

**LAGUNAS COSTERAS DE YUCATÁN (SE, MÉXICO):
INVESTIGACIÓN, DIAGNÓSTICO Y MANEJO**

**COASTAL LAGOON OF YUCATAN (SE, MEXICO):
RESEARCH, DIAGNOSTIC AND MANAGEMENT**

Jorge A. Herrera-Silveira

*CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida.
Carr. Ant. A Progreso Km.6, Mérida, Yucatan. 97310, México.
E-mail: jherrera@mda.cinvestav.mx*

RESUMEN

Las lagunas costeras son un rasgo fisiográfico muy importante de las costas de la Península de Yucatán (SE, México), donde se desarrollan diferentes actividades impulsadas por su productividad, atractivo escénico y biodiversidad. Sin embargo, los servicios ambientales de algunas de ellas se han reducido a consecuencia del incremento en descargas de aguas residuales, modificaciones hidrológicas y cambios de uso de la tierra. Bajo este contexto, se caracterizó y diagnosticó la condición de las lagunas costeras de Yucatán, para orientar las acciones de manejo. Se analizaron los componentes de calidad del agua, fitoplancton y pastos marinos de 8 lagunas costeras de Yucatán. La variabilidad hidrológica se asocia al patrón climático y es dependiente del balance entre los aportes de agua dulce vía descargas subterráneas y los marinos, por lo que las lagunas presentan condiciones desde oligohalinas (<10) hasta hiperhalinas (>40). La calidad del agua en general es buena, sin embargo, se encuentra en un nivel de riesgo en las lagunas de Chelem y Bojorquez. En respuesta a ello, en estas mismas lagunas la abundancia de especies de fitoplancton nocivo y la cobertura de pastos marinos indican que se encuentran en condiciones de eutrofización cultural.

Palabras clave: Lagunas costeras, calidad del agua, fitoplancton, pastos marinos, manejo, salud de ecosistemas, eutrofización.

ABSTRACT

The coastal lagoons are an important physiographic feature of Yucatan Peninsula coasts (SE, Mexico), where different activities are developed based on their productivity, scenic attraction and biodiversity. However, the environmental services of some of them have decreased as a consequence of the increment in wastewater discharges, hydrological modifications and land use changes. Under this context the ecosystem health condition of the coastal lagoons of Yucatan was characterized and diagnosed, to guide their management. The components of water quality, phytoplankton and seagrasses of 8 coastal lagoons of Yucatan were analyzed. The hydrological variability is related with the climatic pattern and it dependent on the balance between subterranean freshwater supply and seawater, determining salinity conditions from oligohalines (<10) until hiperhalines (>40). The water quality is in general considered good, however, Chelem and Bojorquez are under certain risk. The abundance of harmful phytoplankton species and changes in seagrasses cover indicates a cultural eutrophic condition.

Key words: Coastal lagoons, water quality, phytoplankton, seagrasses, management, ecosystem health, eutrophication.

INTRODUCCION

A pesar de que existe aun ambigüedad entre lagunas costeras y estuarios, (Day et al., Alongi,) estos ecosistemas tienen claras diferencias geomorfológicas y funcionales, por lo que las estrategias de investigación, diagnóstico y manejo, han de tenerlas en cuenta.

Las lagunas son consideradas como depresiones costeras, someras (<10m), con su eje principal paralelo a la costa, conectada al mar temporal o permanentemente por uno o mas canales y separada de él por una barrera física (Kjerve 1994). En tanto, los estuarios son cuerpos de agua semicerrados perpendiculares a la costa, conectados con el mar abierto por un río. Sin embargo, es frecuente encontrar ecosistemas que incluyen los dos tipos de ambientes interconectados, denominándoseles sistema estuarino-lagunar (Day et al. 1989).

Por otra parte, para abordar temas de investigación, llevar a cabo el diagnóstico de la condición que guardan las lagunas costeras, y proponer las acciones de manejo que favorezcan la conservación, rehabilitación o uso sustentable de este tipo de ecosistema costero, se requiere un marco conceptual que oriente las prioridades, defina los criterios de acción y priorización.

Dentro de este contexto, se han seguido tres conceptos que pudieran ser de utilidad para dar inicio al estudio y manejo de las lagunas costeras. El primero de ellos, se refiere al de conectividad (Séller y Causey 2005), el cual considera que existe interacción entre ecosistemas a través de procesos biogeoquímicos y biológicos, los cuales están regulados por procesos hidrológicos que actúan a diferentes escalas espaciales y temporales. Esta conectividad ecohidrológica se relaciona con otro concepto, el de controles tierra-mar/mar-tierra (Twilley 1995), en el que los flujos tierra-mar (aportes de cuencas hidrológicas) y los de mar-tierra (mareas, corrientes, huracanes), ejercen papeles clave en regular el funcionamiento ecológico de cada ecosistema. Dicho funcionamiento se relaciona con el tercer concepto, el de estabilidad ecológica (Dayton et al. 1984), el cual considera el regreso (resiliencia) de los ecosistemas a su estado de equilibrio después de una perturbación.

Sin embargo, los eventos naturales y las actividades antrópicas modifican la intensidad de conectividad entre ecosistemas, la magnitud de los

controles tierra-mar/mar-tierra, e impactan las características de la estabilidad de los ecosistemas, modificando su condición de equilibrio dinámico y que podría asociarse a lo que se conoce como "estado de salud", concepto utilizado para facilitar el intercambio e interacción entre investigadores, administradores de recursos naturales y tomadores de decisión (Costanza et al. 1992).

Para contar con un diagnóstico de la salud de las lagunas costeras, y verificar el éxito de las estrategias de manejo, es necesario desarrollar investigaciones que proporcionen las bases científicas para asegurar que las acciones de manejo mantengan el buen funcionamiento de las propiedades de las lagunas costeras (productividad, dinámica de nutrientes, variabilidad), las que favorecen los servicios ambientales (calidad de hábitat, calidad del agua) que permiten hacer uso de estos ecosistemas (pesquerías, acuacultura, recreación).

Una aproximación para lograr el diagnóstico de la salud de las lagunas costeras es la caracterización de componentes y procesos clave de estos ecosistemas, desarrollar indicadores y establecer criterios de acuerdo a los objetivos de manejo. Esta no es tarea fácil, por ejemplo, en México los criterios de calidad del agua de protección a la vida acuática para ambientes estuarinos y costeros (CNA 1989), supone similitud de las aguas costeras (Pacífico, Golfo de México y Caribe), e ignora la utilidad de indicadores de salud de ecosistemas costeros utilizados en otras regiones (Clorofila-a, florecimientos algales nocivos, vegetación acuática sumergida).

Por lo tanto, si los ecosistemas costeros están influenciados por fuerzas funcionales regionales y locales, eventos en pulsos, e impactos humanos a diferentes magnitudes y a escalas espaciales y temporales, la pregunta ¿es posible establecer un diagnóstico de la salud de las lagunas costeras de la Península de Yucatán?, es pertinente por el interés científico y práctico de este tipo de investigaciones.

De acuerdo a lo anterior, el presente estudio tuvo como objetivo, establecer la salud de las lagunas costeras de la Península de Yucatán y definir condiciones ambientales de referencia para seguimiento futuro, a través del uso de diferentes variables indicadoras de su estado, con el propósito de identificar procesos clave relacionados con una condición específica y proveer soporte a las políticas de manejo.

AREA DE ESTUDIO

Dada la naturaleza cárstica de la península de Yucatán, no hay ríos y son las aguas continentales contenidas en el acuífero las que descargan a la zona costera. El volumen de descarga del acuífero a la costa es de aproximadamente $8.6 \times 10^6 \text{ m}^3/\text{km}/\text{año}$ (Hanshaw y Back 1980), e influye en el régimen hidrológico de la zona costera; el volumen de descarga y la concentración de nutrientes varían estacionalmente, de acuerdo al patrón meteorológico descarando en forma difusa y como manantiales submarinos (Herrera-Silveira y Comín 2000).

En la Península de Yucatán, el régimen de lluvias marca el patrón climático en secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre-febrero) y la temporada de huracanes que va de agosto a septiembre (Herrera-Silveira 1998).

El oleaje es de baja energía y muy débil para generar corrientes de playa que muevan considerables volúmenes de sedimentos; sin embargo, durante la temporada de huracanes (agosto-septiembre) y de nortes (octubre-febrero) puede ocurrir el acarreo de sedimento de este a oeste (Capurro 2002).

En la región se presentan mareas de tipo mixto semidiurno con un intervalo estrecho de 0,6 m (Vega *et al.* 1997). Las mareas son determinantes en las interacciones físicas y biológicas que ocurre en la plataforma continental adyacente aunque pueden afectar la circulación por la mezcla turbulenta que causan (Herrera-Silveira 1998).

Oceanográficamente, el proceso que domina todo el ambiente costero peninsular es la corriente de Yucatán, que fluye con fuerte intensidad a lo largo del litoral caribeño y penetra al Golfo de México a través del estrecho de Yucatán. La topografía submarina es somera, presentándose irregularidades en la línea de costa o del fondo submarino que dan origen a corrientes y contracorrientes verticales (surgencias) (Capurro 2002).

Por otra parte, se ha observado que en la Península de Yucatán el funcionamiento ecológico de sus ecosistemas costeros está relacionado con fuerzas funcionales locales y regionales (corriente de Yucatán, afloramiento de Cabo Catoche, descargas de agua subterránea), así como a eventos en pulsos (huracanes, descargas subterráneas, frentes “nortes”).

Adicionalmente, la riqueza y diversidad de las lagunas costeras ha favorecido el desarrollo de diferentes tipos de actividades humanas que han puesto en riesgo su salud y con ello los programas de desarrollo sustentables.

Para este estudio se seleccionaron 8 lagunas costeras (Tabla 1) que cubren un amplio rango de características ecológicas, usos, y amenazas, con lo que se tiene un espectro de condiciones para hacer comparaciones entre lagunas y abordar un primer diagnóstico de la condición general de este tipo de ecosistemas en la Península de Yucatán.

MATERIAL Y METODOS

Desde 1990 se ha desarrollado un programa de investigación con el propósito de proveer información técnica a las agencias de gobierno y otros sectores para la implementación de un Programa de Manejo Integral de la Zona Costera de Yucatán.

Las lagunas seleccionadas son: Celestún, Chelem, Dzilam, Holbox, Chacmochuc, Nichupte, Bojorquez y Bahía de la Ascensión, las cuales fueron muestreadas entre 1999 y 2004 en un número variable de estaciones dependiendo de la superficie y gradientes ambientales de cada ecosistema, principalmente el de salinidad (Herrera-Silveira 1994, Herrera-Silveira *et al.* 1998, Schumann *et al.* 2006) (Figura 1).

Los componentes del ecosistema que se utilizaron para la caracterización y diagnóstico, fueron variables de calidad del agua, del fitoplancton y de los pastos marinos.

En cada estación de muestreo de las lagunas se realizaron mediciones *in situ* superficiales de salinidad con un sistema portátil YSI-6000. Este instrumento expresa la salinidad en partes por mil (‰), y hay quienes la expresan en unidades prácticas de salinidad (psu), sin embargo, dado que la escala práctica de salinidad fue definida como un cociente de conductividades entre agua de mar y una solución de KCl (UNESCO 1985) y no tiene unidades físicas, se adoptó esta convención para este estudio.

Se colectaron muestras de agua superficial para el análisis de nutrientes disueltos inorgánicos (PO_4^{3-} , NH_4^+ , SiO_4^{4-} , NO_3^- , NO_2^-) y Clorofila-a (Cl-a). Así mismo, se tomó una muestra para el análisis de fitoplancton fijándolas con una solución de lugol al 80%. En cuanto a los pastos marinos, en las mismas estaciones se determinó el cambio de

Tabla 1. Características morfométricas, actividades y amenazas de las lagunas costeras de Yucatán (SE México).

Variable Sistema	A (Km ²)	Z (m)	T (días)	Actividades	Amenazas
Celestún (Ce)	28	1.2	50-300 100	-Pesca, ecoturismo, extracción de sal	-Pérdida de cobertura de VAS -asolvamiento -eutrofización
Chelem (Ch)	14	0.8	300-750 400	-Pesca, ecoturismo, desarrollo urbano	-Pérdida de cobertura de VAS -contaminación -eutrofización
Dzilam (Dz)	10	0.6	50-250 150	-Pesca, ecoturismo	-contaminación
Holbox	275	1.5	200-350 280	-Pesca, ecoturismo	-contaminación
Chacmochuk (Ck)	122	1	150-350 200	-pesca	-contaminación -eutrofización
Nichupte (Nh)	41	2.2	200-500 300	-turismo masivo	-eutrofización -pérdida de cobertura de VAS
Bojorquez (Bj)	9	1.7	360-800 400	-turismo masivo	-eutrofización -contaminación pérdida de cobertura de VAS
Ascensión (As)	740	2.5	200-400 150	-Pesca, ecoturismo	-contaminación

cobertura entre 2 tiempos de muestreo a través de método de Braun-Blanquet modificado (Fourqurean *et al.* 2003).

En el laboratorio, los análisis de nutrientes se llevaron a cabo de acuerdo a las técnicas espectrofotométricas estándar descritas en Strickland y Parsons (1972) Parsons *et al.* (1984). Para el análisis de Cl-a, el agua fue filtrada a través de filtros de membrana Millipore de 25 mm de diámetro y 0.45 µm de tamaño de poro, realizándose la extracción con acetona al 90%, y calculándose su concentración de acuerdo a las ecuaciones descritas en Jeffrey y Humphrey (1975).

El análisis de los grupos de fitoplancton se realizó de acuerdo a la técnica de Utermöhl referida

por Hasle (1978). Para la identificación taxonómica del fitoplancton se utilizaron entre otras las referencias de Balech (1998), Cupp (1943), Pergallo (1965) y Schiller (1933).

El análisis de datos, y los criterios para definir la condición de las lagunas de acuerdo a las diferentes variables, siguió las recomendaciones del marco metodológico desarrollado por la EPA-NOAA-USGS (EPA 2001a, 2001b), ya que no hay un marco específico para México.

RESULTADOS Y DISCUSION

Hidrología

Las lagunas costeras de Yucatán (LCY)

SALUD DE LAGUNAS COSTERAS

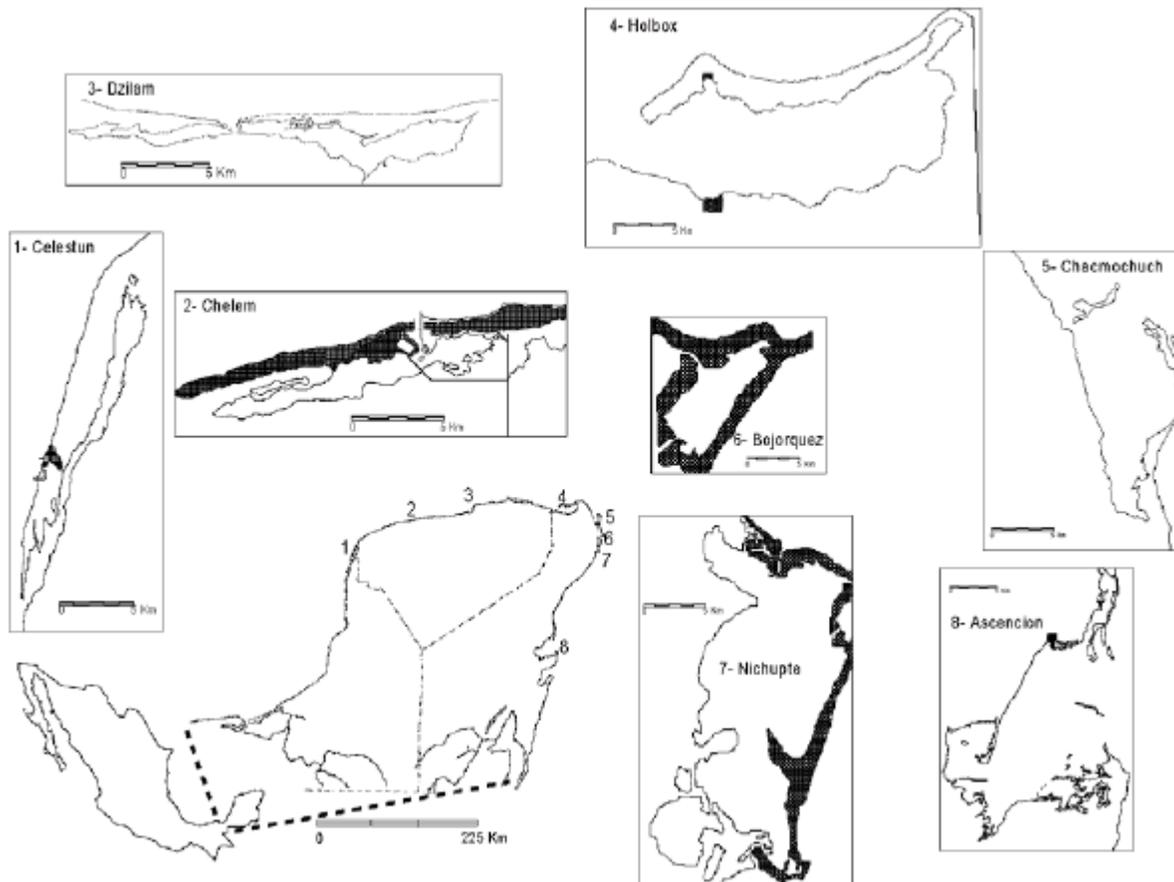


Figura 1. Localización de la lagunas costeras de Yucatán analizadas en este estudio. En negro se destacan las zonas urbanas.

presentan una clara variabilidad hidrológica intra-laguna tanto espacial como temporal, esto como resultado de la conectividad y los controles mar-tierra/tierra-mar dados a través de los aportes de agua dulce y marina, la magnitud de las descargas de los manantiales marinos, así como la intensidad de las corrientes y amplitud de las mareas.

La salinidad es el reflejo de la importancia relativa de cada uno de los controles y nivel de conectividad entre ecosistemas. En este sentido, las LCY presentan condiciones desde oligohalinas (<10) hasta hiperhalinas (>40), dependiendo de la zona de la laguna y de la variabilidad estacional en el balance de agua. De acuerdo a su salinidad anual promedio, las LCY pueden ser del tipo estuarino (11-29) como Celestún (Ce), Dzilam (Dz), Nichupte (Nh), y Ascensión (As), o de tipo euhalino (30-40) como Chelem (Ch), Holbox (Ho),

Chacmchuc (Ck) y Bojorquez (Bj) (Figura 2).

La salinidad tiene importantes implicaciones en el manejo de los ecosistemas costeros, ya que es indicador de la importancia relativa que tienen las fuentes de agua en cada laguna y los riesgos a los que se puede enfrentar. En el caso de las LCY de tipo estuarino, los aportes de agua dulce son importantes para mantener la variabilidad hidrológica y los gradientes espaciales que favorecen su riqueza biológica (Newton y Mudge 2005). Sin embargo, si las fuentes de agua dulce vienen acompañadas de contaminantes o de un exceso de nutrientes, los procesos que favorecen el buen funcionamiento del ecosistema se podrán ver alterados y será necesaria alguna acción de manejo.

Una variable muy relacionada con el tipo de laguna costera de acuerdo a su salinidad es el

tiempo de residencia del agua, la cual juega un papel clave en el funcionamiento del ecosistema, y debe ser una de las primeras características de las lagunas costeras que hay que conocer. Adicionalmente, esta variable rige el comportamiento que puede tener una laguna costera como trampa o sumidero de contaminantes, así como exportador de materia orgánica enriqueciendo la zona marina adyacente (Medina-González y Herrera-Silveira 2003). En este sentido, los tiempos de residencia del agua de la LCY varían tanto espacial como temporalmente (Tabla 1), indicando que las lagunas con mayor tiempo de residencia tienen mayor riesgo a la contaminación y eutrofización, en tanto que las de menor tiempo de residencia, además de ser potenciales exportadoras de materia orgánica, son menos vulnerables. En este sentido, las lagunas de Chelem, Bojorquez, Holbox y Chacmocho, son más vulnerables a la contaminación y eutrofización, en tanto que Celestún, Dzilam, Nichupte y Bahía de Ascensión podrían tener mayor resistencia a estos impactos.

La condición de cada laguna respecto a los nutrientes se estableció primero por tipo de laguna de acuerdo a la salinidad, y segundo, a un valor de referencia obtenido siguiendo las recomendaciones de la EPA (2001b). Este procedimiento se basa fundamentalmente en obtener la mediana, el 1er y 3er cuartil de un conjunto de datos de uno o varios ecosistemas que compartan al menos una condición

similar, en este caso la salinidad. La mediana se tomo como criterio para definir el valor de referencia y definir si la condición de calidad del agua para la vida acuática era buena o mala respecto a cada nutriente y la Cl-a.

En el caso de los nitratos el valor de referencia para las LCY de tipo estuarino se estableció en 7 μM y de 3 μM para las de tipo euhalino. De entre las LCY de tipo estuarino, Celestún registró la mayor concentración media de nitratos (10 μM) y fue la de menor salinidad promedio (21), mientras que entre las lagunas de tipo euhalino, Bojorquez presento la mayor concentración media de nitratos (7.8 μM). Se ha reportado que las descargas de agua subterránea en Yucatán son ricas en nitratos (Herrera-Silveira, 1994), por lo que las lagunas con menores salinidades registrarán mayores aportes de este nutriente en condiciones normales, como sucede en Celestún y Dzilam. Sin embargo, las concentraciones de nitrato observadas en Bojorquez y Chelem (Figura 3a), que son sistemas euhalinos, sugieren que las fuentes de agua dulce que descargan a estos sistemas podrían estar contaminadas con aguas residuales de los asentamientos humanos que se encuentran alrededor de estas lagunas. En el caso de los puertos de Progreso y Chelem que se encuentran alrededor de la laguna de Chelem, la disposición de aguas residuales domésticas es por medio de fosas sépticas, las cuales han demostrado tener

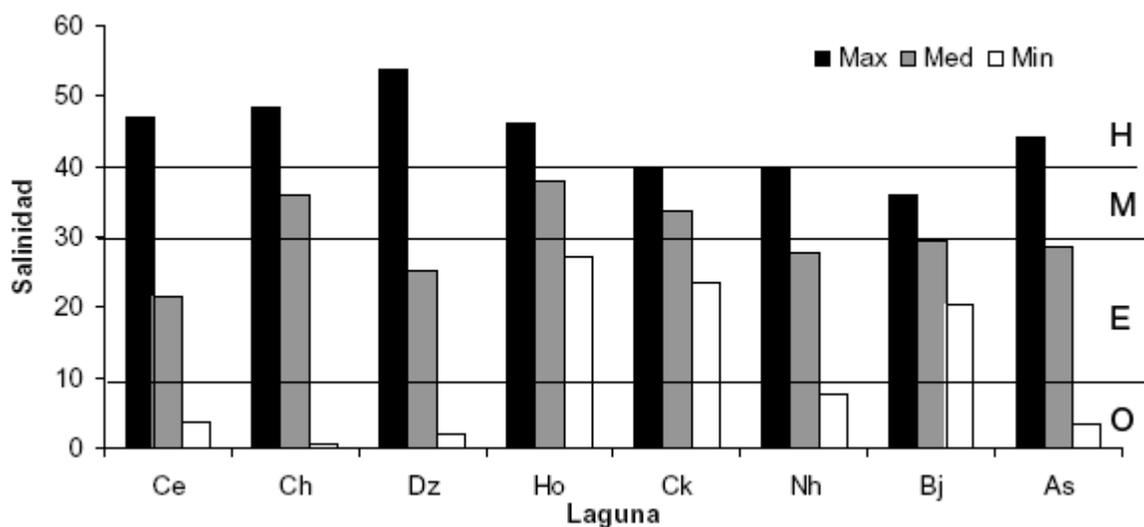


Figura 2. Salinidad mínima, media y máxima de las lagunas costeras de Yucatán analizadas en este estudio (n = 500). Oligohalina (O), Estuarina (E), Euhalina (M), Hiperhalina (H).

SALUD DE LAGUNAS COSTERAS

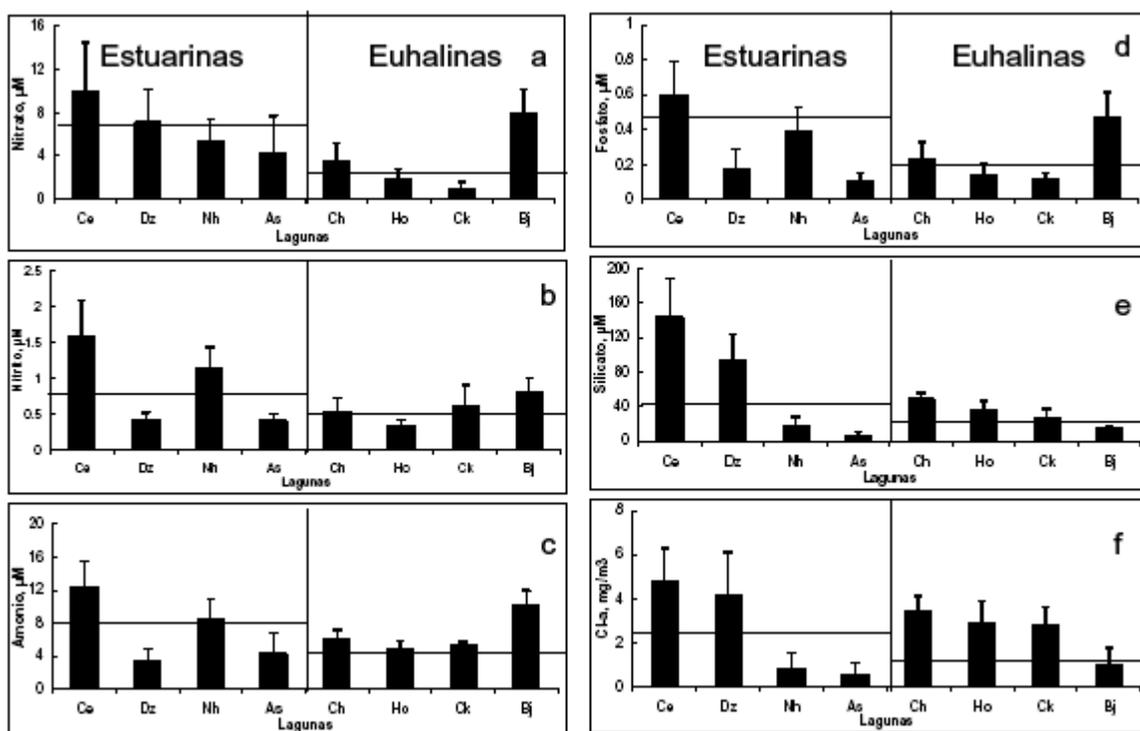


Figura 3. Concentración media y error estándar (n = 500) de los nutrientes inorgánicos disueltos y Clorofila-a de las lagunas costeras de Yucatán analizadas en este estudio. La línea representa el valor de referencia para cada tipo de laguna de acuerdo a su salinidad.

efectos de contaminación al acuífero donde se encuentran (Valiela *et al.* 1990). En el caso de Bojorquez, dado que en sus márgenes se encuentra un alto porcentaje de la infraestructura turística de Cancún, la laguna recibe descargas de aguas residuales domésticas y de la industria hotelera (Chumacera-Velazquez 2004, Sima-Morales 2004).

Respecto a los nitritos, el valor de referencia para las LCY de tipo estuarino fue de $0,75 \mu\text{M}$ y de $0,5 \mu\text{M}$ para las de tipo euhalino. Celestún y Nichupte como lagunas estuarinas presentaron las mayores concentraciones medias, mientras que de las lagunas euhalinas solo Holbox presentó una concentración media menor al valor de referencia (Figura 3b). Dado que este compuesto es un intermediario relativamente fugaz entre el amonio y el nitrato en el medio marino (Eppley *et al.* 1993), la alta concentración media de nitrito en Celestún ($1,5 \mu\text{M}$) podría reflejar tanto los aportes de aguas subterráneas como de aguas residuales de infraestructura turística que no cuenta con sistemas de tratamiento de aguas residuales. En relación a

las concentraciones de nitrito en Nichupte, y Bojorquez, éstas probablemente se relacionen más con aguas residuales de tipo doméstico y de la infraestructura turística de Cancún, mientras que en el caso de Chelem y Chacmochuc el contacto con los basureros municipales de las ciudades de Progreso y Cancún a través de los lixiviados podrían ser la fuente de este nutriente, el cual a altas concentraciones llega a ser tóxico para la vida acuática (De La Lanza 1998).

En el caso del amonio, el valor de referencia de $8 \mu\text{M}$ para las LCY de tipo estuarino y de $5 \mu\text{M}$ para las de tipo euhalino (Figura 3c). Al igual que el nitrito, las lagunas estuarinas con mayores concentraciones medias de amonio fueron Celestún y Nichupte (12 y $8,5 \mu\text{M}$ respectivamente), mientras que las lagunas de Chelem y Bojorquez, pertenecientes a las de tipo euhalino, fueron las que registraron las mayores concentraciones ($6,1$ y $10,2 \mu\text{M}$ respectivamente). En Celestún, las altas concentraciones se relacionan probablemente con los procesos de

descomposición de materia orgánica proveniente de la vegetación sumergida y aportes del bosque de manglar que rodea la laguna (Zaldívar-Jiménez, *et al.* 2004), mientras que las concentraciones de amonio en las lagunas de Chelem, Nichupte y Bojorquez probablemente estén más asociadas a descargas de aguas residuales de tipo doméstico y de la infraestructura turística, ya que se ha observado también la presencia de bacterias coliformes y enterococos en estas lagunas (FONATUR 2000). Si bien el amonio estimula el crecimiento del fitoplancton, puede convertirse en tóxico para la vida acuática a altas concentraciones (De La Lanza 1998).

En relación al fosfato, se obtuvo un valor de referencia de $0,5 \mu\text{M}$ para las LCY de tipo estuarino y de $0,2 \mu\text{M}$ para las de tipo euhalino. Entre las LCY de tipo estuarino, Celestún y Nichupte registraron las mayores concentraciones medias, mientras que en Chelem y Bojorquez se observaron las mayores concentraciones de las lagunas de tipo euhalino (Figura 3d). En zonas cársticas de aguas con alta alcalinidad como las de este estudio, éste nutriente tiende a precipitarse por procesos geoquímicas de adsorción con sedimentos, presentándose en bajas concentraciones ($<0,1 \mu\text{M}$) (Phlips *et al.* 2002; Cox *et al.* 2005). Los resultados sugieren fuentes exógenas de fosfato, que en el caso de Celestún podrían provenir de la abundante avifauna que habita la laguna y de las escorrentías superficiales de las zonas de manglar (Comín y Herrera-Silveira 2000), mientras que en los casos de las lagunas de Chelem, Nichupte y Bojorquez podrían provenir de aguas residuales domésticas y de la infraestructura turística. Este nutriente es importante para la productividad biológica de los ecosistemas acuáticos, sin embargo, a altas concentraciones podría favorecer al proceso de eutrofización cultural (Cloern 2001).

Por lo que respecta al silicato, el valor de referencia estimado para las LCY de tipo estuarino fue de $40 \mu\text{M}$ y de $20 \mu\text{M}$ para las de tipo euhalino. De las LCY de tipo estuarino, Celestún y Dzilam registraron las mayores concentraciones medias de silicato, y de las lagunas euhalinas sólo Bojorquez presentó menor concentración media respecto al valor de referencia (Figura 3e). Se ha reportado que las descargas de agua subterránea en Yucatán son ricas en silicato (Herrera-Silveira 1994), por lo que las lagunas con menores salinidades registraran mayores aportes de este nutriente en condiciones normales como sucede

en Celestún y Dzilam. En relación a las lagunas euhalinas, sólo Bojorquez presentó concentraciones medias menores al valor de referencia ($11 \mu\text{M}$), sugiriendo que las lagunas de Chelem, Holbox y Chacmchuc reciben mayor influencia de aguas subterráneas y de ahí su variabilidad en la salinidad, mientras que Bojorquez probablemente este siendo más afectada por las descargas de aguas residuales y del drenaje pluvial. Dado que este nutriente ha recibido menos atención que el N y el P, las concentraciones de silicato en las LCY son una referencia para estudios en otras localidades y como indicador de aportes de agua subterránea (Smith *et al.* 1997), e indicador de su vulnerabilidad al proceso de enriquecimiento de nutrientes por fuentes terrestres.

En el caso de la Cl-a, el valor de referencia para las LCY de tipo estuarino fue de $2,5 \text{ mg/m}^3$ y de 1 mg/m^3 para las de tipo euhalino. De entre las LCY de tipo estuarino, Celestún y Dzilam presentaron las mayores concentraciones medias ($4,8$ y $4,1 \text{ mg/m}^3$ respectivamente), mientras que de las lagunas euhalinas, Bojorquez presentó las menores concentraciones ($0,96 \text{ mg/m}^3$) respecto al valor de referencia (Figura 3f). La alta variabilidad de las concentraciones de Cl-a entre ecosistemas del mismo tipo, sugiere que probablemente la división de las lagunas por salinidad y su correspondiente valor de referencia para esta variable, no sea apropiada para establecer su condición. Por lo anterior, la clasificación de las lagunas de acuerdo a ubicación geográfica (costa norte y costa este de Yucatán), probablemente podría ser de mayor utilidad para el objetivo de establecer un diagnóstico. En este sentido, el valor de referencia para las lagunas de la costa norte sería de 3 mg/m^3 y el de las lagunas de la costa este de $0,5 \text{ mg/m}^3$. Utilizando este último criterio, las lagunas de del norte como Celestún, Dzilam y Chelem, presentaron concentraciones medias más altas que el valor de referencia, indicando que están en proceso de eutrofización (Newton *et al.* 2003), sin embargo, de acuerdo a las concentraciones de nutrientes, este proceso se podría considerar como natural para Celestún y Dzilam y cultural para Chelem. Respecto, a las lagunas del este de la Península de Yucatán, Bojorquez y Nichupte presentaron concentraciones medias de Cl-a mayores al valor de referencia ($0,96$ y $0,8 \text{ mg/m}^3$ respectivamente), sugiriendo que se encuentran en proceso de eutrofización, y que de acuerdo a sus concentraciones de nutrientes este tiene su origen

en las actividades humanas que se llevan a cabo en sus alrededores, por lo que es una eutrofización de tipo cultural.

La hidrología de las lagunas costeras de Yucatán esta directamente relacionada con la carga y dinámica de nutrientes, ambos relacionados con aportes de agua subterránea, aguas residuales, tiempos de residencia del agua, escorrentía superficial proveniente de las zonas de manglar adyacentes a las lagunas y otras fuentes exógenas (excretas de aves).

De acuerdo a las características hidrológicas y condición de cada LCY, las principales amenazas para las lagunas son los aportes de aguas residuales y los cambios en la hidrodinámica que afectan los tiempos de residencia del agua, por lo que las acciones de manejo deberían ir encaminadas a rehabilitar los intercambios de agua y minimizar las descargas de aguas residuales sin tratamiento. Sin embargo, la alta variabilidad inter e intra-laguna sugiere que la determinación de la condición en términos de un diagnóstico que apoye las acciones de manejo para cada laguna, debe basarse en una caracterización sitio-específica determinando la zonificación hidrológica y su relación con las fuentes de impacto.

Fitoplancton

El fitoplancton como componente de los ecosistemas acuáticos que responde rápidamente ante los cambios en las condiciones ecológicas, ha sido extensivamente utilizado para caracterizar la condición que guardan ambientes costeros (Phlips *et al.* 2002). El análisis de cambios en la estructura comunitaria, la abundancia de especies nocivas y la composición por grupos, han sido algunas de las variables utilizadas para el diagnóstico (Amany y Dorgham 2003, Varela y Prego 2003, Phlips *et al.* 2004), por lo que para esta caracterización se utilizó la composición por grupos y la abundancia de las especies nocivas.

La comunidad de fitoplancton de las LCY esta compuesta por los grupos de cianobacterias (CY), nanoflagelados (NA), diatomeas centrales (DC), diatomeas penales (DP) y dinoflagelados (DY). En general, se observa que el grupo dominante es el de diatomeas penales, seguido por los dinoflagelados, y diatomeas centrales (Figura 4). A este nivel de análisis, las diferencias entre lagunas costeras no son fáciles de distinguir y no se observan patrones claros que permita hacer un diagnóstico de la condición de las lagunas en base

a esta variable. A este respecto se sugiere que el análisis ha de realizarse a través de programas de largo plazo y de tipo sitio-específico. No obstante, el análisis de fitoplancton requiere un mayor grado de capacitación y tiempo para llegar a resultados robustos.

Sin embargo, el análisis de las especies de fitoplancton que se han identificado como nocivas para los ecosistemas acuáticos de Yucatán (Alvarez 2004), permiten distinguir que las lagunas de Chelem y Bojorquez presentaron el mayor número de especies nocivas, indicando que las condiciones ambientales de estas lagunas se han degradado. El cambio de las comunidades de fitoplancton dominadas por diatomeas hacia comunidades dominadas por dinoflagelados nocivos, ha sido considerado como síntoma de deterioro ambiental, principalmente debido al proceso de eutrofización (Bricker *et al.* 1999, Cloern 2001).

Pastos marinos

Los programas de monitoreo de variables de estructura de los pastos marinos (densidad, cobertura, biomasa, productividad) pueden ser útiles para determinar si este componente esta siendo afectado por las actividades humanas, así como identificar las fuentes de impacto actuales y potenciales (Abal y Dennison 1996, Agostini *et al.* 2003). Bajo la consideración anterior, y dado que se cuenta con información de la cobertura de pastos marinos de las LCY entre dos periodos de tiempo, el diagnóstico se baso en los cambios a través del tiempo de esa variable.

La vegetación acuática sumergida (VAS) de la laguna de Celestún esta compuesta principalmente por el alga verde *Chara fibrosa* en la zona de menores salinidades (<15), por *Ruppia maritima* en salinidades intermedias (10-25) y por *Halodule wrightii* en la de mayores salinidades (>25). Sin embargo, *Ch. fibrosa* presenta cambios temporales muy marcados, al grado de casi desaparecer durante los periodos de mayores salinidades. La cobertura de VAS en Celestún ha sufrido importantes reducciones (Figura 5), sin embargo, la causa no es una mala calidad del agua sino por daño físico directo. En esta laguna se llevan a cabo actividades de pesca de camarón y de ecoturismo, ambas ejercen impactos en la VAS. La captura de camarón se lleva a cabo por medio de arrastres sobre las paraderas de *H. wrightii* y las embarcaciones que transportan turistas hacen sus recorridos en zonas someras

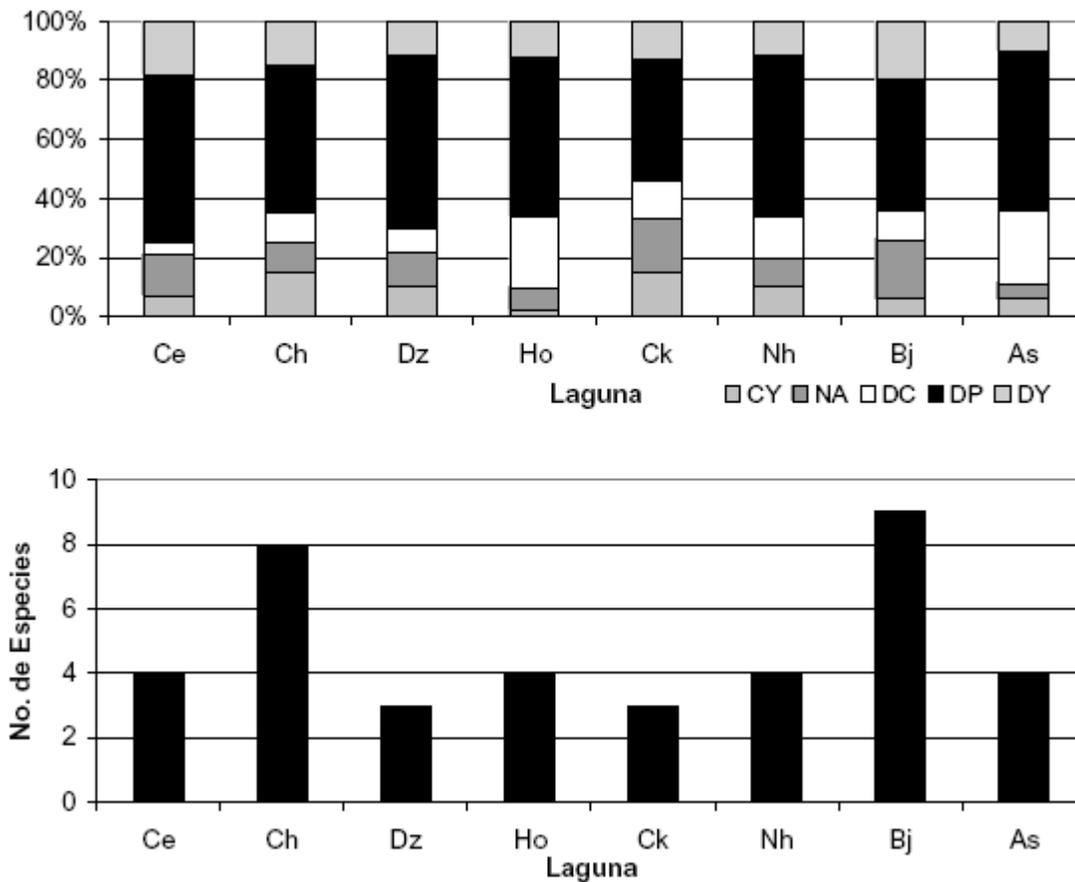


Figura 4. Abundancia relativa de fitoplancton por grupos y riqueza de especies nocivas en lagunas costeras de Yucatán analizadas en este estudio. Cianobacterias (CY), Nanoflagelados (NA), Diatomeas centrales (DC), Diatomeas penales (DP) y Dinoflagelados (DY).

(<1m), dejando cicatrices desprovistas de vegetación sobre el sedimento, estos surcos son posteriormente muy difíciles de recolonizar (Dawes *et al.* 1997).

En la laguna de Chelem la VAS esta compuesta por *H. wrightii*, *Thalassia testudinum* y macroalgas, dominando los grupos de Rodofitas y Clorofitas. Esta laguna ha sufrido cambios importantes debido a que en los años 70's se abrió una conexión artificial y permanente con el mar para la construcción del puerto de Yucalpeten que diera servicio a las embarcaciones pesqueras de mediana altura. Esto favoreció la entrada constante de agua marina que llevo a la salinización de todo el humedal, impactando de forma importante zonas de manglar y las características ecológicas de la laguna de Chelem. Las acciones de manejo que se emprendieron consistieron en aumentar los aportes

de agua dulce al sistema para su desalinización, lo que llevo a que de una comunidad dominada por macroalgas pasara a una comunidad dominada por pastos marinos (Herrera-Silveira *et al.* 2000). Sin embargo, debido al interés de desarrollo costero enfocado en el transporte marítimo y turismo en la zona, se han hecho dragados y ha aumentado la ocupación urbana en el margen norte de la laguna. Una de las consecuencias de este impulso económico es la pobre calidad del agua de la laguna de Chelem, la cual se refleja en altas concentraciones de nutrientes, Cl-a y materia en suspensión, conduciendo a la pérdida de cobertura de pastos marinos (Figura 5), principalmente en el brazo este de la laguna.

Por lo que respecta a las Lagunas de Dzilam, Chacmochochuc, y Bahía de la Ascensión, la VAS esta dominada por pastos marinos (*H. wrightii*, *T.*

testudinum, *Syringodium filiforme* y *R. maritima*), y con menor contribución las macroalgas (Clorofilas y Rodofitas). Estas lagunas no presentan cambios significativos en la cobertura de VAS entre dos tiempos (Figura 5), lo cual puede deberse a que en ninguna de ellas existe infraestructura urbana o turística en sus alrededores, y en general presentan en un buen estado de conservación. Sin embargo, siendo sistemas que reciben importantes aportes de aguas subterráneas, es probable que el análisis de contaminantes y nutrientes (metales pesados, plaguicidas, N y P) en sus tejidos puedan ser indicadores de los efectos negativos de la conectividad hidrológica en ecosistemas influenciados por aguas subterráneas. Esto ha sido ampliamente demostrado en otros sistemas de tipo estuarino (Carruthers *et al.* 2005, Marín-Guirao *et al.* 2005, Whelan *et al.* 2005, Smit *et al.* 2006), y sería una recomendación de las variables que deberían incluirse en el proceso de diagnóstico de las lagunas costeras.

La Laguna de Holbox o también conocida como Laguna Conil, es la que registró menor porcentaje de cobertura de VAS. Es probable que esta laguna presente mayor cobertura de pastos marinos, por lo que el número de estaciones de muestreo debe incrementarse o hacer uso de los sensores remotos para su evaluación. La composición de la VAS es principalmente de pastos marinos (*H. wrightii*, y *T. testudinum*). Los datos disponibles indican que no hay cambios en la

cobertura de pastos marinos (Figura 5), sin embargo, dado que existen zonas de pastos que están aledañas a descargas de aguas subterráneas y a zonas urbanas, los análisis de contenido elemental y metales pesados podrían ser indicadores de los impactos a los que esta sometido este componente del ecosistema de la Laguna de Holbox (Martínez, com.pers. 2005).

Las lagunas de Nichupte y Bojorquez, son ecosistemas interconectados y se ven influenciados de manera importante por la infraestructura urbana y turística que se encuentra en sus alrededores. La cobertura de VAS en estas lagunas costeras esta dominada por pastos marinos (*H. wrightii* y *T. testudinum*), con una muy pequeña contribución de macroalgas, principalmente Clorofilas. Ambas lagunas presentan disminución en la cobertura de pastos marinos entre dos periodos de tiempo (Figura 5), siendo las causas principales el trafico de embarcaciones turísticas y la eutrofización, la cual probablemente este causando la muerte de *T. testudinum* en la laguna Bojorquez por enfermedades (Mellero, com. pers. 2005).

La VAS dominante en términos de cobertura en las LCY, esta compuesta principalmente por pastos marinos, lo cual se relaciona con lo somero que son estos sistemas, condiciones hidrodinámicas que permiten el grado de estabilización de sedimentos suficiente para su establecimiento, condiciones de transparencia del agua, entre otras (Cummins y Zimmerman 2003, De Falco *et al.*

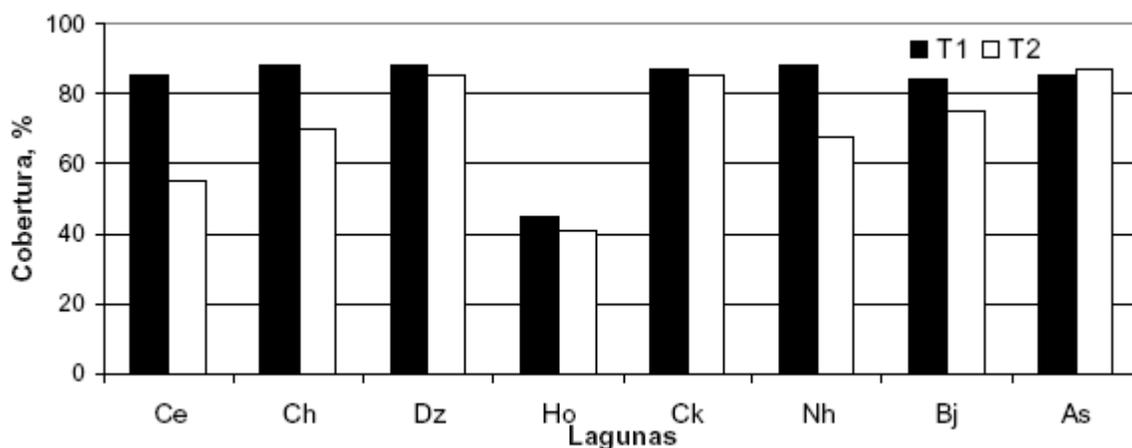


Figura 5. Cambios en el porcentaje de cobertura de pastos marinos de las lagunas costeras de Yucatán analizadas en este estudio.

2003). Este componente de los ecosistemas costeros es sensible a los cambios en condiciones de transparencia, nutrientes en la columna del agua y daños físicos, por lo que han sido buenos indicadores de la condición de ecosistemas costeros. Sin embargo, debido a que las variables de estructura (densidad, biomasa, cobertura, productividad) responden de manera específica a las variables ambientales dominantes de cada ecosistema, establecer valores o condiciones de referencia generales puede ser inapropiado para el diagnóstico y las propuestas de acciones de manejo, por lo que al igual que la hidrología, la caracterización de la VAS de las lagunas costeras debe ser sitio-específica. Se sugiere que para el diagnóstico sean incorporadas la relación del contenido elemental (N:P), isótopos estables (N^{15}) y metales pesados en hojas y rizomas, las cuales han demostrado su potencial para establecer la condición de los ecosistemas costeros (Lee *et al.* 2004, Carruthers *et al.* 2005, Villares *et al.* 2005).

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

De acuerdo a los resultados de los componentes de hidrología, fitoplancton y pastos marinos de las LCY, el diagnóstico general, es que las lagunas presentan condiciones con tendencia a la eutrofización. Sin embargo, en la mayoría de las lagunas la eutrofización es el resultado de procesos naturales, lo cual se considera como un estado de salud bueno, mientras que en las lagunas de Chelem y Bojorquez el estado de eutrofización es de tipo cultural, considerándose como un estado de salud malo.

Las descargas de aguas subterráneas, aguas residuales domésticas, y cambios en los tiempos de residencia del agua, aparecen como los principales factores que controlan la dinámica de nutrientes y los síntomas de eutrofización.

Si bien se han obtenido valores de referencia para dos tipos de lagunas (estuarinas y euhalinas), la variabilidad inter e intra-laguna de los diferentes componentes analizados, sugieren que el diagnóstico debe realizarse bajo la estrategia sitio-específico y bajo el esquema de programas de largo-plazo.

De entre las variables analizadas, la salinidad, el nitrato, amonio, silicato, Cl-a, la estructura de la VAS, y la abundancia de especies nocivas de fitoplancton podrían ser consideradas como indicadoras de la salud de lagunas costeras en

programas de observación ambiental en Yucatán. Sin embargo, los valores de referencia deberán ser sitio- específico, en consecuencia, el marco legal de protección y conservación de los ecosistemas costeros de Yucatán debe ser ajustado a nivel local.

De acuerdo a las fuentes de impacto y a las amenazas diagnosticadas durante el estudio, se recomienda:

- 1) La instalación de plantas de tratamiento de aguas residuales en los actuales desarrollos urbanos;
- 2) rehabilitar la conectividad hidrológica entre las descargas de agua subterránea, las lagunas y la zona marina;
- 3) ordenar las actividades turísticas en ecosistemas someros (tráfico de embarcaciones);
- 4) ordenar la pesca de arrastre en zonas con vegetación sumergida;
- 5) evitar los asentamientos humanos en los márgenes de las lagunas costeras.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al grupo de estudiantes y auxiliares del laboratorio de Producción Primaria del CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida, por su participación en los trabajos de campo y laboratorio, en especial a J. Ramírez, A. Zaldivar, C. Álvarez, L. Troccoli, F. Merino, I. Osorio, J. Trejo, S. Morales, F. Tapia, J. Sima, R. Collí, I. Medina, O. Cortés, L. Arrellano. El financiamiento de este estudio provino de CONABIO B019, CONACYT D112-904672 y CONACYT 4147P-T y CINVESTAV.

LITERATURA CITADA

- ABAL, E. G. y W. C. DENNISON. 1996. Seagrass depth range and water quality in Moreton Bay, Queensland, Australia. *Australian Journal for Marine and Freshwater Research* 47 (6):763–771.
- AGOSTINIA, B. S., A. CAPIOMONTI, B. MARCHANDA y G. PERGENTD. 2003. Distribution and estimation of basal area coverage of subtidal seagrass meadows in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56:1021–1028.
- ÁLVAREZ GÓNGORA, C. C. 2004. Cambios estructurales del fitoplancton costero en una zona cársica de la Península de Yucatán sometida a impactos antropogénicos y naturales. *Tesis de Maestría*. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN). Unidad Mérida, Yucatán, México.
- AMANYA, I. y M.M. DORGHAM. 2003. Ecological indices as a tool for assessing pollution in El-Dekhaila Harbour

- (Alexandria, Egypt). *OCEANOLOGIA*, 45 (1): 121-131.
- ASANO, Y., T. UCHIDA, T. y N. OHTE. 2003. Hydrologic and geochemical influences on the dissolved silica concentration in natural water in a steep headwater catchment. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 67: 11-1973-1989.
- BALECH, E. 1998. Los dinoflagelados del Atlántico Sudoccidental. Publicación Especial del Instituto de Oceanografía.
- BRICKER, S.B., C.G. CLEMENT, D.E. PIRHALLA, S.P. ORLANDO y D.R.G. FARROW. 1999. National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring.
- BUDDEMEIER, R. W. 1996. Groundwater discharge in the coastal zone: Proceedings of an international symposium. LOICZ/R&S/96, iv+197pp. LOICZ, Texel, The Netherlands.
- CAPURRO, L. 2002. Un Gran ecosistema Costero: la Península de Yucatán. *Avance y Perspectiva* 22:69-75.
- CARRUTHERS, T.J.B., B.I. VAN TUSSENBROEK y W.C. DENNISON. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 191-199.
- CHUMACERO-VELAZQUEZ, M. 2004. Consumo de oxígeno del sedimento e intercambio con el mar del sistema lagunar Nichupté-Bojórquez. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, Yucatán.
- CLOERN, J.E. 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series* 210: 223-257.
- CNA. 1989. Límites Máximos de criterios ecológicos para la protección de la vida acuática en la NOM-001-ECOL-1996. Diario Oficial de la Federación el 13 de Diciembre de 1989.
- COMÍN F. A., y J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2000. The role of birds on the trophic structure and nutrient cycles of aquatic ecosystems: a review. Pp. 205-218, in Comin, F.A., J.A. Herrera-Silveira, y Ramírez, J. (eds.): Proceedings. Limnology and Waterfowl, Monitoring, Modeling and Management, Workshop, Aquatic Birds Working Group. Societas Internationalis Limnologiae, Universidad Autónoma de Yucatán.
- COSTANZA, R., B.G. NORTON y B.D. HASKELL. (eds). 1992. Ecosystem health: New goals for environmental management. Island Press, Washington, D.C.
- COX, M. E., A. MOSS y G.K. SMYTH. 2005. Water quality condition and trend in North Queensland waterways. *Marine Pollution Bulletin* 51: 89-98.
- CUMMINGS M.E. y R. ZIMMERMAN. 2003. Light harvesting and the package effect in the seagrasses *Thalassia testudinum* Banks ex König and *Zostera marina* L.: optical constraints on photoacclimation. *Aquatic Botany*, 75: 261-274
- CUPP, E. 1943. Marine plankton of the west of North America. Bulletin. Scripps Institute Oceanographic. Technical Services.
- DAY, W.J.JR., A.C. HALL., M.W. KEMP, y A. YAÑEZ-ARANCIBIA. 1989. Estuarine Ecology. John Wiley & Sons, New York.
- DAYTON, P.K., V. CURRIE., T. GERRODETTE, B.D. KELLER., R. ROSENTHAL y D.V.TRESCA. 1984. Patch dynamics and stability of some California kelp communities. *Ecological Monographs* 54(3):253-289.
- DAWES, C.J. C. ANDORFER, C. ROSE, C. URANOWSKI y N. EHRINGER. 1997. Regrowth of the seagrass *Thalassia testudinum* into propeller scars. *Aquatic Botany* 59:139-155.
- DE LA LANZA, E. G. 1998. Aspectos físico-químicos que determina la calidad del agua. Pp. 1-26, in Martínez-Córdoba L. R. (ed.): Ecología de los sistemas acuáticos. A. G. T. Editor S. A.
- DE FALCO, G., E. MOLINAROLI, M. BAROLI y S. BELLACICCO. 2003. Grain size and compositional trends of sediments from *Posidonia oceanica* meadows to beach shore, Sardinia, western Mediterranean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58: 299-309.
- EPA. 2001a. Nutrient Criteria Technical Guidance Manual. Estuarine and Coastal Marine Waters. EPA, Office of Water. EPA-822-B-01-003.
- EPA. 2001b. National Coastal Condition Report. EPA, Office of Research and Development. EPA-620/R-01/005.
- EPPLEY, R., RINGER, E., VENRICK, E. y M. MULLIN. 1993. A study of plankton dynamic and nutrients cycling in the central gyre of the north pacific ocean. *Limnology and Oceanography* 38:534-551.
- ESTEVEZ, F. 1998. Ecología das Lagoas Costeiras do Parque Nacional da Restinga de Jurubatiba e do Municipio de Macaé. Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- FALKOWSKA, L. y J. PIEKAREK. 1999. Submarine seepage of freshwater: Disturbance in hydrological and chemical structure of the water column in the Gdansk Basin. *ICES Journal Marine Science* 56: 153-160.
- FONATUR. 2000. Análisis físico-químico, bacteriológico de agua en el sistema lagunar Nichupté, Cancún, Quintana Roo. Fonatur-00160006-004-98.
- FOURQUREAN, J.W., J.N. BOYER, M.J.DURAKO, L.N. HEFTY y B.J. PETERSON. 2003. Forecasting Responses Of Seagrass Distributions To Changing Water Quality Using Monitoring Data. *Ecological Applications* 13(2): 474-489
- KJERFVE, B. 1994. Coastal Lagoons Processes. Elsevier. New York.
- GOBLER, C. J., L.A. CULLISON, F. KOCH, T.M. HARDER y J.W. KRAUSE. 2005. Influence of freshwater flow, ocean exchange, and seasonal cycles on phytoplankton – nutrient dynamics in a temporarily

- open estuary *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65: 275-288.
- HANSHAW, B. B. y W. BACK, W. 1980. Chemical mass-wasting of the northern Yucatan Peninsula by groundwater dissolution. *Geology* 8:222-224.
- HASLE, S. 1978. The inverted microscope method. In Sournia, A. *Phytoplankton manual*. SCOR-UNESCO.
- HEMMINGA M. A. y C. M. DUARTE. 2000. *Seagrass Ecology*. University of Cambridge, United Kingdom.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A. 1994. Spatial and temporal patterns in a tropical coastal lagoon with groundwater discharges. *Journal of Coastal Research* 10 (3): 738-746.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., J. RAMÍREZ-RAMÍREZ, y A. ZALDIVAR-JIMÉNEZ. 1998. Overview and Characterization of the hydrology and primary producer Community of selected Coastal Lagoons of Yucatán, México. *Aquatic Ecosystem Health and Management Society* 1: 353-372.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A. y F.A. COMÍN. 2000. An Introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico). Pp. 213-227, *in* M. Munawar, S.G. Lawrence, I.F. Munawar and D.F. Malley (eds.): *Ecovision World Monographs Series. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status & Scope*. Backhuys Pub. Leiden, Netherlands.
- HERRERA-SILVEIRA, J.A., J. RAMÍREZ-RAMÍREZ, N. GÓMEZ y A. ZALDIVAR. 2000. Seagrass Bed Recovery after Hydrological restoration in a costal Lagoon with Groundwater Discharges in the North of Yucatán. Pp. 123-135, *in* S. Bortone (ed.): *Seagrass: Monitoring Ecology, Physiology and Management*. CRC Press.
- HERRERA-SILVEIRA J. A., I. MEDINA-GOMEZ y R. COLLI. 2002. Trophic status based on nutrient concentration scale and primary producers community of tropical coastal lagoons influenced by groundwater discharges. *Hydrobiologia* 475/476: 91-98.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., F.A. COMÍN, N. ARANDA-CIREROL, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, y L. CAPURRO-FILOGRASSO. 2004a. Coastal Waters Quality Assessment In The Yucatan Peninsula: Management Implications. *Ocean & Coastal Management* 47:625-639.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., N. ARANDA-CIREROL, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, F.A. COMÍN-SEBASTIÁN y C. MADDEN. 2004b. Eutrofización Costera en la Península de Yucatán. Pp. 823-850, *in* M. Casso, I. Pisanty & E. Escurra (Cmps.): *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México*. Vol.2, SEMARNAT, INE, Inst de Ecología, A.C., Harte Research Inst. for Gulf of Mexico Studies.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A., F.A. COMÍN-SEBASTIÁN, L. CAPURRO-FILOGRASSO. 2004b. Los Usos Y Abusos De La Zona Costera En La Península De Yucatán. Pp. 387-396, *in* Rivera, A. E., Villalobos-Zapata, G., Rosado, M. F., y Azuz, A. I (eds): *El Manejo Costero en México*. Universidad Autónoma De Campeche-SEMARNAT-CETYS Univ.-Universidad de Quintana Roo.
- JEFFREY, S.W. y G.F. HUMPHREY. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b in higher plantas, algae and natural phytoplankton. *Biochemical Physiology Pflanzen* 167:191-194.
- JOHANNES, R. E. 1980. The ecological significance of submarine discharge of groundwater. *Marine Ecology Progress Series* 3:365-373.
- JORGENSEN, S., F.L. XU y R. COSTANZA. 2005. *Handbook of Ecological Indicators for Assessment of Ecosystem Health*. CRC Press, Taylor and Francis, Group.
- MARÍN-GUIRAO, L., A. T. ATUCHA, J.B. LLORET, E. L. MARTÍNEZ y A.J.F. GARCÍA. 2005. Effects of mining wastes on a seagrass ecosystem: metal accumulation and bioavailability, seagrass dynamics and associated community structure. *Marine Environmental Research* 60: 317-337.
- LEE, K-S., F.T. SHORT y D. M. BURDICK. 2004. Development of a nutrient pollution indicator using the seagrass, *Zostera marina*, along nutrient gradients in three New England estuaries. *Aquatic Botany* 78:197-216.
- MEDINA-GÓMEZ, I. y J.A. HERRERA-SILVEIRA. 2003. Spatial Characterization of Water Quality in a Karstic Coastal Lagoon without Anthropogenic Disturbance: A Multivariate Approach. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 58 (3):455-465.
- MERINO, M., A. GONZÁLEZ, E. REYES, M. E. GALLEGOS y S. CZITROM. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. *Science of the Total Environment Supplement*: 861-870.
- NEWTON, A., J. D. ICELY, M. FALCAO, A. NOBRE, J. P. NUNES, J. G. FERREIRA y C. VALE. 2003. Evaluation of eutrophication in the Ria Formosa coastal lagoon, Portugal. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 23: 1945-1961.
- NEWTON, A., y S. M. MUDGE. 2005. Lagoon-sea exchanges, nutrient dynamics and water quality management of the Ria Formosa (Portugal). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 62:405-414
- NOA. 2005. Florida Keys National Marine Sanctuary Draft Revised Management Plan. U.S. Department of Commerce National Oceanic and Atmospheric Administration National Ocean Service
- OBERDORFER, J.A., M.A. VALENTINO, y S.V. SMITH. 1990. Groundwater contribution to the nutrient budget of Tomales Bay, California. *Biogeochemistry* 10:199-216.
- PARSON T. R., Y. MAITA, y C.M. LALLI. 1984. *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawaters Analysis*, Second Edition, Pergamon Press, Oxford, England.

SALUD DE LAGUNAS COSTERAS

- PERAGALLO, M. 1965. *Diatomées Marines de France*. A. Asher Co. Amsterdam.
- PHLIPS, E. J., S. BADYLAK y T. GROSSKOPF. 2002. Factors Affecting the Abundance of Phytoplankton in a Restricted Subtropical Lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55 (3):385-402.
- PHLIPS, E.J., S. BADYLAK, S. YOUN y K. KELLEY. 2004. The occurrence of potentially toxic dinoflagellates and diatoms in a subtropical lagoon, the Indian River Lagoon, Florida, USA. *Harmful Algae* 3:39-49.
- SCHILLER, J. 1933. Dinoflagellatae (Peridineae) in monographischer Behandlung. I: Teil, Lieferung 3. In "Dr. L. Rabenhorst's Kryptogamen-Flora Von Deutschland, Österreich und der Schweiz" Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig.
- SCHUMANN, R., H. BAUDLER, A. GLASS, K. DUMCKE y U. KARSTEN. 2006. Long-term observations on salinity dynamics in a tideless shallow coastal lagoon of the Southern Baltic Sea coast and their biological relevance. *Journal of Marine Systems* 60:330-334.
- SÉLLER, B.D. y B. D. CAUSEY. 2005. Linkages between the Florida Keys National Marine Sanctuary and the South Florida Ecosystem Restoration Initiative. *Ocean and Coastal Management* 48:869-900.
- SIMA-MORALES, J. A. L. 2004. Hidrología y estado trófico de las lagunas costeras del Caribe mexicano: aportes de nutrientes de diferentes fuentes. Tesis de Maestría. Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional. Mérida, Yucatán.
- SMIT, A.J., A. BREARLEY, G. A. HYNDES, P.S. LAVERY y D.I. WALKER. 2006. $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ analysis of a *Posidonia sinuosa* seagrass bed. *Aquatic Botany* 84:277-282.
- SMITH, S.V., V. CAMACHO-IBAR, J.A. HERRERA-SILVEIRA, D. VALDES, L. DAVID, M. MERINO y R.W. BUDDEMEIER. 1999. Quantifying Groundwater Flow Using Water Budgets and Multiple Conservative Tracers. Pp. 96-105, in Smith, S.V., J.I. Marshall Crossland and C.J. Crossland (eds.): Mexican and Central American Coastal Lagoon Systems: Carbon, Nitrogen, and Phosphorus Fluxes (Regional Workshop II), LOICZ Reports & Studies No. 13, Texel, The Netherlands.
- STRICKLAND J. D. H. y T.R. PARSONS. 1972. *Practical Handbook of Sea Water Analysis*, Second Edition, Fisheries Research Board Canadian Bulletin, Ottawa, Canada.
- TWILLEY, R.R. 1995. Properties of mangrove ecosystems related to the energy signature of coastal environments. Pp. 43-62, in Hall, C. (ed.): *Maximum power*. University of Colorado Press, Boulder, Colorado.
- UNESCO. 1985. The international system of units (SI) in oceanography, UNESCO Technical Papers No. 45, IAPSO Pub. Sci. No. 32, Paris, France.
- VALIELLA, I., J. COSTA, K. FOREMAN, J. TEAL, B. HOWES y D. AUDREY. 1990. Transport of groundwater-borne nutrients from watersheds and their effects on coastal waters. *Biogeochemistry* 10(3):177-198.
- VARELA, M. Y R. PREGO. 2003. Hydrography and phytoplankton in an isolated and non-pristine ria area: the A Coruña Harbour (NW Spain). *Acta Oecologica* 24:113-124.
- VEGA, C. M., M. HERNÁNDEZ y G. DE LA CRUZ-AGÜERO. 1997. Los Peces de la Reserva de Celestún. Pronatura y CINESTAV-Mérida, México.
- VILLARES, R., E. CARRAL, X. PUENTE y A. CARBALLERA. 2005. Metal levels in estuarine macrophytes: differences among species. *Estuaries* 28:948-956.
- WHELAN, III, T., J. ESPINOZA, X. VILLARREAL y M. COTTAGOMA. 2005. Trace metal partitioning in *Thalassia testudinum* and sediments in the Lower Laguna Madre, Texas. *Environmental International* 31:15-24.
- ZALDÍVAR-JIMÉNEZ, A., J.A. HERRERA-SILVEIRA, C. M. CORONADO Y D. ALONSO. 2004. Estructura y productividad de los manglares en la Reserva de la Biosfera Ría Celestún, Yucatán (SE. México). *Maderas y Bosques* 2:25-35.

Recibido 8 de Abril de 2006; revisado 18 de Julio de 2006; aceptado 9 de Septiembre de 2006.