. Por lo que, los organismos acuáticos viven muy cerca de su límite máximo de tolerancia hídrico. En secas pueden llegar hasta 30°C y en invierno menos de 19°C. Esto permite que los procesos biogeoquímicos, los de descomposición de materia orgánica y el metabolismo basal sean más veloces en climas tropicales (Contreras, 1993). A su vez, cuando las lagunas son someras, su elevada insolación y su alta tasa de evaporación, son más cálidos que el agua que penetra, ya sea por marea o por ríos.

Otro parámetro importante, es la turbidez que es la medida de la claridad del agua, se modifica por la presencia de partículas sólidas en suspensión o coloidales. Estas partículas pueden ser de naturaleza muy variada e impiden la transmisión de luz al resto de la columna de agua, sobre todo a profundidades significativas (Seoáñez, 1999).

Sin embargo, cuando son someras y hay una cierta cantidad de sedimentos en suspensión, éstos en lugar de interrumpir la penetración de la luz, la atenúan por medio de la reflexión y refracción entre las mismas partículas transmitiéndola en forma difusa hasta el fondo (Contreras, 1993). Esto trae ventajas, pues una intensidad lumínica fuerte (un día soleado común), provoca una inhibición fotosintética, en cambio una luz tenue favorece el proceso (Ryther, 1956).

El oxígeno recurso indispensable, es uno de los parámetros más importantes en los sistemas acuáticos, esencial para el metabolismo de los organismos acuáticos que presentan respiración aerobia (Wetzel, 2001). Sin embargo, una gran cantidad de materia orgánica provoca una disminución del oxígeno, resultando del gasto realizado durante la oxidación de la materia orgánica en la columna del agua y en la interfase agua-sedimento, en la cual, la actividad y descomposición bacteriana es más intensa (Goldman y Horne, 1983). De forma natural los humedales son ricos en nutrientes y, por lo tanto productivos, ya que son lugares de depositación (Wheeler, 1999).

El pH, parámetro que está dado por el intercambio de CO_2 atmosférico y el agua generando ácido carbónico (H_2CO_3). Asimismo, indica la concentración de iones H^+ ($\log [\text{H}^+]$) presentes en una solución acuosa, con el que se mide la acidez, alcalinidad o neutralidad del agua. Las variaciones a la alcalinidad (8.5) se deben principalmente a la actividad de organismos que intervienen en el ciclo de CO_2 (*e.g.* moluscos que al morir liberan altas concentraciones de carbonatos). Otra causa es la precipitación de CaCO_3 y su resuspensión a partir de suelos calcáreos. En cambio los pH bajos (menores de 7) se relacionan con procesos de descomposición orgánica y liberación de ácidos. Por ejemplo, las extensiones de manglar, comúnmente reflejan valores bajos ocasionados principalmente por el contenido de ácido húmicos disueltos en el agua que provienen de esta vegetación, lo que propicia la proliferación de bacterias y el consecuente

agotamiento de oxígeno por los procesos de degradación. Determinando así, el estado de disociación en el que se encuentran muchos compuestos y condicionando la vida de ciertos organismos (Boyd, 1982; Contreras, 1993; Lampert y Sommer, 1997; Seoáñez, 1999). Además, el pH puede verse afectado por la temperatura, ya que ésta, al variar disminuye o aumenta la solubilidad de las sales afectando las especies iónicas, lo que provoca, una variación del pH (Seoáñez, 1999) que, en valores superiores a 9, ciertos organismos disminuyen sus actividades (Lampert y Sommer, 1997).

La conductividad eléctrica del agua se refiere a la mayor o menor resistencia del agua en permitir el paso de la corriente eléctrica. Por ejemplo, el agua en estado puro, no presenta carácter conductor, debido al bajo grado de disolución iónica, ya que para aumentar la conductividad es necesario que existan compuestos disueltos en el agua y disociaciones en los iones (Seoáñez, 1999). Asimismo, la conductividad junto con la temperatura (25 °C), regula la estratificación de las masas de agua, es decir, cuando existe una disminución en la temperatura aumenta la solubilidad del oxígeno (Tchonbanoglus, 1987; Lampert y Sommer, 1997; EPA, 1997; Andreu y Camacho, 2005). Por tanto, la conductividad proporciona información acerca del nivel de contaminación del agua, por ejemplo, en agua potable y desechos domésticos, ha sido reportada entre 0.050 y 1.5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (APHA, 1998).

Por otro lado, los nutrientes son básicamente compuestos nitrogenados (urea amonio, nitritos y nitratos), fosfatados (varias formas de fosfatos) y sílice. La carencia de nutrientes para el buen desarrollo del fitoplancton, son limitantes primordiales del proceso de producción primaria. Sin embargo, en México es baja la probabilidad de no tener aportes de nutrientes. Las lagunas, con relativo aislamiento, se convierten en trampas de nutrientes las altas temperaturas que usualmente se presentan propician velocidades considerables en las tasas a las cuales se llevan a cabo los proceso

biogeoquímicos (Contreras, 1993). Asimismo, cantidades inusuales de compuestos como el amonio, son indicativos de eutrofización o inclusive condiciones anóxicas que pueden ser naturales o inducidos por la actividad humana (Contreras y Kerekes, 1993).

En aguas templadas se considera al fósforo como limitante para el desarrollo de los organismos acuáticos (Margalef, 1983). Sin embargo, en aguas tropicales el limitante parece ser el nitrógeno (esencial para los organismos acuáticos) (Lewis, 1996) ya que, este no es tan soluble y se encuentra en menor concentración.

Los compuestos nitrogenados tienen dos tipos de fuentes: una extrema o alóctona (importado de otro ecosistema) y otra interna o autóctona (producido dentro del mismo sistema). La primera se refiere a aquellos compuestos inorgánicos disueltos como nitratos o amonio, los cuales son utilizados por las plantas. Los compuestos de origen autóctono son el resultado de procesos de fijación llevados a cabo por bacterias y algas (Reid y Wood, 1976). El nitrógeno en forma de amonio se presenta naturalmente en aguas superficiales y es producto de la hidrólisis de urea (APHA, 1998); producto de desechos domésticos y agrícolas, además puede ser resultado de procesos industriales (Seoáñez, 1999). Los nitritos son un estado intermedio de oxidación del nitrógeno (USEPA, 2002) y, los nitratos son un estado de oxidación final del nitrógeno y es un elemento disponible para los organismos acuáticos (Lampert y Sommer, 1997). En México, las concentraciones de nitrógeno total establecidas como referencia en la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997) para la vida acuática son de 15 a 25 mg/L.

Las concentraciones de fósforo total (PT) pueden ser muy elevadas debido a las descargas de aguas residuales domésticas y agrícolas, además del arrastre natural de las partes más elevadas de una cuenca, son utilizados como compuestos primordiales de los fertilizantes, estos generalmente drenados hacia los cuerpos de agua mediante la filtración de agua de origen pluvial y de retorno agrícola (APHA, 1998). Los

ortofosfatos son la forma soluble del fósforo y son una pequeña parte de la cantidad de fósforo presente en el agua (Barceló, 2000); esta forma del fósforo es la que generalmente asimilan los organismos más fácilmente (Tchonbanoglus, 1987). Los fosfatos orgánicos son formados originalmente por procesos biológicos y contribuyen en la contaminación del agua. Sin embargo, pueden ser también productos de procesos biológicos derivados de la biota natural de los sistemas acuáticos (APHA, 1998). A su vez, en México la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997) establece de 5 a 10 mg/L de PT para conservación de la vida acuática.

En general, las fuente principales de nutrimentos, hacia los humedales son: la lluvia, los escurrimientos por ríos, los procesos biogeoquímicos involucrados en la interfase sedimento-agua con la consecuente resuspensión y reciclamiento, así como el continuo aporte de materiales de diverso tipo (y su consecuente transformación vía descomposición bacteriana) proveniente de la vegetación sumergida y de zonas aledañas (De la Lanza y Arenas, 1986).

El proceso del reciclamiento de algunos materiales básicos realizado en el fondo de ecosistemas acuáticos, las bacterias juegan un papel primordial utilizando material dendrítico como sustrato (Margrave y Conolly, 1978; Nixon *et al.*, 1976). En la zona anaeróbica las bacterias pueden descomponer la materia orgánica usando sulfatos y nitritos como fuente de oxígeno y, en estos procesos forman sustancias reducidas como ácido carbónico, ácido sulfúrico y amonio, que son usadas posteriormente, por otras bacterias, algunas de las cuales son quimioautótrofas estrictas al usar bióxido de carbono y compuestos inorgánicos como fuente de energía (Knox, 1986). Asimismo, en sistemas acuáticos tropicales este tipo de procesos son más veloces e intensos (Lewis, 2000). Las concentraciones más elevadas se sitúan en periodos de lluvias sumándose material por el arrastre de ríos, mientras que las concentraciones mínimas se detectan

después del florecimiento fitoplanctónico de primavera (Contreras y Casillas, 1992). La sobrepoblación de la biota fitoplanctónica propiciada por una cantidad anormal de nutrimentos es conocida como eutrofización, lo que genera cambios significativos de pH, aparición de una sucesión de bacterias y algas, anoxia en la columna de agua y generación de ácido sulfhídrico o metano (Lickens, 1972).

Los contenidos y cualidades de la materia orgánica en los humedales, varía de acuerdo con su naturaleza y posición (Day *et al.*, 1988; Montgomery y Buffington, 2001). Tanto el nitrógeno como el fósforo son considerados los nutrientes más importantes para el desarrollo de la vida acuática, sin embargo, altas concentraciones de estos nutrientes pueden ser consideradas como contaminantes (Lamper y Sommer, 1997). La actividad humana puede acelerar la eutrofización, y por tanto, un aumento de las tasas de crecimiento de los organismos acuáticos (Wetzel, 2001). La eutrofización ha sido medida por diferentes investigadores principalmente, a través, de la concentración de clorofila en la producción primaria, así como por la medición de nitrógeno y fósforo. Salas y Martino (1990) basados en fósforo total, mencionan que un cuerpo de oligotrófico presenta < 0.03 mg/L, un cuerpo mesotrófico se encuentra entre 0.03 y 0.07 mg/L y un cuerpo eutrófico presenta > 0.07 mg/L.

La presencia de partículas en suspensión y de sustancias disueltas en el agua, junto con la propia absorción de las moléculas de agua, hace que a medida que la luz penetra a capas profundas, la cantidad que llega sea menor. El aumento de la carga en nutrientes en un sistema acuático suele derivar en un mayor crecimiento del fitoplancton, esto es, de los microorganismos fotosintéticos que viven suspendidos en el agua. En consecuencia, un mayor grado de eutrofización supone un descenso en la transparencia del agua, debido a la mayor abundancia de fitoplancton, que absorbe o refleja parte de la luz. El descenso de la transparencia puede deberse a otras causas, por

ejemplo, la puesta en suspensión del sedimento o los aportes de materia en suspensión de origen alóctono (Andreu y Camacho, 2005).

Por otro lado, los microorganismos no visibles directamente por el ojo humano, que incluyen bacterias, pequeñas algas, protozoarios y hongos, además de algunos animales microscópicos, son utilizados como indicadores de la calidad del agua. Determinados grupos bacterianos, como el grupo coliformes son utilizados como indicadores de contaminación de origen fecal, estos es, de aguas contaminadas con heces fecales humanas o de otros animales. Estos son organismos unicelulares que se multiplican por división celular, su velocidad de reproducción depende de varios factores como son: temperatura, pH y disponibilidad de alimento (Seoánez, 1999).

Estos indicadores, lo son porque al formar parte de la flora bacteriana del tracto intestinal de los animales se encuentran presentes en sus heces en grandes cantidades, de manera que su detección y cuantificación permite evaluar la contaminación del agua por dichos materiales. Su ausencia no garantiza, sólo indica la posible ausencia de microorganismos patógenos (al menos los de características relativamente similares), mientras que su presencia alertará sobre la posibilidad de presencia en las aguas de microorganismos patógenos (Andreu y Camacho, 2005; APHA, 1998; Gerba, 2000; Rose y Grimes, 2001).

Asimismo, debido a que el grupo de coliformes totales y/o fecales son insuficientes para determinar los riesgos de epidemias por gastroenteritis y otras enfermedades, se ha propuesto utilizar a los enterococos en forma complementaria ya que también, se encuentran involucrados en afecciones del tracto gastrointestinal (Flacklam y Sahn, 1995). Además, bacterias como *Vibrio cholerae* se han encontrado estrechamente relacionadas con la presencia de materia orgánica en el agua (Macek, 1997), siendo de gran importancia para la salud humana.

La calidad del agua es un factor determinante en la salud pública y de los ecosistemas, que restringe la oferta de agua y su distribución potencial para los diferentes usos. El agua está asociada con la transmisión de enfermedades que afectan la salud humana, ya sea por ingestión directa o mediante la contaminación de alimentos, por lo que su calidad está relacionada con la calidad de vida de la población (WWDR, 2003).

Según datos de la OCDE (1998) la incidencia de enfermedades gastrointestinales debida a la contaminación del agua por materia fecal afectaba seriamente a estados de Oaxaca, en donde se reportaban 54 muertes por cada 100 000 habitantes, una tasa 14 veces mayor a la de Nuevo León. En 1991 el cólera resurgió en México con 3 000 casos en 17 estados; en años subsecuentes, las entidades afectadas fueron 25 y se registraron entre 150 y 200 muertes cada año. México ocupa el lugar 106 entre 122 países evaluados a partir de un indicador de calidad del agua por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (CNA, 2004). Por tanto, esta evaluación coloca a México como un país cuya calidad de agua debe ser una prioridad de la política hídrica.

A finales del año 2000 la CNA informaba que sólo 5% de los cuerpos de agua superficial del país presentaba una calidad excelente; 22% estaba en condiciones aceptables (es decir que un tratamiento convencional la podría transformar en potable); 49% se consideraba como un poco contaminado, pero 24% presentaba tal grado de contaminación que resultaba prácticamente imposible darle algún uso directo, aunque se podría usar para usos indirectos (CNA, 2001). Esto implica que sólo el 27% de las aguas superficiales mexicanas eran de calidad aceptable. Esta situación está asociada, en gran medida, con las descargas de aguas residuales sin tratamiento que reciben los cuerpos de agua, así como la contaminación difusa no evaluada, lo cual ha ocasionado niveles variables y diversos tipos de contaminación. En cuanto a aguas subterráneas, se

ha detectado que el 80% de los acuíferos contienen agua de buena calidad. Se han identificado 40 acuíferos con cierta degradación en su calidad por actividades antropogénicas o por causa de origen natural (CNA, 2001).

En la Norma Oficial Mexicana NOM 001-ECOL-1996 (DOF, 1997), que establece que los límites permisibles de contaminantes en aguas y bienes nacionales, se considera fundamentalmente parámetros inorgánicos, y no los suficientes aspectos biológicos sobre la contaminación. Desde el punto de vista microbiológico sólo se toma en cuenta el grupo de coliformes fecales y totales, cuyo principal representante es *Escherichia coli*, así como, los huevos de helmintos como indicadores de materia fecal en agua. Estos organismos no son los mejores indicadores ya que en las condiciones tropicales de México las bacterias de este tipo pueden reproducirse a velocidades y encontrarse en suelo y agua (Toranzos *et al.*, 2007).

Mientras que, la medición bacteriológica en la realidad es poco frecuente. Esto determina que en el agua para uso humano, tanto la que proviene de aguas superficiales como de subterráneas, se encuentren como problemas recurrentes la presencia de microorganismos patógenos (Jiménez *et al.*, 1998). Además, tampoco existe un control de la transmisión potencial de enfermedades en zonas recreativas, particularmente en las regiones costeras (Carabias y Landa, 2005), que a su vez, son regiones de depósito por escurrimientos de los ríos que llevan consigo material orgánico e inorgánico (heces fecales, fertilizantes, aguas negras). Asimismo, las altas temperaturas de las zonas tropicales están correlacionadas positivamente con el incremento en los conteos de bacterias (*e.g. E. coli*), hasta un 87% (Collins, 2004). A su vez, causantes de diversas enfermedades por brotes del uso y consumo del agua. Por ejemplo, *Vibrio cholerae*, que se le conoce ya como miembro autóctono de la microflora en muchos ambientes acuáticos en zonas ribereñas y estuarios de países cálidos y tropicales. Bacterias como

las *Pseudomonas* spp. tienen una distribución cosmopolita por una predilección a los ambientes húmedos. Se encuentran en agua, suelo y plantas, incluyendo frutas y vegetales. Algunas especies de *Pseudomonas* son reconocidas como fitopatógenos, por sus habilidades para sobrevivir en ambientes acuáticos, principalmente *P. aeruginosa*, bacteria ubicua, en agua dulce, suelo y plantas. Su crecimiento en agua no se liga directamente al contenido de materia orgánica, puede ser abundante en aguas limpias. *P. aeruginosa* es un patógeno importante que puede causar infección a una variedad de plantas, insectos y animales. Esto indica que la distribución de las bacterias en los ambiente acuáticos es de gran importancia y se requiere de un mejor estudio en zonas tropicales, ya que debido a sus condiciones ambientales existe un incremento natural en las concentraciones bacteriológicas. Asimismo, la influencia antropogénica está acelerando dicho proceso, lo cual impacta al hombre en cuanto a la calidad del agua para su propio uso, de forma irreversible.

1.4. Vegetación.

Un parámetro importante en la evaluación de los humedales es la composición de las comunidades de plantas. En la flora, las especies de plantas de los humedales son frecuentemente categorizadas de acuerdo con sus requerimientos a sustratos inundados. Las plantas pueden ser indicadoras del estado del ecosistema, como es la presencia de especies invasoras (Holl y Cairos, 2002).

La selección de plantas que se desarrollan en los humedales presenta ciertas características que les permite sobrevivir en suelos encharcados y pobres en oxígeno (Contreras, 1993). Algunos sitios pueden ser inundados y el banco natural de semillas o la dispersión de semillas por mecanismos naturales puede ser todo lo que se requiera para que las plantas se establezcan en el nuevo sitio. Las plantas también pueden ser introducidas intencionalmente mediante semillas o plántulas. Se deben utilizar especies

locales nativas (Waizel, 1972). Es útil poder contar con especies que tienen la capacidad de invadir rápidamente y estabilizar los suelos y que son tolerantes a amplias fluctuaciones del nivel freático. La finalidad del humedal si es construido también puede orientar la selección de las especies de plantas. Se deben usar especies de plantas que son fuente de alimentación, y creación de hábitats si su función es orientada hacia la vida silvestre. Si el propósito es el tratamiento de aguas servidas *Typha latifolia* o *Urochla mutica* son particularmente eficientes (Warner *et al.*, 2001).

Mitsch y Gosselink (2000) definen a los humedales como sitios que promueven la presencia de cierta vegetación hidrófila adaptada a un ambiente húmedo particular. Se considera como un factor ambiental importante que limita el crecimiento de las especies a la inundación y el periodo en el que permanezca (Travieso-Bello, 2000), es decir, el hidroperiodo. La acumulación natural de sedimentos, agua y nutrientes en los humedales, facilita la invasión y acelera el crecimiento de las plantas oportunistas. Así como, perturbaciones por la influencia de propágulos, sales y alteraciones del hidroperiodo (Zedler y Kercher, 2004).

Así, los humedales parecen ser específicamente vulnerables a las invasiones por formas monotípicas, las cuales van cambiando la estructura del hábitat teniendo una menor biodiversidad (López y Fenecí, 2002; Mushet *et al.*, 2002; Berthal, 2003; Matthews, 2003). Por ejemplo, Zedler y Kercher (2004) han demostrado que por alteración histórica en la hidrología de los humedales (Wisconsin, E. U.) existe una mayor extensión de plantas invasoras en sitios perturbados que en los sitios con alta diversidad de vegetación (Kercher *et al.*, en prensa). Además, la invasión de plantas incide en los ciclos de nutrientes y productividad que frecuentemente presentan un aumento, modificando la red trófica (Zedler y Kercher, 2004).

El efecto de los impactos acumulados (agua excesiva, nutrientes, sales, metales pesados, otros contaminantes y/o escombros) cerca de algunas zonas alteradas aguas arriba causa cambios que se observan aguas abajo. Por ejemplo, los sedimentos que fluyen transforman la topografía de manera heterogénea en los sitios planos, que son adecuados para las plantas (Werner y Zedler, 2002; Larkin *et al.*, en prensa). Incluyendo la importación de hidrófitas que muestran un crecimiento eficiente (aumento de volumen de la planta/unidad de biomasa) (Zedler y Kercher, 2004).

Muchas plantas se adecuan a la definición de “plantas invasora”, como especies que rápidamente aumentan su distribución espacial, expandiéndose dentro de la comunidad de plantas nativas (Richardson *et al.*, 2000). Mientras que varios autores mencionan que tierras abajo se presentan altas proporciones de especies exóticas (Sobrino *et al.*, 2002). Sin embargo, algunas especies abundantes se relacionan con la densidad, sugiriendo que la posición de los humedales interactúa con la ruta de dispersión y disturbios mismos que facilitan el establecimiento de ciertas plantas. Si las rutas de dispersión son un factor fuerte, entonces es comprensible que el hábitat ripario sea especialmente propenso a la invasión, como sugiere Stohlgren *et al.* (1998) y Tickner *et al.* (2001). Además, los humedales riparios son sujetos a corrientes con pulsos y perturbaciones mecánicas, así como, la afluencia de materiales del flujo superficial. Esto sucede tanto en partes bajas como a lo largo del río interconectado (Brinson, 1993). Sin embargo, Koerselman y Verhoeven (1995) proponen que la elevada riqueza de especies, es generalmente atribuida a bajas concentraciones de nutrientes en el agua. Por tanto, donde los indicadores de perturbación son escasos se presentará una gran diversidad (Kercher *et al.*, en prensa).

Se ha propuesto que, en sistemas eutrofizados las hidrófitas aumentan su competencia por la luz (Spence, 1982; Chambers y Kalff, 1985; Hough *et al.*, 1989).

Esta competencia se da entre las especies del mismo grupo funcional de hidrófitas (Titu y Stephens, 1983; Jefferies y Rudmik, 1991). Así, las plantas sumergidas quizá por competencia (Madsen *et al.*, 1991), pueden incrementar su intercepción de la luz, en función de la concentración de la biomasa por fotosíntesis cerca o en la superficie del agua (Adams *et al.*, 1974; Strands y Weisner, 2001). Si la viabilidad de nutrientes es suficiente, hidrófitas como: *Elodea* y *Ceratophyllum*, tendrán raíces débilmente sumergidas (Weisner y Strand, 2002). Por su parte, Godshalk y Wetzel (1977) han sugerido que la rápida acumulación en sedimentos sólo ocurre en lagos muy productivos, donde grandes cantidades de material de hidrófitas resisten bajo condiciones anaerobias.

Además, la distribución de las hidrófitas está relacionada con la profundidad de la columna de agua. Por ejemplo, la distribución de la familia Typhaceae, tienen preferencia por sustratos con más materia orgánica y con una profundidad entre 0 y 80 cm. Siendo, la concentración de nutrientes en el agua la que determina las formas de crecimiento. Margalef (1983) sugiere que en lagos oligotróficos son frecuentes plantas enteramente sumergidas con roseta basal de hojas, mientras que en aguas eutróficas crecen rápidamente formas de tallos largos y ramificados con hojas divididas. Además, el agotamiento de los nutrimentos de las capas superiores del agua, es mayor en las condiciones de turbulencia causadas por la cubierta vegetal. La profundidad a la que alcanzan las raíces u hojas absorbentes define un proceso de competencia e inicia una sucesión, a los pocos centímetros de *Lemna*, siguen los 20 cm. o más de *Eichhornia* y otras, al final los 60 cm. o más de *Senecio* (Margalef, 1983).

La contribución de la vegetación acuática en procesos biológicos es muy importante y compleja. En lagos con grado de eutrófia elevado, cierta cantidad de nutrientes es usada por la vegetación, en competencia con el fitoplancton. Pero el

retorno de estos materiales es lento y, el paso de los materiales al medio es por vía detrítica (Wetzel, 1981). Sin embargo, grandes cantidades de plantas como la de *Arundo donax*, altera los procesos ecológicos y sucesionales en los ríos, el quitarla del sistema provee de numerosos beneficios en términos de la conservación del hábitat y de las especies nativas, la protección de la fauna, así como, en la cantidad y calidad del agua (Bell, 2005). Otro ejemplo, es el de *Lemna*, que despigmentadas y cargadas de glucósidos, se sedimentan y sobreviven en períodos de menor actividad vegetativa, alcanzando tasas de multiplicación elevadas, con tiempo de duplicación de 2 a 4 días. El desarrollo de las comunidades, por ejemplo de *Eichhornia crassipes*, se ha convertido en una plaga de los embalses subtropicales y tropicales. Tan sólo en México existen más de 40 000 ha de presas, lagos y canales infestados con dicha especie (Gutiérrez *et al.*, 1996). Esto ha estimulado el desarrollo de diferentes proyectos para su destrucción, o recolección y alguna forma de utilización. *Pistia stratiotes* comparte el mismo comportamiento y engendra las mismas preocupaciones. Se les asocia con la obstrucción de canales de irrigación, y la disminución de flujo, al acumularse, degradarse, consumir oxígeno y disminuir la calidad del agua (Margalef, 1983; Wetzel, 1981).

Se han publicado cifras sobre la biomasa de la vegetación sumergida, una comparación con la biomasa de las hidrófitas emergentes (*e.g. Urochla mutica, Typha domingensis*) siendo en estas últimas ordinariamente más elevada, no sólo por las partes aéreas, sino especialmente por las partes subterráneas, que pueden representar una porción muy importante, aunque variable según el caso, entre 30 y 90% de la biomasa total, proporción particularmente elevada en las especies de rizomas muy desarrollados, como *Urochla mutica*. Las biomásas más frecuentes escalonan entre 50 y 4 000 g C m² reportándose los valores máximos en *Urochla mutica*. Por esta razón su

evapotranspiración contribuye poderosamente a la pérdida de agua, con lo que favorecen el azolvamiento de lagunas y la ulterior invasión por vegetación terrestre. Sin embargo, el manejo de *Urochla mutica* puede contribuir a las actividades humanas ya que es capaz de absorber Cu por medio de sus rizomas (Margalef, 1983). A su vez, plantas como el tule, tienen como característica absorber contaminantes (McCarney y De la Hera, 2004). De esta manera los humedales de forma natural son depuradores, ayudan a la calidad del agua, disminuyendo los niveles de contaminantes bacteriológicos y químicos (N y P) (RAMSAR, 2004).

La presencia de vegetación en la superficie del agua provee de condiciones favorables a la variabilidad química e interacciones biológicas, sus raíces y organismos interactuantes ayudan la degradación de la materia orgánica. Así como, a la absorción de contaminantes, las hidrófitas pueden transportar oxígeno dentro del suelo. Asimismo, algunas veces metabolizan y/o acumulan contaminantes pero su eficiencia puede disminuir en invierno como minerales, toxinas o sedimento acumulado, por lo que la comunidad cambia (Haslam *et al.*, 2002). Los requerimientos de determinados grupos de organismos, la presencia y abundancia de estos organismos, pueden ser utilizados para evaluar el estado de conservación del medio en el que viven.

Resulta complicado el análisis de todos los factores que intervienen en el establecimiento, desarrollo y distribución de una comunidad, por muy simple que ésta parezca en cuanto a estructura y composición, ya que necesitaríamos conocer en forma equilibrada los patrones de interacción abiótico-bióticos en el tiempo y en el espacio.

Con el fin de dar una idea sobre los factores ecológicos más importantes que regulan las comunidades de hidrófilas en general, considerando especialmente a las formas de vida mejor adaptadas o estrictas a ambientes acuáticos, se mencionan en el

Cuadro 3 algunos de los que comúnmente son considerados en los estudios limnológicos (Lot, 1991).

Cuadro 3. Factores ecológicos que regulan las comunidades hidrófilas (Lot, 1991).

FACTORES	Parámetros
FÍSICOS	Iluminación, turbiedad, movilidad del agua, presión, temperatura, tensión superficial, conductividad eléctrica, mareas, granulometría, sólidos totales
QUÍMICOS	Gases disueltos, alcalinidad, dureza, cloruros, fósforo, nitrógeno, sodio, potasio, sulfatos, materia orgánica y pH.

Los factores seleccionados se consideraron tomando en cuenta la existencia de comunidades estrictamente acuáticas, para poder tener la información básica de agua, a partir de la cual se puedan ir planteando hipótesis sobre los factores que intervienen en la distribución de la amplia gama de comunidades consideradas (Lot, 1991).

Por tanto, la calidad del agua afecta a las poblaciones de organismos acuáticos, la naturaleza y salud de las comunidades acuáticas, expresando la condición que prevalece en el sistema. Entre los métodos biológicos utilizados para la evaluación del medio, se incluyen la obtención, recuento e identificación de organismos acuáticos, así como, la toxicidad, bioconcentración y bioacumulación de contaminantes (Andreu y Camacho, 2005).

La información que se obtiene con este tipo de determinaciones puede servir para: a) ayudar a la interpretación de los análisis químicos, b) identificar la naturaleza, alcance y efectos biológicos de la contaminación, así como, c) proporcionar datos sobre el estado de un sistema acuático.

En síntesis, la composición química tanto del agua como del sedimento, se considera principalmente a los nutrimentos, la estructura física y naturaleza del sedimento, así como las variaciones locales, estacionales y anuales en el régimen hidrológico, determinan y regulan, en gran medida, las relaciones que se suscitan en cada sistema acuático, influyendo sobre la distribución y el desarrollo de la vegetación acuática (Stumm y Morgan 1970; Wetzel y Hough, 1973; Van Loon, 1982; Chapman, 1992).

Con base en los antecedentes que he presentado surge la idea de llevar a cabo una investigación encaminada a evaluar componentes bióticos y abióticos (agua y vegetación) de un humedal en la costa de Jalisco. A diferencia de la mayoría de los trabajos sobre humedales, que se han centrado en humedales templados y tropicales perennifolios, este estudio pretende caracterizar detalladamente un humedal ubicado en una zona donde predomina el bosque tropical caducifolio específicamente en la desembocadura del río Cuitzmala, donde la vegetación representativa es manglar, tular y palmar (Miranda com. pers.). Se evaluará la calidad de agua, y se identificará la vegetación acuática asociada, en dos estaciones representativas del ciclo anual 2005-2006, cubriendo época de lluvias y secas, y con ello se intentará dar una visión general del estado del humedal y se propondrá una primera idea de criterios para su rehabilitación en zonas específicas y, priorización de futuros estudios en la zona.

2. OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el humedal de la desembocadura del río Cuitzmala, Jalisco, a través de la caracterización de componentes abióticos y bióticos, parámetros fisicoquímicos del agua, conteo de bacterias y descripción de la vegetación acuática predominante durante un ciclo anual.

Objetivos particulares

1. Determinar la variación espacial y temporal (lluvias-secas) de la calidad del agua con base en parámetros fisicoquímicos y bacteriológicos, así como, componentes de la comunidad de plantas acuáticas (identidad, cobertura y biomasa).
2. Determinar el grado de correlación de las variables bióticas y abióticas medidas a lo largo del estudio.
3. Establecer el grado de similitud de los subsistemas muestreados en el humedal.
4. Proporcionar información básica para plantear algunos criterios de rehabilitación del humedal.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Sitio de estudio

La cuenca del río Cuitzmala se localiza en la porción occidental del país en la vertiente del Océano Pacífico. Fisiográficamente se localiza al noroeste de la Sierra Madre del Sur y las subprovincias de las sierras de las costa de Jalisco y Colima (Figura.1).

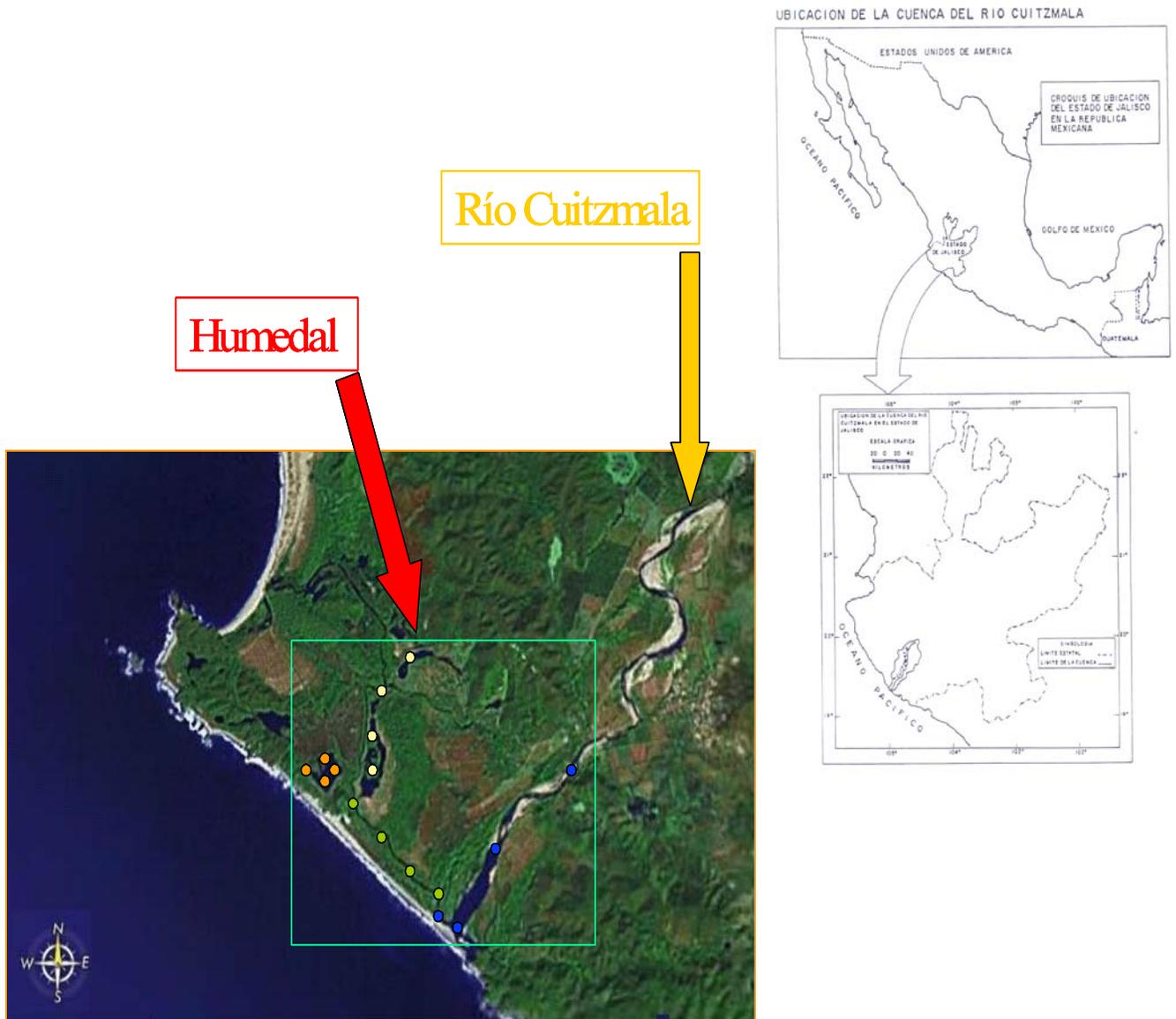


Figura 1. Ubicación de la Cuenca del río Cuitzmala, Jalisco, México (GOOGLE, 2004; INEGI, 1990).

El punto con mayor altitud de la cuenca se ubica a 1,770 msnm en cerro de Bramon. Las coordenadas geográficas de ese punto son 19° 50' 28'' latitud norte y 104° 36' 34'' longitud oeste. Este cerro forma parte del contrafuerte denominado Bufas Favelo, localizado al sureste de la línea divisoria de aguas entre las regiones hidrológicas No. 15 y 16 (SARH, 1993). La desembocadura se ubica cerca de la localidad de Cuitzmala a 3 km en línea recta de la línea litoral; desembocadura que se presenta en el Boletín Hidrológico No. 41 S al Océano Pacífico (Meléndez, 1999).

Características del río Cuitzmala.

El río Cuitzmala se localiza a unos 15 Km. al noroeste de la localidad de Purificación. Desciende desde una altitud de 1,500 msnm con el nombre de río Jirosto, el cual es un afluente principal, y con una dirección hacia el suroeste, encontrándose en esta parte de la cuenca con pequeñas localidades entre 150 a 200 habitantes pertenecientes al municipio de Purificación (INEGI, 1990).

Aguas abajo recibe las aguas del río San Miguel, por la margen izquierda en este punto de confluencia se encuentra la localidad de El Chino. A partir de aquí forma una curva que remata, al confluir con el arroyo Tene. En esta última aportación se le conoce localmente con el nombre de Higuierillas, con dirección franca hacia el sur, describiendo una serie de inflexiones debido a lo accidentado de la topografía. A la altura del paralelo 19° 30' cambia nuevamente su trayectoria, hacia el suroeste y cruza la carretera federal número 200 antes de descargar sus aguas al Océano Pacífico (Meléndez, 1999).

Se consideran posibles desembocaduras del río Cuitzmala en el mar: a) Estero El Rodeo próximo al litoral y b) La Ensenada Teopa frente a Punta Farallón

En la porción denominada fisiográficamente planicie costera con lagunas, con un área de aproximadamente 45 km², existe una cierta indefinición de la desembocadura, debido a que la altura de la localidad Cuitzmala el cauce se bifurca en dos ramales. Uno de los ramales sigue al suroeste y constituye el estero El Rodeo, localizado a 5 km al suroeste de punta de Farallón y separado de la línea del litoral aproximadamente 100 m (Meléndez, 1999).

El otro ramal se dirige inicialmente hacia el suroeste, siguiendo paralelamente 5 km el cauce anterior, después cambia de dirección y se dirige hacia el noroeste (paralelo al litoral), dando la impresión que se vuelve a juntar con el cauce proveniente del estero El Rodeo y después llega hacia el litoral en la ensenada Teopa frente a Punta Farallón. Por las condiciones de la planicie y de la carencia de relieve, existe una aparente indefinición de la dirección que sigue el relieve en la región costera, la cual se concretan cuando después de intensas tormentas o lluvias prolongadas, ambos lugares pueden verter sus aguas al mar. Es conveniente indicar que entre las posibles desembocaduras se encuentra una porción continental denominada Punta Farallón y en el cual se localizan pequeñas elevaciones, la más alta llega a 45 msnm. La mayor parte la constituye la planicie a nivel del mar donde se localizan ocho lagunas (seis de ellas estacionales) destacando la laguna de Corte (Meléndez, 1999) (Figura 2).

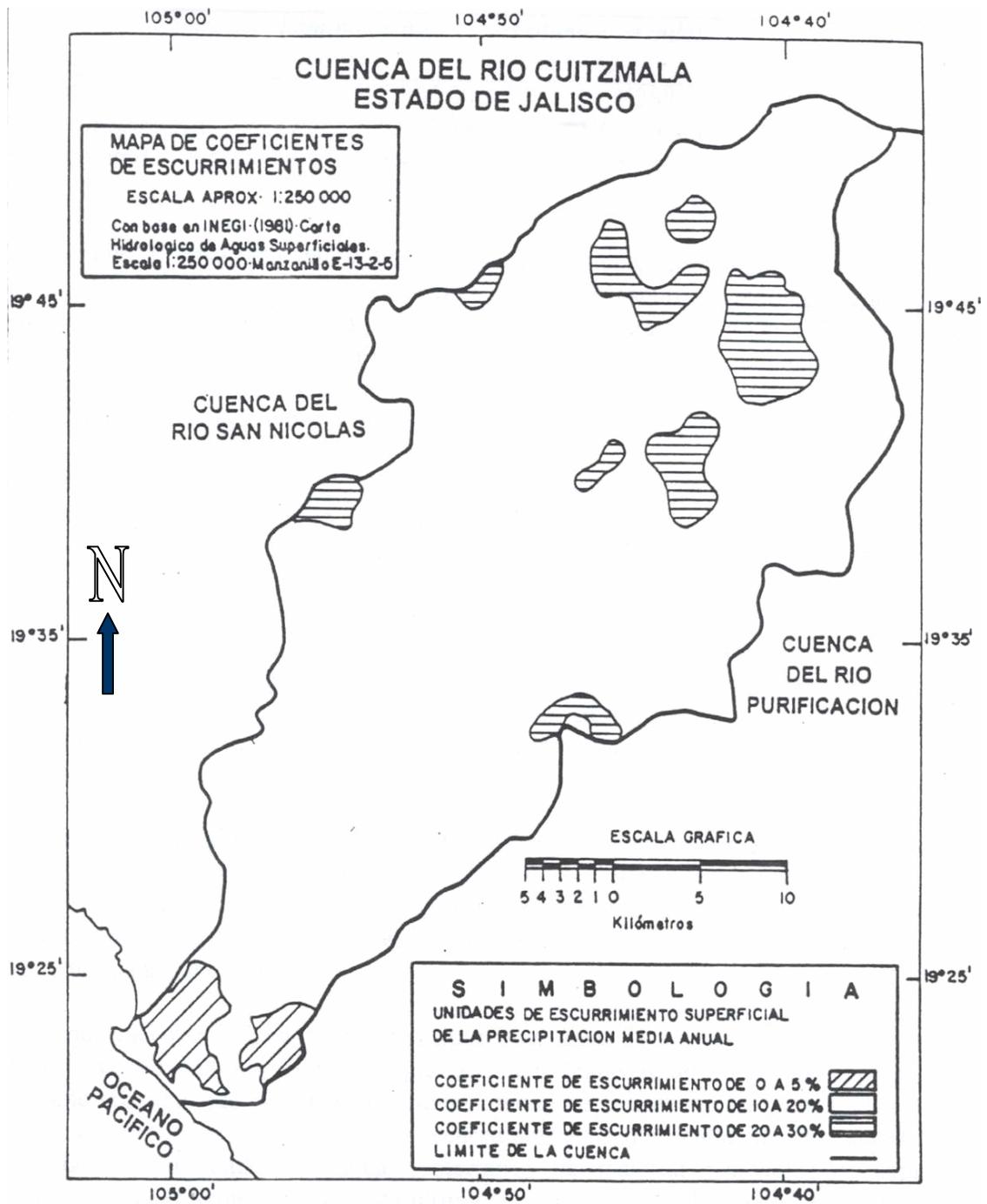


Figura 2. Mapa de coeficiente de escurrimientos, teniendo de 0 a 5% de escurrimiento en el área del humedal (Meléndez, 1999 basado en INEGI, 1981).

Área de la Cuenca

Con base en el análisis geomorfológico, fisiográfico y fluvigráfico se considera que el área total de la cuenca del río Cuitzmala es de 1096 km² (Meléndez 1999).

Suelos

La cuenca presenta tres tipos de suelo: Suelo residual (re) es una capa de material intemperizado de rocas pre-existentes que no han sufrido transporte alguno. Este tipo de suelo se localiza al noreste de la cuenca aproximadamente entre las latitudes 19° 45' y 19° 40'. El área total de este tipo de suelo es 14 km², que es el 1.28% del área total de la cuenca. Suelo aluvial (al) formado por depósitos de materiales sueltos (gravas y arenas) provenientes de rocas preexistentes, que ha sido transportados por corrientes superficiales. Este tipo de suelo se localiza principalmente en los lechos de inundación del los ríos Cuitzmala, Jirosto y San Miguel. El área total de esta unidad es de 49.5 km², que representa el 4.51%. Suelo palustre (pa) está formado por materiales no consolidados, ricos en materia orgánica que se han depositado en zonas pantanosas. En la cuenca, se localizan próximos al litoral y el área total es de 1.25 km² que representa el 0.11% del total de la misma (INEGI, 1990).

Clima

En la cuenca se presentan tres climas que pertenecen al grupo de climas A. En general los climas son tropicales lluviosos y con temperatura media del mes más frío, mayor a 18 °C. Los climas A se extienden a lo largo de las vertientes mexicanas tanto del Pacífico como del Atlántico. En la vertiente del Pacífico se extiende desde el paralelo 24° norte hacia el sur y abarcando desde el nivel del mar hasta una altitud de unos 800 a 1000 msnm (García, 1988).

Vegetación.

Selva baja caducifolia. Esta selva constituye el límite térmico e hídrico de los tipos de vegetación de las regiones cálidas húmedas. Representa en zonas con promedios de temperaturas anuales superiores a 20°C y precipitaciones anuales de 1,200 mm con máximo, aunque lo común es que sean del orden de 8000 mm, con una temporada seca que puede durar hasta 7 u 8 meses. Estas selvas se presentan desde el nivel del mar hasta unos 1700 msnm (Rzedowski, 1978).

Las características fisiológicas principales de esta selva son la corta altura de sus componentes arbóreos (normalmente de 4 a 10 m) y del hecho de que casi todas las especies pierden sus hojas durante un periodo de 5 a 7 meses, lo cual provoca un contraste enorme en la fisonomía de la vegetación entre la temporada de secas y la lluviosa (Rzedowski, 1978).

Un elevado número de las especies presenta exudados resinosos o laticíferos (Miranda, 1941) y sus hojas despiden olores fragantes o resinosos al estrujarlas. Dominan las hojas compuestas y/o cubiertas por abundante pubescencia. El tamaño predominante de las hojas es el nanófilo (Rzedowski y McVaugh, 1966).

Con frecuencia, los troncos de los árboles son cortos, robustos, torcidos y ramificados cerca de la base; muchas especies presentan cortezas escamosas papiráceas o con protuberancias espinosas o corchosas. Las copas son poco densas y muy abiertas. Un número alto de especies tiene capacidad de retoñar de tocones y de producir chupones. Igualmente, una mayoría de las especies posee troncos huecos en los individuos maduros, tales oquedades contienen materia orgánica en descomposición, proveniente en su mayoría de madera muerta. Mientras que, el estrato herbáceo es bastante reducido y sólo se puede apreciar después de que ha empezado claramente la época de lluvias y retoñan o germinan

las especies herbáceas. Los bejucos son abundantes y las plantas epífitas se reducen principalmente a pequeñas bromeliáceas como *Tillandsia* spp. (Lott, 2002).

Las formas de vida suculentas son frecuentes, especialmente con los géneros *Agave*, *Opuntia*, *Lemaireocereus* y *Cephalocereus*. A pesar de lo xerófilo del ambiente, las especies espinosas no son abundantes, por lo que la selva tiene francas características de inermes. Esta selva se desarrolla preferentemente en terrenos de ladera, pedregosos, con suelos bastante someros, arenosos, arcillosos, con un fuerte drenaje superficial; los sustratos geológicos de los que se derivan son muy variables.

La selva baja caducifolia ocupa extensiones considerables en la vertiente Pacífica, especialmente en la cuenca del río Balsas y en las laderas de la sierra Madre Occidental desde Colima hasta Sonora, donde se presenta en los intrincados cañones de la sierra se extiende desde Baja California hasta Chiapas. En el lado del Golfo se desarrolla en la zona de la Huasteca, en la sombra pluviométrica de la sierra de Naolinco, la parte alta de la cuenca del río Papaloapan, casi todo el estado de Yucatán y parte de la Depresión Central de Chiapas; al norte de Tuxtla Gutiérrez (Pennington y Sarukhán, 1998). En los estados de Nayarit, Jalisco, Colima y parte de Michoacán (Rzedowski y McVaugh, 1966), la selva baja caducifolia se encuentra desde el nivel del mar hasta los 1600 m, pero más frecuentemente por debajo de los 1400 m está restringida a las laderas de los cerros, una de las especies frecuentemente dominante de estas selvas es *Lysiloma davaricatum*; otras especies preponderantes son varias del género *Bursera*, entre ellas *Bursera excelsa* var. *favonialis* y *B. fagaroides* vars. *elongata* y *purpusii*, *Ceiba aesculifolia*, *Comocladia engleriana*, *Cyrtocarpa procera*, *Lonchocarpus eriocarinalis*, *Lysiloma acappulcensis*, *Pseudosmodium perniciosum*, *Spondias purpurea* y *Trichilia americana* (Pennington y Sarukhán, 1998).

Por otro lado, la vegetación del humedal del río Cuitzmala depende de la diversidad de ambientes en donde prospera la vegetación hidrófila ó acuática. Esta diversidad de ambientes dificulta definir el hábitat de estas especies, ya que estos cuerpos de agua también son clasificados en diferentes grupos como parte de las formas que se consideran (Lot, 1991; Lot *et al.*, 1999; Lot, 2001 y 2004):

Hidrófitas sumergidas.

Estas hidrófitas están caracterizadas por estar o no enraizadas al sedimento pero siempre con las partes vegetativas sumergidas. En algunos casos las partes reproductoras salen a la superficie para efectuar su función. Dentro de este grupo podemos distinguir varias comunidades, que particularmente viven en el medio marino o en zonas de influencia salobre.

Comunidades de hidrófitas sumergidas. Este tipo de vegetación, en cuerpos de agua continentales, es de menor importancia comparado con las comunidades de hidrófilas enraizadas emergentes y de hojas flotantes. No así en estuarios, lagunas costeras y zonas de arrecifes donde prácticamente cubre el fondo como vegetación dominante en estos ecosistemas con influencia marina. Los requerimientos mínimos en cuanto a la química de los sedimentos, la turbidez e iluminación son los factores altamente selectivos en este tipo de comunidad dominada por formas de vida sumergidas totalmente o con tipos de hojas adaptadas a flotar (*e.g. Ceratophyllum demersum*) (Ver Anexo I).

Hidrófitas libremente flotadoras.

En este grupo se incluyen aquellas plantas que viven sobre la superficie del agua y que son dispersadas por los vientos y corrientes.

Comunidad de Eichhornia crassipes. Esta planta ha sido considerada en casi todos los países tropicales y subtropicales del mundo fuera de su área natural de distribución, como

una de las malezas acuáticas que más problemas ha ocasionado, debido a la facilidad que presenta esta planta para propagarse (Ver Anexo I).

Hidrófitas enraizadas de hojas flotantes.

Estas plantas se encuentran enraizadas al sustrato y sus hojas las mantienen en la superficie del agua, lo mismo que las partes sexuales.

Bajo esta forma de vida se encuentran varias especies que llegan a formar comunidades más o menos extensas por lo que se considera una de las más importantes. Siendo agrupaciones vegetales ampliamente distribuidas:

Comunidad de Nymphaea ampla. Se encuentran desde los pequeños charcos que se inundan periódicamente, hasta lagunas permanentes de varios metros de profundidad. Es una planta que tiene amplias variaciones de tolerancia en cuanto a la salinidad específicamente del agua, por lo que le permite estar representada desde el sureste de Estados Unidos hasta Brasil y en las Antillas, principalmente en los trópicos y subtrópicos americanos. En México, se encuentran en los estados de Campeche, Chiapas, Coahuila, Colima, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Nuevo León, Oaxaca, Querétaro, Quintana Roo, San Luis Potosí, Tabasco, Veracruz y Yucatán, en altitudes del nivel del mar hasta los 1530 m (Bonilla, 2000). Así, comunidades *Nymphaea ampla* son más frecuentes en aguas blandas, es decir, con una alcalinidad mayor de 60 mg/L y pH superior a 7.7 (Moyle, 1945). Por ésta razón, se pueden encontrar manchones a los lados de las carreteras o cubrir prácticamente la superficie de algunas lagunas. Además, de ser frecuente la localización de comunidades puras de *N. ampla* en una gran número de ambientes acuáticos (Ver Anexo I).

3.2. Diseño de estudio

En las décadas de los 70's y 80's hubo una explosión de manejo intensivo de ganadería y agricultura en la zona de Cuitzmala. Por ello, en 1995 se desarrolló un plan de manejo para la rehabilitación de los humedales, en el que se planteó contar con una zona de palmar y pastos, la cual provee material para composta que se utiliza para la agricultura orgánica (*e.g.* plátano y cítricos). Además, la Fundación Ecológica de Cuitzmala ha regulado el nivel del río, utilizando compuertas y simulando los ciclos de lluvias y secas a lo largo del año. De tal modo que, cuando el nivel del río baja se abren las compuertas para bajar el nivel de la vena que es alimentada por el río y que, a su vez, alimenta al resto del humedal. De igual manera, cuando el nivel del río sube se abren las compuertas para que entre agua al humedal tratando de conservar la zona de manglar y tular; así como, replicar la dinámica del río en el resto del humedal (Miranda, com. pers.).

Con base en lo anterior, para llevar a cabo esta investigación se realizaron dos muestreos cubriendo un ciclo anual; época de lluvias y secas. El primer muestreo (lluvias) se llevó a cabo en el mes de octubre de 2005 y, el segundo muestreo (secas) se realizó en marzo de 2006, por ser los extremos más representativos de cada temporada.

En el campo se seleccionaron cuatro subsistemas del humedal que corresponden a: Río Cuitzmala (R), Vena (V), Laguna Principal (LP) y Laguna Corte (LC), debido a su representatividad, así como la accesibilidad a los sitios de muestreo (Figura 3). Dentro de cada subsistema se ubicaron cuatro sitios representativos para tener mejor cubierta la zona y para tratar de estudiar lo que sucede en cada uno de ellos, al menos durante las dos épocas muestreadas. Estos sitios se geoposicionaron con el GPS 12 Personal Navigator (GARMIN Mod. 99).

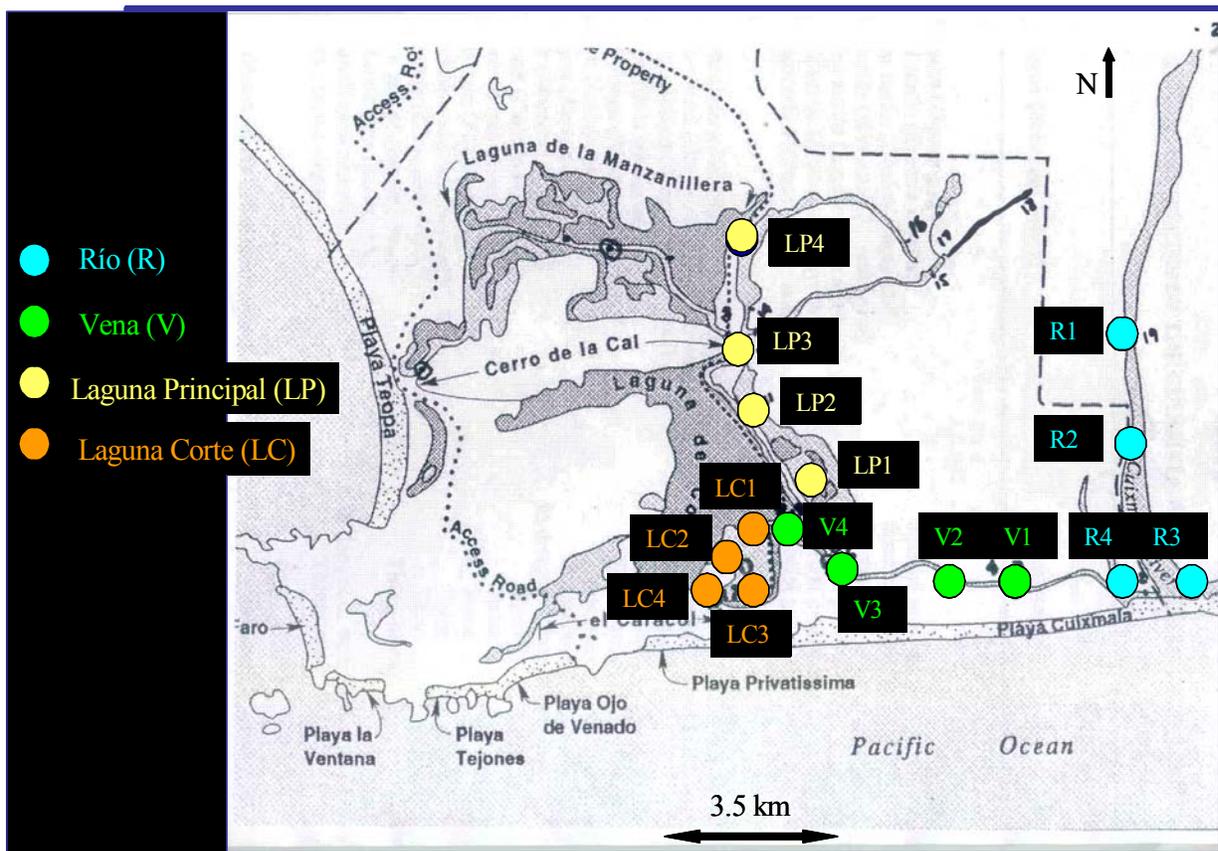


Figura 3. Ubicación del humedal de la Cuenca del Río Cuitzmala, Estado de Jalisco, México (GOOGLE, 2004; Miranda, 2005).

DISEÑO DEL ESTUDIO

4 sitios

Río Cuitzmala (R)

Vena (V)

Laguna Principal (LP)

Laguna Corte (LC)

4 réplicas X sitio

3 L de agua X réplica

3 m² de vegetación X réplica

Fisicoquímicos



Profundidad
Transparencia
Temperatura
pH
Conductividad eléctrica
Sólidos disueltos totales
Oxígeno disuelto
Salinidad
Dureza

Nutrimentos



Amonio
Nitritos
Nitratos
Nitrógeno total
Ortofósforos
Fósforo total
Carbono orgánico total

Bacteriológicos

Coliformes fecales
Enterococos fecales
Vibrio spp.

Vegetación acuática

Cobertura

% spp. acuáticas/m²

Biomasa

Peso húmedo-peso seco/m²

Análisis estadísticos:

ANOVA factorial

(temporada, sitio y temporada por sitio)

Correlación de rangos de Spearman

(variables abióticas-bióticas)

Regresiones múltiples

(fisicoquímicos-bacterias-vegetación)

Figura 4. Diseño de estudio especificando número de sitios, muestras para análisis fisicoquímicos, de nutrimentos y bacteriológicos y vegetación.

3.2.1. Métodos de campo

En primer lugar se realizaron cuatro perfiles por subsistema, dirigidos a puntos representativos (agua-vegetación) de cada cuerpo de agua, obteniendo así, la profundidad de 16 perfiles en total (Andreu y Camacho, 2005). La transparencia se obtuvo con el disco de Secchi, el cual se basa en la profundidad expresada en cm, a la cual deja de observarse el disco cuando es introducido a la columna de agua (Ramos *et al.*, 2004).

Se determinó, asimismo la velocidad de la corriente (m/seg), con un flotador, un metro y un cronómetro, realizando mediciones 10 veces para cada perfil (EPA, 1992). A su vez, se tomaron cuatro muestras por sitio (1 L) (Luna *et al.*, 2004), a dos terceras partes de la profundidad, considerándose como muestras representativas de la columna de agua (Hynes, 1979). Posteriormente se determinaron los parámetros físico-químicos y microbiológicos en las 16 muestras obtenidas.

3.2.2. Análisis físicoquímico del agua.

Los parámetros físicos: profundidad, pH, temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales, oxígeno disuelto, porcentaje de saturación de oxígeno y salinidad, fueron determinados *in situ* con un multiparámetros portátil (HACH/DR2400). Estas determinaciones se llevaron a cabo con la siguiente precisión:

- Profundidad (precisión, ± 0.1 m)
- pH (precisión ± 0.001)
- Temperatura (precisión $\pm 0.01^{\circ}\text{C}$)
- Conductividad eléctrica (precisión ± 0.001 $\mu\text{S}/\text{cm}$)
- Sólidos disueltos totales (precisión ± 0.1 mg/L)

- Oxígeno disuelto (precisión ± 0.01 mg/L)
- Salinidad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Antes de realizar el análisis químico se filtraron las muestras para evitar influencia de los sólidos en un portafiltros (Swinnex) de 47 mm con membranas filtro de $2.0 \mu\text{m}$ (Murria, 1995); excepto para los análisis de N total, P total y C orgánico total (Wetzel, 2001).

El análisis químico de las muestras de agua se realizó con el multiparámetro portátil (HACH/DR2400), de acuerdo con las técnicas descritas en el manual de operación (HACH, 2002):

1. Amonio, método de silicato
2. Nitritos, método del sulfato ferroso
3. Nitratos, método de reducción con cadmio
4. Nitrógeno total, método de digestión con persulfato
5. Ortofosfatos, método aminoácido
6. Fósforo total, método ProsVer3 con digestión ácida
7. Carbono orgánico total, método de digestión con persulfato (USEPA, 2004).

3.2.3. Análisis bacteriológico.

Las muestras de agua colectadas se analizaron siguiendo el método de filtración a través de membrana para la cuantificación de coliformes fecales, enterococos fecales y *Vibrio* spp. (Murray, 1995; APHA, 1998).

Se utilizaron membranas de $0.45 \mu\text{m}$ (acetato de celulosa Millipore MF tipo HA, Millipore Corp. Bedford, MA), solución salina a pH neutro y los medios específicos para el aislamiento: agar mFC para coliformes fecales, agar KF para enterococos, y agar TCBS

para *Vibrio* spp. Además, debido a que se trata de muestras ambientales de las que se desconoce la cantidad bacteriana, se realizaron diluciones para poder cuantificar el número de colonias ($10^{-1} = 0.1$, $10^{-2} = 0.01$, $10^{-3} = 0.001$) y se incubaron directamente en buffer de fosfatos a pH 7. Para realizar las diluciones se tomó 1 mL de la muestra y se colocó en 9 mL de buffer, se homogenizaron con un vortex (GENIE Modelo SI-T236 EU) y se filtraron a través de membrana, las membranas fueron colocadas en los diferentes medios selectivos.

Se incubaron coliformes fecales a 44.5°C durante 48 horas, los enterococos y *Vibrio* a 35°C por 24 horas (Murray, 1995; APHA, 1998), después se cuantificaron y se reportaron en Unidades Formadoras de Colonia por cada 100 mL (UFC/100 mL).

Para tener una idea general del origen ya sea humana o animal, se utilizó el coeficiente coliformes fecales/enterococos fecales (CF/EF) (Gerba, 2000).

Por último, para conocer si existe presencia de bacterias patógenas en los diferentes subsistemas, se llevó a cabo la identificación de bacterias a nivel de género y/o especie con un equipo semiautomatizado DADE MicroSan, AutoScan-4 DADE Internacional West Sacramento, CA, EU, en el Laboratorio de Inmunología Molecular Microbiana de la Facultad de Medicina, UNAM, bajo la dirección de la Dra. Yolanda López Vidal con el apoyo de la Q.F.B. Rosa Isabel Amieva.

3.2.4. Vegetación.

Los métodos de obtención de las hidrófitas se realizaron de la siguiente manera:

- Colecta manual: se tomaron en cuenta parámetros como la profundidad del cuerpo de agua, transparencia, temperatura, flujo y se colectaron las especies manualmente. En condiciones ideales este tipo de recolección permite una evaluación más detallada y amplia de la comunidad hidrofítica.

Una vez obtenidas las muestras se procedió a su preparación, montaje e identificación.

- Preparación: Se utilizaron muestras frescas para identificación, cuando fue posible. Se tomaron solo las plantas que estaban en el agua, las que estaban en etapa reproductiva se tomaron con flor, sin embargo, varios no se presentaron en esta etapa. Dado que las plantas acuáticas contienen mayor proporción de agua (80-95 % en peso) que las terrestres y menos tejido de soporte, se necesitaron métodos diferentes de secado, conservación y montaje que los comúnmente utilizados para la vegetación terrestre. Después de su recolección se le quitaron los residuos que pudieran tener, por el método de flotación, el cual consiste en sumergir y extender la planta colectada en una charola (5 cm de profundidad), de manera que recupere libremente su condición o hábito, se pasó a una cartulina de menor tamaño a la charola, de manera que la planta se distribuyera lo mejor posible en la superficie de la cartulina y se retiró rápidamente de la charola, dejando salir el agua. Se etiquetaron las plantas indicando fecha y lugar de colecta, llevando un registro en una libreta de campo. Se utilizó para el transporte de estos ejemplares vivos una hielera portátil con hielo; tratando de mantenerlas a 4 °C durante el muestreo dentro de los cuerpos de agua. Al momento de llegar a tierra, las plantas acuáticas y terrestres se colocaron en papel periódico y se mantuvieron en una prensa botánica para posteriormente secarlas en una cámara de secado.

- Montaje: En el caso de *Lemnaceae*, se preparó un medio húmedo para su conservación utilizando formol con agua destilada al 10%. Se le agregó 1 g de polvo de cobre agitándose hasta mezclar el medio de manera homogénea. Posteriormente, se introdujeron las muestras en un frasco de vidrio con tapa hermética y con su respectiva etiqueta. Esto con el fin de que no se dañaran para su posterior identificación. Para conservar las plantas en seco se utilizó papel periódico (una vez escurrido el exceso de agua) para secarlas continuamente en campo. Se prensaron las plantas durante 3 a 5 días cambiando los papeles secantes cada dos días hasta que estuvieran suficientemente secas y se introdujeron en una cámara de secado, para posteriormente identificarlas.

- Identificación: Se observaron las estructuras diseccionándolas bajo la lupa. Utilizando claves y artículos para su clasificación. Dicha identificación fue bajo la dirección del Dr. Antonio Lot con el apoyo de la M. en C. Martha Olvera y el M. en C. Alfredo Pérez en el Herbario Nacional de México, Instituto de Biología, UNAM.

- Muestreo para cobertura y biomasa: Se realizaron cuatro perfiles en cada cuerpo de agua donde se midieron la cobertura de la vegetación por perfil, así como, su biomasa. En el caso de la cobertura, se obtuvo el área mínima en la que la comunidad pudiera demostrar su composición y estructura característica (Cruz, 1974). Esta área se determinó tomando en cuenta que en su mayoría eran herbáceas utilizando un cuadrante 1 m x 1 m subdividido (con hilo de nylon) en cuadros de 10 cm x 10 cm, lo que dió una retícula de 100 cuadritos. Las herbáceas comprendidas en el cuadrante fueron lo suficientemente grandes, por lo cual la cobertura de cada especie se contabilizó según los cuadros ocupados por cada una y referidos al total de los 100 cuadros (Ramos *et al.*, 2004). En el caso de las herbáceas diminutas en este caso *Lemnaceae*, no se contabilizó con una rejilla de menor tamaño, ya que sólo se encontraron en un perfil y eran muy pocas, sin embargo, se colectaron y no

alcanzaron en peso húmedo los 3 gramos. En el caso de la biomasa se colectó lo que había dentro de cada cuadrante. Así, el material cosechado se limpió, obteniéndose el peso húmedo en campo con ayuda de una balanza, se transportaron en costales al laboratorio donde se secaron en una estufa a una temperatura de 80 °C, y se pesaron, obteniendo el peso seco. Se restó peso húmedo - peso seco, obteniendo la biomasa por cuerpo de agua (Ramos *et al.*, 2004), pues en el caso de las gramíneas el peso por individuo/especie, debido a sus formas de vida.

La recolección de plantas, la observación en campo de numerosos aspectos relacionados con las formas de vida, presencia, abundancia, características de las estructuras vegetativas y sexuales particulares, así como las variaciones (*i.e.* altura) que presentan los individuos en cada población muestreada, se obtuvo con un registro fotográfico para facilitar su identificación posterior (Ramos *et al.*, 2004; Andreu y Camacho, 2005).

3.2.5. Análisis estadístico

El humedal del río Cuitzmala considerado como el sitio de estudio, fue dividido en cuatro subsistemas que corresponden a: Río Cuitzmala (R), Vena (V), Laguna Principal (LP) y Laguna Corte (LC). Dentro de cada subsistema se ubicaron cuatro sitios representativos para obtener una mejor cobertura de la zona y tratar de entender lo que sucede en cada uno de ellos, al menos durante las dos épocas muestreadas, lluvias y secas a lo largo del ciclo anual 2005-2006. Asimismo, se consideraron la calidad del agua y vegetación acuática presente en dichos subsistemas para cada sitio (Cuadro 4).

Cuadro 4. Número de muestras tomadas en los cuatro subsistemas del humedal del río Cuitzmala.

Sitio/Parámetro	Río Cuitzmala (R)	Vena (V)	L. Principal (LP)	L. Corte (LC)
Muestras de agua para fisicoquímicos	2 L X 4 sitios			
Muestras de agua para nutrimentos	2 L X 4 sitios			
Muestras de agua para bacteriológicos	2 L X 4 sitios			
Muestras de vegetación para medir cobertura	3 cuadrantes (1 m²) X sitio			
Muestras de vegetación para medir biomasa	3 cuadrantes (1 m²) X sitio			

En el caso de la calidad del agua se midieron los siguientes parámetros:

1. Fisicoquímicos: profundidad (m), transparencia (cm), pH, temperatura (°C), conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$), sólidos disueltos totales (mg/L), oxígeno disuelto (mg/L), porcentaje de saturación de oxígeno (mg/L), salinidad (0/00), Dureza (mg/L).
2. Nutrimentos (mg/L): amonio, nitritos, nitratos, nitrógeno total, ortofosfatos, fósforo total y carbono orgánico total.
3. Bacteriológicos [Unidades Formadoras de Colonia por cada 100 mL (UFC/100 mL)]: coliformes fecales, enterococos fecales y *Vibrio* spp.

Asimismo para la vegetación acuática, se midieron: cobertura y biomasa.

En la determinación del efecto de temporada, subsistema y temporada x subsistema (interacción), sobre cada variable de los parámetros fisicoquímicos, nutrimentos, bacterias y vegetación, se utilizó una serie de análisis de varianza factorial de una vía y de dos vías,

con la transformación de Box Cox de las variables dependientes (Sokal y Rohlf, 1995). Sin embargo, existieron variables que aún con la transformación no cumplieron los requisitos de homogeneidad de varianzas y normalidad de datos, para lo que se aplicaron análisis no paramétricos (Wilcoxon y Kruskal-Wallis) (Zar, 1996). Por esta razón, se realizaron análisis independientes con el objeto de evaluar las diferencias entre temporada, subsistema, y temporada x subsistema. Estos análisis se llevaron a cabo con los paquetes estadísticos JMP (ver. 4) y Statistica (ver. 7).

Las diferencias entre temporadas y entre subsistemas se evaluaron por ANOVA, Wilcoxon y Kruskal Wallis. En los casos en que algunos análisis resultaron significativos se aplicó la prueba *post hoc* de Tukey, con el objeto de determinar los subsistemas que diferían entre sí (Zar, 1996).

En el intento por predecir la correlación entre el conjunto de variables se realizó un Análisis de Correlación de rangos de Spearman (Statistica ver. 7) debido a que se supuso que la relación entre variables físicas, químicas y ambientales no presentan una dependencia lineal. Es decir, la diferencia de magnitud entre las unidades de cada variable no es comparable. Por ejemplo, no se puede asumir cuantos miligramos por litro de amonio equivalen a un grado centígrado, a una densidad bacteriana determinada, o al área de la cobertura vegetal. Por tanto, este método permite observar diferencias proporcionales entre las diferentes variables (Krebs, 1998).

Por otra parte, los análisis de las diferencias en las variables mencionadas que, describen la calidad del agua y la vegetación acuática en los subsistemas, así como su relación, se llevaron a cabo mediante Análisis Multivariado. Estos análisis se realizaron con los paquetes estadísticos S-Plus (ver. 2000).

Cabe mencionar que la estadística como los casos anteriores, esencialmente describen una sola variable mediante características muestrales, o realizar inferencias sobre la información de una muestra obtenida bajo una o varias condiciones experimentales (*e.g.* media, varianza, etc.), el Análisis Multivariado cumple con los objetivos descriptivo e inductivo, pero trabajando simultáneamente con una serie de variables en lugar de una sola. Además, lo determinante del Análisis Multivariado es que las n variables son dependientes (en sentido estocástico), de naturaleza similar y que ninguna de ellas tiene una importancia superior a las demás. Es una metodología estadística compleja pero también muy potente, que utiliza extensamente los métodos del análisis del álgebra lineal, cálculo numérico, geometría lineal y otras clases de geometrías (ultramétrica, no euclídea) (Cuadras, 1981; Hair *et al.*, 1999).

Finalmente, para encontrar las variables de mayor incidencia en la calidad del agua en presencia de diferentes bacterias e hidrófitas se realizó primero un Análisis de Componentes Principales (PCA). Además, para determinar la correlación entre las variables abióticas (físicoquímicos y nutrientes) y las bióticas (bacterias y vegetación) se llevaron a cabo Regresiones múltiples (stepwise) con el paquete estadístico S-Plus (ver. 2000).

4. RESULTADOS

La magnitud de la variación intraespecífica de la calidad del agua de cuatro subsistemas del humedal de Cuitzmala (R, V, LP y LC) y en cuatro sitios por subsistema; fue analizada en tres niveles: i) fisicoquímicos, ii) nutrimentos y iii) bacterias. Estos tres conjuntos de parámetros son analizados en secuencia. Por último, se midió la vegetación por medio de su cobertura y biomasa en los mismos 16 sitios y cuatro subsistemas.

4.1. Calidad del agua

4.1.1. Fisicoquímicos.

El potencial de hidrógeno (pH) se define como el logaritmo del inverso de la concentración de iones hidrógeno libres y, se refiere al potencial de actividad que tiene el ión hidrógeno que es liberado por moléculas donadoras de protones (Wetzel, 1981). De acuerdo a los resultados encontrados, los subsistemas que presentan movimiento a favor de la gravedad, como son el río Cuitzmala (R) y Vena (V) presentan pH promedios bajos tendiente a la neutralidad (7.41 y 7.38 respectivamente). De acuerdo a Lampert y Somer (1996), cuando el pH presenta estos intervalos esta dado principalmente por sales de bicarbonato y en menor medida por ácido carbónico, procedente a la dilución del bióxido de carbono presente en el agua. El pH se incrementa en las aguas estancadas o lénticas, caso de la laguna Principal (LP) y la laguna Corte (LC) (8.05 para ambos sitios). Asimismo, los intervalos obtenidos de dureza en todos los sitios de muestreo presentan aguas blandas con reserva alcalina limitada (Figura 10). Por tanto, la capacidad de amortiguamiento a cambios de pH por actividad biológica es escasa. Así, en las lagunas, debido a la escasa circulación del agua, los productores primarios (hidrófitas sumergidas y fitoplancton) pueden desarrollarse y capturar el bióxido de carbono presente en el agua. Además, esto corre la reacción llamada buffer de carbono-carbonatos hacia una disminución de los bicarbonatos y

una mayor proporción de carbonatos, lo que propicia que el pH se eleve (Wetzel, 1981; Lampert y Somer, 1996). A su vez, dada su aproximación a la zona marina, se observa un incremento en la salinidad (Figura 9) que afecta a su vez los registros del pH.

Por su parte, la conductividad eléctrica presenta los valores altos sobre el río Cuitzmala (R) (296.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$), se incrementa en el canal Vena (V) (481.54 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y disminuye en la laguna Principal (LP) (4.24 $\mu\text{S}/\text{cm}$) para incrementarse levemente en laguna Corte (LC) (15.13 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 6). Esto contradice las mediciones en las cuales ocurre un aumento en la salinidad (NaCl) para estas zonas, pero una disminución de la conductividad (K, Mn y Ca). Sin embargo, el total de sólidos disueltos son mayores en el río Cuitzmala (R) y Vena (V) (139.31 y 720.5 mg/L) los cuales son inferiores en la laguna Principal (LP) y Vena (V) (.34 y 8.51 mg /L respectivamente) (Figura 7). De acuerdo con Margalef (1983), el total de sólidos disueltos es una medida del total de iones en solución. Por lo que, existe una relación importante entre los sólidos y la conductividad eléctrica. La transparencia se presentó elevada para la profundidad de cada zona sobrepasando el 75 % de profundidad en todos los casos. El oxígeno disuelto presentó registros bajos en todos los sitios (Figura 8). De acuerdo con esto el porcentaje de saturación de oxígeno más alto se presentó en el río Cuitzmala (R) con un 54 % de saturación. Esto nos indica que el sistema en todos los sitios se comporta como un sumidero o trampa de oxígeno, propiciado por un consumo elevado y constante de este gas en la zona trofólitica de los sedimentos donde los grupos de descomponedores hacen uso de él para oxidar la materia orgánica acumulada en los sedimentos. Deegan *et al.* (2007), Thomaz *et al.* (2007) y James (2007) reportan en diversos sistemas acuáticos relaciones ocurridas entre el metabolismo del sedimento con la liberación de nutrientes y el consecuente abatimiento de las concentraciones de oxígeno. Este fenómeno es típico en lagunas costeras y áreas cercanas a la desembocadura de los ríos

ya que son zonas de acumulación de sedimentos ricos en materia orgánica (Dawes, 1991).

Los datos tanto significativos como no significativos de las variables fisicoquímicas se presentan en el Cuadro 5.

Cuadro 5. ANOVAS bajo el efecto temporada, subsistemas y temporada x subsistema en las variables fisicoquímicas. En el caso de las variables fisicoquímicas no paramétricas bajo el efecto de temporada se llevó a cabo un análisis de Wilcoxon (Z) y, en el caso de sitio Kruskal-Wallis (H). Los valores significativos son representados como *($p \leq 0.05$), **($p \leq 0.01$) o ***($p \leq 0.001$), ns = no significativo, (n=32).

Parámetros	Temporada				Subsistema				Temporada x Subsistema	
	F (7,24)	p	Z	p	F (7,24)	p	H	p	F (7,24)	p
Profundidad (cm)	0.0002	ns	—	—	6.0237	0.0033*	—	—	2.6045	ns
Transparencia (cm)	5.2101	0.0316*	—	—	0.9384	ns	—	—	0.5107	ns
*pH [H ⁺]	14.1101	0.001***	—	—	20.1244	<0.0001***	—	—	1.1421	ns
*Temperatura (°C)	73.4109	<0.0001***	—	—	29.5823	<0.0001***	—	—	1.1716	ns
*Conductividad eléctrica (mS/seg)	—	—	1.5265	ns	—	—	16.1052	0.0011**	—	—
*Sólidos disueltos totales (mg/L)	—	—	-0.5654	ns	—	—	29.9225	<0.0001***	—	—
*Oxígeno disuelto (mg/L)	0.5797	ns	—	—	9.0656	0.0003***	—	—	6.6500	0.002*
% de saturación de oxígeno (%/L)	1.5488	ns	—	—	10.1482	0.0002***	—	—	7.3408	0.0012**
*Salinidad (mS/seg)	—	—	-0.7756	ns	—	—	21.0752	0.0001***	—	—
Dureza (mg/L)	0.0867	ns	—	—	4.3299	0.0142	—	—	5.7217	0.0042**

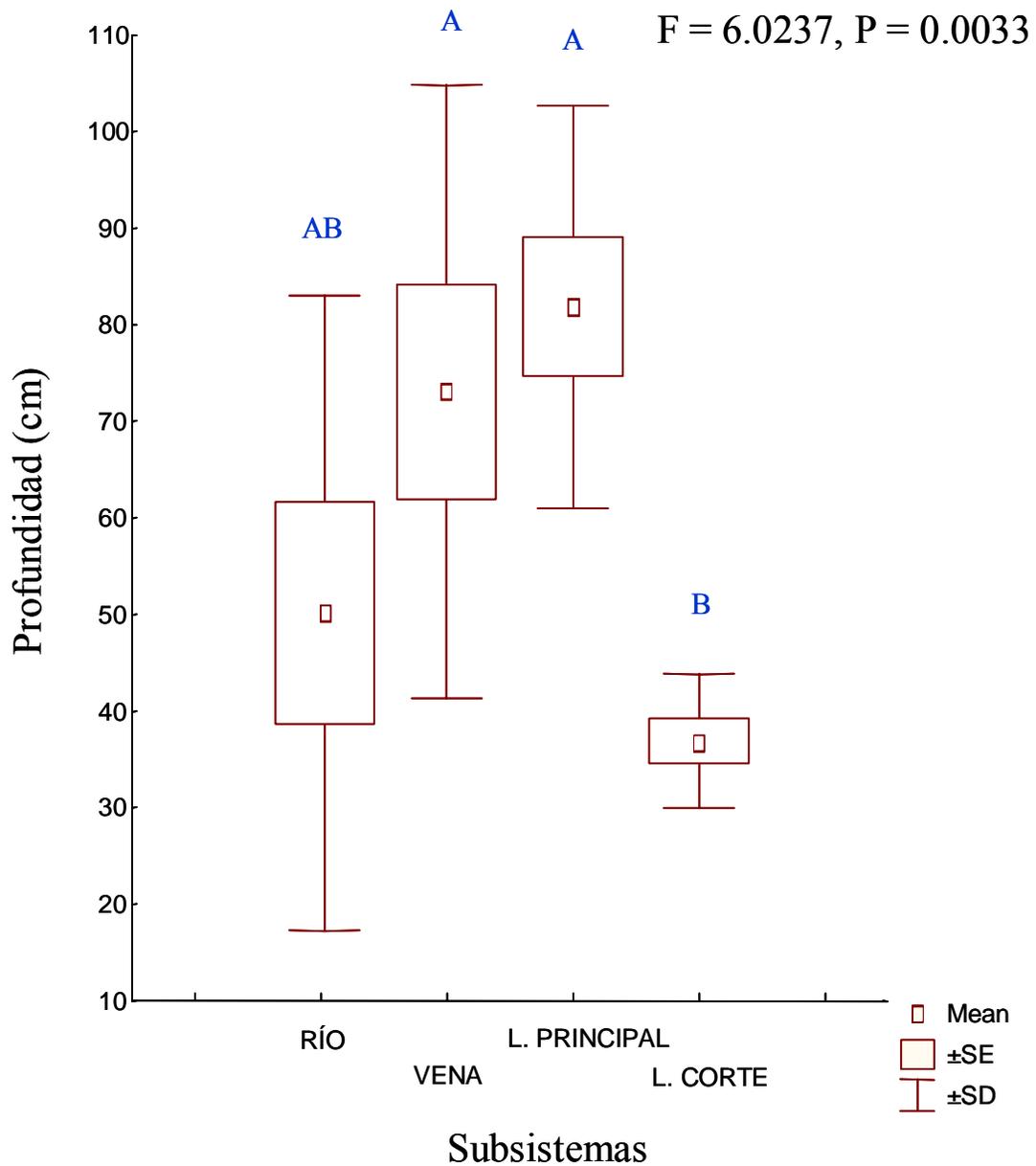


Figura 5. Profundidad (cm) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza).

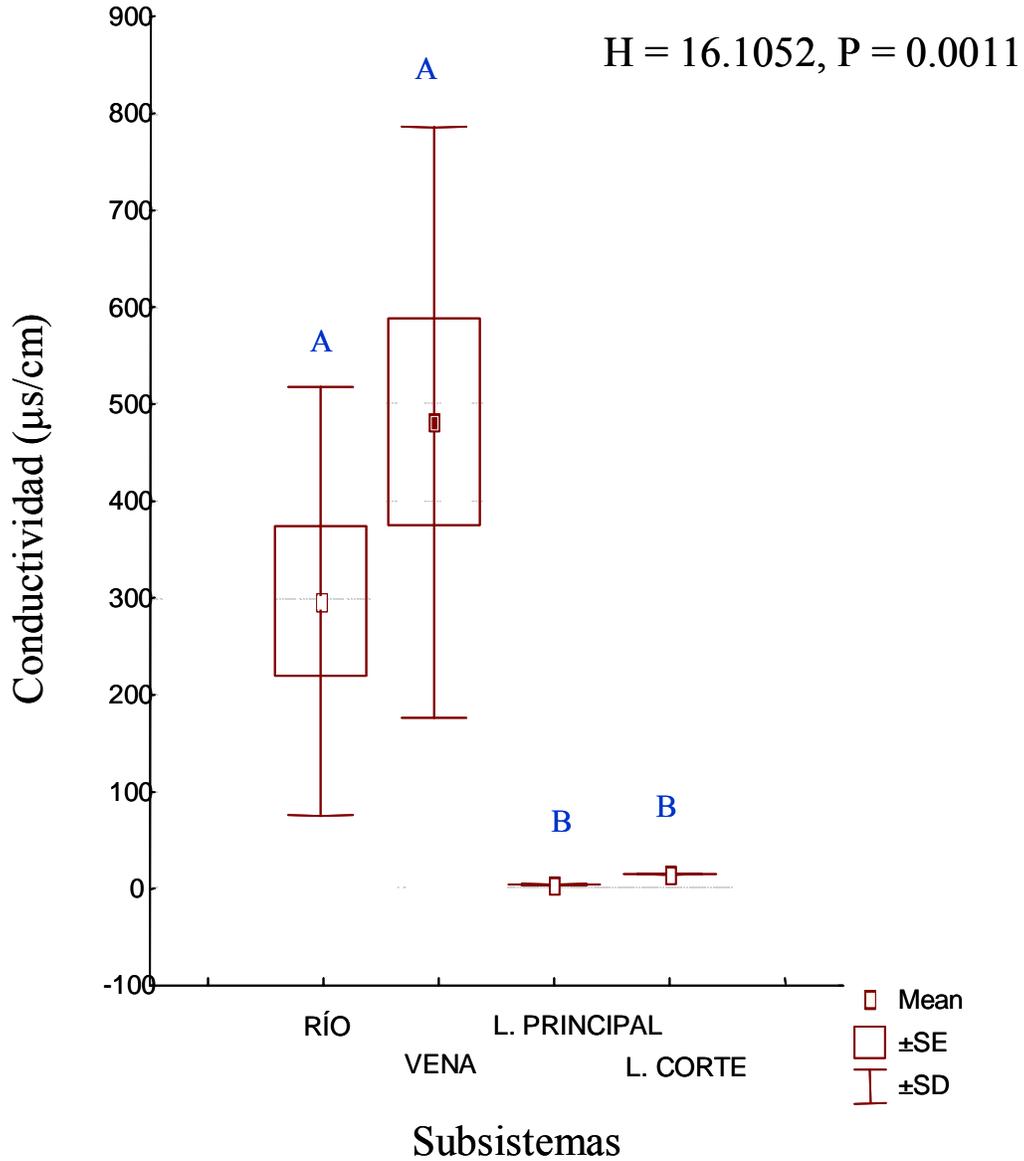


Figura 6. Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza no paramétrico).

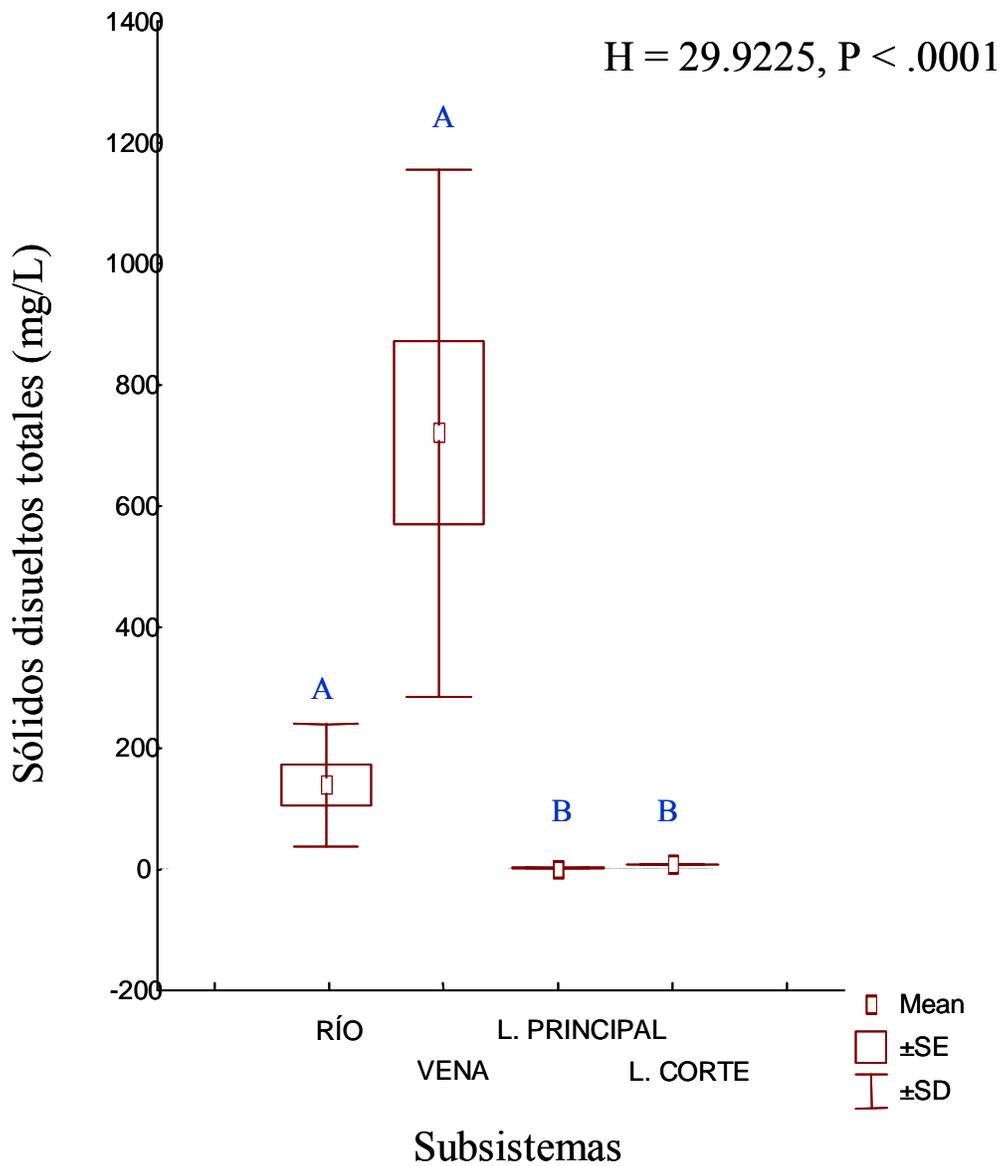


Figura 7. Sólidos disueltos totales (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza no paramétrico).

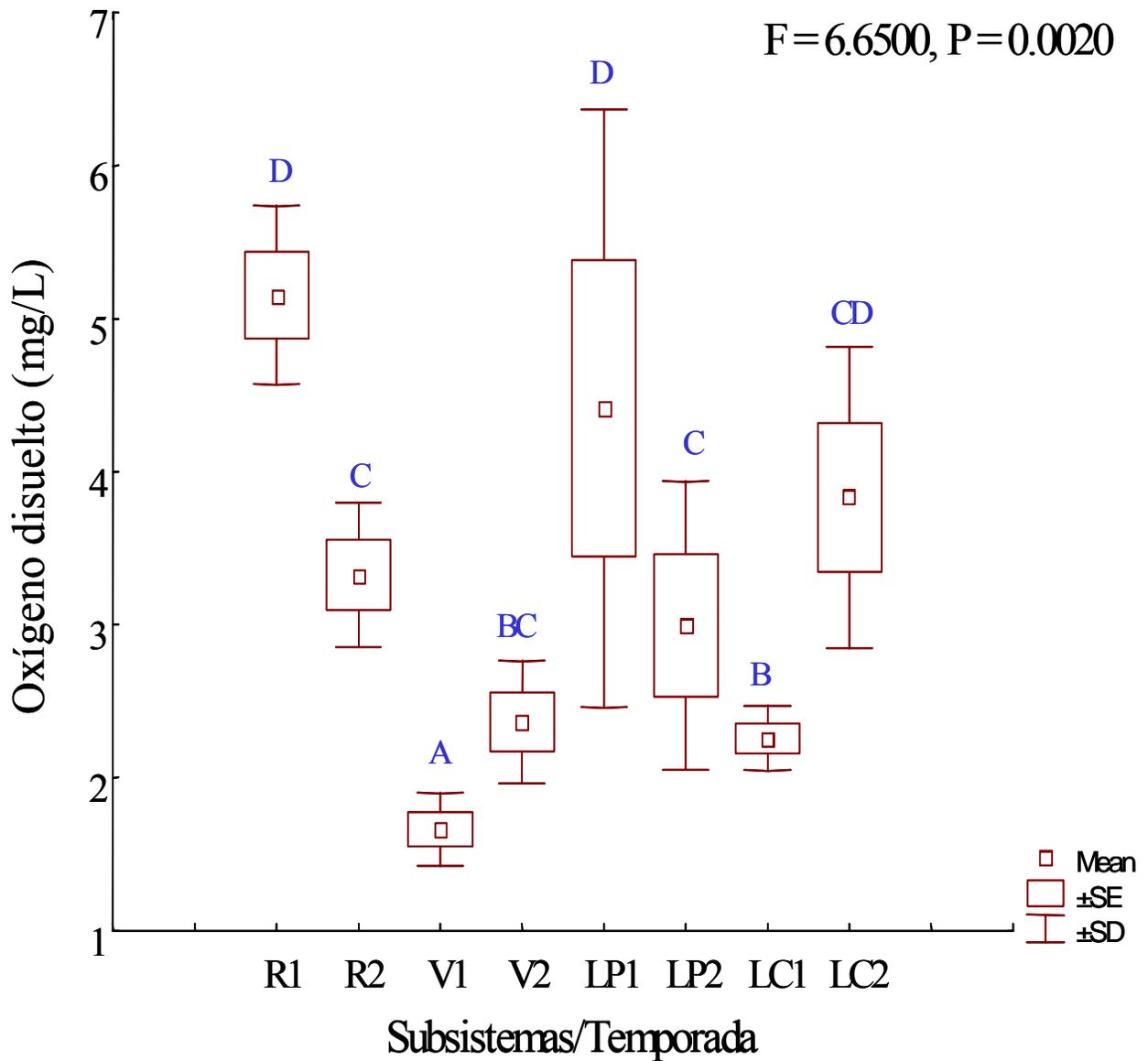


Figura 8. Oxígeno disuelto total (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río (R); Vena (V); Laguna Principal (LP) y Laguna Corte (LC). En temporada de lluvias (1) y secas (2). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

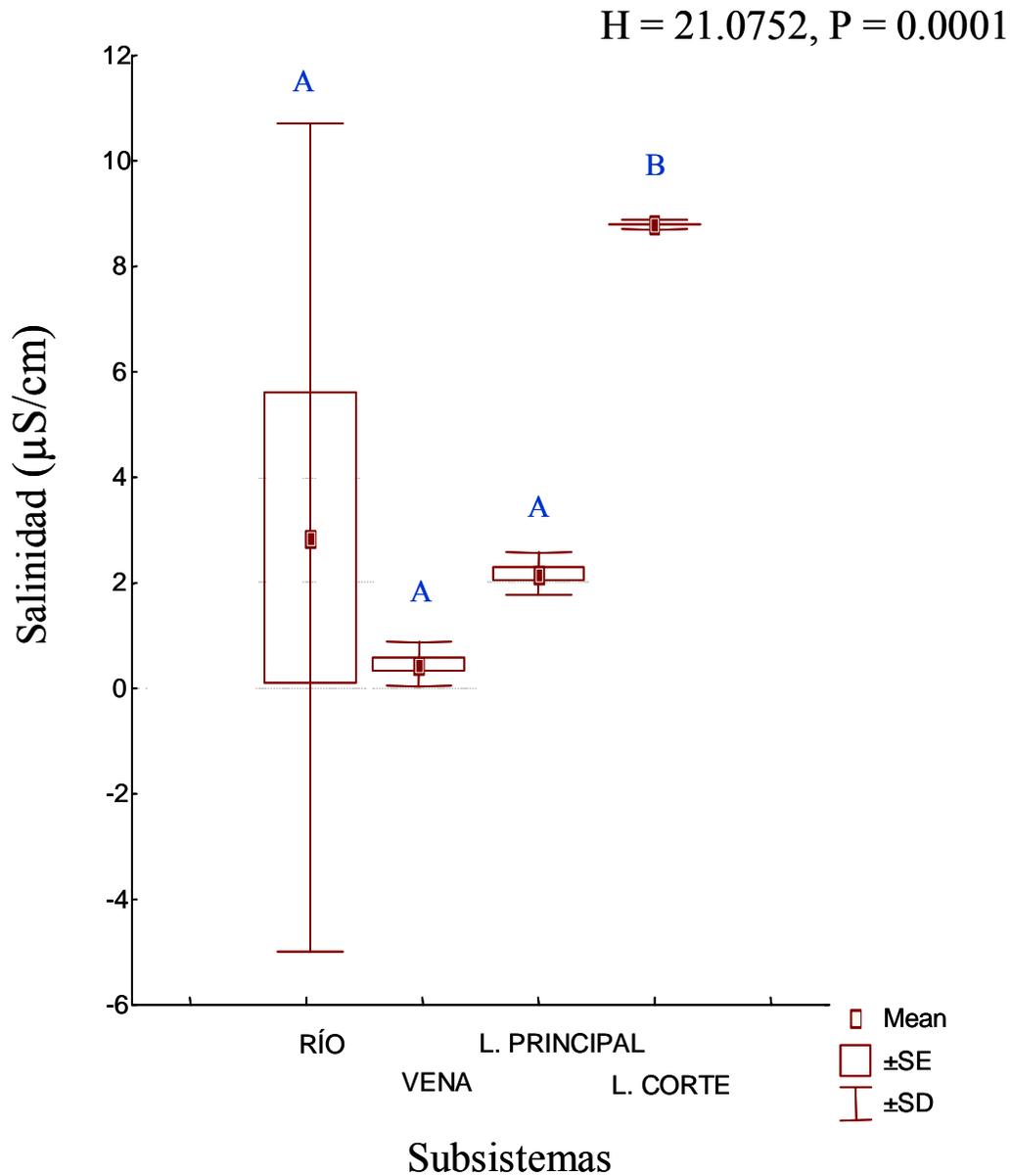


Figura 9. Salinidad ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza no paramétrico).

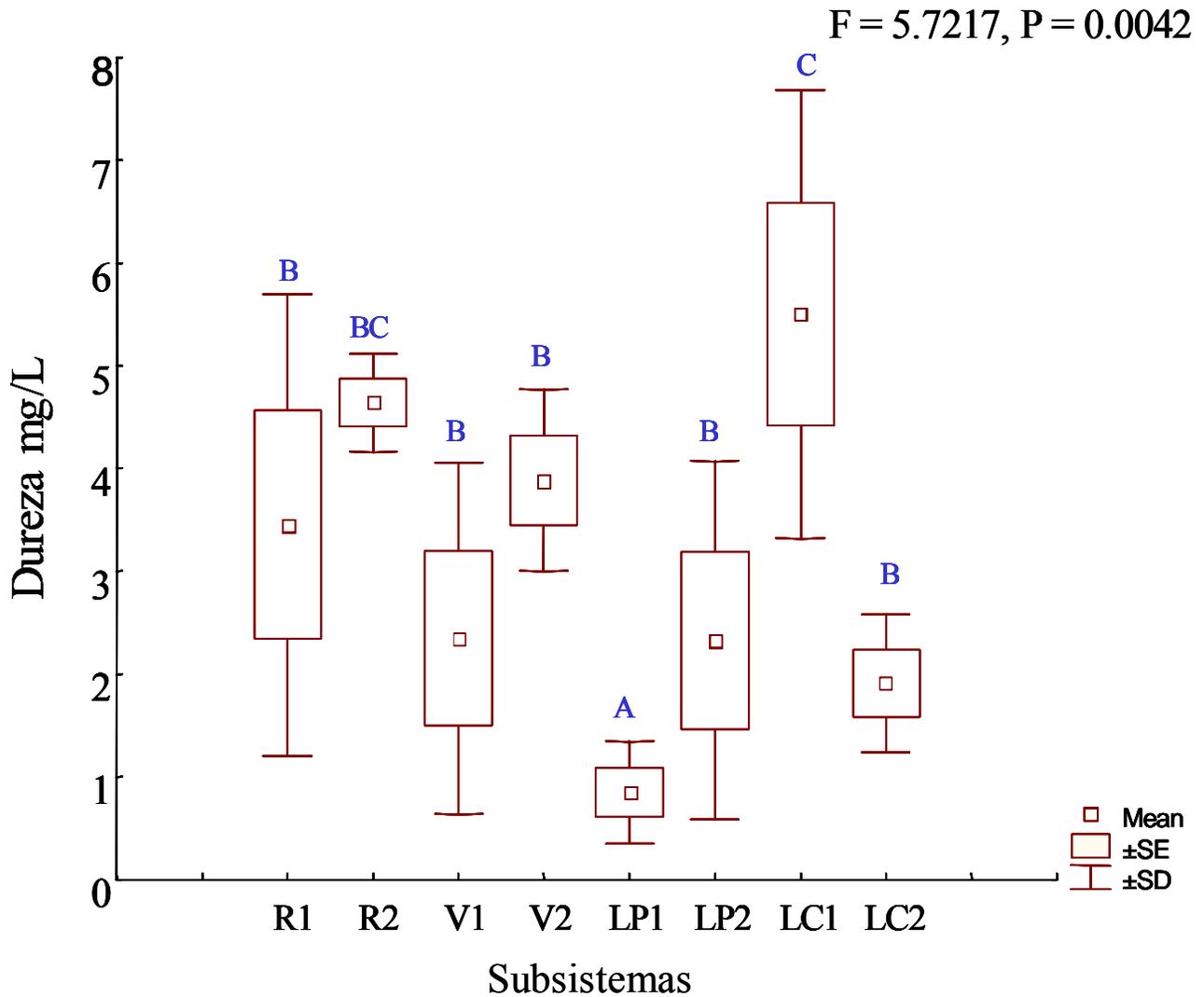


Figura 10. Dureza (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río (R); Vena (V); Laguna Principal (LP) y Laguna Corte (LC). En temporada de lluvias (1) y secas (2). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

4.1.2. Nutrientos

Las concentraciones de los distintos nutrientes nitrogenados presentaron concentraciones por debajo de la norma para la protección de la vida acuática (Cuadro 6). Los ortofosfatos por el contrario, mostraron concentraciones hasta diez veces superiores a lo propuesto por el INE-SEMARNAT (2005) para las playas de Jalisco (Figura 12 y Cuadro 15). A su vez, el carbono orgánico se disparó su valor hasta 50 veces más específicamente en la laguna Corte (Figura 13). Lo que indica una alta concentración de materia orgánica y lo que da las condiciones idóneas para el crecimiento de bacterias (Cuadro 6).

Cuadro 6. ANOVAS bajo el efecto temporada, subsistema y temporada x subsistema en las variables fisicoquímicas. En el caso de las variables fisicoquímicas no paramétricas bajo el efecto de temporada se llevó a cabo un análisis de Wilcoxon (Z) y, en el caso de sitio Kruskal-Wallis (H). Los valores significativos son representados como *($p \leq 0.05$), **($p \leq 0.01$) o ***($p \leq 0.001$), ns = no significativo.

Parámetros	Temporada				Subsistema				Temporada x Subsistema	
	F (7,24)	p	Z	p	F (7,24)	p	H	p	F (7,24)	p
*Amonio (mg/L)	—	—	0.1155	ns	—	—	17.7385	0.0005***	—	—
Nitritos (mg/L)	—	—	1.0232	ns	—	—	6.2592	ns	—	—
Nitratos (mg/L)	—	—	-1.063	ns	—	—	6.6187	ns	—	—
*Nitrógeno total (mg/L)	—	—	-3.7709	0.0002***	—	—	6.98	ns	—	—
Ortofosfatos (mg/L)	<0.00001	ns	—	—	0.601	ns	—	—	3.0512	0.0479
Fósforo total (mg/L)	—	—	-2.7334	ns	—	—	7.6391	ns	—	—
*Carbono orgánico total (mg/L)	—	—	-0.7354	ns	—	—	13.0532	0.0045**	—	—

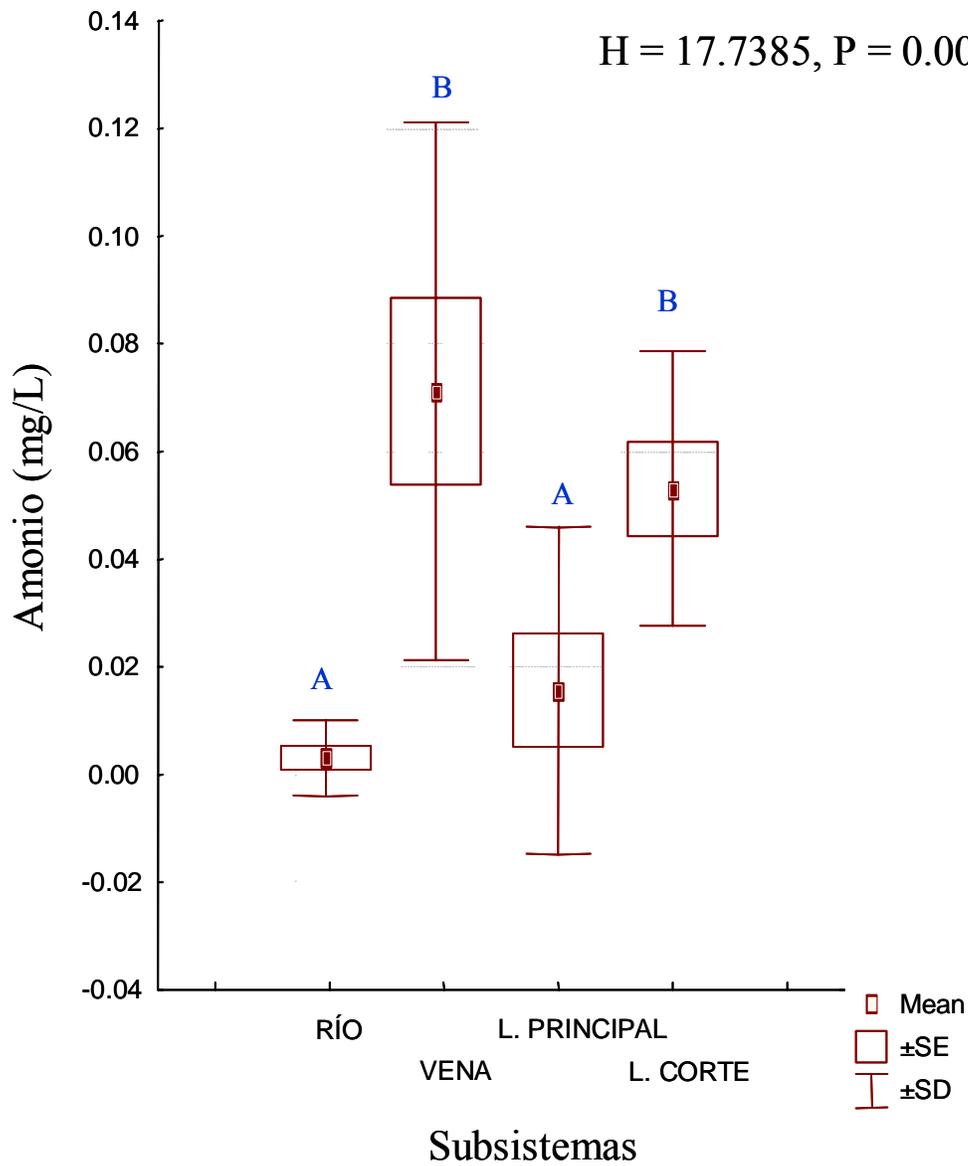


Figura 11. Amonio (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre sitios ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza no paramétrico).

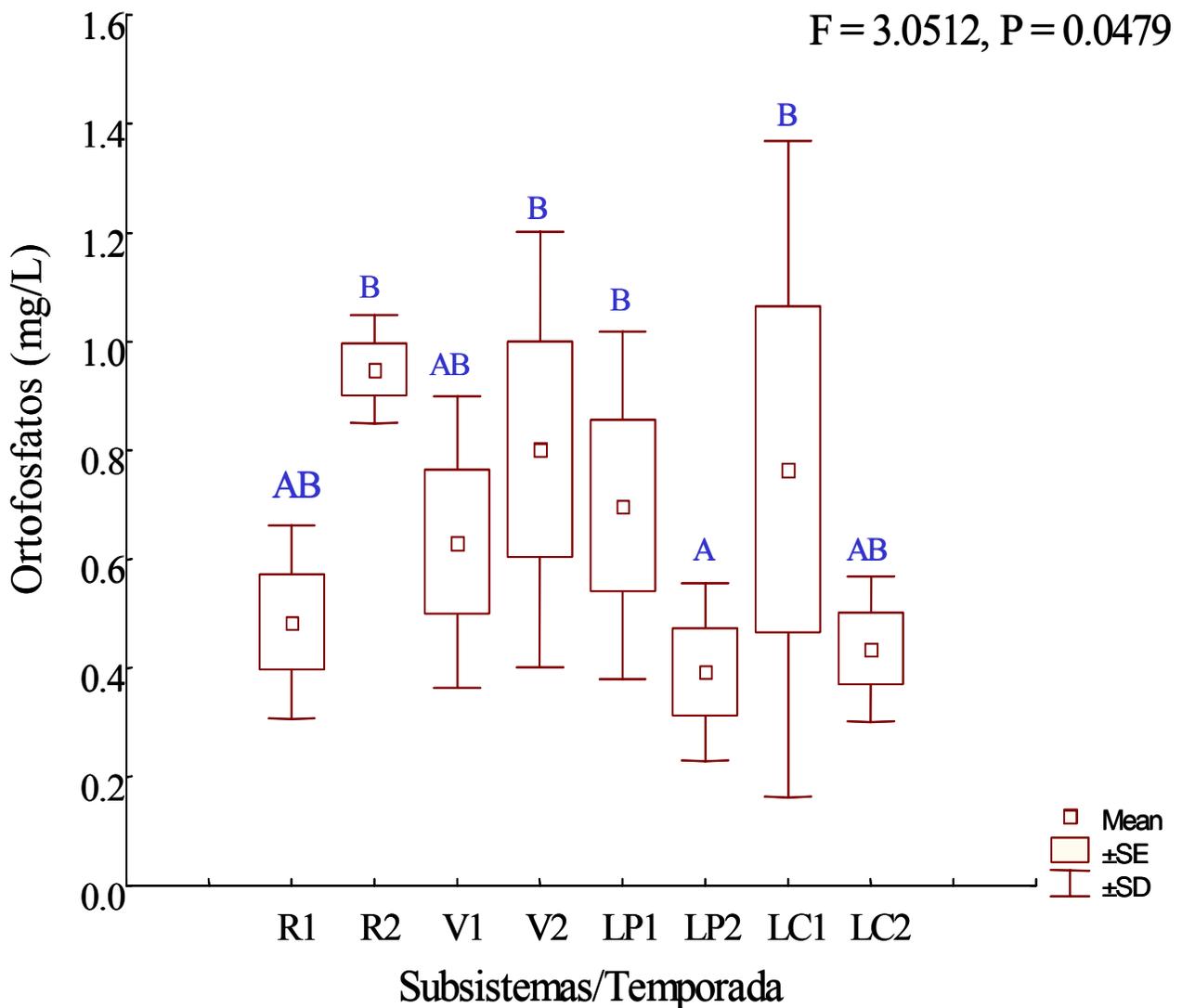


Figura 12. Ortofosfatos (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

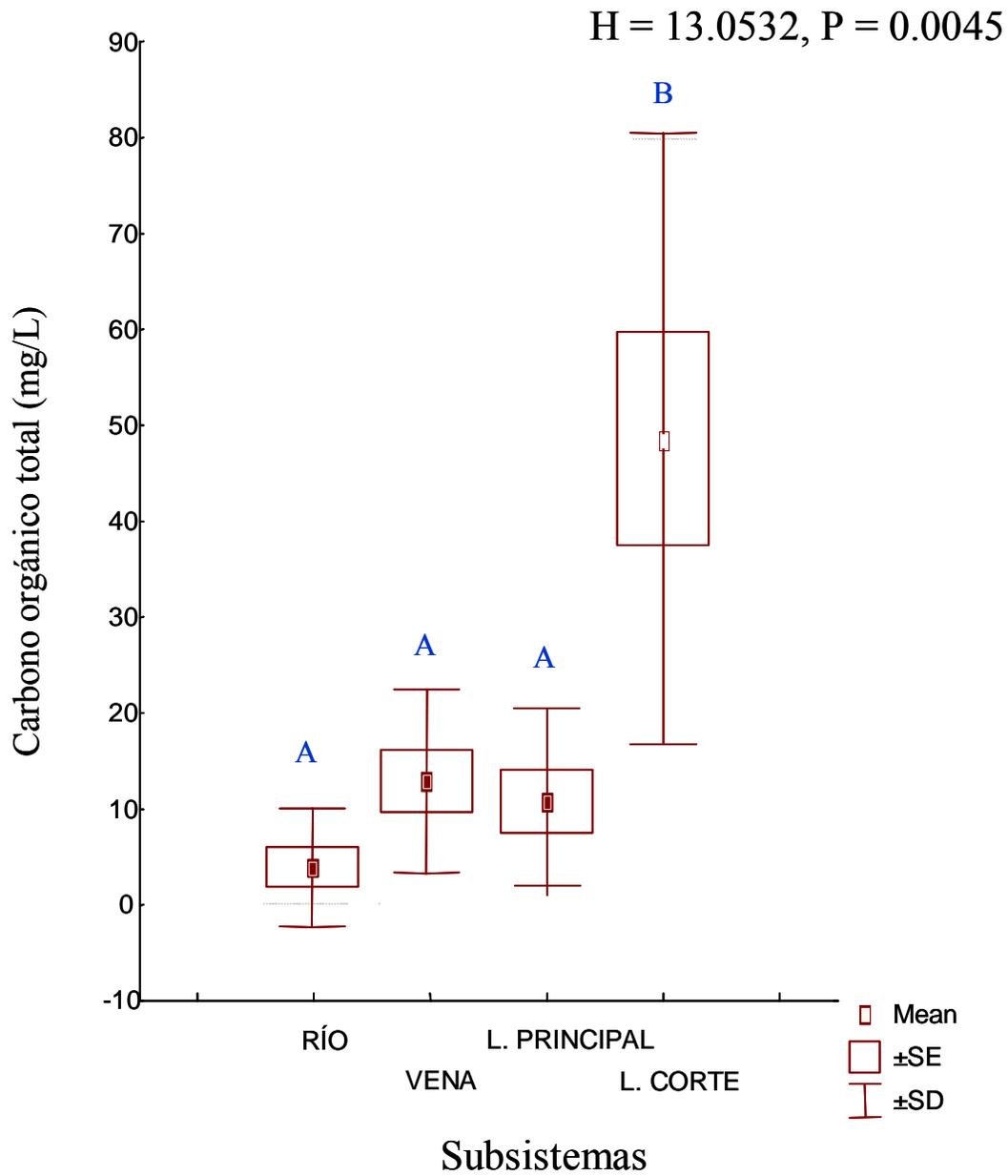


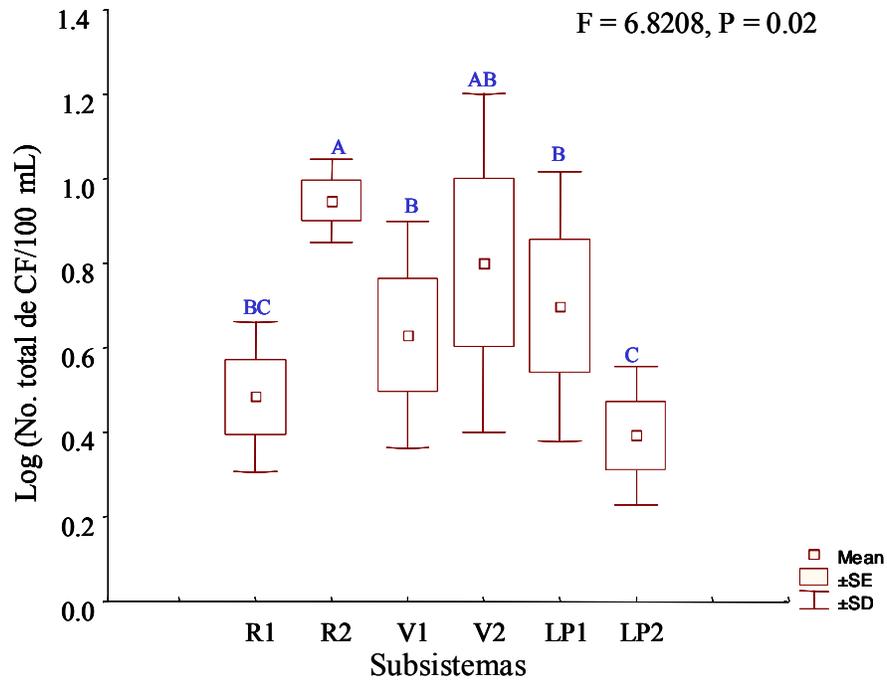
Figura 13. Carbono orgánico total (mg/L) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

4.1.3. Bacterias

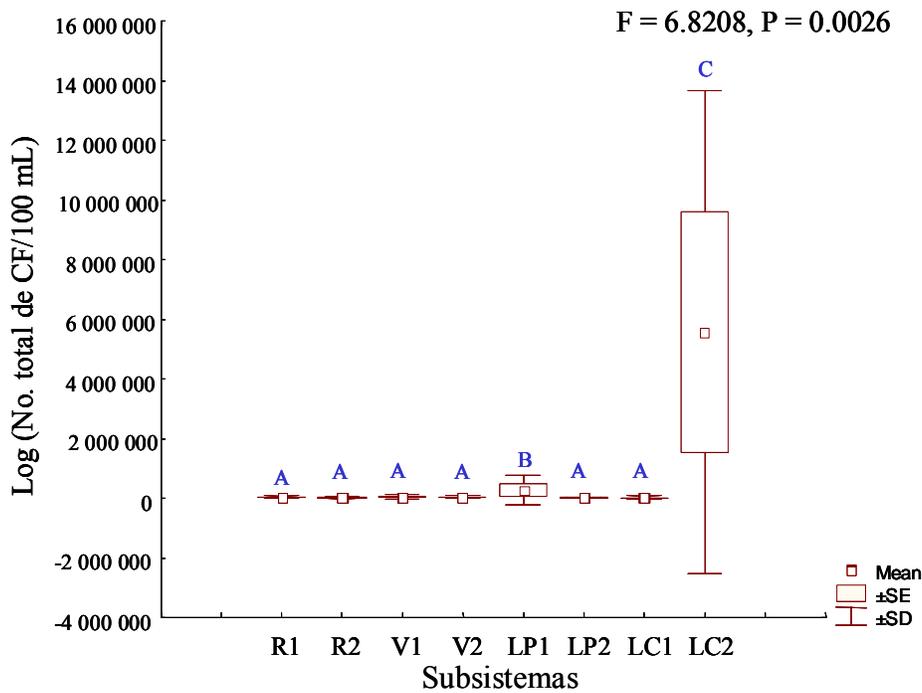
Las densidades bacterianas tienden a presentarse en mayor cantidad en las lagunas Principal y de Corte, y en menor medida en los ríos (Figuras 16, 17, 19 y 20). Esto es debido a que las lagunas se vuelven zonas estables en su corriente. Por lo cual, las bacterias pueden establecerse y prosperar en estas zonas. Además, del ambiente idóneo establecido por la alta concentración de materia orgánica. Los resultados significativos y no significativos se presentan en el Cuadro 7.

Cuadro 7. ANOVAS bajo el efecto temporada, subsistema y temporada x subsistema en las variables bióticas. Los valores significativos son representados como *(p = 0.05), **(p = 0.01) o ***(p = 0.001), ns = no significativo.

Parámetros	Temporada		Subsistema		Temporada x Subsistema	
	F (7,24)	P	F (7,24)	p	F (7,24)	p
*Coliformes totales/100 mL	0.4723	ns	1.1824	ns	6.8208	0.0026**
*Enterococos fecales/100 mL	-	ns	1.5131	ns	7.1937	0.0047**
*Vibrio spp/100 mL	13.2921	0.0016**	8.1811	0.0009***	4.0273	0.0216*



a)



b)

Figura 14. Coliformes fecales (CF), (UFC/100mL) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río (R); Vena (V); Laguna Principal (LP) y Laguna Corte (LC). En temporada de lluvias y secas (1 y 2 respectivamente). a) sin LC y b) con LC. Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

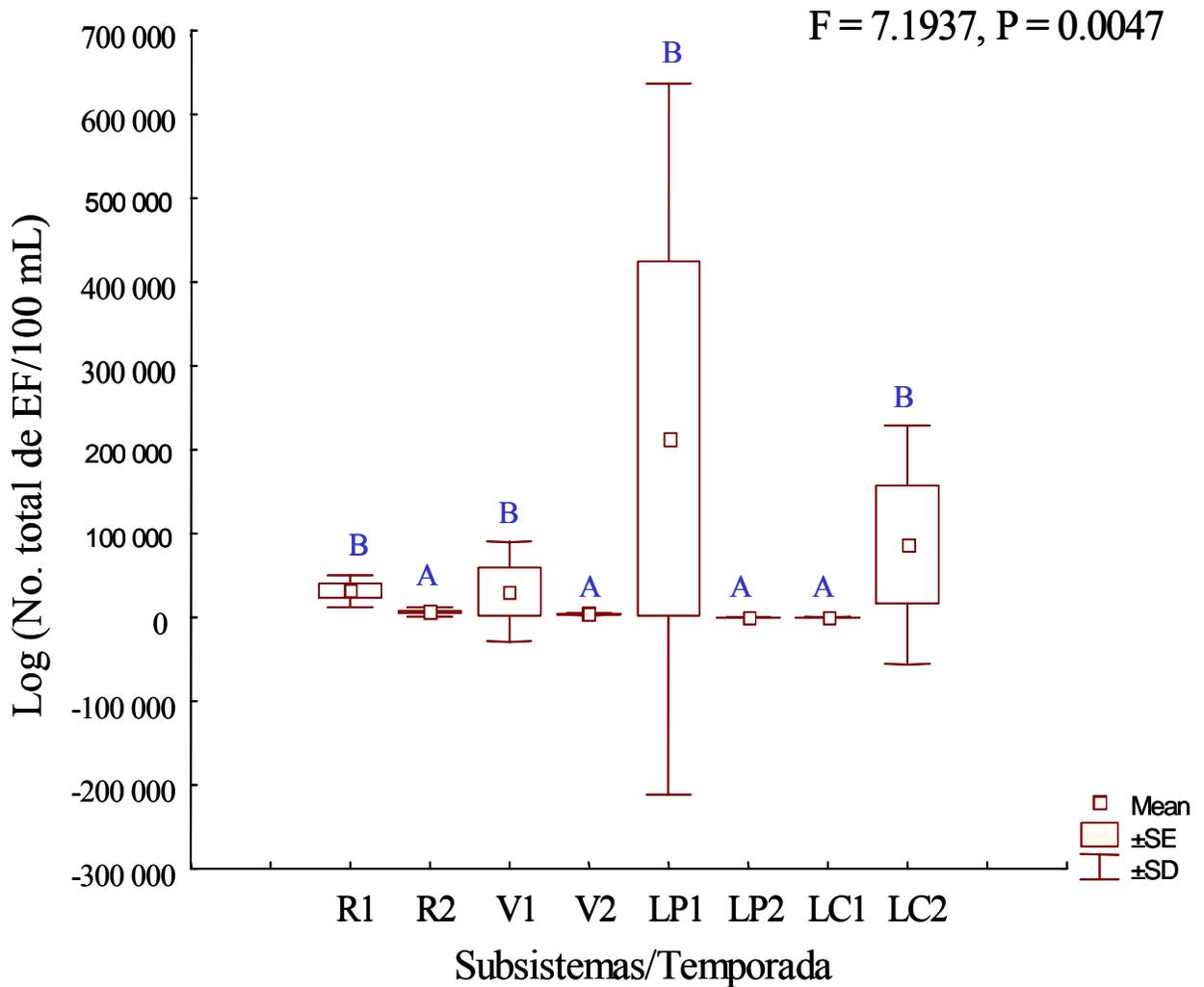


Figura 15. Enterococos fecales (EF), (UFC/100mL) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). En temporada de lluvias (1) y secas (2). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

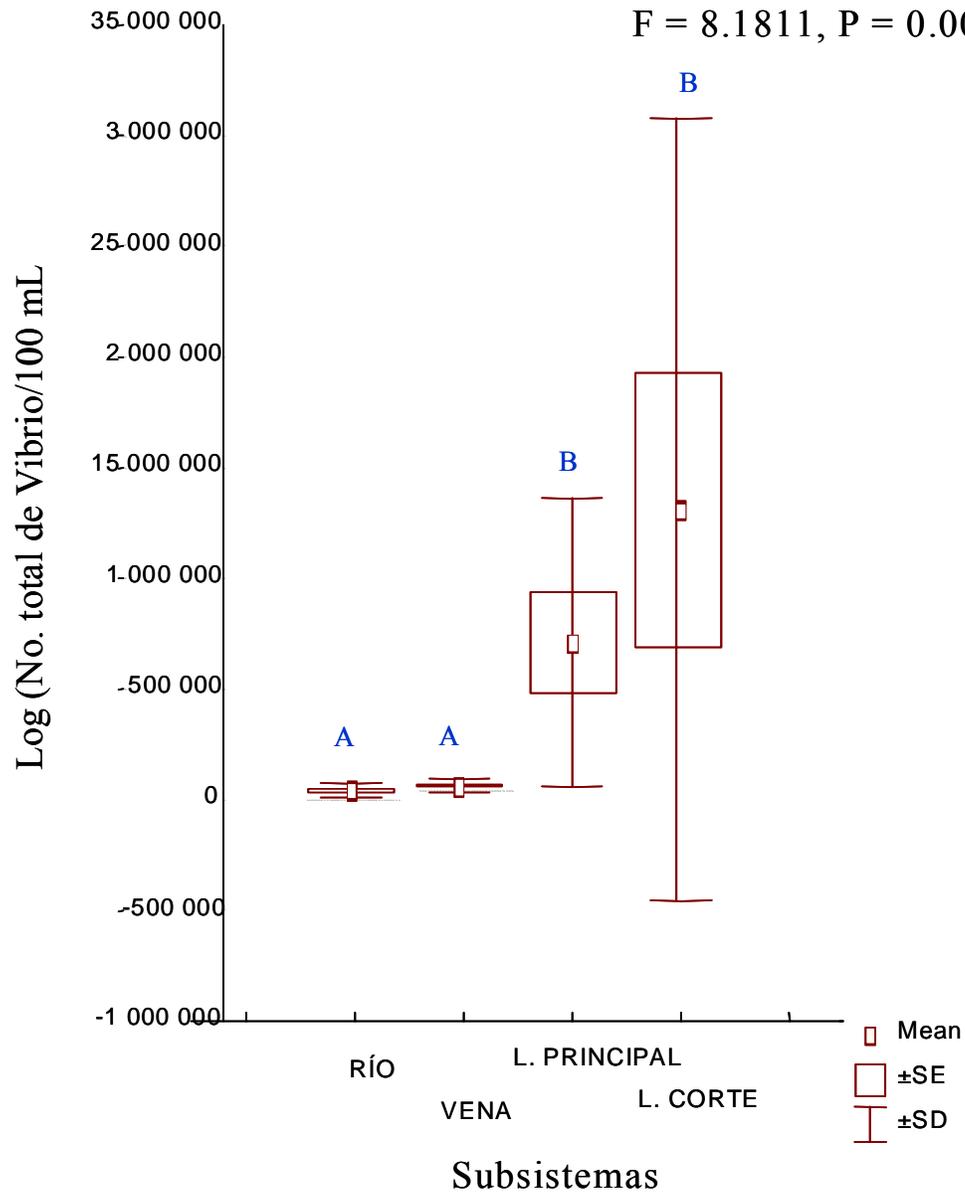


Figura 16. *Vibrio* spp. (V), (UFC/100mL) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza).

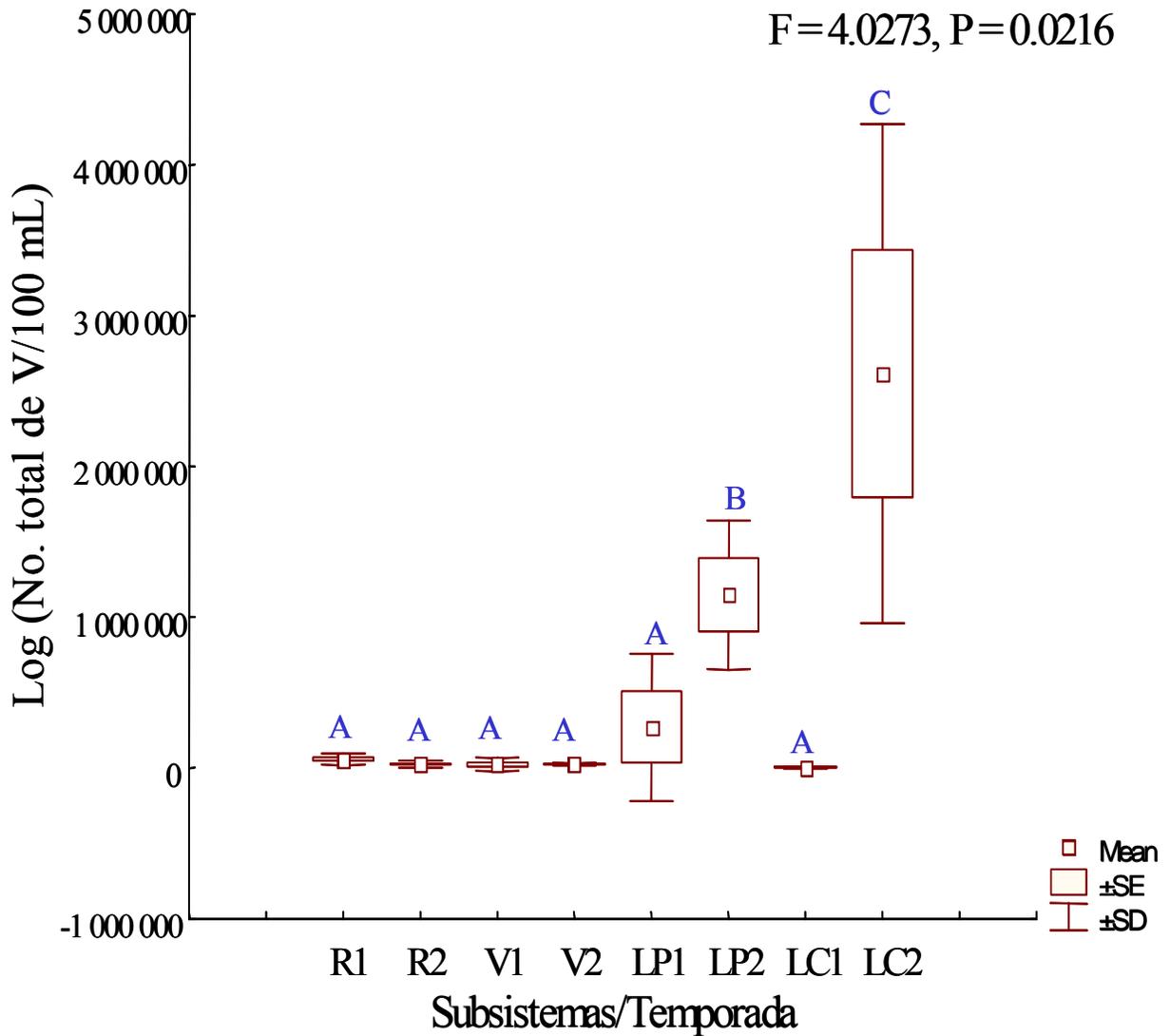


Figura 17. *Vibrio* spp. (V), (UFC/100mL) en los cuatro diferentes subsistemas de estudio. Río; Vena; L. Principal (Laguna Principal) y L. Corte (Laguna Corte). En temporada de lluvias (1) y secas (2). Las letras diferentes significan diferencias significativas entre subsistemas ($P < 0.05$; Prueba de Tukey subsecuente al análisis de varianza paramétrico de dos vías).

4.2 Vegetación.

Para encontrar la variabilidad intraespecífica de los subsistemas de agua se tomaron como variables cobertura y biomasa de la vegetación acuática (hidrófitas).

Asimismo, en el caso de cobertura y biomasa no se encontraron diferencias significativas bajo ninguno de los tres efectos (Cuadro 8). Cabe mencionar, que dentro del manejo del humedal se limpian los cuerpos de agua de hidrófitas, por colecta manual. Por lo que, no se pudo medir de manera precisa la cobertura y biomasa. Sin embargo, se pudo observar que en la desembocadura del río Cuitzmala (R), predominaba *Eichhornia crassipes* y en menor proporción *Ceratophyllum demersus*. Asimismo, el flujo por gravedad se dirige al canal de la Vena (V) en donde se encuentra la primera compuerta, evitando la entrada de *Eichhornia crassipes* al resto del humedal. A su vez, la Vena se encuentra con cierto estancamiento, ya que el flujo depende de las compuertas, lo que justifica que sea invadida por una cubierta casi total de *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersus*, y en mínima proporción por *Lemna aequinoctialis*. Además, el flujo que va hacia la laguna Principal también es controlado por una compuerta, lo cual provoca que sea un cuerpo de agua léntico. En esta laguna predomina *Nymphaea ampla* y *Laguncularia racemosa* (en islotes) y, en menores proporciones *Ceratophyllum demersus*, además, los alrededores de la laguna Principal también se encontró *Arundo donax* y *Urochla mutica*. Finalmente, en el caso de laguna Corte se encontró predominantemente la invasión de *Typha domingensis*, lo que ha producido un aumento en la evapotranspiración de la laguna observada en la profundidad somera del subsistema. Esto indica, la futura desecación de ésta ya que, se ha ido expandiendo de manera importante. Además, es el único cuerpo de agua sin manejo por colecta de hidrófitas, lo que ha amortiguado la reproducción de *Typha*, sin embargo, la profundidad tan somera ha favorecido su expansión.

Cuadro 8. En el caso de las variables bióticas no paramétricas bajo el efecto de temporada se llevó a cabo un análisis de Wilcoxon (Z) y, en el caso de sitio Kruskal-Wallis (H). Los valores significativos son representados como *($p \leq 0.05$), **($p \leq 0.01$) o ***($p \leq 0.001$), ns = no significativo.

Parámetros	Temporada		Subsistema	
	Z	p	H	p
Cobertura (%/m ²)	-1.8235	ns	4.0027	ns
Biomasa (g/m ²)	-1.4167	ns	4.0332	ns

Cuadro 9. Valores promedio anuales de las variables bióticas y abióticas para cada uno de los subsistemas de muestreo.

Variables	R	V	LP	LC
pH	7.41	7.38	8.05	8.05
Profundidad	50.17	73.08	81.88	36.92
Temperatura	28.34	26.09	28.83	26.44
Conductividad	296.90	481.54	4.24	15.13
Transparencia	50.1	67.95	49.38	35.63
Oxígeno	4.24	2.01	3.70	3.05
% Sat. De O ₂	54.38	25.10	48.96	36.25
SDT	139.31	720.50	2.34	8.51
Salinidad	2.86	0.46	2.18	8.80
Amonio	0.00	0.07	0.02	0.05
Nitritos	0.01	0.00	0.01	0.01
Nitratos	0.02	0.01	0.02	0.02
NT	1.49	1.57	2.13	4.61
Ortofosfatos	0.72	0.72	0.55	0.60
PT	1.40	0.97	1.43	0.60
COT	3.93	12.91	10.77	48.61
Dureza	4.05	3.12	1.59	3.71
CF	30,250	48,750	150,500	2,802,256
Vibrio	43,000	24,226	710,500	1,310,375
EF	19,000	17,414	106,590	43,608
Cobertura	17.42	23.42	15.71	32.42
Biomasa	3,427.06	1,893.12	1,396.81	3,009.04

4.3. Diagramas de correlación.

La correlación de intervalos de Spearman (RS) realizada para determinar el grado de correlaciones entre las variables bióticas y abióticas de cada sitio de muestreo revelaron lo siguiente:

4.3.1. Río Cuitzmala

Para el Río Cuitzmala se presentaron 13 variables abióticas y cuatro bióticas que tienen correlación significativa entre sí (*t*-Student $p < 0.05$). El oxígeno disuelto presenta variaciones directamente proporcionales con respecto al porcentaje de saturación de oxígeno (RS= 0.95) y con el fósforo total, (RS= 0.8). Esto indica que el aumento de los niveles de fósforo en el agua va acompañado de un aumento en la concentración de oxígeno disuelto. Además, se observa que los ortofosfatos presentan correlación inversamente proporcional con el fósforo total (RS= -0.73). Esto debido a que, la forma asimilable del fósforo para los productores primarios entendidos como: la comunidad fitoplanctónica e hidrófitas, es principalmente a manera de ortofosfatos. Es decir, la entrada de fósforo al sistema (incluyendo los ortofosfatos) propician un incremento en la actividad metabólica de los productores primarios, la cual se ve reflejada en la producción de oxígeno disuelto (Wetzel, 1981; Lampert y Somer, 1996). También se observó, una correlación directa entre las variables del oxígeno y el potencial de hidrógeno (RS= 0.98) y, a su vez, inversa entre el pH con los ortofosfatos (RS= -0.72). Al analizar los resultados se encontró que los valores de dureza del agua de este río (5.26 mg/L de CaCO₃) indican que se trata con aguas con baja reserva alcalina o aguas blandas de acuerdo a Margalef (1983) y a Hütter (1988). Los sistemas de este tipo tienden a verse afectados por la producción primaria variando hacia la alcalinidad cuando se está realizando la fotosíntesis, debido a que, ésta retira ácido carbónico del sistema para abastecerse del carbono necesario para formar carbohidratos.

Este evento, desbalancea la reacción de carbono-carbonatos favoreciendo la presencia de una mayor cantidad de bicarbonatos en el agua favoreciendo que el pH se corra hacia el lado alcalino (Lampert y Somer, 1996), es decir, que se incremente. Por esa razón al aumentar la producción de oxígeno (debido a la actividad fotosintética) aumenta el pH.

Los nutrimentos nitrogenados presentan correlaciones de incremento directamente proporcional en todos ellos. Nitritos con amonio ($RS= 0.74$) y amonio con nitrógeno total ($RS= 0.74$). El aumento de enterococos fecales se relaciona directamente por el incremento de Nitrógeno total ($RS= 0.73$). Esto sugiere que los ingresos de compuestos nitrogenados pueden deberse a las descargas de origen antropogénico como producto de descomposición de la materia fecal. Por ejemplo, Mangas-Ramírez y Elias-Gutiérrez (2004) encontraron que las descargas de origen urbano a dos ríos poblanos que desembocan en el embalse Manuel Ávila Camacho favoreció un incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados, debido a la gran cantidad de contaminantes orgánicos. Además, de favorecer el desarrollo de comunidades bacterianas de origen fecal.

La conductividad se incrementa con los sólidos disueltos totales, y dado que la conductividad está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos capaces de transportar la energía eléctrica, es posible que la mayoría de los sólidos disueltos se encuentren en forma de sales como boratos, silicatos o sulfatos. Las bacterias coliformes fecales presentan relación inversa entre la conductividad ($RS= -0.79$) (probablemente por aumento de sales) y, al aumento de la biomasa y cobertura vegetal ($RS= -0.81$ y -0.79 respectivamente). El desarrollo de las hidrófitas propicia un aumento en la transparencia del agua ($RS= 0.79$) asociada, a su vez, a un incremento en la salinidad. Sobre todo si consideramos que el punto con mayor

salinidad en este sitio fue en la desembocadura del río, donde se concentró el lirio acuático debido al arrastre de la corriente.

Río Cuitzmala (R)

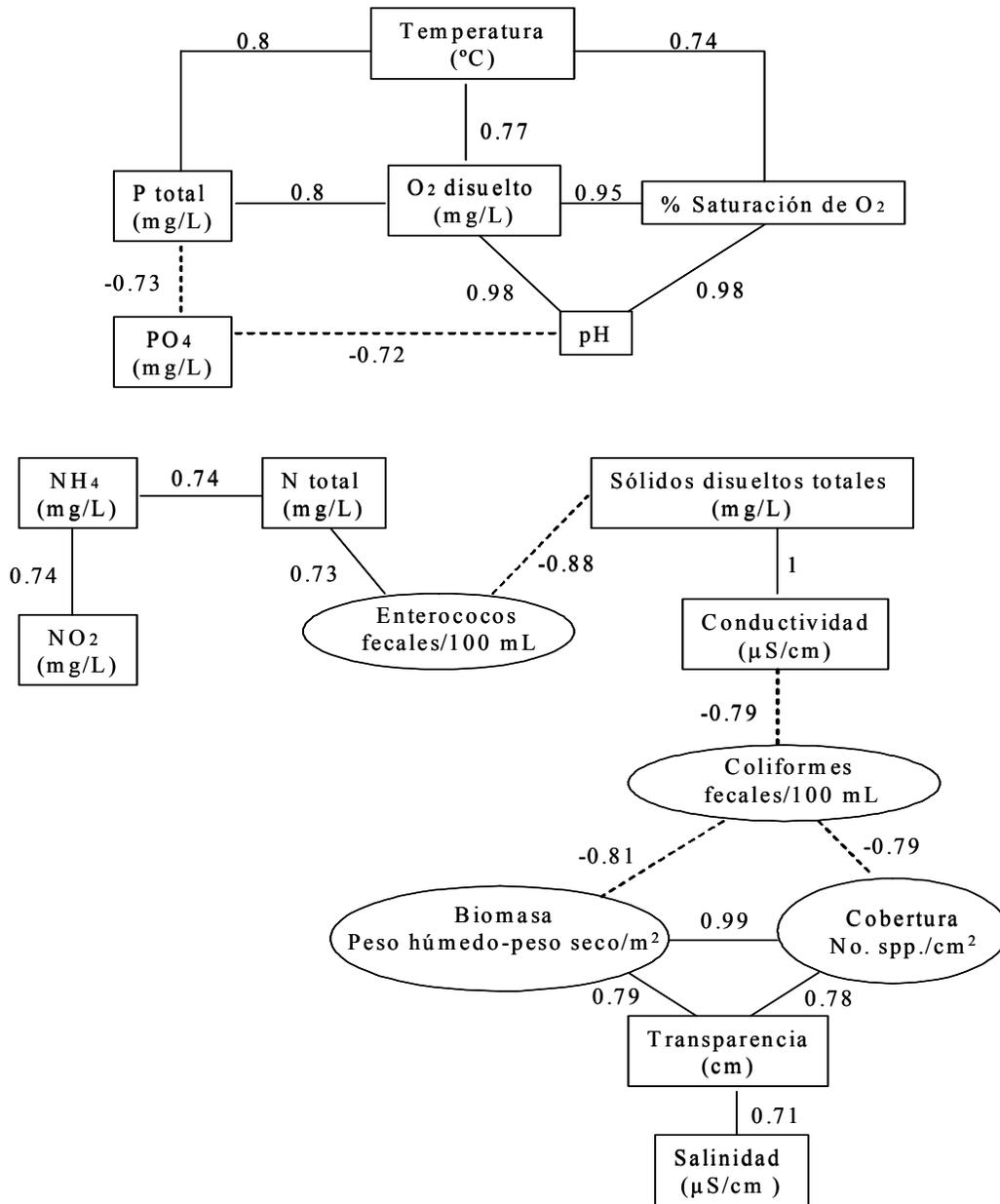


Figura 18. Diagrama de correlación de rangos de Spearman para el subsistema río Cuitzmala (R). Grado de correlaciones entre las variables bióticas y abióticas del (R).

4.3.2. Vena

El canal denominado Vena contiene dos compuertas que regulan el flujo del agua entre el río Cuitzmala (R) y la Laguna Principal (LP). Debido a ello el agua presenta menor velocidad y en algunos tramos se detiene casi por completo.

La relación (*t*-Student $p < 0.05$) se presentó con 12 variables abióticas y cuatro bióticas por lo que exhibe cierto parecido en complejidad con el río Cuitzmala (R).

El pH presenta relaciones inversas con respecto a las concentraciones de oxígeno (RS= -0.93) y, correlaciones directamente proporcionales con las variables de nitratos (RS= 0.8), nitrógeno total (RS= 0.85) y sólidos disueltos totales (RS= 0.85). Esta zona, mostró el promedio más bajo de concentración de oxígeno disuelto (2.01 mg/ L de O₂). Lo que indica una elevada demanda por descomponedores. Dado que, al perder velocidad, el material particulado tiende a sedimentarse y descomponerse en el fondo, consumiendo el oxígeno de la columna de agua. Este fenómeno se tiene bien estudiado en sistemas que pasan de aguas lóaticas (que presentan movimientos de corriente a favor de la gravedad como ríos y arroyos) a lénticas (aguas de escasa o nula circulación) (Margalef, 1983). La temperatura se presenta en este caso con relación inversa a las concentraciones de oxígeno disuelto (RS= -0.79), debido a que, el oxígeno esta siendo consumido. Esto implica que, aunque si bien es cierto que se conoce el efecto de la temperatura sobre la densidad del agua y la solubilidad de los gases, se observó solo una diferencia de 3 °C entre los promedios de temperaturas de todos los sitios de muestreo, dicha diferencia no implica un cambio notable en la solubilidad de los gases ya que, el factor de solubilidad de un gas en 26 y en 29 °C es de 8.11 y 7.96 respectivamente (Oheme y Schuler, 1983). Por tanto, la correlación de la temperatura y el oxígeno es circunstancial, debido a que no corresponde su comportamiento de forma natural. Los nitritos se incrementan con los ortofosfatos (RS= 0.8) y el nitrógeno

total con el fósforo total (RS= 0.79). Los enterococos se presentan con aumento en las concentraciones de amonio (RS= 0.73) y, disminuyen al igual que *Vibrio* spp. con el incremento de la salinidad (RS= -0.9 y -0.93 respectivamente). La biomasa y la cobertura presentaron correlaciones directas con la salinidad (RS= 0.83 y 0.78 respectivamente).

Vena (V)

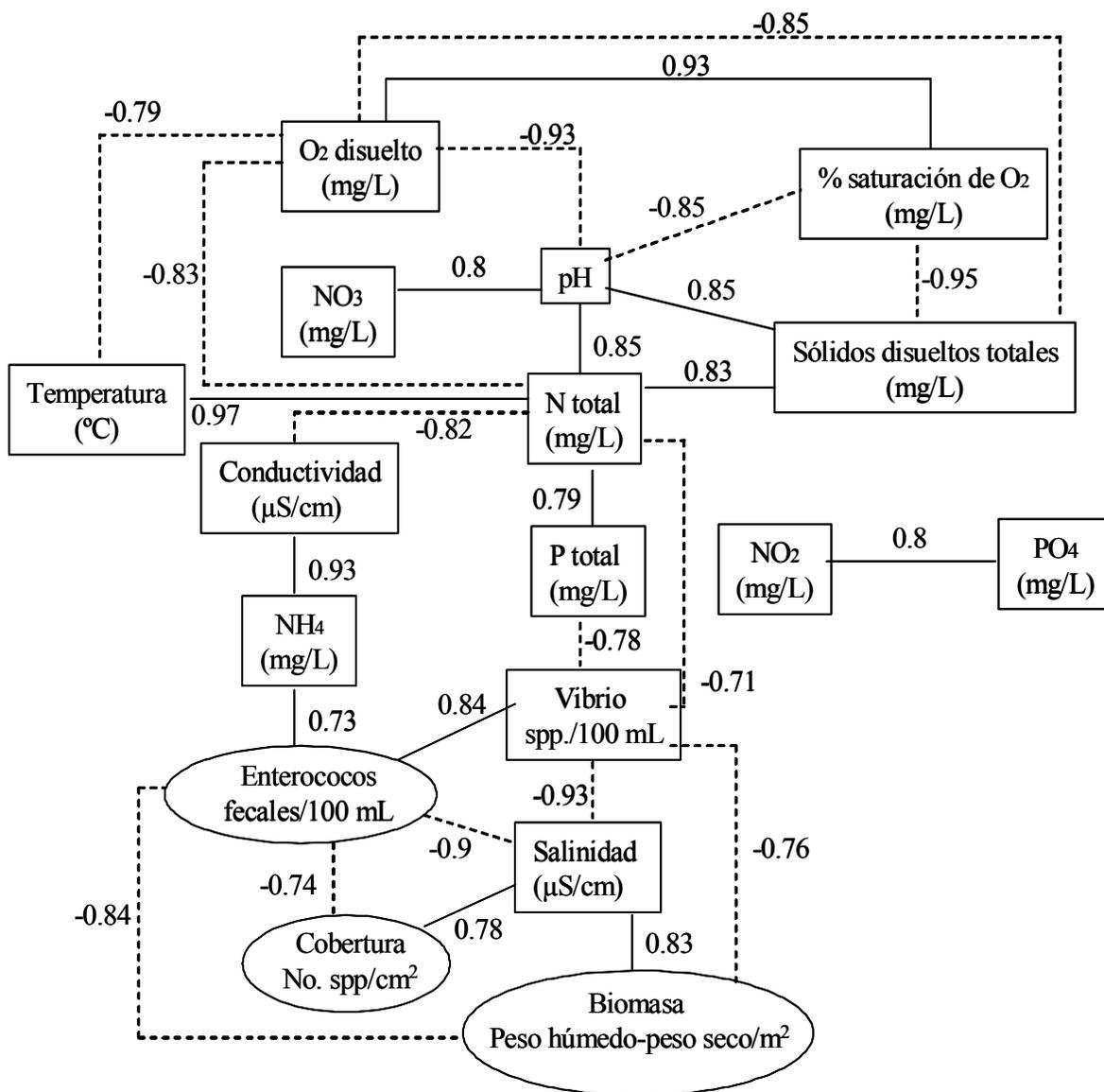


Figura 19. Diagrama de correlación de rangos de Spearman para el subsistema Vena (V). Grado de correlaciones entre las variables bióticas y abióticas de (V).

4.3.3. Laguna Principal

La laguna Principal (LP) es un sistema de aguas lénticas que conforma el reservorio de agua natural más extenso de los sitios de muestreo. En este sitio se relacionaron de manera significativa (*t*-Student $p < 0.05$) 15 variables abióticas y cinco bióticas. Por lo que, es un sistema que presenta mayor complejidad en la interrelación de sus componentes ambientales que los sitios descritos con anterioridad.

Las variables de oxígeno y el porcentaje de saturación mostraron una elevada correlación inversa con la dureza de carbonatos ($RS = -0.75$). Wetzel (1981) reporta que el aumento en la salinidad, puede reducir hasta cierto punto la solubilidad del oxígeno en el agua y así, disminuye de forma exponencial al aumentar la salinidad; sin embargo, este no es el caso. Esta estación presentó el promedio más bajo de dureza del agua con respecto a todos los sitios de muestreo (1.59 mg/L de $CaCO_3$). Además, la variable directa de salinidad no presentó relación significativa con este gas. Los grupos bacterianos (coliformes y enterococos) presentaron correlaciones directas con la temperatura ($RS = 0.76$). Así como, entre las variables que denotan entrada de materia orgánica como el carbono orgánico relacionado con el aumento de material particulado y, el incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados. La conductividad y la salinidad se presentaron estrechamente relacionadas con valores altos de correlación ($RS = 0.93$). Esto coincide con lo establecido por Lampert y Somer (1996) y Wetzel, (1981) dado la interdependencia de estas variables.

La relación inversamente proporcional entre los ortofosfatos y la transparencia ($RS = -0.78$) puede deberse a que los ortofosfatos al ser consumidos por los productores primarios, estos tienden a aumentar en sus densidades, disminuyendo la transparencia. Los nitratos disminuyen al incrementarse la profundidad ($RS = -0.83$) debido a efectos de

dilución. Efectos similares se reportan por Deegan *et al.* (2007) y Salter *et al.* (2007), quienes observaron que la consecuencia de esto afecta el crecimiento de hidrófitas emergentes. La relación entre la biomasa y cobertura vegetal fue directa con valores elevados (RS= 1).

Laguna Principal (LP)

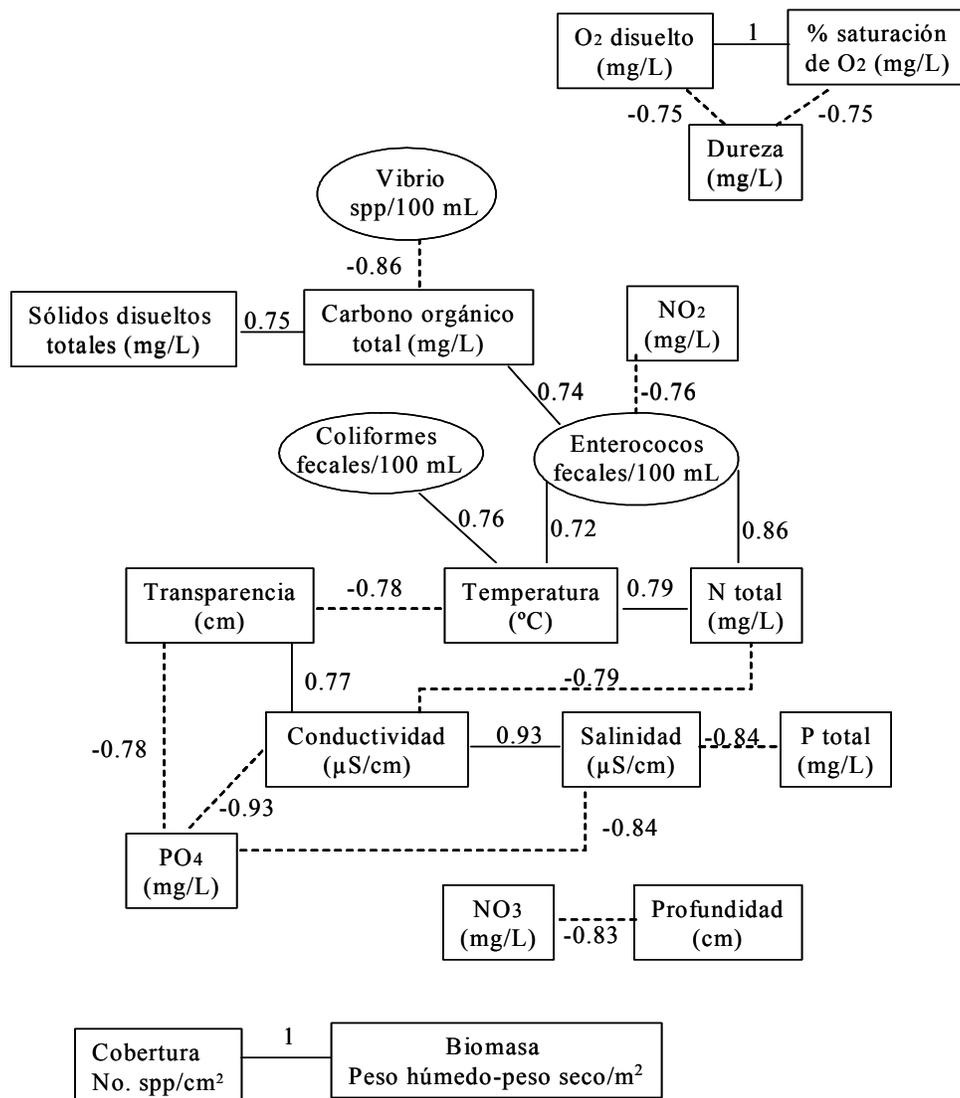


Figura 20. Diagrama de correlación de rangos de Spearman para el subsistema Laguna Principal (LP). Grado de correlaciones entre las variables bióticas y abióticas de (LP).

4.4.4. Laguna de Corte

La laguna Corte (LC) es el lugar más aislado de los sitios de muestreo. Se trata de un sistema léntico que conforma el reservorio de agua natural más vulnerable debido a la cercanía con áreas de actividades agropecuarias. En este sitio se relacionaron de manera significativa (t -Student $p < 0.05$) 12 variables abióticas y cuatro bióticas.

Las variables del oxígeno disuelto presentaron correlación inversamente proporcional con los sólidos disueltos (RS= -0.89) y la salinidad (RS= -0.81). Este sitio presentó los valores promedios más altos de salinidad con 8.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Asimismo, los sólidos disueltos están relacionados con el amonio (RS= 0.8). El carbono orgánico presenta relaciones inversas a los sólidos disueltos (RS= -0.84). A su vez, el pH y la conductividad presentan relaciones directas (RS= 0.87). La transparencia del agua presenta relaciones inversas con la salinidad (RS= -0.83) y con el nitrógeno total (RS= -0.83).

Para el caso de las variables bióticas, las comunidades bacterianas evaluadas presentaron relaciones directas entre sí (Coliformes-*Vibrio* spp. RS= 0.81, *Vibrio* spp.-Enterococos RS= 0.71). Esto sugiere que, estas comunidades tuvieron condiciones comunes que permitieron su desarrollo ya que, este sitio fue el que presentó las mayores densidades de Coliformes fecales y de *Vibrio* spp. (3 millones y 1 millón de unidades formadoras de colonias en 100/mL respectivamente). El grupo de Coliformes presentó relación con diez variables ambientales de las cuales, de manera directa fueron: porcentaje de saturación de oxígeno (RS= 0.74), oxígeno disuelto (RS= 0.73), transparencia (RS= 0.85), carbono orgánico (RS= 0.79) y *Vibrio* spp. (RS= 0.81). Las variables de correlación inversa fueron la temperatura (RS= -0.8), salinidad (RS= -0.79), amonio (RS= -0.91), dureza (RS= -0.81) y fósforo total (RS= -0.71). Para el caso de *Vibrio* spp. y los Enterococos, estos presentaron relaciones inversas con la temperatura (RS= -0.98 y -0.74 respectivamente), el pH (RS= -

0.72 y -0.81), y la conductividad (RS= -0.81 y -0.79), así como relación directa con el carbono orgánico (RS= -0.71 y -0.85). El nitrógeno total (RS= -0.78), la dureza del agua (RS= -0.89) y la transparencia (RS= -0.8) afectaron también a *Vibrio* spp. Finalmente, la cobertura se vio afectada de manera directa por las concentraciones de fósforo total (RS= -0.8).

Laguna Corte (LC)

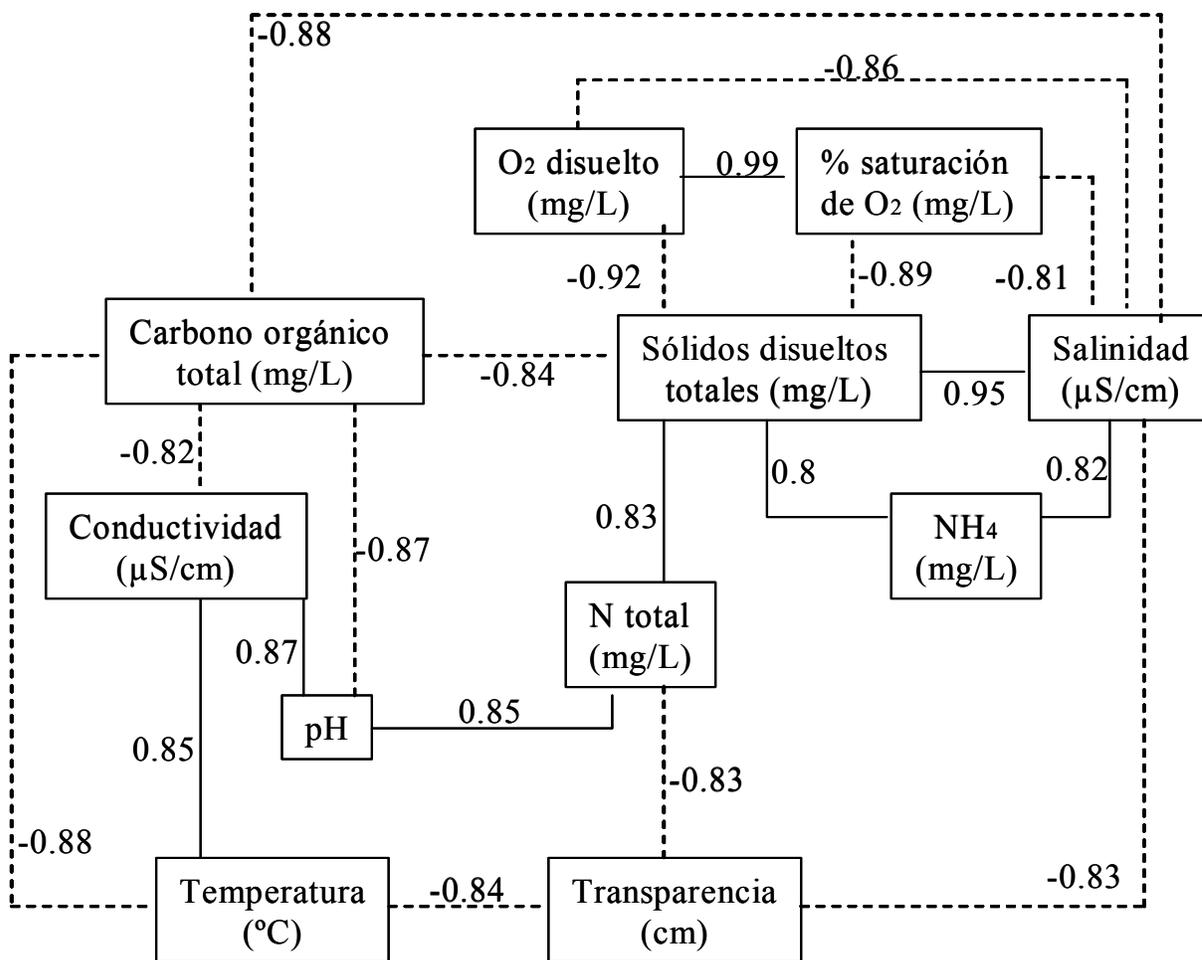


Figura 21a. Diagrama de correlación de rangos de Spearman para el subsistema Laguna Corte (LC). Grado de correlaciones entre las variables abióticas (a) de (LC).

Laguna Corte (LC)

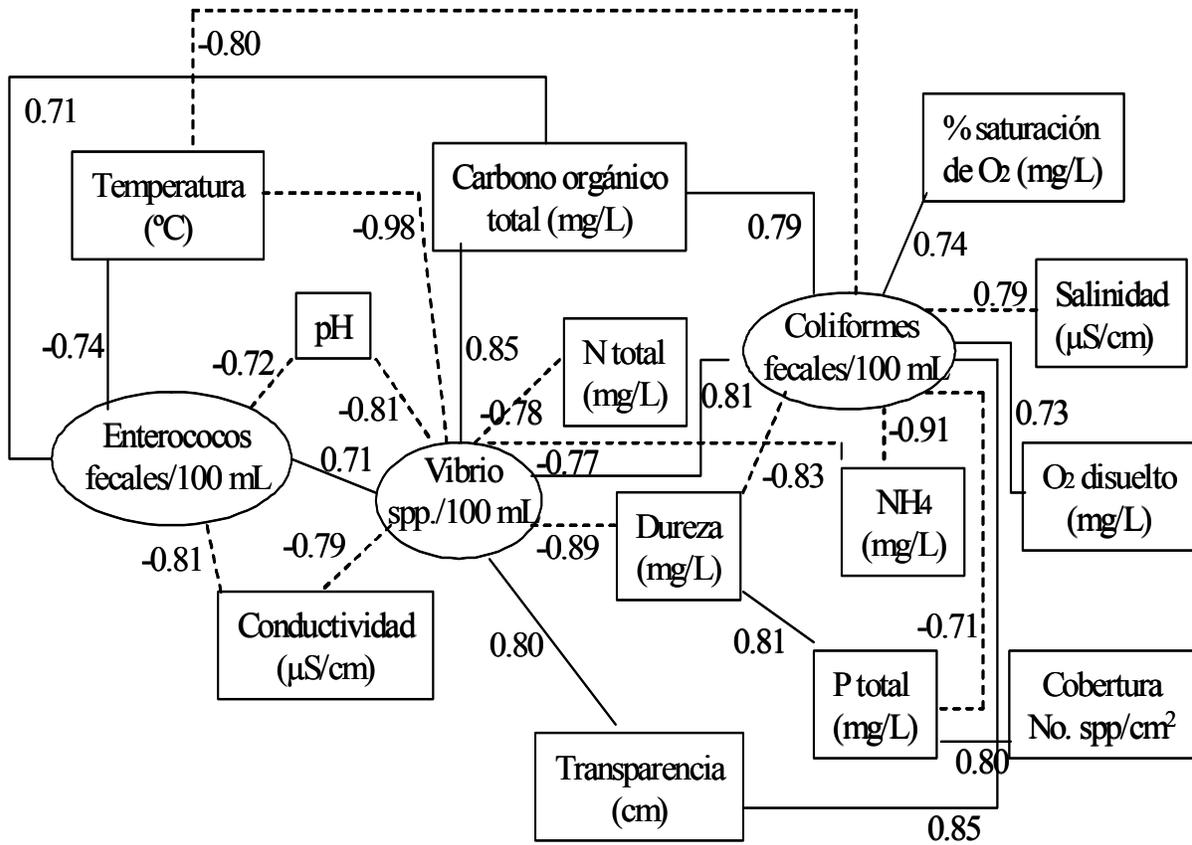


Figura 21b. Diagrama de correlación de rangos de Spearman para el subsistema Laguna Corte (LC). Grado de correlaciones entre las variables bióticas (b) de (LC).

4.5. Grado de similitud entre subsistemas.

De acuerdo al comportamiento de las variables ambientales abióticas. Se agrupo por similitud de varianza a las zonas utilizando un dendograma de distancias euclidianas. El resultado indica que los sistemas que presentan corriente de agua a favor de la gravedad, son más parecidos entre ellos que con las aguas lénticas. Para estas últimas se aprecian diferencias importantes entre ellas. Aunque, las variables ambientales no superan los valores de las normas mexicanas, cada variable se establece e interrelaciona diferente.

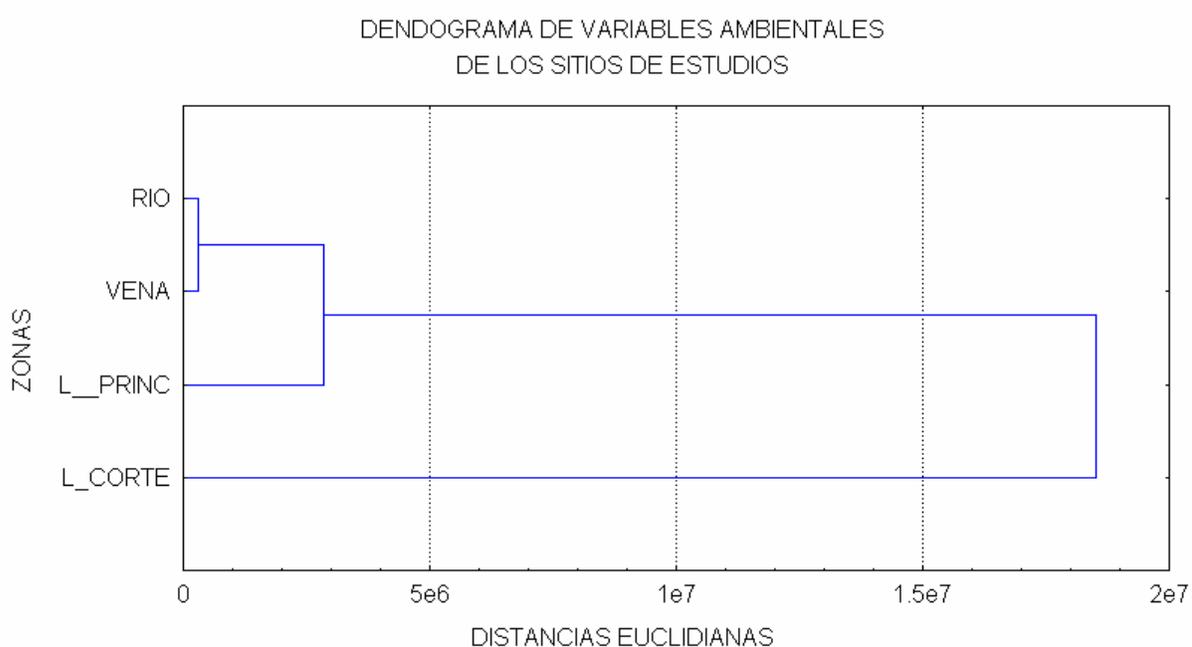


Figura 22. Dendograma de similitud de los subsistemas de muestreo. Comportamiento de las variables físicas y químicas del agua.

Por otra parte, la Vena (V) y la Laguna Principal (LP) se asemejan entre si de acuerdo a la composición de especies de hidrófitas presentes en cada sitio. El río Cuitzmala (R) presenta algunas diferencias. Sin embargo, el sitio con mayor divergencia respecto a la frecuencia de aparición de las especies vegetales es la laguna Corte (LC).

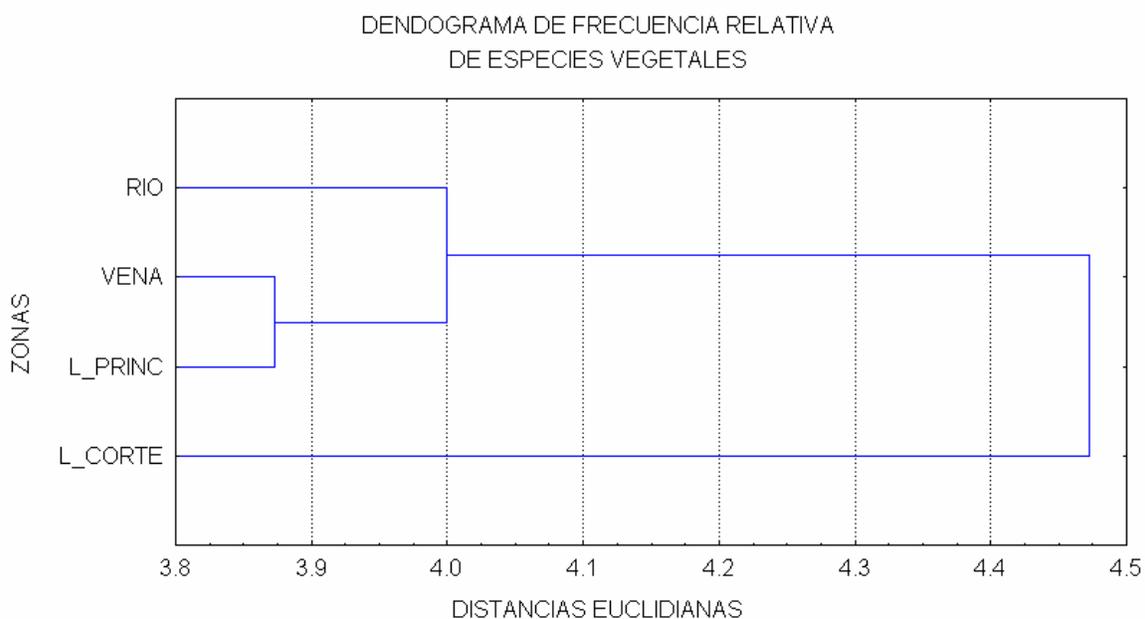


Figura 23. Dendrograma de similitud de los subsistemas de muestreo. Especies de hidrófitas presentes y frecuencia de aparición.

4.6. Regresiones múltiples.

Con el afán de encontrar las variables de mayor incidencia en la calidad del agua en presencia de diferentes bacterias e hidrófitas se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA). Sin embargo, no se encontró una correlación, dado que con tres componentes se obtuvo tan sólo el 53% de correlación, siendo que para éste tipo de análisis se pide el 80% y de ser posible con menor número de componente. Así, se procedió a llevar a cabo regresiones múltiples (stepwise) para determinar la correlación entre las variables abióticas (físicoquímicos y nutrimentos) y las bióticas (bacterias y vegetación).

Los resultados muestran que el carbono orgánico total, incide de manera importante en la presencia de coliformes fecales, es decir, a mayor concentración de materia orgánica se eleva el crecimiento de dichas bacterias. En las cuales se encuentran bacterias como *Escherichia coli*, la cual es asociada con la presencia de heces fecales en el agua (Mazari-Hiriart *et al.*, 2005) y, diversas enfermedades en el humano y ganado (Riley *et al.*, 1983; Chart, 2000) (Cuadro 10). Asimismo, las enterococos fecales también son altamente relacionadas con la presencia de carbono orgánico y nitrógeno total (Cuadro 11). A su vez, la presencia de *Vibrio* spp. está relacionada con la cantidad de materia orgánica, la concentración de sólidos disueltos totales y la conductividad eléctrica (Cuadro 12). Esto confirma descargas de origen antropogénico al humedal, favoreciendo un incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados, debido a infiltraciones de contaminantes orgánicos favoreciendo así, el desarrollo de comunidades bacterianas de origen fecal. Además, esto coincide en los tres tipos de bacterias estudiados (Coliformes fecales, Enterococos fecales y *Vibrio* spp.) y, de manera notable en laguna Corte (LC). A su vez, esta laguna es el subsistema más somero (30-50cm) permitiendo una temperatura más homogénea en la columna de agua, tratándose de un sistema de aguas lénticas que

conforma el reservorio de agua natural más vulnerable, debido a la cercanía con áreas de actividades agropecuarias, campos de polo y otras. Esto sugiere que, estas comunidades tuvieron condiciones comunes (concentraciones de materia orgánica) permitiendo su desarrollo conjunto en altas densidades. Laguna Corte, fue el subsistema que presentó las mayores densidades bacterianas: 3'000,000 UFC/ 100 mL de coliformes fecales y > 1'000,000 de *Vibrio* spp. (totales /100 mL respectivamente). A excepción de las enterococos fecales, que duplicaron su densidad a laguna Corte (43, 608) con 106, 590 enterococos fecales/100 mL en laguna Principal. Este crecimiento bacteriano, puede indicar concentraciones de nitrógeno importantes y a la larga puede ocurrir una eutrofización de los subsistemas del humedal. Es importante la presencia de fitoplacton e hidrófitas, la cobertura de las hidrófitas se relaciona con la concentración de nitrógeno y la transparencia (Cuadro 13), así como, la biomasa con las formas asimilables del nitrógeno (Cuadro 14). De esta manera, se confirma que la presencia de ciertas especies de hidrófitas pueden absorber concentraciones de nitrógeno y carbono lo cual, beneficia a la calidad de agua del humedal.

Cuadro 10. Coliformes fecales. El análisis de regresiones múltiples muestran todas las variables independientes con un efecto significativo sobre las bacterias e hidrófitas ($R^2 = 0.3916$, $F_{(1-30)} = 19.31$, $P = 0.000128$). Los coeficientes de regresión (coeficiente) con sus respectivos valores de t y P. COT = Carbono orgánico total (mg/L).

Variables independientes	Coefficiente	t -	p -
COT	80637.8891	4.39	0.0001

Cuadro 11. Enterococos fecales. El análisis de regresiones múltiples muestran todas las variables independientes con un efecto significativo sobre las bacterias e hidrófitas ($R^2 = 0.4781$, $F_{(4-27)} = 6.185$, $P = 0.001147$). Los coeficientes de regresión (coeficiente) con sus respectivos valores de t y P . Donde T °C = Temperatura, % O_2 = Porcentaje de saturación de oxígeno (mg/L), NT = Nitrógeno total (mg/L) y COT = Carbono orgánico total (mg/L).

Variables independientes	Coficiente	t -	p -
T°C	77711.0568	4.6194	0.0001
% O_2	-5083.8626	-3.5505	0.0014
NT	-26742.4015	-2.2839	0.0015
COT	3670.2587	3.5235	0.0015

Cuadro 12. *Vibrio* spp. El análisis de regresiones múltiples muestran todas las variables independientes con un efecto significativo sobre las bacterias e hidrófitas ($R^2 = 0.701$, $F_{(5-26)} = 12.19$, $P = 0.00003$ o 3.788×10^{-6}). Los coeficientes de regresión (coeficiente) con sus respectivos valores de t y P . CE = Conductividad eléctrica ($\mu S/cm$), % O_2 = Porcentaje de saturación de oxígeno (mg/L), SDT = Sólidos disueltos totales (mg/L), NT = Nitrógeno total (mg/L) y COT = Carbono orgánico total (mg/L).

Variables independientes	Coficiente	t -	p -
CE	-1268.5525	-2.3174	0.0286
% O_2	-21565.2182	-2.9163	0.0072
SDT	-971.2206	-2.6416	0.0138
NT	-244395.3285	-3.7803	0.0008
COT	25488.3019	5.1944	< 0.0001

Cuadro 13. Cobertura. El análisis de regresiones múltiples muestran todas la variables independientes con un efecto significativo sobre las bacterias e hidrófitas ($R^2 = 0.1901$, $F_{(2-29)} = 3.403$ $P = 0.0474$). Los coeficientes de regresión (coeficiente) con sus respectivos valores de t y P . Donde Transparencia = % visibilidad /cm y NT = Nitrógeno total (mg/L).

VARIABLES INDEPENDIENTES	COEFICIENTE	t -	p -
Transparencia	0.2310	2.0242	0.0522
NT	4.9141	2.4692	0.0197

Cuadro 14. Biomasa. El análisis final fue el de regresiones múltiples que muestran que todas la variables independientes con un efecto significativo sobre las bacterias e hidrófitas ($R^2 = 0.1692$, $F_{(2-29)} = 2.953$ $P = 0.06801$). Los coeficientes de regresión (coeficiente) con sus respectivos valores de t y P . Donde Nitritos (mg/L) y Nitratos (mg/L).

VARIABLES INDEPENDIENTES	COEFICIENTE	t -	p -
Nitritos mg/L	-249340.4731	-2.0705	0.0474
Nitratos mg/L	106825.7070	2.0115	0.0536

4.7. Contaminación del agua.

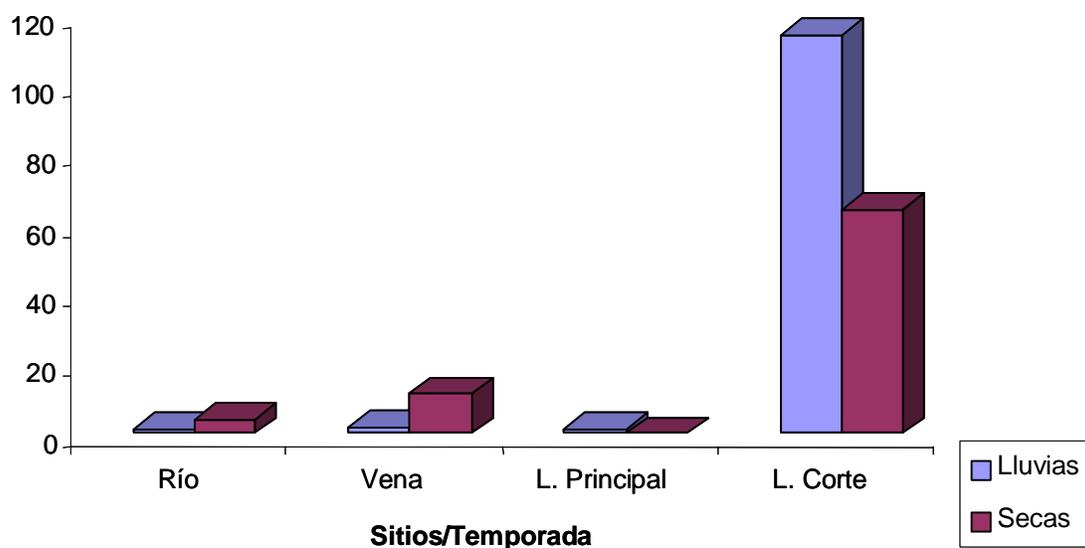
Con el afán de conocer el origen de la contaminación del humedal, se realizó un cuadro comparativo de los intervalos permitidos en las diferentes variables para la vida acuática que, establece la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 19979, dado que es una reserva ecológica al cuidado de la fauna y flora silvestre. Así como, con otros trabajos para conocer las condiciones del humedal de Cuitzmala (Cuadro 15), ello nos lleva a un humedal en buen estado a excepción de la laguna Corte que presenta altas concentraciones de coliformes fecales, como se ha mencionado anteriormente.

Cuadro 15. Comparación de intervalos establecidos en la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997); DOF, 2004 y WHO, 2000 para la vida acuática. La calidad del agua en las playas de Jalisco por INE-SEMARNAT (2005). Contreras *et al.* (2006) donde compararon 39 lagunas costeras del Golfo y del Pacífico. Así como, los intervalos encontrados en el humedal de Cuitzmala.

Parámetro (unidad)	NOM- ECOL-001- 1996 (vida acuática)	DOF, 2004 y WHO, 2000 (protección de vida acuática y uso recreativo)	INE-SEMARNAT, 2005 (playas de Jalisco)	Contreras <i>et al.</i>, 2006 (39 lagunas costeras)	Humedal Cuitzmala
Ph	5-10	6.5-8.5			7.2-8.3
Temperatura (°C)					27-30
Sólidos disueltos totales (mg/L)	40-60	40-60			2.3-1356
Oxígeno disuelto (mg/L)	3-6	3-6	7.541		1.4-6.3
Amonio (mg/L)				0.070-0.140	<0.008
Nitritos (mg/L)			0.011	0.07	0.008
Nitratos (mg/L)			0.137	0.049	<0.045
Nitrógeno total (mg/L)	15-25	15-25		0.070-0.120	1.5-8.5
Ortofosfatos (mg/L)			0.126	0.15	0.2-1.6
Fósforo total (mg/L)	5-10	5-10		0.070-0.140	0.4-3.3
Coliformes totales (UFC/100 mL)	1000-2000	<1000			30 000- 2 800 000

Dada la importancia en la concentración de bacterias en los subsistemas del humedal Cuitzmala, específicamente en la laguna Corte, se llevó a cabo un índice propuesto por Gerba (2000), el cual indica la fuente potencial de contaminación por coliformes/enterococos fecales. Dichas bacterias se presentaron en elevadas concentraciones (Figura 24) en temporada de lluvias y secas. Sin embargo, aunque hubo una tendencia de mayor concentración en temporada de lluvias, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas. A pesar de que el humedal se encuentra en una selva baja caducifolia, y existe una marcada estacionalidad del sitio. Asimismo, este índice confirma la entrada de contaminantes orgánicos resaltando los de origen animal.

Origen de contaminación (CF/EF)



Subsistema	CF/EF	Fuente potencial de contaminación
R	1.570.7-2.0	Existe una mezcla de contaminantes, predomina la de origen animal
V	1.240.7-2.0	Existe una mezcla de contaminantes, predomina la de origen animal
LP	0.13 < 0.7	Fuerte evidencia de contaminación por origen animal
LC	0.750.7-2.0	Existe una mezcla de contaminantes, predomina la de origen animal

Figura 24. Fuente potencial de contaminación por bacterias de acuerdo a Gerba (2000).

4.7. Frecuencia relativa de bacterias.

Dada la importancia en la concentración de bacterias en los subsistemas del humedal Cuitzmala, específicamente en la laguna Corte, se llevó a cabo un índice propuesto por Gerba (2000), el cual indica la fuente potencial de contaminación por coliformes/enterococos fecales. Dichas bacterias se presentaron en conteos elevados en temporada de lluvias y secas. Sin embargo, aunque hubo una tendencia de mayor concentración en temporada de lluvias, no se encontraron diferencias significativas entre temporadas. A pesar de que el humedal se encuentra en una selva baja caducifolia, y existe una marcada estacionalidad del sitio.

Así, con el fin de conocer las especies que se encuentran en el humedal y, su frecuencia para determinar su importancia ambiental y relación con la salud humana, se llevó a cabo una tabla de las frecuencias relativas por porcentaje de las bacterias identificadas en el humedal (Figura 24). En el cual se puede observar la más alta en *Enterococcus* spp., *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae*, especies relacionadas con la salud humana, a su vez, con la presencia de fauna silvestre como aves, cocodrilos y otras especies lo que sugiere entrada de contaminación animal. Sin embargo, debido a los conteos tan elevados sobre todo para Laguna Corte se sugieren entradas por actividades antropogénicas.

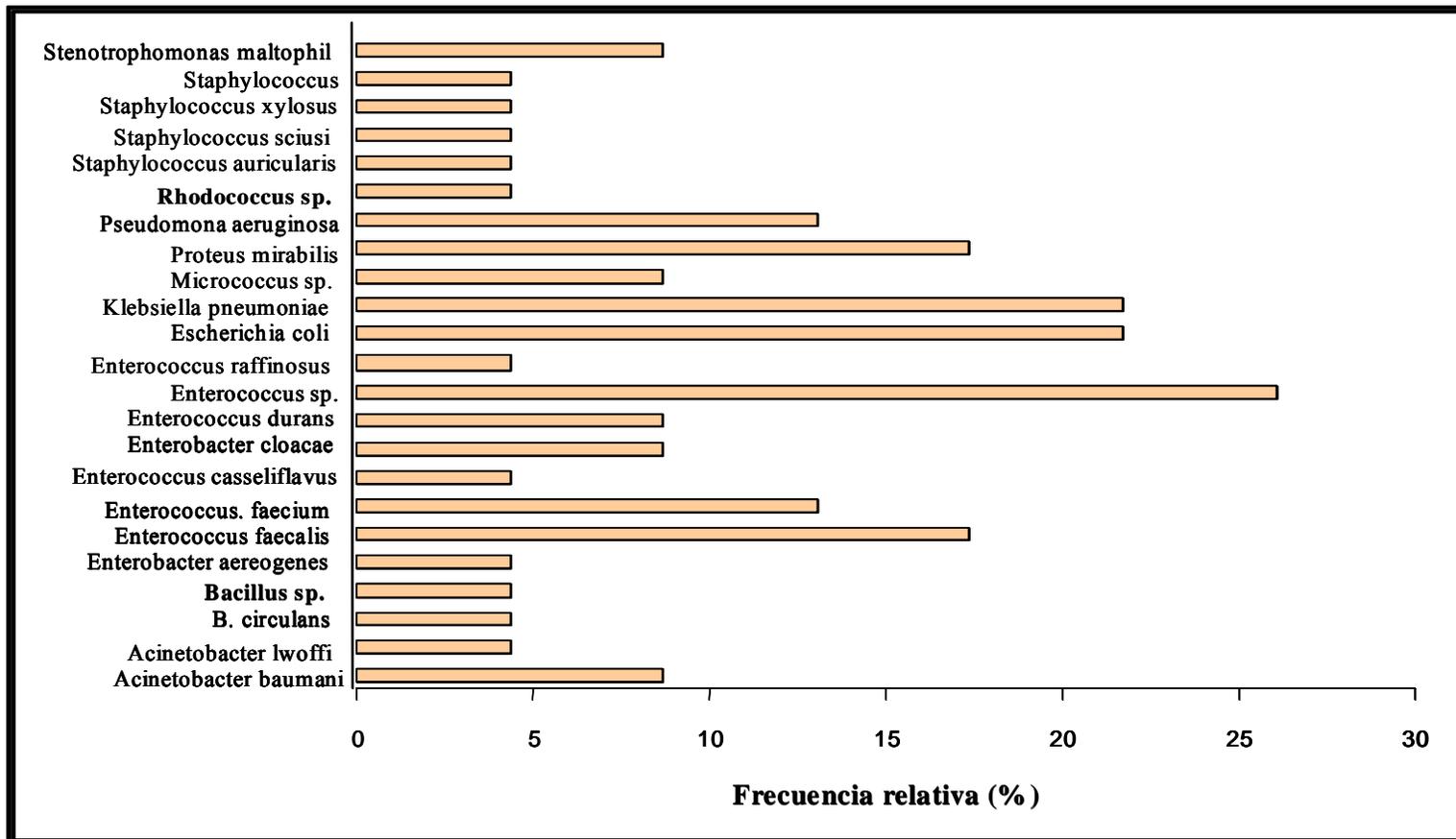


Figura 25. Porcentaje de frecuencia de las especies de bacterias identificadas en el Humedal de Cuiztmala.

4.8. Frecuencia relativa de la vegetación acuática.

Dado que, la biología de las especies de estudio no permitió un conteo de individuo/especie, se muestra la frecuencia relativa de hidrófitas en el humedal. De manera general, *Ceratophyllum demersum* mostró un elevado porcentaje, cabe destacar que dicha especie se encontró en los cuatro subsistemas del humedal. Asimismo, *Typha domingensis* y *Nymphaea ampla* también presentaron una elevada frecuencia relativa. Sin embargo, estas especies sólo se encontraron en las lagunas Corte y Principal, subsistemas con la más elevada concentración de bacterias y materia orgánica, lo que indica un papel importante de absorción de nitrógeno por *Typha domingensis*. Sin embargo, dada que la laguna Corte presentó profundidades someras (30-50 cm) y, una alta frecuencia de esta especie se está presentando la evapotranspiración de la laguna favorecida por la reproducción de *Typha* de manera importante (McNaughton, 1975).

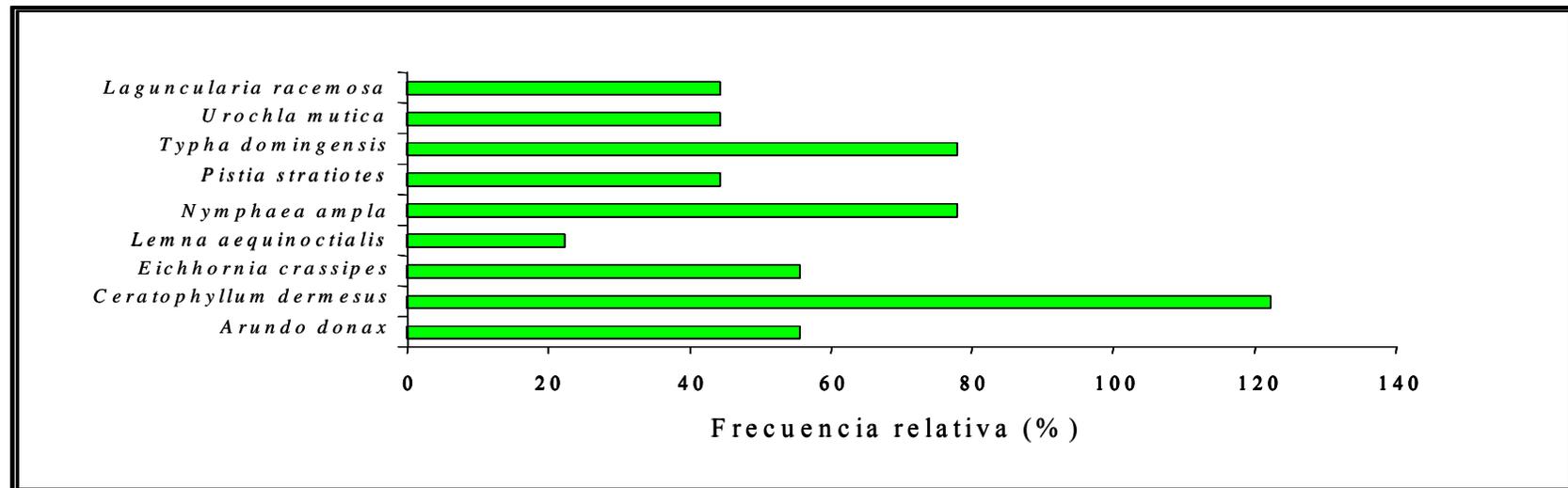


Figura 26. Porcentaje de frecuencia de las especies de plantas acuáticas identificadas en el Humedal de Cuiztmala.

5. DISCUSIÓN

ANOVAS

De acuerdo con los resultados generados en este estudio, los subsistemas que presentan movimiento a favor de la gravedad, como son el río Cuitzmala (R) y Vena (V) presentan pH promedios bajos tendiente a la neutralidad (7.41 y 7.38 respectivamente). El pH se incrementa en las aguas estancadas o lénticas, caso de la laguna Principal (LP) y la laguna Corte (LC) (8.05 para ambos sitios). Asimismo, los intervalos de dureza registrados en todos los sitios de muestreo presentan aguas blandas con reserva alcalina limitada. Así, en las lagunas, debido a la escasa circulación del agua, los productores primarios (hidrófitas sumergidas y fitoplancton) pueden desarrollarse y capturar el bióxido de carbono presente en el agua.

Todos los subsistemas se consideran someros debido a la escasa profundidad en la que ningún punto de muestreo superó un metro veinte centímetros de profundidad. La laguna Corte (LC) presentó la menor profundidad promedio (36.92 cm) y a su vez el mayor promedio en salinidad (8.8 $\mu\text{S}/\text{cm}$) por lo que debe existir una relación entre la evapotranspiración y la acumulación de sales en el agua. El oxígeno disuelto que presentó registros bajos en todos los sitios, nos indica que el sistema en todos los sitios se comporta como un sumidero o trampa de oxígeno, propiciado por un consumo elevado y constante de este gas en la zona trofólitica de los sedimentos donde los grupos de descomponedores hacen uso de él para oxidar la materia orgánica acumulada en los sedimentos. Deegan *et al.* (2007), Thomaz *et al.* (2007) y James (2007) reportan en diversos sistemas acuáticos relaciones ocurridas entre el metabolismo del sedimento con la liberación de nutrimentos y el consecuente abatimiento de las concentraciones de oxígeno. Este fenómeno es típico en lagunas costeras y áreas cercanas a la

desembocadura de los ríos ya que son zonas de acumulación de sedimentos ricos en materia orgánica (Dawes, 1991).

Por otro lado, las concentraciones de los distintos nutrimentos nitrogenados presentaron concentraciones por debajo de la norma para la protección de la vida acuática. Esto coincide con Lewis (2000), el cual menciona que el nitrógeno es un factor limitante en lagunas tropicales; además, el aumento de nitrógeno puede provocar denitrificación. Esto a su vez, se puede deber a la presencia de ciertas especies (*e.g. Typha*), a las cuales se les atribuye la absorción de considerables concentraciones de nutrimentos entre otros (McNaughton, 1975). Los ortofosfatos por el contrario, mostraron concentraciones de hasta diez veces superiores a lo propuesto por el INE-SEMARNAT (2005) para las playas de Jalisco. A su vez, el carbono orgánico presentó concentraciones de hasta 50 veces más en la laguna Corte que en los otros subsistemas. Lo que indica una alta concentración de materia orgánica y lo que da las condiciones idóneas para el crecimiento de microorganismos y vegetación acuática (Collins, 2004; Gerba, 2000). Las bacterias indicadoras de contaminación tienden a desarrollarse en mayor cantidad en las lagunas Principal y Corte, y en menor medida en los ríos, debido a que en las lagunas ya no se presenta una corriente que mantenga en movimiento a las comunidades. Por lo cual, las bacterias pueden establecerse y prosperar en estas zonas.

En el caso de cobertura y biomasa no se encontraron diferencias significativas bajo ninguno de los tres efectos (sitio, temporada, temporada x sitio). Esto se pudo deber a que, dentro del manejo del humedal se limpian los cuerpos de agua de hidrófitas mediante colecta manual, razón por la cual no se pudo medir de manera precisa la cobertura y biomasa. Además, la Vena se encuentra con cierto estancamiento, ya que el flujo depende de las compuertas, lo que justifica que sea invadida por una cubierta casi total de *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum*, y en mínima proporción por *Lemna*

aequinoctialis, especies relacionadas con las concentraciones de fósforo, como el caso de *Nymphaea ampla* que se encuentra en la laguna Principal donde también se encontraron *Arundo donax* y *Urochla mutica*. Estas especies son denominadas maleza acuáticas dado que su reproducción puede ser vegetativa y por tanto crecer de manera invasiva. El mismo caso, *Typha domingensis* en laguna Corte donde se observa su crecimiento predominante llegando a ser ya una invasión, esto a su vez, ha producido un aumento en la evapotranspiración de la laguna presentando condiciones de baja profundidad del subsistema. Esto tiende a indicar, un proceso de desecación de ésta, ya que dicha especie se ha ido expandiendo de manera importante. Además, es el único cuerpo de agua sin manejo por colecta de hidrófitas, lo que ha amortiguado la reproducción de *Typha* por dispersión de semillas, sin embargo, las condiciones someras del cuerpo de agua favorecen su expansión.

Diagramas de correlación.

Subsistema Río (R).

El aumento de los niveles de fósforo en el agua va en aumento con la concentración de oxígeno disuelto. Se observa que los ortofosfatos presentan correlación inversamente proporcional con el fósforo total ($RS = -0.73$). Esto debido a que, la forma asimilable del fósforo para los productores primarios entendidos como: la comunidad fitoplanctónica e hidrófitas es principalmente en forma de ortofosfatos. Es decir, la entrada de fósforo al sistema (incluyendo los ortofosfatos) propician un incremento en la actividad metabólica de los productores primarios, la cual se ve reflejada en la producción de oxígeno disuelto (Wetzel, 1981; Lampert y Somer, 1996). Al analizar los resultados se encontró que los valores de dureza del agua de este río (5.26 mg/L de $CaCO_3$) indican que se trata con aguas con baja reserva alcalina o aguas blandas de acuerdo con

Margalef (1983) y a Hütter (1988). Los sistemas de este tipo tienden a verse afectados por la producción primaria variando hacia la alcalinidad cuando se esta realizando la fotosíntesis, debido a que, esta retira ácido carbónico del sistema para abastecerse del carbono necesario para formar carbohidratos (Lampert y Somer, 1996). La conductividad se incrementa con los sólidos disueltos totales, y dado que la conductividad está relacionada con la presencia de sales en solución, cuya disociación genera iones positivos y negativos capaces de transportar la energía eléctrica, es posible que la mayoría de los sólidos disueltos se encuentren en forma de sales como boratos, silicatos o sulfatos. Las bacterias coliformes fecales presentan relación inversa entre la conductividad (probablemente por aumento de sales) y, al aumento de la biomasa y cobertura vegetal (Figura 27).



Figura 27. Ubicación de la desembocadura del río Cuitzmala, sitios de muestreo del subsistema R (GOOGLE, 2007).

Subsistema Vena (V).

Esta zona mostró el promedio más bajo de concentración de oxígeno disuelto (2.01 mg/L O₂), lo que puede indicar una elevada demanda por grupos descomponedores en el fondo. Al perder velocidad, el material particulado tiende a sedimentarse y descomponerse en el fondo, consumiendo el oxígeno de la columna de agua. Este fenómeno se tiene bien estudiado en sistemas que pasan de aguas lóaticas (que presentan movimientos de corriente a favor de la gravedad como ríos y arroyos) a lénticas (aguas de escasa o nula circulación) (Margalef, 1983). Esto se puede deber a que en este subsistema se encuentran compuertas que controlan el nivel del agua dentro del humedal, de tal forma que es el sitio con menor velocidad de corriente. Además, se observó una gran concentración de *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum*, lo cual coincide con bajas concentraciones de oxígeno y por tanto procesos de descomposición que lo consumen. A su vez, las enterococos se presentan paralelos con aumento en las concentraciones de amonio y, disminuyen al igual que *Vibrio* spp. con el incremento de la salinidad. La biomasa y la cobertura vegetales presentaron correlaciones directas con la salinidad; esto indica que infiltraciones de agua salina, permiten un mejor desarrollo de *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum* lo que también se pudo observar indirectamente en el subsistema. Por su cobertura casi total se consideran malezas acuáticas. El subsistema es limpiado de manera manual, lo cual resulta ser lo más benéfico para el humedal, pues al contrario de manejos biológicos (*Neohydrionomus affinis*) o químicos (herbicidas) no presenta riesgos al humedal en un futuro (Cilliers *et al.*, 1996) (Figura 28).



Figura 28. Ubicación del canal de la vena alimentada por el río Cuitzmala en su desembocadura mostrando los sitios de muestreo del subsistema V (GOOGLE, 2007).

Subsistema laguna Principal (LP).

La laguna Principal (LP) es un sistema de aguas lénticas que conforma el reservorio de agua natural más extenso de los sitios de muestreo. Las variables de oxígeno y porcentaje de saturación mostraron una correlación directa entre sí, es inversa, con la dureza de carbonatos. Wetzel (1981) reporta que el aumento en la salinidad, puede reducir hasta cierto punto la solubilidad del oxígeno en el agua y así disminuye en forma exponencial al aumentar la salinidad, sin embargo, este no es el caso. Este subsistema presentó el promedio más bajo de dureza del agua con respecto a todos los subsistemas de muestreo (1.59 mg/L de CaCO_3). Los grupos bacterianos (coliformes y

enterococos) presentaron correlaciones directas con la temperatura. Así como entre las variables que denotan entrada de materia orgánica como el carbono orgánico relacionado con el aumento de material particulado y el incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados. Esto puede relacionarse con la presencia de elevadas concentraciones de avifauna, ya que los islotes de *Laguncularia racemosa* en la laguna, sirven de hábitat para gran número de especies. Además, el humedal cuenta una alta densidad poblacional de cocodrilos (*Kinosternon chimalhuaca*) de 26 individuos/km², registro que coloca al área con una densidad de las más altas que se han registrado en su especie a lo largo de distribución en el continente Americano (Casas-Andreu y Aguilar, 2002). Esto puede sugerir una aportación natural de compuestos nitrogenados y materia orgánica. La relación inversamente proporcional entre los ortofosfatos y la transparencia, puede deberse a que los ortofosfatos al ser consumidos por los productores primarios, estos aumentan densidad disminuyendo la transparencia. Los nitratos disminuyen al incrementarse la profundidad debido a efectos de dilución. Efectos similares se reportan por Deegan *et al.* (2007) y Salter *et al.* (2007) quienes observaron que la consecuencia de esto afecta el crecimiento de hidrófitas emergentes. Además, se ha encontrado que *Nymphaeae ampla*, especie dominante en el sitio, (además de *Laguncularia racemosa*), son capaces de absorber altas concentraciones de fósforo (Quiroz, 1981), lo que también beneficia la transparencia del sitio (Figura 29).

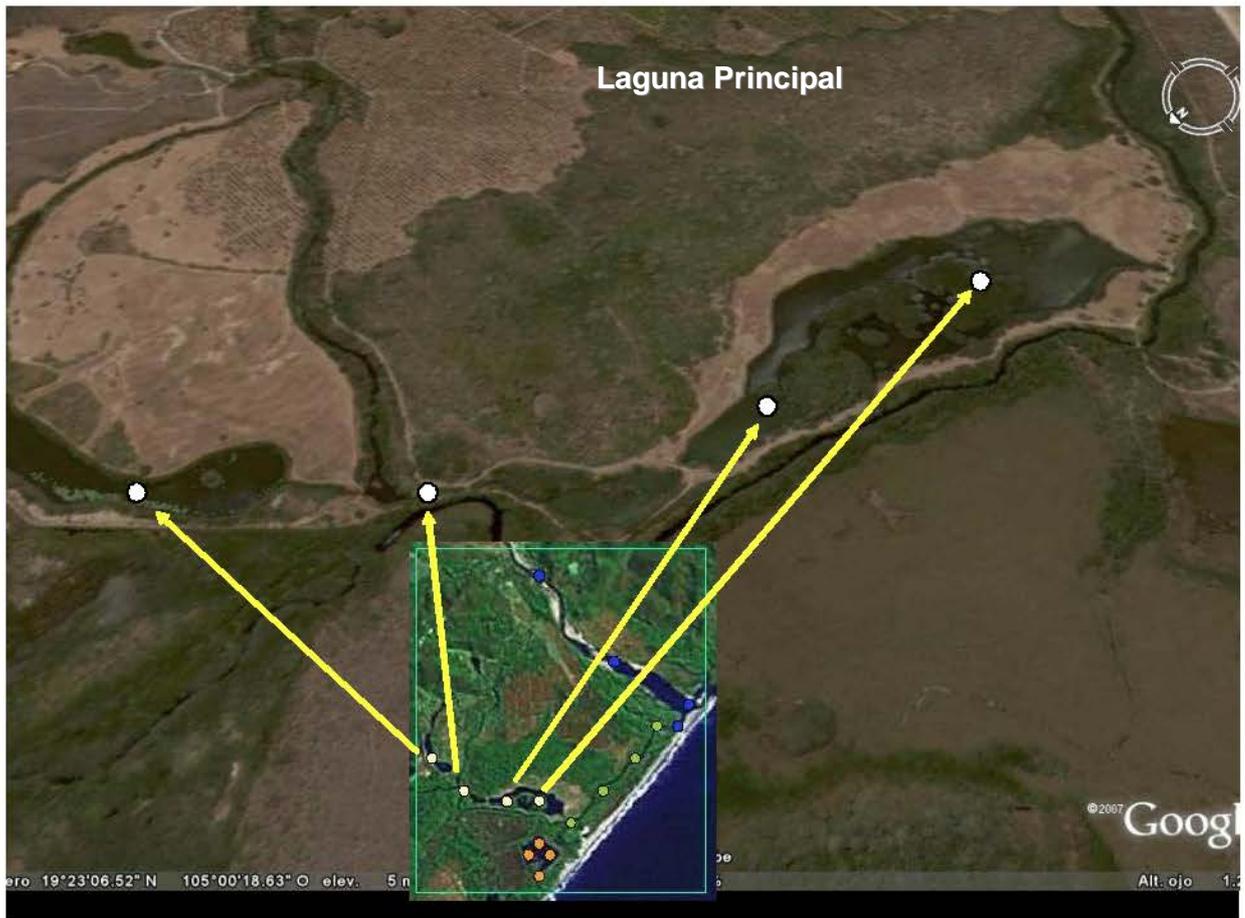


Figura 29. Ubicación de la laguna Principal, alimentada por el canal de la vena, sitios de muestreo del subsistema LP (GOOGLE, 2007).

Subsistema laguna Corte (LC).

La laguna Corte (LC) es el lugar mas aislado de los sitios de muestreo. Se trata de un sistema léntico que conforma el reservorio de agua natural más vulnerable debido a la cercanía con áreas de actividades agropecuarias y campo de polo. Este sitio presentó los valores promedios más altos de salinidad con 8.8 0/00. Por ello, el ingreso de las sales al sistema puede afectar el desarrollo de comunidades de productores primarios. A su vez, las comunidades bacterianas evaluadas presentaron relaciones directas entre si, lo que sugiere, estas comunidades tuvieron condiciones comunes que permitieron su desarrollo conjunto, ya que este sitio fue el que presentó las mayores densidades de coliformes

fecales y de *Vibrio* spp. (tres millones y un millón de UFC 100/mL respectivamente). Además, de estas y enterococos tuvieron una relación directa con el carbono orgánico. A su vez, la cobertura se vio afectada de manera directa por las concentraciones de fósforo total. Lo cual, confirma entradas de contaminación antropogénica de tierras contiguas. Asimismo, esto se ve reflejado en la presencia de *Typha domingensis*, la cual está creciendo de forma masiva desecando la laguna (Figura 30).

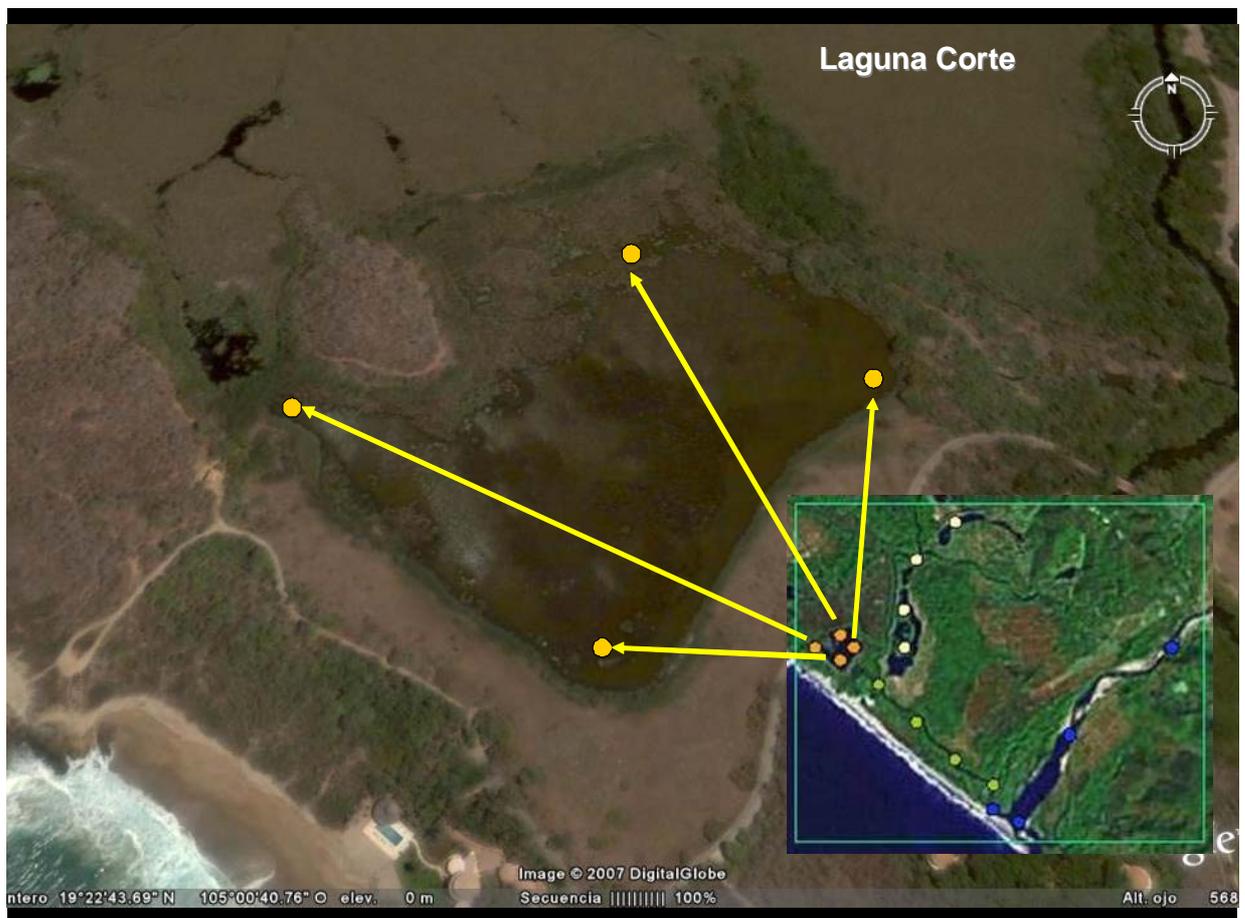


Figura 30. Ubicación de la laguna Corte, alimentada por el canal de la vena, sitios de muestreo del subsistema LC (GOOGLE, 2007).

Grado de similitud entre subsistemas.

El resultado indica que los subsistemas que presentan corriente de agua a favor de la gravedad, son más parecidos entre ellos que con los subsistemas lénticos. La laguna Principal (LP) y laguna Corte (LC) se asemejan entre si de acuerdo con la composición de especies de hidrófitas presentes en cada sitio. El río Cuitzmala (R) presenta algunas diferencias. El sitio con mayor divergencia respecto a la frecuencia de aparición de las especies vegetales es la laguna Corte (LC), esto puede deberse a que es el subsistema más vulnerable por su ubicación y por tanto con mayor cantidad de materia orgánica.

Regresiones múltiples.

Los resultados muestran que el carbono orgánico total incide de manera importante en la presencia de coliformes fecales, es decir, a mayor concentración de materia orgánica se eleva el crecimiento de dichas bacterias. En las cuales se encuentran bacterias como *Escherichia coli*, la cual es asociada con la presencia de heces fecales en el agua (Mazari-Hiriart *et al.*, 2005) y, diversas enfermedades en el humano y ganado (Riley *et al.*, 1983; Chart, 2000). Asimismo, las enterococos fecales también son altamente relacionadas con la presencia de carbono orgánico y nitrógeno total. Así como *Vibrio* spp. está relacionada con la cantidad de materia orgánica, la concentración de sólidos disueltos totales y la conductividad eléctrica. Esto confirma descargas de origen antropogénico al humedal, favoreciendo un incremento en las concentraciones de compuestos nitrogenados, debido a infiltraciones de contaminantes orgánicos favoreciendo así, el desarrollo de comunidades bacterianas de origen fecal. Laguna Corte (LC) a su vez, es el subsistema más somero (30-50cm) permitiendo una temperatura más homogénea en la columna de agua, tratándose de un sistema léntico que conforma el reservorio de agua natural más vulnerable, debido a la cercanía con áreas de actividades agropecuarias campos de polo. Esto sugiere que, estas comunidades

tuvieron condiciones comunes (concentraciones de materia orgánica) permitiendo el desarrollo bacteriano con altas densidades. Además, fue el subsistema que presentó las mayores densidades bacterianas: tres millones de coliformes fecales y más de un millón de *Vibrio* spp. (totales /100 mL respectivamente).

Este crecimiento bacteriano puede indicar concentraciones de nitrógeno importantes y a la larga puede ocurrir una eutrofización de los subsistemas del humedal. Es así, la importancia de la presencia de fitoplacton e hidrófitas dónde la cobertura de las hidrófitas se relaciona con la concentración de nitrógeno y la transparencia, así como, la biomasa con las formas asimilables del nitrógeno. De esta manera, se confirma que la presencia de ciertas especies de hidrófitas pueden absorber concentraciones de nitrógeno y carbono lo cual, beneficia a la calidad de agua del humedal. Sin embargo, es de urgencia atender el caso de *Typha domingensis* para evitar la desecación total de la laguna Corte.

Contaminación en el agua

Con el afán de conocer el origen de la contaminación del humedal, se realizó un cuadro comparativo de los intervalos permitidos en las diferentes variables para la vida acuática que, establece la NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1997), dado que es una reserva ecológica al cuidado de la fauna y flora silvestre. Así como, con otros trabajos para conocer las condiciones del humedal de Cuitzmala (Cuadro 15), ello nos lleva a un humedal que en principio se encuentra con buen estado a excepción de la laguna Corte que presenta altas concentraciones de coliformes fecales, como se ha mencionado anteriormente. Dada la importancia en la concentración de bacterias en los subsistemas un índice propuesto por Gerba (2000), el cual indica la fuente potencial de

contaminación por coliformes/enterococos fecales, este índice confirma la entrada de contaminantes orgánicos resaltando los de origen animal.

Frecuencia relativa de bacterias.

La más alta densidad de bacterias registrada fue *Enterococcus* spp., *Escherichia coli* y *Klebsiella pneumoniae*, especies relacionadas con contaminación de origen animal, lo cual muestra un aporte de microorganismos relacionados con actividades antropogénicas cuenca arriba.

La presencia de enterococos en el agua de este sistema solo puede deberse al aporte de heces fecales. Se ha reportado que estas especies sólo se pueden reproducir en el tracto digestivo de animales de sangre caliente, no se reporta crecimiento en el medio acuático. Considerando que las condiciones ambientales de los cuerpos de agua tropicales son diferentes que las de cuerpos de agua templados, es importante puntualizar las diferencias y variaciones tanto de temperatura como aporte de materia orgánica. Esto se espera tenga influencia en la presencia y abundancia de microorganismos; para enterococos existe evidencia de que pueden vivir en el agua hasta tres meses y *Escherichia coli* sólo tres semanas (Aarestrup *et al.*, 2002). Esto confirma que en este cuerpo de agua la influencia de actividades antropogénicas en la zona.

La distribución de especies de enterococcus en diferentes animales hospederos está asociada con mamíferos y aves, así como algunos reportes en reptiles e insectos. Además se encuentran en suelo, plantas y agua. En agua son considerados como contaminantes fecales comunes *Enterococcus faecium* y *Enterococcus faecalis* (Aarestrup *et al.*, 2002), especies que se encontraron en los cuatro subsistemas.

Existe evidencia de contaminación de enterococos por heces fecales de aves (*e.g.* palomas y patos), sin embargo, entre las especies identificadas en el humedal no se

encontraron estas especies (*Enterococcus columbae* y *Enterococcus asini*). Además, estas bacterias requieren de CO₂ para su crecimiento (De Vaux *et al.*, 1998; Devrise *et al.*, 1992).

Las especies de enterococos reportadas durante los periodos de muestreo fueron: *Enterococcus cloacae*, *Enterococcus raffinosus*, *Enterococcus durans*, relacionadas con especies domésticas como: gatos, perros, pollos, terneras. Asimismo, *Enterococcus casseliflavus*, *Enterococcus faecium* y *Enterococcus faecalis* se presentan en dichos animales pero además, en caballos y cerdos, y como dato interesante en escarabajos, moscas abejas, termitas y gusanos, lo que sugiere que hay una estrecha interacción entre lugares donde se lleva a cabo la agricultura, ganadería y actividades domésticas (Martin y Mundt, 1972).

Frecuencia relativa de vegetación.

Ceratophyllum demersum mostró una elevada frecuencia (%), cabe destacar que dicha especie se encontró en los cuatro subsistemas del humedal. Asimismo, *Typha domingensis* y *Nymphaea ampla* también presentaron una elevada frecuencia relativa. Estas especies sólo se encontraron en las lagunas Corte y Principal, subsistemas con la más elevada concentración de bacterias y materia orgánica, lo que indica un papel importante de absorción de nitrógeno por *Typha domingensis*. Sin embargo, dada que la laguna Corte es un subsistema somero (30-50 cm) y presenta una alta frecuencia de esta especie, se está presentando la evapotranspiración de la laguna siendo favorecida por la reproducción de *Typha* de manera importante (McNaughton, 1975).

En el caso particular de la laguna Corte la concentración de carbono orgánico total es muy alta 19-89 mg/L, así como, la concentración de coliformes fecales (UFC/100 mL). Además, esto coincide con la presencia de *Typha domingensis*, especie difícil de controlar debido a su biología de la reproducción, ya que presenta

reproducción sexual y asexual (McNaughton, 1975). Debido a su gran densidad y distribución se ha tratado de controlar de diferentes maneras, llegando a que a una profundidad mayor de 1.5 m, la especie mantiene sus semillas latentes pero sin emerger (Quesada, 2004). Esto brinda la posibilidad al sitio de manejarse de manera adecuada, evitando la evaporación y por tanto la desecación de la laguna. Además, se ha encontrado en diversos estudios que las fluctuaciones afectan al crecimiento de *Typha domingensis*, probablemente por la restricción de acceso al carbono atmosférico (Deegan et al., 2006).

Problemática actual en la zona de estudio.

En la región se presenta un conflicto por el agua como recurso, usado con diversos fines. Uno de los más conflictivos son el uso del agua como servicio ecosistémico tanto para los sistemas terrestres como acuáticos, su relación con la conservación de la selva caducifolia y la zona del río y el humedal, en contraposición al uso con fines turísticos.

Por ejemplo, proyectos para zonas turísticas: La Huerta y Tambora. En estos, uno de los impactos negativos más grandes de los proyectos es la extracción del agua (más de 1.5 millones de m³ por año) de una fuente estacional que actualmente está sujeta a explotación. Además no se presentan datos que respalden el uso sustentable de este enorme volumen de líquido, ni sobre la capacidad de producción de la cuenca del arroyo Chamela (C. Domínguez, com. pers.). A su vez, Alvaro Miranda coordinador científico de la Fundación Ecológica de Cuixmala A. C., refirió que ésta reserva es de la que mantienen realmente condiciones de conservación lo que le ha dado nombramientos como: Reserva de la Biosfera, Región Hidrológica y Marina Prioritaria, Área de Conservación de Aves, así como, sitio RAMSAR. Lo que habla de su gran importancia ecológica, económica y social (Figura 31).



biológica que dichos estudios no tienen en cuenta los impactos en flora y fauna, por lo que posteriormente se determinen acciones precisas para mitigar tales daños y se realicen de mitigación necesarias.

También se preocupan el futuro de las nuevas especies de mamíferos terrestres, 28 de aves, 30 de reptiles, cinco de anfibios y dos de peces que se encuentran en categorías de riesgo.

En cambio, señaló el investigador investigador, uno de los impactos negativos más graves de los proyectos es la extracción de agua (más de 1.5 millones de m³ por año) de una fuente esencial de agua dulce para la agricultura y la explotación. No se presentará daños que respalden el uso sustentable de esta enorme volumen de líquido, ni sobre la capacidad de producción de la cuenca del arroyo Chamela.

Alvaro Miranda, coordinador técnico de la Fundación Ecológica de Cuixmala, señaló que esta reserva es de las pocas que mantienen buenas condiciones de conservación excepcional. Sus más de 13 mil hectáreas están en condiciones excepcionales.

Por esa situación ha recibido múltiples reconocimientos a lo largo de su existencia, que se remonta a 1993, cuando se le otorgó el estatus de Reserva de la Biosfera, y más adelante, Región Hidrológica y Marina Protegida por la Comisión Nacional de Biodiversidad, así como línea de referencia para la Conservación de Aves por la Comisión de Cooperación Ambiental para América del Norte, entre otras.

Jorge Vega Rivera señaló que si bien los desarrollos turísticos no están en la reserva, pero lo que ocurre al interior de ella impacta la región y sus alrededores. No se puede hablar de que por no estar en la reserva sean impactos directos, van a tener un efecto negativo.

En el diálogo estuvo presente Héctor Aída Watanabe y Alberto Nor-Oyama, directores del Instituto de Ecología y del Centro de Investigaciones en Ecosistemas, respectivamente, así como Gerardo Ceballos, investigador del Instituto de Ecología y miembro del consejo directivo de la reserva; Alicia Castillo, del Centro de Investigaciones en Ecosistemas; Jesús Juárez, secretario jurídico de la Coordinación de Investigación Científica de la UNAM; y Alberto Sotelo, asesor legal de la reserva.



Fauna de Chamela. Foto: A. Rivera

Figura 31. Proyectos para zonas turísticas: La Huerta y Tambora (Ayala, 2007).

CONCLUSIONES

- ❖ Los resultados obtenidos durante el ciclo anual 2005-2006 muestran en dos de los subsistemas del humedal de Cuitzmala, Río y Vena, buena calidad del agua para la vida acuática, con base en los parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos y la vegetación de acuerdo con la NOM-001-ECOL-1996 y los Lineamientos de Calidad del Agua que estipula la Ley Federal de Derechos. Disposiciones Aplicables en Materia de Aguas Nacionales.
- ❖ No se presentó variación estacional, sin embargo, se encontraron diferencias significativas espacialmente en los parámetros fisicoquímicos, bacteriológicos y la vegetación acuática.
- ❖ En particular, la Laguna de Corte presenta altos conteos de coliformes fecales y concentración de carbono orgánico total, así como una tendencia a una mayor cobertura y biomasa vegetal, lo que puede favorecer al reciclado de nutrientes.
- ❖ La Laguna Principal presenta los conteos más altos de enterococos fecales, en relación con los otros subsistemas. Las especies identificadas confirman la influencia de actividades antropogénicas.
- ❖ El grado de correlación entre las variables bióticas resulta significativo para el oxígeno, el pH, la salinidad, los nutrientes y la transparencia. La mayor cantidad de correlaciones espaciales se presentó en la Laguna de Corte y la Laguna Principal.
- ❖ Los sitios más parecidos de acuerdo con la variación de la vegetación son el Río y la Vena; el que presentó mayor diferencia fue la Laguna de Corte. En cuanto a la composición de especies de macrofitas las zonas más semejantes son la Laguna Principal y la Vena.

- ❖ El tipo de manejo de los cuerpos de agua y la vegetación que se lleva a cabo por parte de la Fundación Ecológica de Cuixmala, A. C. es compatible con el mantenimiento de la vida acuática en la zona.
- ❖ Considerando que *Typha domingensis* no se desarrolla a profundidades mayores a 1.5 m, para un manejo más adecuado de la Laguna de Corte se propone aumentar el nivel del agua con el fin de controlar el crecimiento de esta planta, así como disminuir la evapotranspiración y evitar su desecación.
- ❖ Se ha propuesto que *Eichhornia crassipes* tiene un alto contenido de fósforo y *Nymphaea* un alto contenido de nitrógeno, por lo que se recomienda preparar composta de estas especies para su uso local.
- ❖ Las especies de enterococos y coliformes fecales están asociadas con actividades antropogénicas, por lo que se propone monitorear la calidad del agua y los sedimentos sistemáticamente a lo largo de la cuenca para establecer zonas prioritarias de rehabilitación.
- ❖ El Río y la Vena son los componentes del sistema acuático con flujo unidireccional que aportan en gran medida materia orgánica y nutrimentos. La Laguna de Corte tiene un aporte por infiltración y escurrimiento y, la Laguna Principal a través del Río y la Vena. Estas dos lagunas representan los sitios de depósito del humedal y en los cuales se acumulan en mayor proporción los compuestos y microorganismos aportados de fuentes externas al sistema.

7. PROPUESTAS DE REHABILITACIÓN.

En los registros de las variables ambientales, principalmente los nutrientes se encuentran dentro de los intervalos permitidos por las normas oficiales mexicanas, sin embargo, es importante hacer una acotación. Si nosotros tomamos directamente estos valores para clasificar el grado de eutrofización del agua, los resultados obtenidos sugieren que nuestros sistemas son de tipo oligotrófico. Sin embargo, después de haber analizado la teoría de la paradoja del plancton propuesta por Hutchinson en 1969, diversos autores como Margalef (1983); Wetzel (1981); Ryding y Rast (1992) y, Lampert y Sommer (1997) se sugiere que las diferencias entre sistemas oligotrófico y eutrófico son ante todo diferencias de magnitud y ritmo. Así, en el caso de los nutrientes, las concentraciones pueden enmascarse debido al uso que hacen de ellos los productores primarios, por tal razón es recomendable estudiar en forma complementaria el nivel de productividad y biomasa de las hidrófitas. La presencia de hidrófitas flotantes (*e.g. Eichhornia crassipes, Lemna aequinocialis, Pistia stratiotes, Typha domingensis, Urochla matica, Ceratophyllum demersum*) indica elevadas cantidades de nutrientes de origen antropogénico mientras que, la abundancia de hidrófitas sumergidas sugiere un impacto menor. En este estudio encontramos presencia de hidrófitas flotantes, así como, grandes cantidades de bacterias que nos indican el aporte de fauna silvestre (*e. g.* cocodrilos, aves, mamíferos e insectos) en la zona que puede ser responsables de los altos conteos bacterianos. Así como, la adaptación del medio y el crecimiento de bacterias en sedimento y agua con un alto contenido de materia orgánica y altas temperaturas de manera relativamente constante a lo largo del ciclo anual. Debido a que la degradación y eutrofización del agua es una de las principales causas de que se incremente la tasa de extinción de especies de fauna acuática (Bernhardt *et al.*, 2005) ya que, esta zona representa un refugio para una gran

diversidad de especies acuáticas y terrestres, lo cual es de vital importancia para el establecimiento de medidas prioritarias para la rehabilitación del humedal.

El ingreso no controlado de nutrientes debido a descargas de distinto origen son las causas principales de la eutrofización. Los síntomas evidentes de esto es el desarrollo de una gran cantidad de malezas acuáticas que tienden a desarrollarse de manera extensiva en los sistemas receptores de las descargas. De acuerdo con Ryding y Rast (1992), para asignar las prioridades a los programas encaminados al control de la eutrofización, se debe considerar la orientación a tratar las causas básicas (como la disminución de la entrada de nutrientes de las plantas acuáticas desde la cuenca) y los síntomas (*e.g.* las recolecciones periódicas de plantas acuáticas de muy rápido crecimiento).

6.1. Eliminación de las causas de la eutrofización.

- Determinación de la carga de nutrientes en fuentes localizadas:

Es preferible determinar la carga de nutrientes en fuentes localizadas ya que, este procedimiento proporciona estimaciones más precisas dado que proporciona la cantidad de nutrientes generados por unidad de área y de tiempo, para cada tipo de fuente de nutrientes en una cuenca de drenaje. Se expresan como kilogramo de nutrientes aportados por hectárea de superficie por año (kg/ha.año). Se puede evaluar también *per capita* cuando se conoce el número de individuos que genera los nutrientes (kg/*per capita*.año). Las fuentes localizadas son desde las fuentes municipales (plantas de tratamiento, aportes de actividades rurales y urbanos), viviendas rurales (drenajes directos o fosas sépticas) en la retención de fósforo y nitrógeno, que depende del coeficiente de retención del suelo, dado por la capacidad de absorción del mismo, del drenaje natural y la permeabilidad de los materiales geológicos y del suelo. Así como, la distancia con el nivel freático a aguas de escurrimiento, terrenos rurales cultivados

(dada por el tipo de cultivo: monocultivo, cultivo mixto o rotativo), actividades pecuarias considerando la densidad y tipo de animales y la textura de la superficie del suelo.

- **Tratamiento físico y químico de aguas tributarias antes de que entren en el afluente:**

Una vez localizadas las fuentes más importantes de nutrimentos, se puede conseguir una disminución importante de fósforo tratando el agua mediante *precipitación* y *filtración de las aguas* de estos afluentes o mediante el uso de biorreactores. Si se elige la primera, sobre todo en fuentes municipales, las plantas de tratamiento deben considerar los siguientes pasos:

1. Precipitación de iones de ortofosfatos mediante la adición de $4-12 \text{ mg Fe}^{+3} \text{ L}^{-1}$ en un intervalo de pH de 6 a 7.
2. Desestabilización de coloides y partículas en suspensión del agua sin tratar incluidos los compuestos precipitados de hierro-fosfato-hidróxido.
3. Aglutinación por transporte. En esta etapa los microagregados forman agregados mayores, parcialmente visibles. Añadiendo un polielectrolito catiónico propicia que los agregados sean susceptibles a la filtración.
4. Filtración en tres capas: Carbón activado, (capa de 30 cm de ancho y apertura de 3 a 5 mm), hidroantracita (125 cm de ancho de apertura de 1.5 a 2.5 mm) y arena de Sílice (capa de 50 cm de ancho con apertura de 0.7 a 1.2 mm) (Ryding y Rast, 1992).

Otra alternativa que se puede utilizar *lagunas de oxidación*. Se trata de pequeños cuerpos de agua que retienen el líquido por cortos periodos de tiempo antes de que entren al cuerpo principal del afluente. Considerando la extensión del humedal esto sería un buen sistema para la zona evitando la evapotranspiración. Este permite y

favorece el crecimiento de algas e hidrófitas las cuales, eliminan los nutrientes y disminuyen la entrada de sedimentos. Incluso se pueden conectar algunas lagunas de oxidación en serie y eliminar hasta el 96% de la cantidad total de nutrientes, la eficiencia es la adecuada cuando la máxima concentración de fósforo es de 0.5 mg L^{-1} .

Uno de los principales mecanismos de deterioro de los sistemas lénticos es la acumulación de sedimentos provenientes tanto por arrastre alóctono o exterior, como por la biomasa producida autóctonamente que se sedimenta periódicamente. Existen diversos métodos para reducir el material sedimentable, Hansen *et al.* (1997) y (Ryding y Rast, 1992) proponen algunos de ellos. Para el caso de los afluentes y escorrentías provenientes de áreas de cultivo, un método adecuado es la implementación de *zanjas de filtración*. Estas tienen el principio de que cuando el agua se embalsa y pasa a través del suelo el fósforo resulta retenido. El proceso es más efectivo si en el suelo se presentan arcillas en la capa superficial, ya que el fósforo queda atrapado en ellas. Este método se puede utilizar para suministros que no excedan los 100 L seg^{-1} y para fuentes individuales de contaminación (*e.g.* granjas) si la pendiente es adecuada y el terreno permite la filtración.

Otra opción para la restauración de la reserva, dado que los registros de la calidad de agua del humedal demuestran evidencia de aportes de materia orgánica y se tiene evidencia de la pérdida de suelo por deforestación a lo largo de la cuenca (Martínez, 2007), una opción es la labranza adecuada para la conservación de suelo.

- **Labranza de Conservación (Ryding y Rast, 1992).**

1. **Bandas de vegetación amortiguadoras:** Son efectivas para reducir la velocidad del flujo del agua en tierra y para atrapar sedimentos en suspensión. Sise mantienen adyacentes a los cauces de agua (ríos, canales de riego, arroyos), una

banda de 20 cm de ancho puede eliminar hasta el 50 % de la carga de sedimentos.

2. Cultivos en cruz con la pendiente: se basa en realizar cultivos en ángulo recto con respecto a la pendiente de la tierra. Reduce hasta un 25 % de la carga de sedimentos en el agua.
3. Cultivos en Bandas: Alternando cultivos contiguos, (*e.g.* granos, leguminosas) con cultivos en hileras (maíz) a lo largo de la pendiente. Esto aumenta la absorción y disminuye el flujo de tierra, esta técnica estimula al productor a rotar cultivos además de que disminuye la carga de sedimentos hasta en un 85 %.

6.2. Tratamiento de los síntomas: control de la eutrofización dentro de los sistemas (Ryding y Rast, 1992).

Los métodos de control dentro del sistema no resultan tan efectivos a largo plazo como los métodos externos. Sin embargo, cuando se incluyen ambos tipos de control, los beneficios se observan a corto plazo.

- **Dragado de sedimentos:**

Este método aunque elimina a los nutrientes atrapados en el fondo es inadecuado debido a costos asociados al dragado, al elevado impacto del dragado sobre la biocenosis y al problema de la eliminación de sedimentos.

- **Recolección de macrófitas:**

Este método implica cortar y eliminar los crecimientos indeseados de las hidrófitas asociadas a las masas de agua, método que se aplica en la Vena con *Pistia stratiotes* y *Ceratophyllum demersum*. Esta debe darse de manera controlada, sobre todo en el área de los nidales de los grandes reptiles que existen en las zonas y respetando las áreas de anidación de aves acuáticas. Sin embargo, las hidrófitas flotantes pueden eliminarse por extracción directa causando más beneficios que daños al sistema, debido a que su retiro

permite la penetración de la luz, el desarrollo de hidrófitas sumergidas y la oxigenación del sistema, elevando la calidad del agua y las oportunidades para su colonización que no se introduce en estas áreas por las bajas concentraciones de oxígeno. Además se puede dar uso alternativo que genere beneficios a la población local por la explotación de las hidrófitas. Algunos usos pueden ser los siguientes (Hernández-Tejeda y Lugo, 2007):

1. Generación de papel artesanal a través de las fibras vegetales.
2. Materia prima para artesanías de fibra vegetal, (*e.g.* cestas, alhajeros, sombreros, tortilleros).
3. Composta para la elaboración de biofertilizantes (compostas que ya se realizan actualmente en la reserva) y biogas.
4. Usos en lagunas de oxidación para la captura de nutrimentos.
5. Uso como combustible después del secado y compactado.
6. Alimento alternativo para el ganado.
7. Triturado y fabricación de aglomerado (adicionando 30 % de astilla o aserrín) para la fabricación de muebles.

De tal modo que el beneficio, es tanto social como ambiental.

- **Control Químico:**

No se recomienda, en esta zona ya que se basa en introducir herbicidas para eliminar hidrófitas o el sulfato de cobre para controlar el crecimiento de microalgas. Estos productos son altamente tóxicos para la biota acuática (Mangas-Ramírez *et al.*, 2004).

- **Control Biológico:**

No es recomendable, en este caso la introducción de peces o especies exóticas que ayuden a controlar las malezas acuáticas, dado que existe una buena diversidad de fauna en la zona que puede verse alterada de manera impredecible al seguir este método.

6.3. Análisis costo-beneficio.

El aplicar medidas de manejo para la rehabilitación de la zona tendría beneficios como:

- Disminución o amortiguación de las pérdidas de recursos en las actividades pesqueras y de ecoturismo.
- Mejora en el estado de salud de las comunidades acuáticas.
- Mejora en la salud social por disminución de los diferentes grupos bacterianos en el agua.
- Mejora en el paisaje ribereño debido a la eliminación selectiva de malezas acuáticas.
- Conformación de cooperativas sociales que exploten adecuadamente a las hidrófitas obteniendo beneficios económicos.
- Disminución de los niveles de eutrofización del humedal de Cuitzmala, (Ryding y Rast, 1992; Giller, 2005; Hernández *et al.*, 2000)

Los objetivos manifiestos del programa se enfocan principalmente a:

- Contribuir a mejorar las condiciones de vida de la población colindante, mediante una adecuada gestión del ambiente que sustente y aumente la capacidad productiva de los recursos naturales del humedal de Cuitzmala.
- Promover la conservación, restauración y aprovechamiento sustentable de la cuenca baja, el humedal de Cuitzmala.

- Fortalecer las capacidades institucionales de los gobiernos municipal, estatal y federal y de las organizaciones ciudadanas e instituciones académicas locales para la gestión integral del humedal de Cuitzmala.
- Impulsar procesos de educación ambiental ciudadana, que permitan la adecuada participación pública a nivel cuenca y así, colaborar con los propietarios de la reserva en la gestión del humedal de Cuitzmala.
- Difusión de las problemáticas ambientales por impacto ambiental como proyectos turísticos que no cumplen con requisitos legales, así como ambientales y sociales.
- Gestionar la vinculación con instancias gubernamentales y no gubernamentales de nivel local, estatal, nacional e internacional para contar con apoyo económico y en especie en los proyectos de gestión integral del humedal de Cuitzmala.

ANEXO I

Ceratophyllum demersum L., Sp. Pl. 992. 1753.

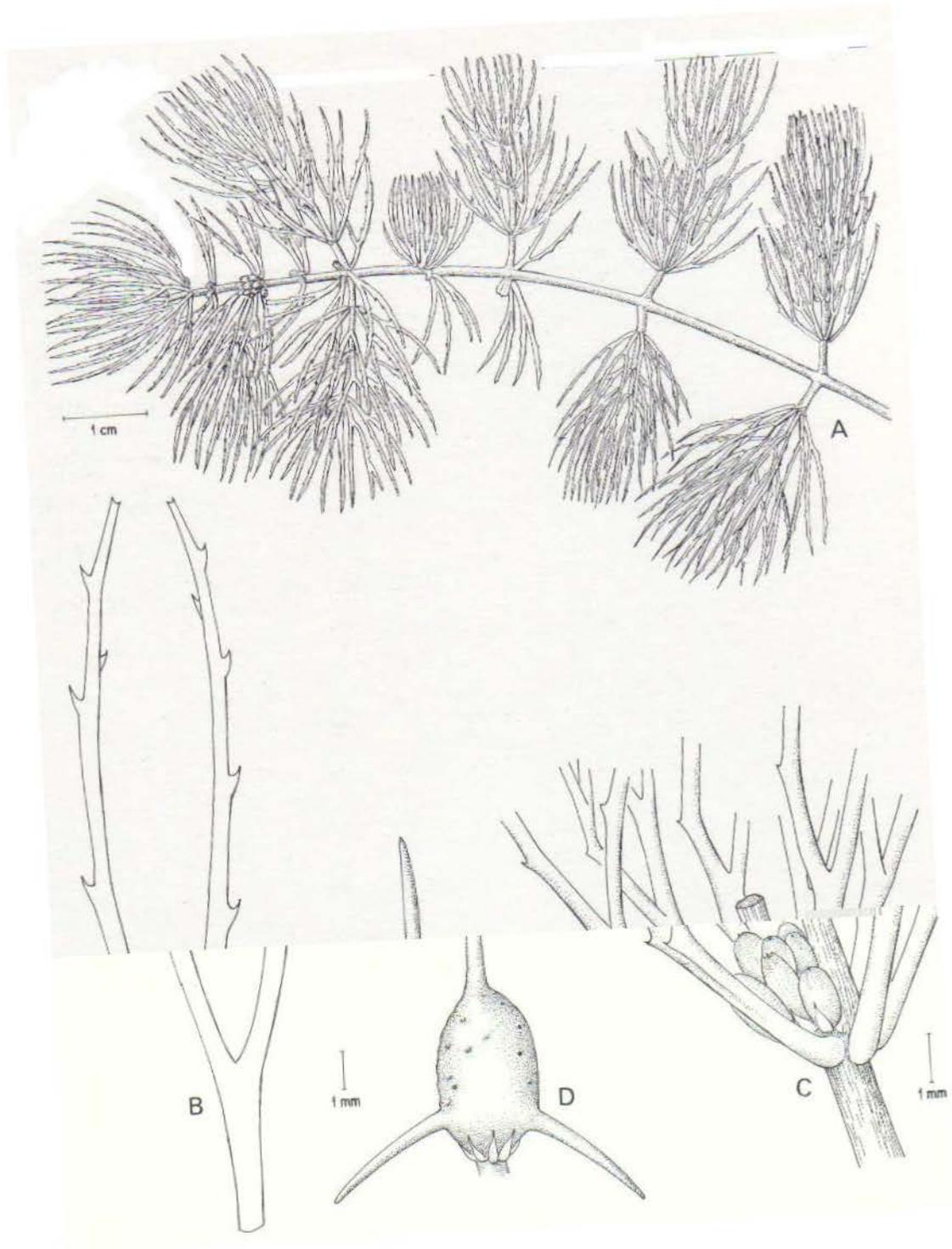
Tallos delgados, cilíndricos, de 0.4-1 mm de diámetro, hasta de 2 m de largo. Hojas de 8 a 10 por verticilo, divididas dicotómicamente una vez, algunas veces dos veces divididas, segmentos más o menos lineares, de 9-15 mm de largo. Flores estaminadas con 15-20 estambres, anteras oblongadas, de 0.8-1.2 mm de largo. Flores postiladas no vistas. Frutos de color verde a moreno claro, elipsoides, de 3.8-4.2 mm de largo, de 2.8-3.5 mm de ancho, estilo persistente apical, de (1.2) 2.5-2.8 (6.3) mm de largo, con 2 espinas basales cortas o tan largas como el estilo persistente, superficie lisa, algunas veces diminutamente pustuladas.

Distribución: Ampliamente distribuida en América, desde Canadá hasta Argentina, Europa, Asia y África. En México se conoce de los estados de Baja California, Campeche, Distrito federal, Hidalgo, Jalisco, México, Michoacán, Puebla, San Luis Potosí, Sonora, Tabasco, Tamaulipas y Veracruz.

Altitud 5-236 m.

Tipo de vegetación: Hidrófilas sumergidas de lugares con poca corriente.

Época de floración: Junio- Noviembre (Lot, 1991).



Ceratophyllum demersum: A. hábito, B. detalle de una hoja, C. detalle de un nudo mostrando una flor estimada, D. aquenio (Ilustración E. Esparza) (Tomado de Lot, 1991).

***Eichhornia crassipes* (C. Martius) Solms-Laub. In A. CC., Monogr, Phan. 4:527. 1883.**

Plantas libre flotadoras, tallos estoloníferos. Hojas emergentes, arrosetadas, láminas oblatas a ampliamente ovadas, de 2.8-10 cm de largo, de 8-19 cm de ancho, ápice agudo a obtuso, base cuneadas, obtusa o truncada; pecíolos variables en forma, generalmente cortos e inflados o largos y no inflados, cuando cortos, fusiformes en su parte media y adelgazándose hacia la base de la lámina, de 6-20 cm de largo, de 1.25 cm de ancho, pecíolos largos delgados, más o menos cilíndricos, más gruesos en la base, de 13-20 cm de largo, de 5-12 mm de ancho; vainas membranosas, de 5-10 cm de largo, lígula pequeña como una lámina de las hojas estériles. Inflorescencia espiciforme, de 5-15 flores, pedunculadas, caquis algo pubescente, escapo delgado, de 6-20 cm de largo, de 3-6 mm de ancho; espata exterior infundibuliforme, abierta hasta $\frac{1}{3}$ de su longitud, de 3-5 (8) cm de largo, lámina de 1.3-1.8 (-4) cm de largo, de 1-1.2 (3) cm de ancho, algunas veces con un pecíolo hasta 12 mm de largo, la espata interior de 4.5-11.5 cm de largo, el margen delgado, algunas veces glandulosa, el ápice generalmente mucronato, algunas veces formando una lámina hasta de 1 cm de largo. Flores lila, de ca. 4 cm, tubo del perianto pubescente, lóbulos enteros glandulosos; filamentos de los estambres anteriores de 1-2 (2.5) cm de largo, glandular-pilosos, los de los posteriores de 3-5.2 (6.8) mm de largo, glandulosos, anteras oblongadas, las de los estambres anteriores de 1.9-2.3 mm de largo y de los posteriores de 1.9-2 (3.3) mm de largo; ovario más o menos elipsoide, de 4-7 mm de largo, estilo de 1.7-2.8 cm de largo, glandular-piloso, estigma trilobado-piloso. Fruto no visto.

Distribución: Estado Unidos hasta Paraguay y las Antillas.

Tipo de vegetación: Hidrófila libremente flotadora, de pantanos, lagunas, canales, charcas, suelos inundados y presas.

Altitud: 10-300 m.

Época de floración: Casi todo el año (Lot, 1991).



Eichhornia crassipes: A. hábito, B. Espata abierta mostrando el fruto, C. semilla (Ilustración E. Esparza) (Tomado de Lot, 1991).

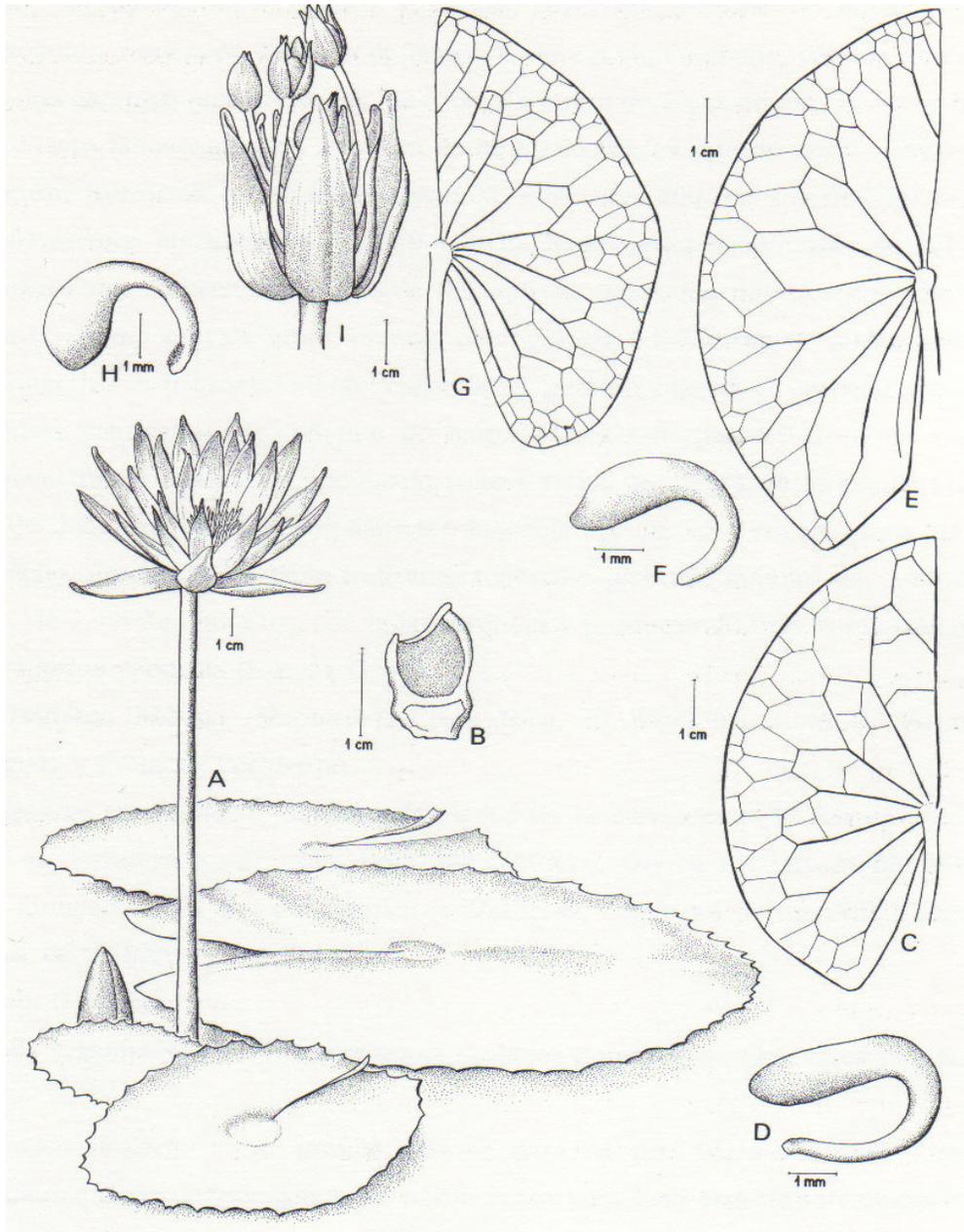
Nymphaea ampla (Salisb) D.C., *Syst.* 2:54.

Hierbas enraizadas de hojas flotantes, rizomas de 2-4 cm de diámetro. Hojas con láminas con el haz de color verde, algunas veces con manchas irregulares oscuras y el margen de color púrpura, el envés púrpura, ovadas a suborbiculares, de 13-38 cm de largo, de 12-36 cm de ancho, margen sinuado-dentado, los dientes frecuentemente irregulares, ápice obtuso, base cordada, lóbulos de 5-12 cm de largo; 21-26 nervios principales, engrosados, nervación secundaria reticulada; pecíolo más o menos rollizo, de 3-4 mm de diámetro, glabro o pubescente. Flores emergentes, blancas, anthesis diurna, pedúnculo de 3-7 mm de diámetro, generalmente más grueso que el pecíolo, glabro o pubescente, algunas veces con los márgenes alados; sépalos verdes con líneas oscuras en la superficie externa, lanceolados, de 4.5-9 cm largo, de 1.2-2 (2.7) mm de ancho, ápice agudo; pétalos blancos, algunas veces con líneas violáceas, estrechamente elipsoides a elipsoides, de 5.9 cm de largo, de 1.2-1.8 mm de ancho, ápice agudo a obtuso; estambres externos con filamentos lanceolados a elipsoides, petaloides, de 8-15 mm de largo, anteras de (10)15-18 (20) mm de largo, apéndices del conectivo lingüiformes, de (5)6-8(-13) mm de largo, estambres internos con filamentos filiformes, de 4-8 mm de largo, anteras de (8-)10-13(-15) mm de largo, apéndices del conectivo de (1-) 2-3 mm de largo; apéndices carpelares triangulares, de 1.3-3 mm de largo. Fruto subferoide, cóncavo en la parte superior, rayos estigmáticos y apéndices carpelares persistentes, de 3.8-5 cm de diámetro; semillas elipsoides, de (1.1)1.3-1.15 mm de largo y de 0.9 mm de ancho, cubierta seminal externa de color verde olivo pilosa, los pelos arreglados en hileras, la cubierta interna de color moreno oscuro, areolada, rafe poco conspicuo, la región micropilar convexa.

Distribución: De América Tropical y subtropical. En México se conoce de los estados de Campeche, Chiapas, Coahuila, Guerrero, Jalisco, Michoacán, Nuevo León, Oaxaca, Puebla, Quintana Roo, San Luis Potosí, Tabasco, Tamaulipas, Veracruz, y Yucatán.

Altitud: Desde el nivel del mar hasta 236 msnm. Tipo de vegetación Hidrófila enraizada de hojas flotantes, en lugares tranquilos.

Época de floración: Marzo – Noviembre (Lot, 1991).



Nymphaea ampla: A. hábito, B. sección longitudinal del carpelo; *N. conardii*: C. parte de la hoja mostrando nervadura, D. apéndice carpelar; *N. jmesoniana*: E. parte de la hoja mostrando la nervadura, F. apéndice carpelar; *N. prolifera*: G. parte de la hoja mostrando la nervadura, H. apéndice carpelar, I. flores tuberíferas (Ilustración E. Esparza) (Tomado de Lot, 1991).

***Lemna aequinoctalis* Welw., Ann. Conselho Ultram . 55: 557. 1859.**

Fronas flotando sobre la superficie del agua , solitarias o en grupos de 2-3, oblongo elípticas a abovadas, de (2.5) 3.1-3.8 (-4.4) mm de largo, de 1.6-2.2 (-3) mm de ancho, aplanadas en ambas cara o ligeramente convexa en la cara ventral, cara dorsal con una papila en el nudo y otra en el ápice, margen entero, ápice obtuso a redondeado, base obtusa, asimétrica; nervios 3, casi imperceptibles; vaina de la raíz alada, raíz de (1.2-)1.5-1.7(-3.5) cm de largo, parte distal de la raíz aguda, cofia de 1.5-3.5 mm de largo; bolsas de gemación aladas, de 1/3 de la longitud de la fronda. Flores estaminadas con filamentos de 0.32-0.78 mm de largo, anteras globosomas; pistilo elipsoide de 0.32-0.62 mm de largo. Fruto elipsoide, de 0.75 mm de largo y de 0.44 mm de ancho, pico estilar corto, unisemindao; semilla apostillada.

Distribución: De regiones cálidas de todo el mundo. En México de amplia distribución.

Altitud: 5-100 m.

Tipos de vegetación: Hidrófila libremente flotadora, de charcas, pantanos, lagunas, lugares someros y tranquilos (Lot, 1991).

***Typha domingensis* Pers., Syn. Pl. 2:532, 1807.** (Ver Anexo 1).

Plantas hasta 3 m de alto. Hojas con láminas de 10-13 mm de ancho , ápice agudo; vainas con el ápice atenuado, asimétrico, algunas veces simétrico, superficie interna con glándulas mucilaginosas, de color obscuro, alongadas, extendiendose hacia la base de la lámina. Inflorescencia con espigas masculinas de color moreno claro, de 20-35 cm de largo, de 0.7-1.2 cm de ancho, separada de la femenina por 0.5-4.5 cm de sitancia, espiga femenina de

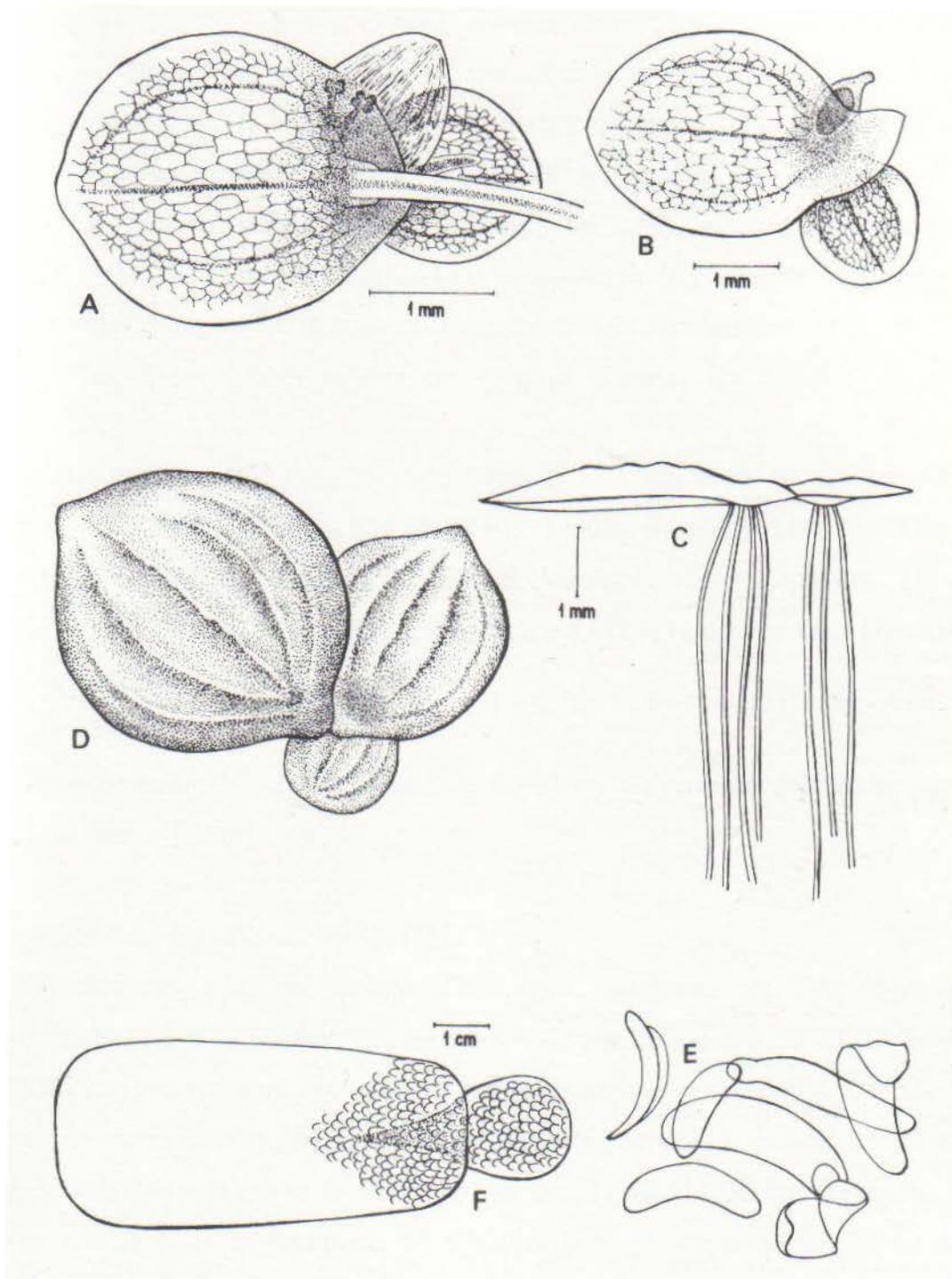
color moreno claro, de 16-25 cm de largo, de 0.7-1.8 cm de ancho; flores masculinas con bractéolas moreno claro, lineares, frecuentemente ensanchadas hacia el ápice, terminando en 1-4 dientes corniculiformes, estambres 2-4 filamento filiformes, de 2-4 mm de largo, anteras amarillas, oblongadas, de 1.4-2.5 mm de largo, conectivo de color moreno claro, apiculado, de 0.36-0.40 mm de largo; flores femeninas con estipes filiformes, con numerosos pelos incoloros a diferentes niveles, tan largos como el estilo, ovario fusiforme, de 0.6-1.2 mm de largo, estilo filiforme, de 1-1.5 mm de largo, estigma de 0.5-0.9 mm de largo, ligeramente ascendente, carnosos, rápidamente deciduo, bractéolas moreno claro, filiformes, de 3.3-3.7 mm de largo, ápice lanceolado, ligeramente carnosos. Fruto elipsoide, de 1.4-1.6 mm de largo.

Distribución. Ampliamente distribuida en regiones tropicales y subtropicales de América, Eurasia y África.

Altitud: Desde el nivel del mar hasta 600 m

Tipo de vegetación Hidrófila enraizada emergente, de lagos, lagunas y pantanos.

Época de floración. Casi todo el año. (Lot, 1991).



Lemna aequinoctialis: A. vista ventral de la fronda mostrando la vaina alada de la raíz y la posición de las flores estimadas, B. vista dorsal observándose un fruto, C. hábito, D. vista dorsal de las frondas, E. hábito, F. vista dorsal de la fronda (Ilustración E. Esparza) (Tomado de Lot, 1991).

Typha domingensis Pers., Syn. Pl. 2:532, 1807.

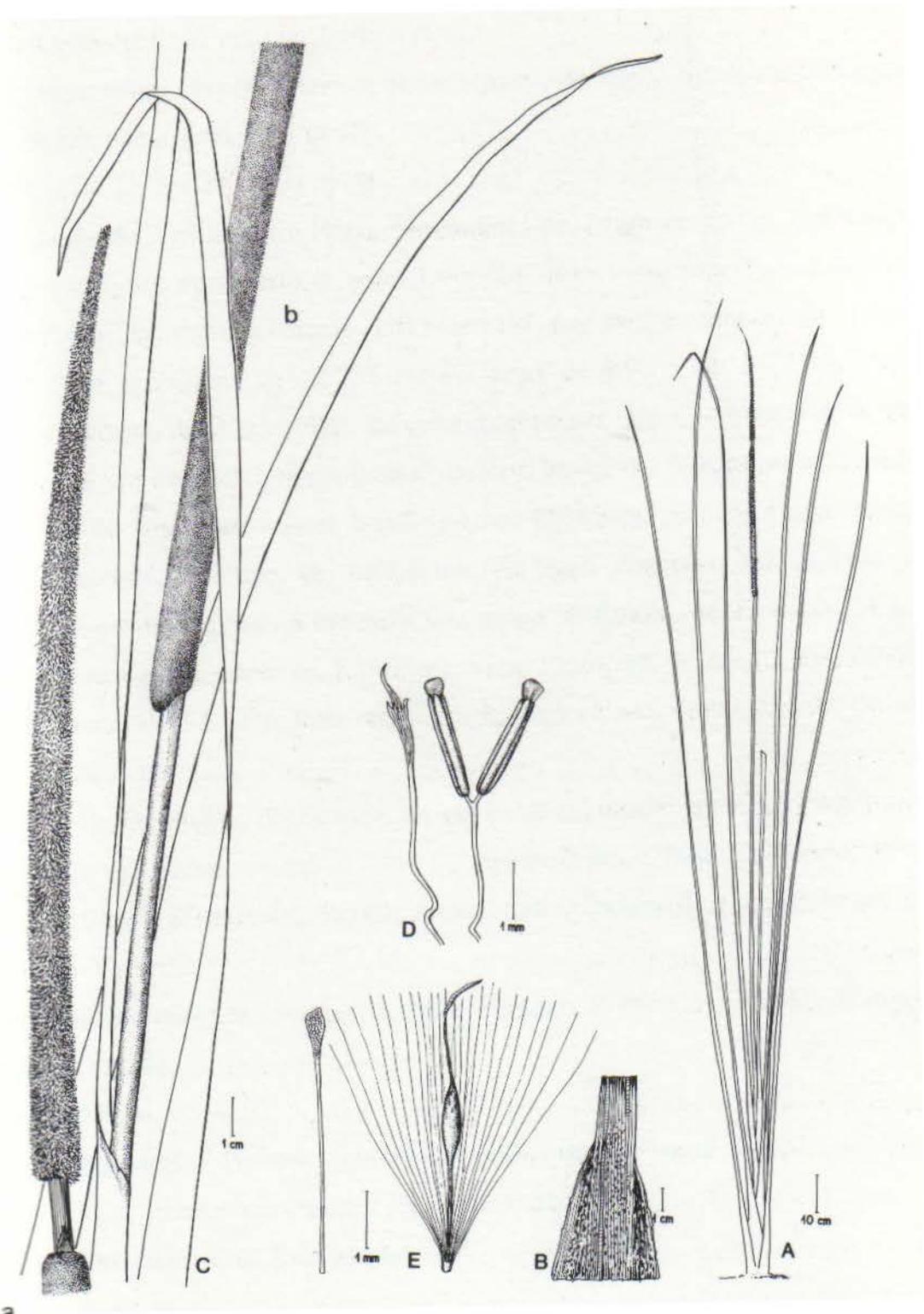
Plantas hasta 3 m de alto. Hojas con láminas de 10-13 mm de ancho, ápice agudo; vainas con el ápice atenuado, asimétrico, algunas veces simétrico, superficie interna con glándulas mucilaginosas, de color oscuro, alongadas, extendiéndose hacia la base de la lámina. Inflorescencia con espigas masculinas de color moreno claro, de 20-35 cm de largo, de 0.7-1.2 cm de ancho, separada de la femenina por 0.5-4.5 cm de distancia, espiga femenina de color moreno claro, de 16-25 cm de largo, de 0.7-1.8 cm de ancho; flores masculinas con bractéolas moreno claro, lineares, frecuentemente ensanchadas hacia el ápice, terminando en 1-4 dientes corniculiformes, estambres 2-4 filamento filiformes, de 2-4 mm de largo, anteras amarillas, oblongadas, de 1.4-2.5 mm de largo, conectivo de color moreno claro, apiculado, de 0.36-0.40 mm de largo; flores femeninas con estipes filiformes, con numerosos pelos incoloros a diferentes niveles, tan largos como el estilo, ovario fusiforme, de 0.6-1.2 mm de largo, estilo filiforme, de 1-1.5 mm de largo, estigma de 0.5-0.9 mm de largo, ligeramente ascendente, carnoso, rápidamente deciduo, bractéolas moreno claro, filiformes, de 3.3-3.7 mm de largo, ápice lanceolado, ligeramente carnoso. Fruto elipsoide, de 1.4-1.6 mm de largo.

Distribución. Ampliamente distribuida en regiones tropicales y subtropicales de América, Eurasia y África.

Altitud: Desde el nivel del mar hasta 600 m

Tipo de vegetación Hidrófila enraizada emergente, de lagos, lagunas y pantanos.

Época de floración. Casi todo el año (Lot, 1991).



Typha domingensis: A. hábito, B. vaina de la hoja, C. espigas masculinas (a) y femenina (b), D. bráctea de la inflorescencia masculina y estambres, E. bracteolas de la inflorescencia femenina y gineceo (Ilustración E. Esparza) (Tomado de Lot, 1991).

Laguncularia racemosa C. F. Gaertn

Nombre común. Mangle blanco (nombre más comúnmente usado en toda su área de distribución).

Forma. Árbol o arbusto de hasta 20 m y d. a. p. de hasta 60 cm, tronco derecho con las zonas ascendentes; copa redondeada y densa.

Corteza: Externa fisurada, gris oscura a rojiza, morena. Interna de color rosado a rojo oscuro, que cambia a pardo rojizo, laminada, fibrosa, ligeramente amarga, con exudado rojizo. Grosor total de la corteza de 6 a 10 mm.

Madera. Albura de color pardo amarillento o crema rojizo, a veces con vasos grandes; con la ayuda de la lupa se observa abundante parénquima aliforme. Madera dura.

Ramas jóvenes. De sección transversal ligeramente aplanada, de color pardo moreno, glabras, lenticelas escasas y pequeñas.

Hojas. Yemas de 3 a 20 mm de largo, aguadas filiformes, desnudas, de color verde grisáceo, sedosas. Estípulas ausentes. Hojas decusadas, simples, láminas de 4x 2 a 10 x 4, elípticas, con el margen entero, ápice obtuso a truncado, base cuneada a obtusa; carnosa; haz verde amarillento u oscuro y brillante, envés verde amarillento, glabras; con un par de glándulas prominentes en el pecíolo cerca de la base de la hija y numerosas glándulas hundidas en el envés de la lamina; nervación inconspicua; pecíolo de 4 a 15 mm, glabros.

Los árboles de esta especie son perennifolios.

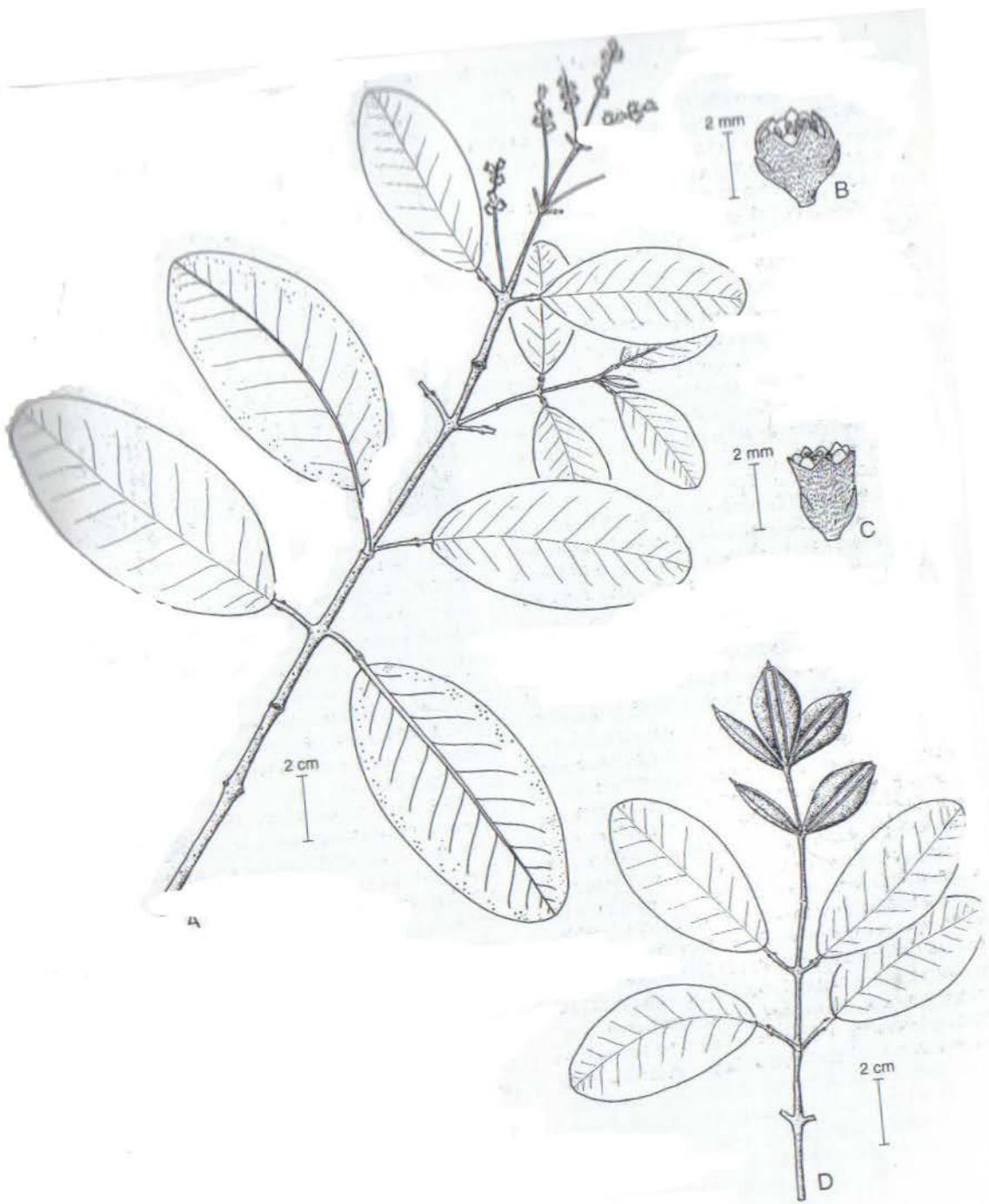
Flores. Especie dioica, panículas con ramas espigadas, masculinas densas, axilares o terminales, de 3 a 7 cm de largo, finamente seríceas, flores actinomorfas, cada flor con dos bracteolas pequeñas adheridas a la base del tubo del cáliz; cáliz verde claro, de 2 a 3 mm de largo, con 5 dientes triangulares, finamente sériceos en la superficie exterior; pétalos blancos, 5, de 1 mm de largo, insertos entre los dientes del cáliz, ovados, con el ápice agudo

o redondeado, finamente pubescente en la superficie externa; estambres 10, insertos en la base del tubo del cáliz e incluidos en el , con el filamento blanco y la antera de color crema amarillo; ovario rudimentario, ínfero, truncado, pubescente, terminado en un estilo corto y glabro, estigma simple. Panículas femeninas iguales a las masculinas, flores femeninas parecidas a las masculinas, pero con el cáliz hinchado y de hasta 4 mm de largo, pétalos de 1.5 mm de largo; estambres de un mismo número que en la flor masculina, ovario ínfero, unicelular, biovular, terminado en un estilo corto y glabro, estigma simple. Florece de febrero a mayo.

Frutos. Drupas de 2 a 2.5 cm de largo, obovoides, aplanadas, con varios surcos longitudinales, verde parduscas, sedosas, carnosas con endocarpio membranoso; contienen una semilla ca. 2 cm de largo rodeada por una membrana papirácea; semilla frecuentemente empieza a germinar dentro del fruto cuando este se encuentra adherido al árbol.

Ecología y distribución. Se distribuye en ambos litorales del país, desde Tamaulipas hasta la Península de Yucatán, y desde baja California y sonora hasta Chiapas, formando parte de manglares en compañía de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Avicennia germans*, normalmente se desarrolla en zonas donde ha habido mayor sedimentación y es menor la influencia de las mareas.

Usos. Se utiliza localmente para hacer carbón. No tiene usos industriales. (Pennington y Sarukhán, 1998).



Laguncularia racemosa. A. rama con inflorescencia femenina; B. flor masculina; C. flor femenina; D. rama con infrutescencia (Tomado de Pennington y Sarukhán, 1998).

ANEXO 2. Lista de especies identificadas en los cuerpos de agua del humedal de río Cuixmala, Jalisco.

Acacia hindisii Benth
Aristolochia taliscana Hook y Arn.
Arundo donax Linneo
Bambusa paniculada Munro
Capparis flexuosa Linneo
Cassia atomaria Linneo
Ceratophyllum demersus Linneo
Cupania dentata (Moc. et Sessé) D. C.
Eichhornia crassipes (C. Martios) Solms-Laub.
Funastrum clausum (Jacq.) Schltr.
Hippomane mancinella Linneo
Hymenocallis litoralis (Jacq.) Salisb.
Inga eriocarpa Benth
Ipomea alba Linneo
Laguncularia racemosa Linneo
Lemna aequinoctialis Welwitsch
Mimosa pigra Linneo
Momordica charantia Linneo
Nymphaea ampla (Salisb.) D. C.
Paullinia fuscens Kunth
Phyllanthus elsiae Urb.
Pistia stratiotes Linneo
Pithecellobium lanceolatum Linneo
Prosopis juliflora (Sw.) D. C.
Rivina humilis Linneo
Trichilia havanensis Jacq.
Typha domingensis Pers.
Urochla mutica Forsk.

REFERENCIAS

- Aarestrup, F. M., Butaye, P. y Witte W. 2002. *Nonhuman Reservoirs of Enterococci*.
En: The Enterococci: Pathogenesis, Molecular Biology and Antibiotic Resistance.
Gilmore, M. S., Clewell, D. B., Courvalin, P., Dunny, G. M., Murray, B. E. y Rice, L.
R. (eds.). ASM Press, Washington, E.U.: 55-99.
- Álvarez, J. 2001. Descomposición y ciclo de nutrientes en ecosistemas terrestres de México.
Acta Zoológica de México. (n. s.) Número especial, 1:11-27.
- Álvarez-Cobelas, M. Cirujano, M. S. y Sánchez-Carrillo, S. 2001. Hydrological and botanical
man-made changes in the Spanish wetland of Las Tablas de Daimiel. *Biological
Conservation* **97**:89-98.
- American Public Health Association (APHA). 1998. *Standard Methods for Examination of
Water and Wastewater*. APHA Washington. D. C. 20ª ed.
- Andreu, E. y Camacho A. 2005. *Recomendaciones para la toma de muestras de agua, biota y
sedimento en humedales Ramsar*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid. España. 226
pp.
- Anderson, J. M. e Ingram, J. S. I. 1993. *Tropical Soil Biology and Fertility: A Handbook of
Methods*. CAB International. UK 2ª ed. 221 p.
- Atlas Pesquero de México (SEPESCA). 1994. Instituto Nacional de Pesca. México, D. F. 234 p.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Constanza, R., Farber, S., Green, R. E., Jenkins, M.,
Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J.,
Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J. Trumper, K. y Turner, R. K. 2002.
Economic reason for conserving wild nature. *Science* **297**:950-953.
- Barbier, E. Acreman, M. y Knowler D. 1996. *Economic valuation of wetlands for takes and
planners*. Ramsar Convention Bureau. Gland, Switzerland.

- Babier, E. 1993. *Evaluation of environmental resources and impacts in developing countries*. En: Turner, R. K. Comp., *Sustainable Environmental Economics and Management*, Belhaven Press, New York, pp. 319-337.
- Barceló, Q. 2000. Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa José Antonio Alzate en el Estado de México. Tesis de doctorado. Facultad de Ingeniería, CIRA, Universidad Autónoma del Estado de México.
- Barnes, R. S. K. 1980. Coastal lagoons. *Studies in modern biology*. Cambridge Univ. Press. 106 p.
- Begon, M. J., Harper, L. y Townsend, C. R. 1996. *Ecology: individuals population and communities*. 3a. ed. Blackwell Science.
- Bell, G. 2005. *Ecology and Management of Arundo donax, and approaches to riparian habitat restoration in southern the California*. The Nature Conservancy of New Mexico. E.U.
- Bernhardt, E. S., M.A. Palmer, J.D.Allan, G.Alexander, K. Barnas, S. Brooks, J. Carr, S. Clayton, C. Dahm, J. Follstad-Shah, D. Galat, S. Gloss, P. Goodwin, D. Hart, B. Hassett, R. Jenkinson, S.Katz, G.M.Kondolf, P. S. Lake, R. Lave, J. L.Meyer, T.K. O'Donnell, L. Pagano, B. Powell, E. Sudduth. 2005. Synthesizing U.S. River Restoration Efforts. *Science*. **308**:636-637.
- Bonilla, J. 2000. Sistemática del género *Nymphaea* (*Nymphaeaceae*) en México. Tesis doctoral. Facultad de Ciencias, UNAM. México, D. F. 122 pp.
- Boyd, C. 1982. *Water quality management for ponds fish culture*. Elsevier Scientific Publishing Co. New York. 318 p.
- Boyd, C. 1970. Chemical analysis of some vascular aquatic plants. *Arch. Hydrobiol.* **67**:78-85.
- Boyd, H. y Hess, L. 1970. Factors influencing shoot production and mineral nutrient levels in *Typha latifolia*. *Ecology* **51**:236-300.

- Brady, N. y Weil, R. 2002. *The Nature and Properties of Soils*. Ed. Prentice Hall. Cd., New Jersey. 960 p.
- Brinson, M. M. 1993. *A hydrogeomorphica classification for Wetlands*. Wetlands Research Program Technical Report WRP-DE-4. U. S. Army corps Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.
- Cairns J. y Heckman, J. R. 1996. Restoration Ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of energy and enviroment* **21**:167-189.
- Callaway, J. C.; Sullivan, G., Desmond, J. S., Williams, G. D. y Zedler, J. B. 2001. *Assessment and Monitoring*. En: J. B. Zedler (ed.). *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, E.U.
- Callaway, J. C. y Zedler, J. B. 2004. Restoration of urban salt marshes: lessons from southern California. *Urban Ecosystems* **7**: 133-150.
- Carabias, J. y Landa, R., 2005. Agua, Medio Ambiente y Sociedad: Hacia la gestión integral de los recursos hídricos en México. Universidad Nacional Autónoma de México, El Colegio de México y Fundación Gonzalo Río Arronte Ed. México, D. F.
- Casas-Andreu, 2002. *Kinosternon chimalhuaca* Berry, Seidel & Iverson 1997. Casquito, casquito de burro. En: *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Casas-Andreu, G., Aguilar, X. 2002. *Crocodylus acutus* (Cuvier 1807) Caimán. En: *Historia Natural de Chamela*. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Colombo, G. 1977. *Lagoons*. En: Barnes, R. S. K. *The coastline*. Wiley Interscience. New York. 63-81 Pp.
- Colinvaux, P. 1991. *Ecología*. Editorial CECSA. México, D. F.

- Collins, R. 2004. Wetlands and aquatic processes: fecal contamination of pastoral wetlands. *Environ. Qual.* **33**:1912-1918.
- Collins, S. L., Perino, J. V. y Vankat, J. L. 1982. Woody vegetation and microtopography in the bog meadow association of Cedar Bog, a best central Ohio U.S.A. *American Midland Naturalist* **108**: 245-249.
- Commissions of European Communities (CCE) 1995. *Wise and Conservation of Wetlands*. Communication from the Commission to the Council and the European Parliament C. M. (95). Bruselas, Bélgica.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2004. Estadísticas del agua en México, 2004. México, D. F.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2003. Estadísticas del agua en México, 2003. México, D. F.
- Comisión Nacional del Agua (CNA), 2001. Programa Nacional Hidráulico 2001-2006. México, D. F.
- Constanza, R., d' Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O' Neill, R. V., Paurelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P. y van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* **387**:253-260.
- Contreras, F. 1993. *Ecosistemas costeros mexicanos*. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad – Universidad Atónoma Metropolitana. México, D.F. 415 p.
- Contreras, E. F. y Casillas, J. R. 1993. Importancia del intercambio mareal en lagunas costeras. *Universidad y Ciencia*. UJAT **9**(18): (en prensa).
- Contreras, E. F. y Krekers, J. 1993. Total phosphorous-chlorophyll relationships in tropical coastal lagoons in Mexico. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* (en prensa).

- Cook, C. D. K. 1990. *Aquatic Plants Book*. SPB. Academic Publications, The Hague. Netherlands. 228 p.
- Cronk, J. K. y Fennessy, 2001. *Wetland Plants: Biology and Ecology*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, E.U.
- Cronk, J. K. 1996. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: A review. *Agriculture Ecosystems and Environment* **58**: 97-114.
- Cruz, 1974. *Manual de Laboratorio de Ecología Vegetal*. Universidad de el Salvador. Facultad de Ciencias Agronómicas y Departamento de Fitotecnia. Ciudad Universitaria, San Salvador. El Salvador, C. A. 144 p.
- Cuadras, C. M. 1981. *Métodos de Análisis Multivariado*. Ed. Eunibar. Universidad de Barcelona. España.
- Dawes C. 1991. *Botánica marina*. Editorial Limusa. Mexico. 569-571.
- Day, J. W. 1995. *Eutrophication of ecosystem; external and internal nutrient sources and restoration strategies*. En: *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 73-90, Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J., y Robertson, R. A., Eds., John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Day, J. 1988. *Impactos del desarrollo humano sobre marismas y sistemas costeros en Louisiana*. En: *Ecología y conservación del delta de los ríos Usumacinta y Grijalva*. INIREB/Gobierno de Tabasco.
- Deegan B., White, D. y Ganf, G. 2007. The influence of water level fluctuations on the growth of four emergent macrophyte species. *Aquatic Botany* **86**(4):309-315.
- De la Lanza, E. G. y Arenas, U. 1986. Disponibilidad de nutrimentos a partir de materia orgánica en un sistema laguna. *Ciencia* **37**(4):247-256.

- Diario Oficial de la Federación (DOF). 1997. *Norma Oficial Mexicana*. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. México, D. F. 6 de enero, 1997: 41-68.
- Duchaofour, P. 1984. *Edafogénesis y clasificación*. Editorial Masson, S. A. Barcelona, España.
- Dugan, P., comp. 1993. *Wetlands in danger: A World Conservation Atlas*, Oxford University Press, Nueva York.
- Dyryjová, D. y Ulehlová, B. *Mineral economy and cycling fo minerals in wetlands*. En: Handbook
- Ehernfeld, J. G. 1995. Microsite differences in surface substrate characteristics in *Chaecyparis* swamps of the New Jersey Pinelands. *Wetlands* **15**: 183-189
- Enviromental Protection Agency (USEPA). 2004. *Guidelines for water reuse*. Washington. D.C. 450p.
- Enviromental Protection Agency (USEPA). 2002. Current drinking water standards. *EPA*. 816-F-0-013. Washington. E. U. 450 p.
- Ffolliot, P. F., Bojórquez Tapia, L. A. y Hernández- Narváez, M. 2001. Natural Resources Management Practices. A primer. Iowa Satate University Press, Ames.
- Flackman, R. y Sahn, D. 1995. *Enterococcus*. En: Murray, P. R., Baron, E. J., Pfaller, M. A., Tenover, F. C. y Tenover, R. H. (Eds.) *Manual of Clinical Microbiology*. ASM Press. Washington, D. C. 6ª ed. 308-314 pp.
- García, E. 1988. *Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen*. Universidad Nacional Autónoma de México. Ed. UNAM. México, D. F. 217 p.
- Gerba, C. P. 2000. Indicator Microorganisms. En: Mair, R., Pepper, I. y Gerba, C. (Eds.). *Environmental Microbiology*. Academic Press. San Diego, California: 491-503 pp.
- Giller P.S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. *Journal of Applied Ecology*. **42**:201–207.

- Google-earth 2004, 2007. Mapas del humedal de Cuitzmala. <http://earth.google.com/intl/es/>
- Gutiérrez, E., Huerto, R., Saldaña, P. y Arreguín F. 1996. Strategies for waterhyacinth (*Eichhornia crassipes*) control in Mexico. *Hydrobiologia* **340**:181-185.
- HACH. 2002. *Water Analysis Handbook*. 4ª Ed. HACH COMPANY. USA. 1260 p.
- Hair, J. F. Jr., Anderson, R., Tatham, R., Black, W. 1999. *Análisis Multivariante*. Prentice Hall. España. 779 p.
- Hansen H. O., Kronvang, B. y Madsen, B. L. 1997. Sistema de clasificación para la rehabilitación de ríos y arroyos. Hansen H. O. Rehabilitación de ríos y arroyos. Ministerio de medio ambiente y de la energía de Dinamarca. Provincia de Sønderjylland. 73-79 Pp.
- Harris J. y van Diggelen, R. 2006. Ecological as a project for global society. En: Van Andel, J. y Aronson, J. Restoratio Ecology. Blackwell Publishing. Oxford. Reino Unido. 319 p.
- Hernández M., Pisanty, J., Sánchez, V., Carreón, M. y Roladán, M. 2000. Impacto ambiental de proyectos carreteros en escurrimiento del agua superficial. Secretaría de Comunicaciones y Transportes. Publicación Técnica No. 141. Sanfandila, Qro. 143 p.
- Hernández-Tejeda, P. H. y Lugo, V. 2007. Proyecto integral para el saneamiento de la presa Valsequillo. Ed. Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla. México. 73 pp.
- Heywood, M. 1977. *The effects of nutrient enrichment on the decomposition of Spartina cynosuroides and Peltandra virginica*. Tesis de maestría. University of Virginia. Richmond, VA.
- Hogart, P. J. 1999. *The Biology of Mangroves*. Oxford University Press, Oxford, Gran Bretaña.
- Hunt, R. J., Walker, J y Krabbenhoft, R. 1999. Characterizing hydrology and the importance of ground-water discharges natural and constructed wetlands. *Wetlands* **19**: 458-472.
- Hütter L. 1988. *Wasser und Wasseruntersuchung*. Verlag Moritz Diesterweg. Frankfurt Alemania.

Hynes, H. 1979. *The Ecology of Running Waters*. 4^a ed. Liverpool University Press. Cd. Great Britain. 1-13 pp.

Instituto Nacional de Ecología (INE), 2000. *Sustainable Development Indicators of Mexico*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales-Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática. Ediciones, México. D. F.

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI) 2000. *Resultados definitivos datos por localidad (Integración territorial) XI Censo General de Población y Vivienda*. México, D. F.

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI). 1990. Carta topográfica. 1:250 000 Guadalajara. E13-2-5. México, D. F.

Instituto Nacional de Estadística Geográfica e Informática (INEGI). 1981. Carta hidrológica de aguas superficiales 1:1 000 000 Guadalajara. E13-2-5. México, D. F.

International Union for the Conservation Nature (IUCN). 1996. *The World Conservation Strategy IUCN*, Gland, Switzerland.

James C., Eaton, J. W. y Hardwick, K. 2006. Responses of three invasive aquatic macrophytes to nutrient enrichment do not explain their observed field displacements. *Aquatic Botany* **84**(4): 347-353.

Jiménez, B. E., Garduño, H. y Domínguez, R. 1998. Water availability in Mexico considering quantity, quality and uses. *J. Water Resources Planning and Management* **124**:1-7.

JMP versión 4

Kenox, A. G. 1986. *Estuarine ecosystems: A systems approach*. 2 volúmenes. CRC. Press Inc. 230 p.

Kentula, M. E. 2000. Perspectives on setting success criteria for wetland restoration. *Ecological Engineering* **15**:199-209.

- Kercher, S. M. y Zedler J. B. En prensa. Flood tolerance in wetland angiosperm a comparison of native and invasive species. *Aquatic Botany*.
- Koerselman, W y Verhoeven, J. 1995. *Eutrophication of fen ecosystem; external and internal nutrient sources and restoration strategies*. En: *Restoration of Temperate Wetlands*, pp. 73-90, Wheeler, B. D., Shaw, S. C., Fojt, W. J., y Robertson, R. A., Eds., John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Konova, M. 1982. *Materia orgánica del suelo: su naturaleza, prioridades y métodos de investigación*. Traducción al español: Bordas, E., Oikos-Tau, M., S. A. Barcelona, España.
- Krebs C. J. 1998. *Ecological methodology*. Second edition. Benjamin/Cummings, Addison-Wesley Educational Publishers Inc. Menlo Park, CA.
- Labadz, J., Butcher, D. y Sinnott, D. 2002. *Wetland and still waters*. En: Perrow, R. y Davy, A. (Eds.). *Handbook of Ecological Restoration. Restoration in Practice*. Cambridge University Press. London, U K. 106-132 p.
- Lampert, W. y Sommer, U. 1997. *Limnoecology: The ecology of lakes and streams*. Oxford University Press. New York. 382 p.
- Larkin, D. J., Vivian-Smith, G. y Zedler, J. B. En prensa. *Topographic heterogeneity theory and applications to ecological restoration*. En: D. Falk, M, Palmer y J. B. Zedler (eds.) *Foundations of Restoration Ecology*. Islands Press, E. U.
- Lewis, W. M. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes & Reservoirs: Research and Management* **5**: 35-48.
- Lewis, W. Jr. 1996. *Tropical lakes: how latitude make a difference*. En: Schimer, F. y Boland, K. (Eds.). *Perspectives in tropical limnology*. SPB Academic Publishing by Amsterdam. 43-64 p.

- Lindig-Cisneros, R. y Zedler, J. B. 2005. *La Restauración de humedales*. En: Sánchez, O., Peters, E., Márquez-Huitzil, R., Vega, E., Portales, G., Valdés, M. y Azuara, D. (Eds.). *Temas sobre restauración ecológica*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto de Ecología, U.S. Fish and Wildlife Service y Unidos para la Conservación A. C: 201-215 p.
- Lindig-Cisneros, R., Desmond, R. J., Boyer, K. E. y Zedler, J. B. 2003. Wetland restoration Thersholds: Can a degradation transition be reserved with increased effort? *Ecological Applications* **13**: 193-205.
- Lindig-Cisneros, R. y Zedler, J. B. 2002a. Relationships between Canopo complexity and germination microsites for *Phalaris arundinaceae* L. *Oecologia* **133**: 159-167.
- Lindig-Cisneros, R. y Zedler, J. B. 2002b. *Phalaris arundinacea* seedling establishment: effects of Canopo complexity in fen, mesocosm, an restoration experiments. *Canadian Journal of Botany* **80**: 617-624.
- Lindig-Cisneros, R. y Zedler, J. B. 2002c. Halophyte recruitment in salt marsh restoration site. *Estuaries* **25**:1,175-1,184.
- Lot, A. 2004. *Flora y vegetación de los humedales de agua dulce en las zonas costeras del Golfo de México*. En: *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*. Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra (comp.). SEMARNAT, INE, Instituto de Ecología, A. C. y Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies **1**:521-553.
- Lot, A., Novelo, A., Olvera, M. y Ramírez-García. 1999. Catálogo de angiospermas acuáticas de México: *Hidrófilas estrictas emergentes sumergidas y flotantes*. Cuaderno 33. Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. 161 p.
- Lot, A. 1990. *Técnicas especiales de recolección y preparación de ejemplares de plantas acuáticas vasculares*. En: A. Lot y F. Chiang (eds.) *Manual de herbario*. Consejo Nacional de la flora en México, A. C. México, D. F. pp. 87-92.

- Lot, A. 1991. *Vegetación y flora acuática del estado de Veracruz*. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias, Universidad Autónoma de México. México, D. F. 226 p.
- Lot, A., Quiroz, A. 1979. The chinampa: an agricultural system that utilizes aquatic plants. *J. Aquatic Plant Management* **17**:74.
- Lot, A., Quiroz, A. y Novelo, A. 1978. Las plantas acuáticas y su importancia en los cultivos de las ciénegas del valle de México. En: II Congreso Latinoamericano de Botánica. 22-29 de enero de 1978. Brasilia. 259 p.
- Lott, E. J. 2002. Lista anotada de las plantas vasculares de Chamela-Cuixmala. En: Noguera, F., Vega, R. H., García, A. N. y Quesada, M. Historia Natural de Chamela. Instituto Nacional de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Luna, P., Alando, A. y Bernal, A. 2004. *Cuerpos de agua superficiales*. En: Bautista, F. Z., Delfín H. G. y Palacio J. L. P. (Eds.). *Técnicas de muestreo para manejadores de recursos naturales*. UNAM. Dirección General de Estudios de Posgrado. 507 p.
- Macek, M., Carlos, G., Memije, P. y Ramírez, P. 1997. Ciliate-Vibrio cholerae interactions within a microbial loop: an experimental study. *Aquatic Microbial Ecology* **13**:257-266.
- Maitland, P. S. y Cambell, R. N. 1992. *Freshwater fishes*. Harper Collins. London, UK. 75-80 p.
- Mangas-Ramírez, E. y Elías-Gutiérrez, M. 2004. Effect of mechanical removal of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) on the water quality and biological communities en a Mexican reservoir. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society*. **7**(1):161-168.
- Mangas-Ramírez E., Sarma, S. S. S. y Nandini, S. 2004. Recovery patterns of *Moina macrocopa* exposed previously to different concentrations of cadmium and methyl parathion: life table demography and population growth studies. *Hydrobiologia*. **526**(1):255-265.
- Margalef, F. 1983. *Limnología*. Omega. Barcelona, España. 1010 p.
- Margalef, R. 1974. *Ecología*. Ed. Omega. Barcelona. España. 953 p.
- Martin, J. D. y Mundt. J. O. 1972. Enterococci in insects. *Appl. Microbiol.* **24**:575-580.

- Maul, J. D. y Cooper, C. M. 2000. Water quality of seasonally flooded agricultural fields in Mississippi, U.S. *Agriculture Ecosystems and Environment* **81**: 171-178.
- Mazari-Hiriart, M., Jiménez Cisneros, B. E. y López Vidal, Y. 2005. El agua y su impacto en la salud pública. Documento de Trabajo 4. Programa Agua, Medio Ambiente y Sociedad, El Colegio de México-Universidad Autónoma de México. México, D. F. (pags)
- McCarney, M. y De la Hera, A. 2004. Hydrological assessment for wetland conservation. *Wetlands Ecology and Management* **12**: 189-204.
- Meléndez, J. F. 1999. *Hidrogeografía de la Cuenca del Río Cuitzmala, Jalisco*. Tesis de Maestría. Facultad de Filosofía y Letras. Departamento de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F.
- Middleton, B. 1999. Wetland restoration, flood pulsing and disturbance dynamics. John Wiley and Sons, New York, E. U. (pags)
- Mitchell, J. G. 1992. Our disappearing wetlands. *National Geographic* **182** (10):3-45.
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. *Ecological Economics* **35**(200):25-33.
- Mitsch, W. J. y Wilson, R. F. 1996. Improving the success of wetland creation and restoration with know-how, time and self design. *Ecological Applications* **7**: 77-83.
- Mitsch, W. y Gosselink, J. 1993. *Wetland*. New York. 2^a ed. (pags)
- Mohan, K., Safaya, N. y Evrendilek 2002. *The America: With special referente to United status of America*. En: Perrow, R. y Davy A. (Eds.). *Handbook of Ecological Restoration. Restoration in practic*. Cambridge University Press. London, UK: 3-31 p.
- Montgomery, D. y Buffington, J. 2001. *Channel processes, classification and response*. En: Naiman, R. J. y Bilby, R. E. *River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer. New York. 705 p.

- Moyle, R. B. y Leidy, R. A. 1992. *Loss of biodiversity in aquatic ecosystems: Evidence from fish faunas*. En: P. L. Fiedler y S. K. Jain, comps., *Conservation Biology: The Theory and Practice of Nature Conservation, Preservation and Management*, Champam and Hall, Nueva York, pp. 127-169.
- Moyle, J. B. 1945. Some chemical factors influencing the distribution of aquatic plants in Minnesota. *Am. Midl. Nat.* **34**:402-420.
- Murray, P. R., Baron, E. J., Pfaller, M. A., Tenover, F. C. y Tenover, R. H. 1995. *Manual of Clinical Microbiology*. ASM Press. Washington, D.C. 6^a ed. 308-314 pp.
- Nacional Research Council (NRC). 1992. *Restoration of aquatic ecosystems science, technology, and public policy*. National Academy Press, Washington, D.C., E. U.
- Naiman, R. J., Fetherson, K., McKay, S y Chen, J. 2001. *Riparian Forest*. En: Naiman, R. J. y Bilby, R. E. *River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion*. Springer. New York. 705 p.
- Neue, H., Gaunt, J., Wang, Z., Becker, H., Idmann y Quijano C. 1994. *Carbon in Tropical Wetlands*. En: Etchevers, J. (Ed.) *Internacional Congress of Soil Science*. Vol. 9. Acapulco, México. 201-220 pp.
- Nixon, S. W., Oviatt, C. A. y Hale, S. S. 1976. *Nitrogen regeneration and the metabolism of coastal marine bottom communities*. En: Anderson, J. M. y McFayden, A. *The role of terrestrial and aquatic organism in decomposition processes*. Blackwell Scienitf. Publ. 269-283.
- Novelo, A y Lot, A. 1990. *Typhaceae, Potamogetonaceae, Zannichelliaceae, Juncaginaceae, Najadaceae, Lillaeaceae, Alismataceae, Hydrocharitaceae, Lemnaceae, Pontederiaceae*. En: Rzedowski (eds). *Flora fanerogámica del Valle de México*, Vol. III. Instituto de Ecología, Pátzcuaro, Michoacán, pp. 14-34, 240-247, 273-278.
- Odum, E. P. 1972. *Ecología*. Ed. Interamericana. 639 p.

- Oehme F. y Schuler P. 1983. *Gelöst-Sauerstoff-Messung*. A. Hüthing Verlag. Heidelberg. 250 p.
- Organización para la Cooperación y el desarrollo Económico (OCDE), 1998. Análisis del desempeño ambiental: México. Perspectivas. París.
- Ortiz, B. 1980. *Edafología*. Ed. Universidad Autónoma de Chapingo. Chapingo, México, pp. 104-105.
- Pennington, T. D. y Sarukhán, J. 1998. *Árboles Tropicales de México*. 2a. edición. UNAM-Fondo de Cultura Económica, México. DF. 521 p.
- Portnoy, J. W. 1999. Salt marsh diking and restoration: biogeochemical implications of altered wetland hydrology. *Environmental Management* **24**: 111-120.
- Postma, H. 1969. Chemistry of coastal lagoons. En: Ayala, C. A. y Phleger, F. B. Lagunas costeras. Un simposio. Mem. Simp. Inter. Lag. Cost. UNAM-UNESCO. México, DF. 421-430 Pp.
- Primack, R., y Massardo, P. 2001. *Restauración ecológica*. En: Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectiva latinoamericana*. Fondo de Cultura Económica. México. DF. 797 p.
- Primack, R., Rozzi, R., Massardo, P. y Feinsinger, P. 2001. *Destrucción del hábitat*. En: Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectiva latinoamericana*. Fondo de Cultura Económica. México. D. F. 797 p.
- Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. 2001. *Fundamentos de Conservación Biológica: Perspectiva latinoamericana*. Fondo de Cultura Económica. México. D. F. 797 p.
- Pritchard, D. W. 1967. *What is an estuary: physical viewpoint*. En: Lauff, C. H. *Estuaries*. Ass. America. Adv. Science 3-6.

- Quiroz, A. y Miranda, M. 1984. Determinación del aporte total de nitrógeno y fósforo al sedimento en los canales de Mixquic, por la comunidad de las lemnaceas. *Biótica* **9**(4): 429-431.
- Quiroz, A., Miranda, M. y Lot, A. 1982. Uso potencial de algunas hidrófitas como abono verde en la zona chinampera de Xochimilco. *Biota* **7**(4): 631-633.
- Quiroz, A. 1981. Ninfáceas indicadoras del contenido de fósforo asimilable en los sedimentos. *Biótica* **6** (1): 99-100.
- Quiroz, A. 1981. Notas sobre la clasificación de hidrófitas en relación a la química del agua. *Biótica* **6** (1): 101-102.
- Ramos, D., Quiroz, F., Ramírez, G. y Lot, H. 2004. *Manual de hidrobotánica: muestreo y análisis de la vegetación acuática*. AGT Ed, S.A. México, D. F. 158 p.
- Ramsar Convention Bureau. 2004. Importancia de los humedales. Gland, Switzerland. www.ramsar.org
- Reid, G. y Wood, R. 1976. *Ecology of inland waters and estuaries*. Edit. D. Van Nostrand. New York. 2ª ed. 485 p.
- Reinartz, J. A. y Warner, E. L. 1993. Development of vegetation in small created wetlands in south-eastern Wisconsin. *Wetlands* **13**: 153-164.
- Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmanek, M., Barbour, M. G. Panetta, F. D., y West, C. J. 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distribution* **6**: 93-107.
- Rose, J. y Grimes. 2001. *Reevaluation of microbial water: powerful new tools for detection and risk assessment*. American Academic of Microbiology. Washington D.C.
- Rozzi, R., Primack, R y Massardo, F. 2001. *Valoración de la biodiversidad*. En: Primack, R., Rozzi, R., Feinsinger, P., Dirzo, R. y Massardo, F. 2001. *Fundamentos de Conservación*

Biológica: Perspectiva latinoamericana. Fondo de Cultura Económica. México. D. F. 797 p.

Ryding, S. O. y Rast, W. 1992. El control de la eutrofización en lagos y pantanos. Ed. Pirámides, S.A. Madrid, España. 375 p.

Ryther, J. H. 1956. Photosynthesis in the ocean as a function of light intensity. *Limnol. Oceanogr.* **1**:61:70.

Rzedowski, J., 1978. *Vegetación de México*. Ed. Limusa, México. D. F. 432 pp.

Salas, H. y Martino, P. 1990. *Metodologías simplificadas para la evolución de la eutrofización en lagos cálidos tropicales*. CEPIS/cepis.ops-oms.org.

Salter J., K. Morris, P. Bailey and P. Boon 2007. Interactive effects of salinity and water depth on the growth of *Melaleuca ericifolia* Sm. *Aquatic Botany Volume 86, Issue 3, April 2007: 213-222*.

Sánchez, T. y Torres-Alvarado, M. 2005. Estructura y aspectos biotecnológicos de las comunidades acuáticas microbianas: biopelículas y tapetes microbianos. Dpto. de Hidrobiología. Universidad Autónoma Metropolitana Campus Iztacala. 63-71 p.

Sathirathai, S. 1998. *Economic valuation of mangroves and the roles of local communities in the conservation of natural resources: case study of Surat Thani, South of Thailand* (reporte no publicado, Economy and Environment Program for Southeast). Asia, Singapur.

Scodari, P. 1990. *Wetlands Protection: The Role of Economics*. Environmental Law Institute Monograph, Washington, D. C.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos-Universidad Nacional Autónoma de México. (SAHR-UNAM). 1993. *Carta Forestal 1:250 000 Manzanillo E13-2-5*. México, D. F.

Semeniuk, V. y Semeniuk. C. A. 1997. A geomorphic approach to global classification for natural inland wetlands and rationalization of system used by the Ramsar Convention a discussion. *Wetlands Ecology and Management* **5**: 145-158.

- Seoáñez, C. 1999. *Aguas residuales, tratamiento por humedales artificiales. Fundamentos científicos, tecnología y diseño*. Ed. Mundi-Prensa. España. 23-73 p.
- SEPECA. 1994. Piscicultura rural. Unidad de Comunicación Social de la Secretaría de Pesca.
- Sobrino, E., Sanz-Elorza, M., Dana, E. D., y González-Moreno, A. 2002. Invasibility of coastal strip in NE Spain by alien plants. *J. Vegetation Sci.* **13**: 585-594.
- Society for Ecological Restoration (SER), 2002. *The SER primer for ecological restoration*. SER, E.U.
- Sokal R. y F. Rohlf. 1995. *Biometry*. W. H. Freeman and Company, New York. 887 p.
- S-Plus versión 2000. 1989. MathSoft. E.U.
- Statistica versión 7.0. 1981. E.U.
- Stiles, M. E., 1989. *Less recognized of presumptive foodborne pathogenic bacteria*. En: *Foodborne Bacterial Pathogens*. Doyle, M. P. (Ed.). Marcel Dekker Inc. New York: 673-733.
- Stohlgren, T. J., Bull, K. A., Otsuki, Y., Villa, C. A. y Lee, M. 1998. Riparian zones as havens for exotic plant species in the central grasslands. *Plant Ecol.* **138**: 113-125.
- Streever, W. 1999. *An international perspective on wetland rehabilitation*. Kluwer Academic Publ, Dordrecht, Holanda.
- Tchonbanoglous, G. y Schroeder, E. 1987. Water quality. Characteristics, modelling, modification. University of California at Davis, California. E.U.: 768 p.
- Thomaz S., P. Chambers, S. Pierini and G. Pereira 2007. Effects of phosphorus and nitrogen amendments on the growth of *Egeria najas*. *Aquatic Botany Volume 86, Issue 2: 191-196*
- Tickner, D. P., Angold, P. G. Gurnell, A. M., y Mountford, J. O. 2001. Riparian plant invasions: hydrogeomorphological control and ecological impacts. *Progress in Physical Geography* **25**: 22-52.

- Titus, K. H. 1990. Microtopography and woody plant regeneration in a hardwood floodplain swamp in Florida. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **117**:429-437.
- Toledo, V., Botello, A. y Herzing, M. 1987. *El Pantano: una riqueza que se destruye*. Vol. XII. Serie Medio Ambiente en Coatzacoalcos. Centro de Ecodesarrollo. México, DF.
- Travieso-Bello, A. C: 2000. Biodiversidad del paisaje costero de la Mancha. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A. C: Xalapa, México.
- Van Vuuren, W. y Roy, P. 1993. *Ecology Economic* **8**:289.
- Waizel, Y. 1972. *Biology of Halophytes*. Acad. Press. New York. 230 p.
- Warner, B. G., Agraz-Hernández, C., Flores-Verdugo, F. 2001. *Creación y Restauración de humedales*. En: Abarca y Herzig (eds.) *Manual para el Manejo y la Conservación de los humedales en México*. 2ª. edición. Instituto Nacional de Ecología. México. 1-27 p.
- Weatherley, A. y Gill, H. 1989. *The Biology of Fish Growth*. Academic Press. London. 443 p.
- Werner, K. J. y Zedler, J. B. 2002. How sedge meadow soils microtopography, vegetation respond to sedimentation. *Wetlands* **22**:451-466.
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*. Academic Press, 3ª ed. EU.
- Wetzel R. 1981. *Limnología*. Ed. Omega. Barcelona. 679 p.
- Wheeler, B. 1999. *Water in plants in freshwater wetland*. En: Baird, A. Wilby, R. L. *Hydroecology: plants and water in terrestrial and aquatic ecosystem*. London, UK. 127-180 p.
- Wilcox, D. A. y Whillans, T. H. 1999. Techniques for restoration of disturbed coastal wetlands of the Great Lakes. *Wetlands* **19**:835-857.
- WWDR, 2003. Water for Life. Water for People. World Water Development Report. www.unesco.org/water/wwap/wwdr/table_contents.shtml
- Yap, H. T. 2000. The case for restoration of tropical coastal ecosystems. *Ocean and Coastal Management* **43**:841-851.

- Zambrano, L. 1999. *Cambios en la dinámica del sistema dulceacuícola por la introducción de carpas (Cyprinus carpio) en las pozas del municipio de Acambay, Estado de México*. Tesis de Doctorado. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D. F. 114 p.
- Zar, J. H. Biostatistical Analysis. 3^a. ed. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, Nueva Jersey, E. U.
- Zedler, J. B., Callaway, J. C., Desmond, J. S., Vivian-Smith, G., Williams, G. D., Sullivan, G., Brewster, A. E. y Bradshaw, B. K. 1999. Californian salt-marsh vegetation: An improved model of spatial patterns. *Ecosystems* **2**:19-35.
- Zedler, J. B. y Kercher, S. 2004. Causes and consequences of invasive plants in wetlands. Opportunities, opportunists, and outcomes. *Critical Reviews in Plant Sciences* **23**: 431-452.