

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y EDUCACIÓN
SUPERIOR DE ENSENADA**



**DIVISIÓN DE OCEANOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA**

**FACTORES QUE REGULAN LA DISTRIBUCION Y ABUNDANCIA DEL
MANATI ANTILLANO (*Trichechus manatus manatus*) EN EL NORTE DE LA
BAHÍA DE CHETUMAL, MEXICO.**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS presenta:

LEÓN DAVID OLIVERA GÓMEZ

Ensenada, Baja California, México. 3 de diciembre de 2002.

**CENTRO DE INVESTIGACIÓN CIENTÍFICA Y EDUCACIÓN
SUPERIOR DE ENSENADA**



**DIVISIÓN DE OCEANOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA**

**FACTORES QUE REGULAN LA DISTRIBUCION Y ABUNDANCIA DEL
MANATI ANTILLANO (*Trichechus manatus manatus*) EN EL NORTE DE LA
BAHÍA DE CHETUMAL, MEXICO.**

TESIS

que para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de
DOCTOR EN CIENCIAS presenta:

LEÓN DAVID OLIVERA GÓMEZ

Ensenada, Baja California, México. 3 de diciembre de 2002.

RESUMEN de la tesis de **LEÓN DAVID OLIVERA GÓMEZ** presentada como requisito parcial para la obtención del grado de **DOCTOR EN CIENCIAS** en **ECOLOGÍA MARINA**. Ensenada, Baja California, México. Diciembre de 2002.

FACTORES QUE REGULAN LA DISTRIBUCION Y ABUNDANCIA DEL MANATI ANTILLANO (*Trichechus manatus manatus*) EN EL NORTE DE LA BAHÍA DE CHETUMAL, MEXICO.

Resumen aprobado por:

El manatí del Caribe (*Trichechus manatus*, Mammalia:Sirenia) y la subespecie antillana (*Trichechus m. manatus*) están considerados en peligro de extinción por la legislación ambiental mexicana e internacional por tres motivos principales: su reducido tamaño poblacional, resultado de la intensa cacería de que fueron objeto desde la llegada de los españoles; el pobre conocimiento sobre muchas de sus poblaciones y las modificaciones e impacto de las actividades humanas sobre los ríos, los estuarios y la zona costera, donde habitan estos mamíferos. Gran parte de los estudios sobre el manatí antillano se refieren a su estado general de conservación y a la distribución de algunas de sus poblaciones. En estos estudios se ha indicado la necesidad de estudiar las características principales del hábitat del manatí. Se han tipificado algunos elementos del hábitat del manatí, pero pocos trabajos habían explorado cuantitativamente la relación de estas características con el uso por parte de los manatíes, sobretodo a escala espacial reducida. En esta investigación realicé un estudio de campo para poner a prueba la existencia de correlaciones entre características funcionales del hábitat del manatí y el uso que esta especie hace de distintas unidades de estudio, de 0.02 Km², ubicadas en la costa Caribe de México dentro la Bahía de Chetumal. Esta bahía es un área protegida estatal y fue declarada santuario para el manatí en Septiembre de 1996.

Las características del hábitat evaluadas fueron: distancia a fuentes de agua dulce, cobertura de vegetación sumergida, profundidad, declive del fondo, protección contra el viento y el oleaje, salinidad y temperatura del agua. Determiné la presencia de manatíes y las características del hábitat de forma concurrente, entre noviembre de 1998 y abril de 2000. Registré la ubicación y el número de manatíes a través de 17 censos aéreos en avioneta, en cuatro períodos de muestreo, siguiendo una serie de transectos fijos. A lo largo de estos transectos establecí las unidades de estudio, de 400m de ancho y 500 m de largo. En los mismos períodos en que se realizaron los vuelos, llevé a cabo muestreos de cobertura y biomasa de vegetación acuática, de salinidad y temperatura del agua, y de la profundidad en el área de estudio. Con los datos de estos muestreos construí mapas de simulación de superficie, a partir de los cuales asigné los valores correspondientes a cada unidad de estudio. Dentro de estas mismas unidades calculé la frecuencia de ocurrencia de manatíes. Finalmente, calculé los coeficientes de correlación de Spearman, entre cada

variable del hábitat y la frecuencia de ocurrencia de manatíes, así como la correlación entre las distintas variables del hábitat. Realicé este mismo análisis para los datos de la costa este y oeste por separado. Además, para observar las relaciones dentro de un esquema multivariante, efectué tres tipos de análisis con los datos: regresión de Poisson, análisis de funciones discriminantes y regresión logística. Con excepción de la protección contra el viento y el oleaje excesivo, todas las variables analizadas presentaron una correlación significativa con la frecuencia de ocurrencia de manatíes. Sin embargo, esta correlación estuvo influida por los datos de la costa oeste, ya que en la costa este sólo obtuve una correlación significativa con la distancia a fuentes de agua dulce. Con los métodos multivariantes, la distancia a las fuentes de agua dulce y la profundidad fueron las variables que contribuyeron más a los modelos de regresión y clasificación realizados. En este estudio confirmé la asociación entre las variables propuestas para explicar el uso de segmentos del área por el manatí, a una escala espacial pequeña. En mis datos se destacó la importancia de la distancia a fuentes de agua dulce en los modelos del hábitat del manatí.

Palabras clave: Manatí Antillano, Distribución, Abundancia, Hábitat, Modelos espaciales, Caribe, México, Estuarios, Bahía de Chetumal.

ABSTRACT of the Thesis of **LEÓN DAVID OLIVERA GÓMEZ** presented as partial requirement to obtain the grade of **DOCTOR IN SCIENCES** in **MARINE ECOLOGY**. Ensenada, Baja California, México. December 2002.

The West Indian manatee (*Trichechus manatus*, Mammalia:Sirenia) and the Antillean subspecies (*Trichechus m. manatus*) are considered endangered by the Mexican and many international environmental laws, by three main reasons: its reduced population size result of the intensive hunt of this species since the arrival of Europeans to the new world, the poor knowledge about many regional populations because of its low densities and the difficulty to study manatees in cryptic habitats, and because to the human impact and modification of the rivers, estuaries and the coastal zone, where inhabit these mammals. Large part of the studies about this species referred to their general conservation and to the distribution of some of their populations. In these studies, researchers indicated the need of studying the principal characteristics of the habitat of the manatee. Those studies had recognized some elements of the habitat, but few had explored quantitatively the relationship of these characteristics with the use by the manatees at a medium spatial scale. In this research, I accomplished a field study to test the correlations between functional characteristics of the habitat and the use by the manatee of small spatial units, of 0.02 km², within Bahía de Chetumal, located in the Caribbean coast of Mexico. This bay is a state natural protected area and a sanctuary for the manatee since September 1996.

The evaluated habitat characteristics were: distance to sources of freshwater, submerged vegetation coverage, depth, slope of the bottom, shelter from wind and surf, salinity and water temperature. I counted the manatees and sampled the habitat characteristics concurrently, between November of 1998 and April of 2000. I registered the location and the number of manatees through 17 aerial surveys a light aircraft, in four sampling periods along a series of fixed on the northern coasts of the bays. Throughout these transects I established the study units. I built surface maps with the data of the habitat characteristics, and from these maps I assigned the corresponding values to each unit. I calculated the frequency of occurrence of manatees inside each unit, and finally, I calculated the Spearman's correlation coefficients between each habitat variable and the occurrence of manatees and between each pair of habitat variables. I accomplished the same analysis for both the data of the east and west coast separately. Furthermore, to observe the multivariate relationships among habitat characteristics and manatee data I carried out three types of analysis: Poisson regression, logistics regression and discriminate functions analysis. With the exception of the shelter from the wind and surf, all the analyzed variables presented a significant correlation with the frequency of occurrence of manatees. The global correlation was influenced by the data of the west coast, since the manatee occurrence in the East coast presented correlation only with the distance to freshwater sources. In the multivariate approaches, the distance to the sources of freshwater and the depth were the variables that contributed more to the models of regression and classification. In this study, I confirmed the association of the habitat variables proposed to explain the differential use of sites by the manatees at a small spatial scale. My data emphasize the influence of the distance to freshwater sources to habitat models.

Key words: Antillean manatee, Distribution, Abundance, Habitat, Spatial models, Caribbean, Mexico, Estuaries, Bahía de Chetumal.

Dedico esta tesis especialmente a mis hijos Pablo y Raúl quienes tienen el espíritu de la investigación y la búsqueda constante del conocimiento y por el tiempo que les tomé prestado para llevar a cabo mis estudios de posgrado. También se la dedico a Ceci, mi adorable compañera y amiga.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco al CONACYT por la beca que recibí a lo largo de mis estudios de posgrado y por su apoyo a la investigación y a los estudios de posgrado en México, que me permitieron cumplir esta meta de mi vida profesional.

Agradezco de manera especial a Save the Manatee Club y a Wildlife Conservation Society por el apoyo financiero para el trabajo de campo de mi tesis de doctorado y a la unidad Chetumal de El Colegio de la Frontera Sur, por el apoyo logístico otorgado y por las facilidades prestadas durante mi estancia en esa ciudad.

Al Centro de Investigación Científica y Educación Superior de Ensenada, CICESE, le doy un reconocimiento por brindarme la oportunidad de realizar mis estudios de posgrado, por el apoyo recibido durante mi estancia en el centro, por el apoyo económico complementario para mi trabajo de campo y por la beca que recibí durante los últimos meses de estancia en este centro.

A mi director de tesis, Dr. Eric Mellink Bijtel, por creer en mí desde el principio y por su apoyo y aliento para la realización de mi trabajo de tesis.

A los miembros de mi comité de tesis: Dr. Gilberto Gaxiola, Dra. Silvia Ibarra y Dr. Oscar Sosa quienes desde su perspectiva mejoraron mi trabajo e hicieron que éste pueda llegar de manera más directa a un público más amplio, y en especial al Dr. Galen B. Rathbun, quien me planteó continuos retos y amplió mi perspectiva sobre la expresión de mis ideas.

A mis colegas y amigos: Horacio de la Cueva, Vicente Ferreira y Oscar Sosa, por ser un ejemplo y por enseñarme que siempre estamos en una búsqueda constante que nos obliga a seguir aprendiendo.

A todos mis profesores.

A mis compañeros y amigos de generación: Rosa, Wenceslao, Carlos, Tania, Ana y Ceci. A todos los demás compañeros estudiantes del CICESE con quienes conviví de manera muy grata, en especial a Adriana Orozco por su sincera amistad.

Un agradecimiento sincero a Jaime Luévano, técnico del laboratorio de Fauna Silvestre por su amistad incondicional.

También quiero agradecer al personal de biblioteca: Lupita, Cecilia y Dolores y al departamento de estudios de posgrado, en especial a Margarita, Citlali e Ivón, por su espíritu de servicio. A Norma, Magda y Cesar, del Departamento de Ecología, por su amistad y por las facilidades otorgadas durante mi estadía en el CICESE. Al personal de la delegación administrativa de la División de Oceanología y a los dibujantes de la división.

A mis amigos Norberto, Pati y Nayeli.

Un especial reconocimiento para mis padres Josefa y Enrique y a mis hermanos Cuauhtemoc, Adriana, Laura, Daniel y Luis, quienes, aunque lejos, me acompañaron siempre en esta fase de mi vida.

Finalmente, agradezco el apoyo y comprensión continua de mi esposa Ceci y de mis hijos Pablo y Raúl.

CONTENIDO

Capítulo		Página
I.	INTRODUCCIÓN GENERAL	1
	I.2. Objetivos.....	11
II.	CARACTERÍSTICAS FISOGRÁFICAS, HIDROLÓGICAS Y CLIMÁTICAS DE LA BAHÍA DE CHETUMAL	13
	II.1. Introducción.....	13
	II.2. Descripción General.....	15
	II.3. Geología y Fisiografía.....	17
	II.4. Clima.....	21
	II.5. Profundidad.....	24
	II.6. Tipo de fondo y granulometría.....	25
	II.7. Temperatura del agua y Salinidad.....	31
	II.8. Consideraciones Finales.....	36
III.	VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL EN LOS CONTEOS DEL MANATÍ ANTILLANO (<i>Trichechus m. manatus</i>) DURANTE CENSOS DE DISTRIBUCIÓN EN LA BAHÍA DE CHETUMAL, MÉXICO	39
	III.1. Introducción.....	39
	III.2. Material y Métodos.....	41
	III.3. Resultados.....	46
	III.4. Discusión.....	50
IV.	MACROFITAS ACUÁTICAS EN LA PORCIÓN NORTE DE LA BAHÍA DE CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO.	59
	IV.1. Introducción.....	59
	IV.2. Material y Métodos.....	60
	IV.3. Resultados.....	65
	IV.4. Discusión.....	73
V.	RELACIÓN ENTRE LA DISTRIBUCIÓN DEL MANATÍ Y ALGUNOS ELEMENTOS DE SU HÁBITAT, EN LA BAHÍA DE CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO.	79
	V.1. Introducción.....	79
	V.2. Material y Métodos.....	81
	V.3. Resultados.....	88
	V.4. Discusión.....	95

CONTENIDO... (Continuación)

Capítulo	Página
DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES	111
VI.1 Discusión.....	111
VI.2 Conclusiones.....	119
LITERATURA CITADA	121
APÉNDICES:	
1. Apéndice I Sinópsis biológica del manatí del Caribe y estado de las poblaciones.	138
2. Apéndice II: Introducción a los Modelos Lineales Generalizados	152



LISTA DE FIGURAS

	Página
Figura 1. A) Distribución del manatí del Caribe (<i>Trichechus manatus</i>). B) los límites norte y sur de la distribución de esta especie están relacionados con la temperatura del agua (temperatura superficial del mar en Noviembre de 2001 registrada por el sistema OTIS de la NOAA). C) Principales regiones de distribución en México de la subespecie Antillana (<i>Trichechus m. manatus</i>) del manatí del Caribe.	4
Figura 2. Áreas con mayor abundancia de manatíes en la costa de Quintana Roo, México. La abundancia de estos mamíferos se incrementa hacia el sur del estado.	6
Figura 3. Bahía de Chetumal, localizada en el extremo suroccidental de la península de Yucatán, entre México y Belice. En el recuadro central se muestra la ubicación del área de estudio en la porción norte de la bahía.	14
Figura 4. Geomorfología (A) y geología (B) de la península de Yucatán. La bahía de Chetumal, en el extremo sur de la península se encuentra conformada por dos zonas geológicas: cuencas escalonadas y zona costera. La bahía de Chetumal, en el extremo sur de la península, corresponde a la formación Bacalar del plioceno-mioceno (Fuente: INEGI).	19
Figura 5. Promedios mensuales de 15 años (1983-1998) de la temperatura del aire, registrados en la estación meteorológica Chetumal de la Comisión Nacional del Agua entre. Se muestra el promedio de estas variables registrados en la misma estación meteorológica en los meses de muestreo: (□) octubre, noviembre y diciembre de 1998; (Δ) abril, mayo, junio y agosto de 1999; (O) abril de 2000.	22
Figura 6. Promedios mensuales de 15 años (1983-1998) de la precipitación pluvial acumulada por mes, registrados en la estación meteorológica Chetumal de la Comisión Nacional del Agua. Se muestra el promedio de estas variables registrados en la misma estación meteorológica en los meses de muestreo: (□) octubre, noviembre y diciembre de 1998; (Δ) abril, mayo, junio y agosto de 1999; (O) abril de 2000.	23

LISTA DE FIGURAS....(Continuación)

Página

- Figura 7.** Ubicación de los puntos de registro de la profundidad del agua en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. La flecha gris y la T en la costa este indican la ubicación del termógrafo con el que se obtuvo la mayor cantidad de datos de temperatura del agua. 26
- Figura 8.** Modelo de superficie de la profundidad en la porción norte de la Bahía de Chetumal (arriba), construido con datos de profundidad registrados entre 1998 y 2000. La imagen de la parte inferior es una imagen de satélite compuesta del sistema Lansat de abril de 1994, los tonos más oscuros corresponden a profundidades mayores. 27
- Figura 9.** Ubicación de los puntos de muestreo de la granulometría del sedimento y valores promedio del tamaño medio de grano, M_z (Φ), obtenidos, en la sección norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000 (círculos negros). Para comparación se muestra también los puntos de muestreo y el tamaño medio de grano registrado por de Jesús *et al* (2000). 30
- Figura 10.** Ubicación de los puntos de muestreo de la salinidad y temperatura del agua en cada una de los cuatro períodos de muestreo en la sección norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. Se muestra la salinidad promedio durante la temporada en las fuentes de agua dulce a esta porción de la bahía. 33
- Figura 11.** Modelos de superficie de la salinidad superficial en la sección norte de la Bahía de Chetumal, en cada uno de los períodos de muestreo entre 1998 y 2000. 35
- Figura 12.** Modelos de superficie de la temperatura de fondo en la sección norte de la Bahía de Chetumal, en cada uno de los períodos de muestreo entre 1998 y 2000. 37
- Figura 13.** Ruta seguida en los censos aéreos de manatíes en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México. Se muestra la isobata de los 4 m y la línea punteada separa las aguas dentro y fuera de una franja de 1 km a partir de la línea de costa. Estas dos últimas líneas definen las diferentes zonas sobrevoladas (z1a, z1b, y z2). Las flechas discontinuas son las rutas utilizadas para cruzar la bahía durante la primera temporada. 43

LISTA DE FIGURAS.... (continuación)

	Página
Figura 14. Distribución del tamaño de los avistamientos registrados en 17 censos aéreos efectuados entre noviembre de 1998 y mayo de 2000, en cuatro períodos de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal.	48
Figura 15. Avistamientos de manatíes (cada avistamiento puede constar de uno o más manatíes separados por menos de 50 m) registrados en los censos aéreos realizados en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México entre 1998 y 2000.	49
Figura 16. Áreas de mayor actividad de avistamientos de manatíes en la porción norte de la Bahía de Chetumal, en cuatro períodos de muestreo entre 1998 y 2000. Las áreas de actividad fueron calculadas con el método de medias armónicas de Dixon (Dixon y Chapman, 1980).	51
Figura 17. Comparación de la densidad media (arriba), y de la tasa de avistamientos (abajo), entre las zonas someras z1a (barras grises) y z1b (barras blancas) durante censos aéreos de manatíes realizados en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México, entre 1998 y 2000. La zona 1a estuvo comprendida de la línea de costa hasta una distancia de 1 km de la misma, la zona 1b se extendió desde el límite de la zona 1a hasta la isobata de los 4 m.	53
Figura 18. Puntos de muestreo de cobertura de vegetación y polígonos de influencia de cada punto en este estudio conducido en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	62
Figura 19. Cobertura de <i>Halodule wrightii</i> y <i>Ruppia maritima</i> en los sitios estudiados en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000. Áreas color blanco corresponden a la categoría 1 de cobertura (0-5%), áreas gris claro corresponden a la categoría 2 (6-25%), y las áreas gris oscuro son las correspondientes a la categoría 3 (26-50%).	66
Figura 20. Cobertura de <i>Thalassia testudinum</i> (A), <i>Najas marina</i> (B), <i>Bathophora oerstedii</i> (C), y <i>Chara chara</i> (D) en los sitios estudiados en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000. Áreas color blanco: categoría 1 de cobertura (0-5%), áreas gris claro: categoría 2 (6-25%), áreas gris oscuro: categoría 3 (26-50%), áreas en negro: categoría 4 (51-75%).	67

LISTA DE FIGURAS... (continuación)

Página

- Figura 21.** Haces de *Halodule wrightii* en uno de los sitios con mayor densidad. El tamaño de las hojas es de aproximadamente 4 cm. En el extremo izquierdo se ve un haz de *Thalassia testudinum*. 69
- Figura 22.** Biomasa promedio (\pm Error estándar) de *Halodule wrightii* en cada período de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal, para las fracciones de la biomasa subterránea (haces + hojas) y de la biomasa foliar (raíces + rizomas). 71
- Figura 23.** La biomasa media (\pm Error estándar) de *Ruppia maritima* en cada período de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal, para las fracciones de la biomasa subterránea (haces + hojas) y de la biomasa foliar (raíces + rizomas). 72
- Figura 24.** Localización de las 309 unidades de estudio de las relaciones entre su uso por el manatí y características del hábitat y en la porción norte de la bahía de Chetumal, a lo largo de la ruta de los censos aéreos de manatíes de 1998 a 2000. Los círculos señalan las fuentes principales de agua dulce a la bahía. 83
- Figura 25.** Distribución acumulativa del porcentaje de unidades espaciales utilizadas por los manatíes en el norte de la bahía de Chetumal al aumentar el número de censos aéreos (línea delgada) y modelo cuadrático de esta distribución (línea gruesa). Se muestran la ecuación del modelo cuadrático y el coeficiente de determinación. Los vuelos se realizaron entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. 89
- Figura 26.** Uso de los sitios por el manatí Antillano, *Trichechus manatus*, en 309 unidades de muestreo evaluadas en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000, en función de la distancia a fuentes de agua dulce, profundidad, cobertura de vegetación, inclinación del fondo, protección contra el viento y el oleaje, y una variable resultado de la combinación lineal del promedio de la salinidad y del coeficiente de variación de la salinidad. 91
- Figura 27.** Correlación (coeficientes de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. 94

LISTA DE FIGURAS....(continuación)

Página

- Figura 28.** Correlación (coeficiente de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 170 unidades de la costa oeste en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. 98
- Figura 29.** Correlación (coeficientes de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 139 unidades de la costa este en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. 98

LISTA DE TABLAS

	Página.	
Tabla I	Parámetros de temperatura del agua registrada cada 1.2 h en un termógrafo ubicado a 1 m de la superficie en la costa este de la porción norte de la Bahía de Chetumal, en tres períodos entre 1999 y 2000.	38
Tabla II.	Resultados principales de los censos aéreos de manatíes conducidos en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000, para los cuatro períodos de muestreo en cada una de las tres zonas definidas. Los resultados de las zonas 1a y 1b se muestran por separado y de manera continua. Los valores son medias \pm una desviación estándar.	47
Tabla III.	Categorías de cobertura de vegetación utilizadas en este estudio conducido en la porción norte de la bahía de Chetumal entre noviembre de 1998 y abril de 2000.	64
Tabla IV.	Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la probabilidad.	93
Tabla V.	Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 170 unidades en la costa oeste de la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la probabilidad.	96
Tabla VI.	Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 139 unidades en la costa este de la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la respectiva probabilidad.	97
Tabla VII.	Importancia de las variables independientes sobre la frecuencia de ocurrencia de manatíes en 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000, modelando los datos con una Regresión de Poisson.	99

LISTA DE TABLAS.....(continuación)

	Página
Tabla VIII. Selección de las variables independientes, para obtener un modelo de Regresión de Poisson del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	99
Tabla IX. Comparación del ajuste de los modelos completo, final y nulo de Regresión de Poisson, del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	99
Tabla X. Estructura del modelo final de la regresión de Poisson del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	100
Tabla XI. Importancia en el modelo de Regresión Logística de las variables independientes sobre el uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	100
Tabla XII. Selección de las variables independientes para obtener un modelo de Regresión Logística del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000.	100
Tabla XIII. Estructura del modelo final de la Regresión Logística del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	102
Tabla XIV. Importancia en el modelo obtenido por medio de un Análisis de Funciones Discriminantes, de las variables independientes sobre el uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	102
Tabla XV. Selección (método de selección Forward) de las variables independientes para obtener el modelo final de clasificación, con un Análisis de Funciones Discriminantes, del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.	102

LISTA DE TABLAS..... (continuación)

	Página
Tabla XVI. Estructura del modelo final de clasificación obtenido por medio del Análisis de Funciones Discriminantes, del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. Se incluye las funciones lineales discriminantes y los coeficientes de regresión, también se muestra la tabla de clasificación de las unidades con las frecuencias observadas y las predichas por el modelo.	103

INTRODUCCIÓN GENERAL

Tradicionalmente, el estudio de las relaciones entre la fauna silvestre y su hábitat se ha limitado a describir la distribución general de los animales (Morrison, 2001). Esta forma de aproximar el conocimiento sobre el hábitat es muy lenta y limita el desarrollo de la ecología de fauna silvestre y su relación con otras disciplinas como la limnología y la oceanografía. Son escasos los estudios experimentales orientados a explorar el efecto de las características particulares del hábitat sobre especies de macrofauna, debido a la dificultad para llevar a cabo estudios de este tipo en el medio natural, a la dificultad para establecer controles efectivos, a la naturaleza críptica de muchas especies, y a la gran extensión espacial de las poblaciones de macrofauna. Sin embargo, el conocimiento biológico sobre una especie permite sugerir un mínimo de características selectas del hábitat que pueden estar relacionadas con la ocurrencia de una especie en particular y evaluar la existencia y la naturaleza de esta correlación con estudios de campo interpretativos (Morrison, 2001).

Los miembros del orden Sirenia tienen características especiales ya que son los únicos mamíferos completamente acuáticos que son herbívoros. Están asociados con la costa igual que las plantas acuáticas vasculares, que forman la base de su alimentación (Best, 1981; Reynolds y Odell, 1991; Domning 2001). La distribución costera de los sirenios resulta en una interacción constante con los humanos, quienes también concentran una gran proporción de su población y de sus actividades en la zona costera (Salazar-Vallejo, 1995). El Manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), junto con las otras tres especies que forman el

orden Sirenia, constituyó un recurso económico o de subsistencia en muchas regiones donde se distribuyen estas especies. La disminución de sus poblaciones y la transformación de los ecosistemas donde habitan influyen en que actualmente todas las especies de sirenios se encuentren protegidas por los gobiernos o por diversos grupos de conservación (Reynolds y Odell, 1991).

La Convención sobre el Comercio Internacional de Especies en Peligro clasifica al manatí como en "Peligro de Extinción" (CITES, 1975), lo mismo que el Servicio de Pesca y Vida Silvestre de Estados Unidos (US-FWS) a través de las Actas de 1972 para la Protección de Mamíferos Marinos y la de 1973 sobre Especies en Peligro de Extinción, respectivamente. En México, el manatí fue incorporado a la lista de Especies en Peligro de Extinción en 1994 (*Diario Oficial*, 1994). La alteración y fragmentación de humedales y ríos, cambios de la zona costera, asentamientos humanos, aumento del tránsito náutico costero, vertimiento de desechos contaminantes a ríos, lagunas y bahías derivados de actividades agrícolas, urbanas, turísticas e industriales han contribuido fuertemente a la pérdida de hábitat para el manatí en México (Lluch, 1965; Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1992; Arriaga y Contreras, 1993). Además persiste la caza ilegal y la mortalidad incidental y se comercia con los huesos, que se utilizan para elaborar artesanías (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1992).

En México, el manatí habita ríos, lagunas y áreas de inundación adyacentes a los ríos, así como estuarios, bahías, cenotes y caletas asociados con el Golfo de México y el Mar Caribe. Su distribución principal va desde el río Nautla, en el estado de Veracruz, hasta el sur de Quintana Roo. Sin embargo, sólo en unas cuantas zonas son relativamente abundantes

(Colmenero-Rolón, 1984; Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986; Lefebvre *et al.*, 2002). En la costa norte del Golfo de México se les ve esporádicamente (Lazcano-Barrero y Packard 1989). Las dos áreas de mayor importancia para la distribución de manatíes en México son los sistema fluvio-lagunares de los ríos Grijalva y Usumacinta, en los estados de Tabasco, Campeche y Chiapas (Villa-Ramírez y Colmenero-Rolón, 1981), y la bahía de Chetumal, en el extremo sur de Quintana Roo (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1992; Fig. 1).

En septiembre de 1996 el gobierno del estado de Quintana Roo decretó a la bahía de Chetumal como área sujeta a conservación ecológica y santuario para el manatí, con el fin de regular las actividades que se desarrollaban en el área. Sin embargo, en años recientes México y Belice han planeado el desarrollo de complejos turísticos cerca de la bahía de Chetumal, acompañados de infraestructura y caminos.

Aunque existe una base de datos que podría respaldar el establecimiento de zonas con diferente uso en la bahía de Chetumal, está es limitada y hace falta contar con información detallada sobre la distribución de los manatíes y de las características de su hábitat que promueven una mayor abundancia de estos animales, comparada con otras áreas costeras de la península de Yucatán. En esta bahía es relativamente fácil estudiar a los manatíes, debido a que la mayoría de los individuos se encuentran en áreas abiertas de la costa y no dentro de ríos, por lo que los principales esfuerzos de investigación sobre la especie desde 1987 se han dirigido hacia esta zona (Colmenero-Rolón *et al.*, 1988). En la bahía de Chetumal se pueden realizar censos aéreos de los manatíes debido a sus aguas someras y a una relativamente alta transparencia del agua la mayor parte del año. Se han realizado algunos estudios sobre la distribución y abundancia de manatíes en esa bahía (Comenero-Rolón

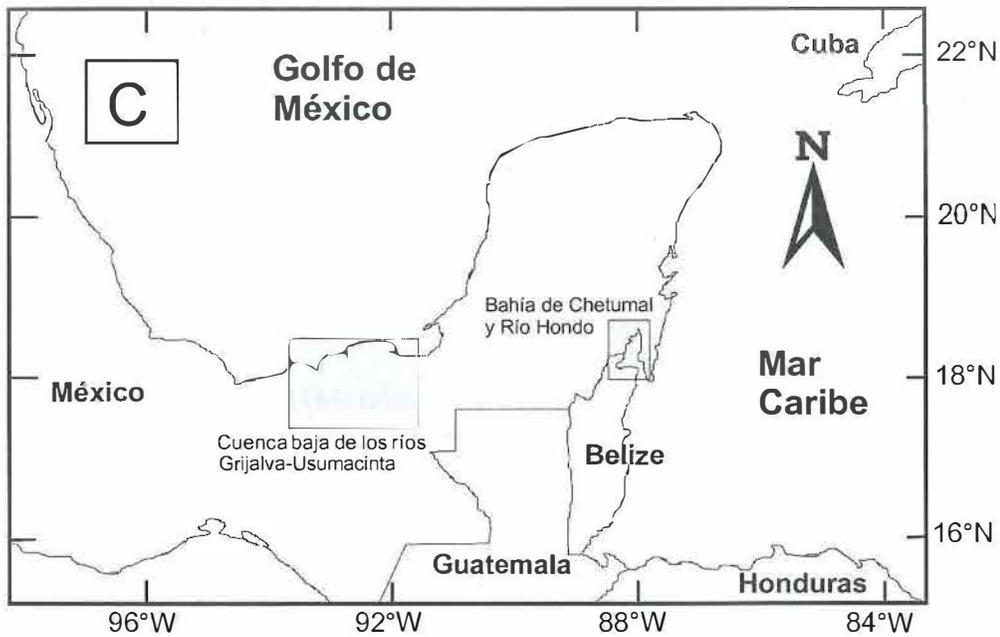
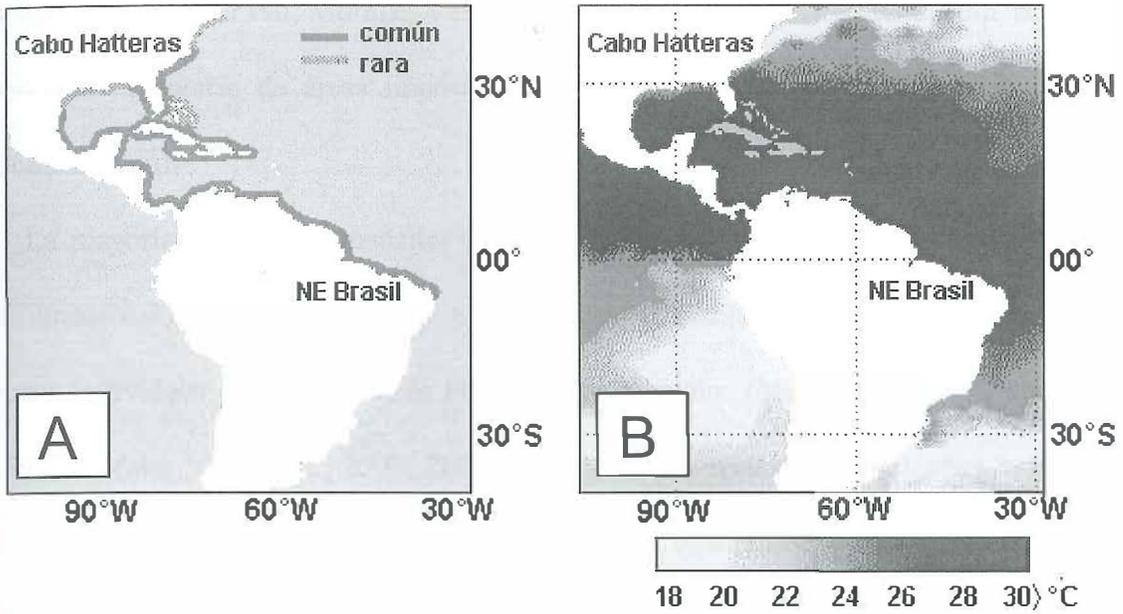


Figura 1. **A)** Distribución del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*). **B)** los límites norte y sur de la distribución de esta especie están relacionados con la temperatura del agua (temperatura superficial del mar en Noviembre de 2001 registrada por el sistema OTIS de la NOAA). **C)** Principales regiones de distribución en México de la subespecie Antillana (*Trichechus m. manatus*) del manatí del Caribe.

y Zárate-Becerra, 1990; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994a) y se cuenta actualmente con un inventario de áreas importantes en la franja costera (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1996).

La mayoría de los 110 manatíes que en 1988 se contaron en la costa de Quintana Roo (Colmenero-Rolón *et al.*, 1988) se encuentran en la Bahía de Chetumal, mientras que hay pocos individuos en el resto de la Península de Yucatán (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997; Morales-Vela *et al.*, 2000; 2001). Hay presencia recurrente de algunos individuos en ciertos sitios, como en las bahías de la reserva de la biósfera de Sian Ka'an y los cenotes y caletas adyacentes a la costa centro-norte de Quintana Roo (Fig. 2) (Gallo-Reynoso, 1983; Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1983; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994b; 1997). Aparentemente, ya no se les encuentra en la costa al norte de Cancún ni dentro de la laguna Yalahau, en el extremo norte de Quintana Roo (Fig. 2), donde alguna vez fueron relativamente abundantes a juzgar por la gran cantidad de restos óseos encontrados allí (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997). Los registros a lo largo de las costas de Yucatán y Campeche son muy escasos (Morales-Vela *et al.*, 2001).

En la Bahía de Chetumal se estima que existe una población de 51 a 130 manatíes (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994), aunque existe una gran variación en la cantidad de animales registrados a través de censos aéreos. El conteo máximo dentro de esta bahía es de 123 manatíes (Morales-Vela *et al.*, 1996; 2000). Los censos de manatíes en la región, sugieren que la costa de Belice y la Bahía de Chetumal soportan la concentración más importante de manatíes en el Caribe (O'Shea y Salisbury, 1991; Morales-Vela *et al.*, 1996).

En los planes de recuperación del manatí del Caribe, tanto para la subespecie de Florida

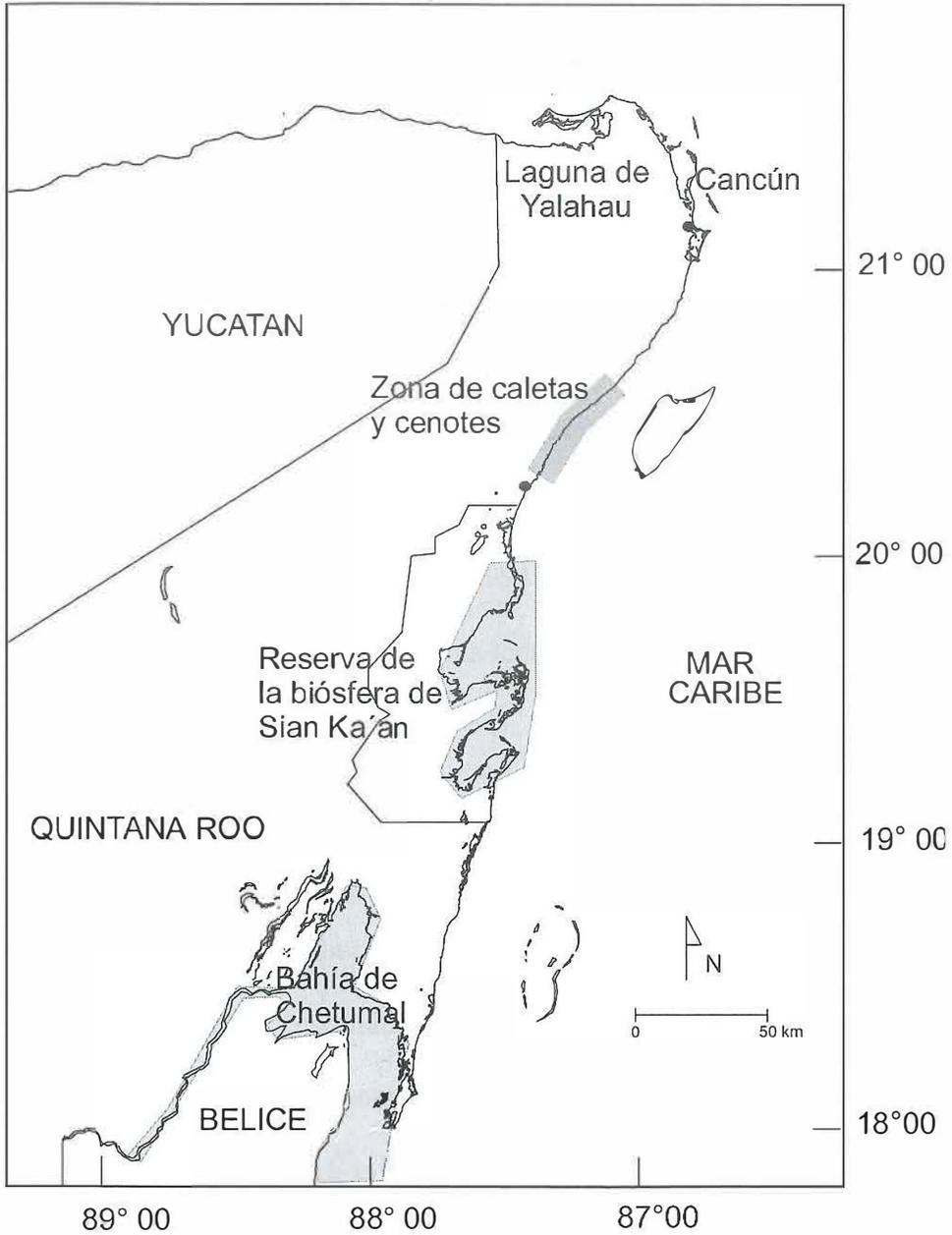


Figura 2. Áreas con mayor abundancia de manatíes en la costa de Quintana Roo, México. La abundancia de estos mamíferos se incrementa hacia el sur del estado.

como para la subespecie Antillana, se hace hincapié en que es tan importante el estudio de las características de su hábitat, como monitorear sus poblaciones y distribución (U.S. Fish and Wildlife Service, 1995). Los factores que se han propuesto como componentes importantes del hábitat del manatí (Hartman, 1979; Marine Mammal Commission, 1984) son la presencia de fuentes de agua dulce, presencia de vegetación sumergida como fuente de alimento, aguas cálidas, aguas tranquilas y protegidas del viento y del oleaje, fondos blandos, y corredores que sirvan de conexión con otras áreas. Estos factores son importantes para explicar la distribución de los manatíes en una escala espacial grande (Lefebvre *et al.*, 2001; Marsh y Lefebvre, 1994). Sin embargo, la correlación de estos factores con la ocurrencia de manatíes a escala local (cientos de metros a varios kilómetros) no ha sido cuantificada sistemáticamente.

En múltiples estudios sobre la distribución de esta especie se ha notado una relación entre su ocurrencia y la presencia de vegetación acuática (Hartman, 1979; Packard, 1986; Lefebvre *et al.*, 1990; 2000; Rathbun *et al.*, 1990; Provancha y Hall, 1991), aunque en sólo un estudio se ha explorado cuantitativamente esta relación (Provancha y Hall, 1991). Estudios descriptivos sobre la distribución y sobre los movimientos de los manatíes también han sugerido una asociación entre los manatíes y las fuentes de agua dulce y sitios con aguas cálidas (Rathbun *et al.*, 1990).

Por otra parte, se piensa que las diferencias en la producción y extensión de las praderas de pastos marinos repercute en la abundancia de manatíes, pero no ha sido totalmente demostrado. Provancha y Hall (1991) encontraron la mayor abundancia de manatíes, en Indian River, Florida, en zonas con cobertura alta de *Siringodium filiforme*. Estos autores

encontraron una correlación significativa entre la abundancia de manatíes y de vegetación acuática ($r=0.7$ para *Siringodium filiforme* y $r=0.5$ para *H. wrightii*). En un trabajo previo se halló una fuerte coincidencia entre la distribución de la vegetación acuática y la de los manatíes, en la costa adyacente a estuarios en el noroeste de Florida (Packard, 1986).

Los manatíes se han adaptado a una dieta de macrofitas acuáticas cuyo valor nutricional es bajo, en relación con otras fuentes de alimento. Esta adaptación se manifiesta por una tasa metabólica 15 a 20% menor que la esperada para un mamífero de su peso (Irving, 1983), por una alta eficiencia digestiva (Lomolino y Ewel, 1984; Burn, 1986) y porque ocupan un ambiente cálido que reduce la pérdida de calor y por lo tanto el gasto energético que implica mantener la temperatura corporal (Irving, 1983). Así, la temperatura es un factor limitante para esta especie a macro-escala y determina los límites sur y norte de su ámbito de distribución; por el norte llega hasta Cabo Hatteras en la costa este de Estados Unidos, donde se encuentran las corrientes superficiales provenientes del Polo Norte y del Golfo de México, y por el sur hasta el estado de Bahía en Brasil (Lefebvre *et al.*, 2001) (Fig. 1). El límite de neutralidad térmica en el manatí se sitúa alrededor de los 24°C, y se sugiere que 20°C es la temperatura mínima adecuada para estos mamíferos (Irving, 1983). Así, en Florida los manatíes exhiben movimientos masivos estacionales relacionados con los cambios en la temperatura del agua. Su distribución en invierno en Florida está fuertemente relacionada con manantiales naturales y efluentes artificiales de aguas relativamente cálidas (Lefebvre *et al.*, 2001, Reynolds y Wilcox, 1985).

Hay amplia evidencia circunstancial en apoyo de la hipótesis de que los manatíes necesitan beber agua dulce. Su distribución está sesgada hacia sitios con fuentes apreciables

de agua dulce (Moore., 1951; Hartman, 1979; Shane, 1983; Lefebvre *et al.*, 2001). En las costas de Florida se han observado manatíes bebiendo agua de fuentes artificiales de agua dulce (Reid *et al.*, 1995). En áreas marinas, los manatíes se encuentran frecuentemente asociados con sitios con afluentes naturales, como en el caso de la zona de caletas en la costa central de Quintana Roo (Gallo-Reynoso, 1983; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997). En ocasiones, sin embargo, los manatíes usan zonas netamente marinas (Odell, *et al.*, 1978; Reynolds y Ferguson, 1984), en las que pueden permanecer por períodos largos, a juzgar por la fijación de *Balanus* en la piel de algunos individuos (Husar, 1978). Esto es favorecido por una gran habilidad para concentrar sales en la orina (Hill y Reynolds, 1989). Sin embargo, aunque pueden habitar en áreas marinas, parece un hecho que necesitan moverse eventualmente hacia fuentes de agua dulce.

En la mayoría de las descripciones de su hábitat se señala que el manatí se encuentra en zonas de fondos blandos (Reynolds y Odell, 1991). Esto puede ser simplemente una consecuencia de que la distribución de los manatíes está altamente asociada con zonas protegidas, como bahías, lagunas costeras, y estuarios (Lefebvre *et al.*, 2001), con corrientes moderadas y con alta precipitación de materiales finos en el sedimento. Pero, al mismo tiempo, para poder remover los rizomas de los pastos marinos (con un alto valor nutritivo) excavando el sedimento (Packard, 1986) se requiere de suelos poco consolidados (Provancha, 1991). Así, la asociación del manatí con fondos blandos puede ser también funcional (Marine Mammal Commission, 1984; Reynolds y Odell, 1991). La protección contra el viento y el oleaje excesivo parece estar directamente relacionada con el establecimiento de hembras con cría, pero también se relaciona indirectamente con la

abundancia de vegetación acuática sumergida.

Dentro de la Bahía de Chetumal, existen estudios previos dirigidos a caracterizar los elementos del hábitat del manatí. En 1994 se llevó a cabo una descripción amplia, pero con baja resolución, de algunas variables hidrológicas (temperatura, salinidad, oxígeno, profundidad y corrientes) y biológicas (densidad de plantas acuáticas) en toda la bahía (Morales-Vela *et al.*, 1996). En 1997 se evaluó el efecto de algunas variables sobre la abundancia de manatíes (Axis-Arroyo *et al.*, 1998) pero el estudio fue restringido a una pequeña área alrededor de la boca del sistema lagunar Guerrero, en la costa nor-occidental de la bahía. Ambos trabajos constituyen una base para estudios más específicos de las relaciones manatí-hábitat. Para explorar mejor este tipo de relaciones era necesario aumentar la extensión espacial del estudio cubriendo áreas más heterogéneas y que, además, fuera factible obtener datos sobre la distribución y abundancia de manatíes y de las características seleccionadas del hábitat, de forma concurrente. Los estudios de ese tipo son difíciles de llevar a cabo con mamíferos marinos (Bowen, 1997). Sin embargo, en la porción norte de la bahía de Chetumal es particularmente apropiado para ello, debido a la variación espacial en la distribución de manatíes y de las características del hábitat, en un área relativamente pequeña.

El propósito de esta investigación es tener un mejor entendimiento sobre la relación entre la distribución y abundancia de los manatíes a escala local y algunos factores reconocidos como característicos del hábitat, usando como modelo la Bahía de Chetumal. Este conocimiento más detallado de los principales elementos del hábitat del manatí es necesario para tratar de anticipar los efectos del posible disturbio en las zonas costeras

donde habita esta especie, incluyendo la resuspensión de sedimento, el dragado, y el cambio de los patrones eólicos e hidrológicos resultantes de la remoción de barreras naturales y del aporte de agua dulce.

I.2 Objetivos

La hipótesis principal de esta tesis es que existe una relación entre la frecuencia de ocurrencia de manatíes en un sitio, a escala local, y algunas características del hábitat. Las características fueron seleccionadas, con base en la literatura y por su aparente importancia funcional para el manatí y fueron las siguientes: distancia a fuentes de agua dulce, cobertura de vegetación sumergida, profundidad, declive del fondo, protección, salinidad y temperatura del agua. A partir de esta hipótesis establecí como objetivo general el obtener un mejor entendimiento de las relaciones entre la distribución del manatí y algunas características físicas y biológicas presentes en un ambiente estuarino, específicamente en la porción norte de la Bahía de Chetumal, en el estado de Quintana Roo, México.

Se derivaron cuatro objetivos particulares:

1. Determinar si existían diferencias espacio-temporales en la densidad y frecuencia de ocurrencia de manatíes, y en la vegetación sumergida dentro del área de estudio, para explorar su heterogeneidad.

- 1.1 Estimar si existían diferencias en la densidad y probabilidad de ocurrencia de manatíes registrada en el área de estudio dentro de cada temporada y entre los períodos de muestreo.

- 1.2** Estimar si existían diferencias en la cobertura y en la biomasa media de vegetación registrada en el área de estudio dentro de cada temporada y entre períodos de muestreo.
 - 1.3.** Caracterizar e interpretar espacial y estacionalmente a la temperatura y la salinidad en el área de estudio y obtener un modelo espacial de la profundidad en la porción norte de la Bahía de Chetumal.
- 2.** Poner a prueba la hipótesis de que existe correlación entre las características del hábitat: distancia a fuentes de agua dulce, cobertura de vegetación sumergida, profundidad, declive del fondo, protección, salinidad y temperatura del agua, y la densidad y frecuencia de ocurrencia de manatíes.
- 3.** Construir modelos predictivos generales de la ocurrencia de manatíes en el área de estudio, para explorar la importancia multivariante de las características del hábitat medidas.

II

CARACTERÍSTICAS FISIOGRÁFICAS, HIDROLÓGICAS Y CLIMÁTICAS DE LA BAHÍA DE CHETUMAL

II.1 INTRODUCCIÓN

La Bahía de Chetumal está localizada en el extremo sureste del estado de Quintana Roo, en la base oriental de la Península de Yucatán, aproximadamente entre los 17° 52' y 18° 52' N, y 87° 50' y 88° 25' O (Fig. 2). Es la laguna costera más extensa de la península de Yucatán (ca. 1,100 km², Chavira *et al.*, 1992). Alberga a la población más importante del manatí Antillano (*Trichechus m. manatus*) en la península y es una de las áreas principales para esta especie en el Caribe (Morales-Vela *et al.*, 2000). Esta bahía presenta características hidrológicas distintas al resto de los cuerpos de agua costeros de la península debido al alto escurrimiento que recibe, por aportes tanto superficiales como subterráneos. A pesar de su importancia, esta bahía se ha estudiado poco. Entre los estudios recientes se encuentran trabajos sobre comunidades de zooplancton (Suárez *et al.*, 1991; Vásquez-Yeomans y González, 1991; Gazca y Castellanos, 1993) bentos (de Jesús-Navarrete y Herrera-Gómez, 1999; de Jesús-Navarrete *et al.* 2000), concentración de contaminantes en sedimentos, y algunas características hidrológicas (Chavira *et al.* 1992, Morales-Vela *et al.* 1996).

En este capítulo organicé la información disponible sobre las principales características fisiográficas, físicas y climatológicas de la Bahía de Chetumal, e incluí el resultado de los muestreos de la salinidad y temperatura del agua, de la textura de los sedimentos, y de la profundidad, entre 1998 y 2000. El objetivo de estos muestreos fue caracterizar el comportamiento espacial y estacional de estas variables en el área de estudio. Los datos

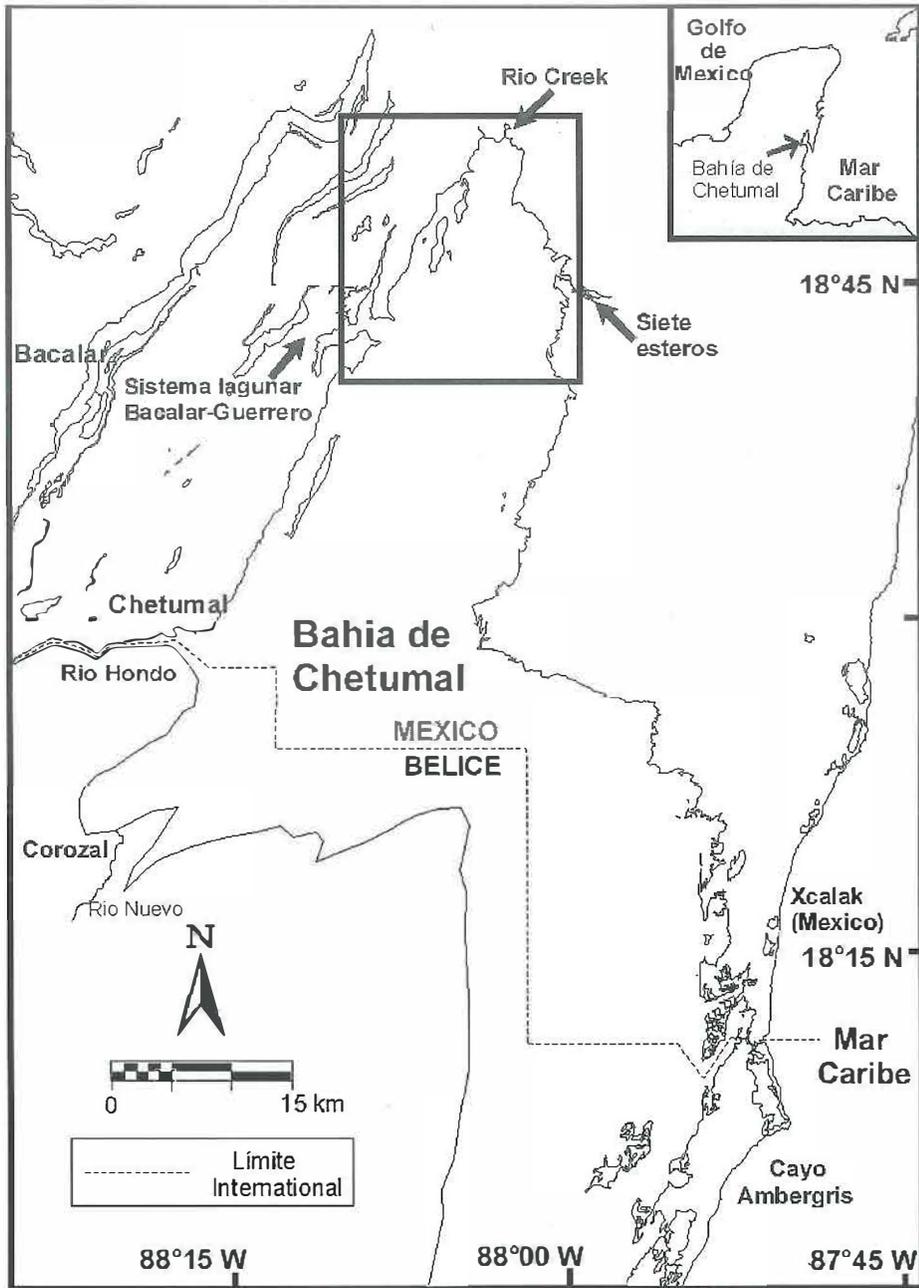


Figura 3. Bahía de Chetumal, localizada en el extremo suroriental de la península de Yucatán, entre México y Belice. En el recuadro central se muestra la ubicación del área de estudio en la porción norte de la bahía.

servirán para tener una base más sólida para el análisis de capítulos posteriores.

II.2 DESCRIPCIÓN GENERAL

La Bahía de Chetumal es un amplio estuario ubicado sobre terreno bajo sin elevaciones notables. El agua marina penetra al sistema a través de una boca estrecha en el extremo sur de la bahía. La poca profundidad y la presencia de pequeñas islas de barrera atenúan las corrientes del mar Caribe adyacente, por consiguiente las corrientes derivadas del viento son la fuerza principal involucrada en la dinámica del agua dentro de la bahía (Wantland, 1969). Debido a la mezcla por el viento sobre las aguas someras de la bahía, prácticamente no existe diferencia entre la salinidad de fondo y superficie, excepto en las zonas adyacentes a fuentes de agua dulce (Wantland, 1969; Morales-Vela *et al.*, 1996). La bahía es alimentada por numerosas fuentes de agua dulce que le dan características mesohalinas. La salinidad dentro de la bahía va de 18 ups (unidades prácticas de salinidad; una unidad es equivalente a una parte por mil de sales disueltas en el agua) en el extremo sureste a 4 ups en el extremo noreste (Morales-Vela *et al.*, 1996). En la porción norte de esta bahía, la salinidad es de 4 a 10 ups. Los ríos Hondo y Nuevo desembocan en la bahía en su parte media. El sistema Bacalar-Guerrero, compuesto por lagunas y humedales vacían sus aguas en la costa noroeste de la bahía y es la fuente principal de agua dulce hacia el área del estudio. Los humedales de Río Creek y Siete Esteros vierten sus aguas en la costa norte y noreste de la bahía. El primero une a esta bahía con el suroeste de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (Ortiz-Pérez y Méndez-Linares, 1995) (Fig. 3). En muchos sitios de la bahía se encuentran pozos artesianos subterráneos que aportan agua con salinidades menores a 4 ups, aunque la magnitud de dichos aportes no se ha medido. En algunos de estos pozos el

agua brota a través de pequeñas hendiduras en la capa basal de roca calcárea y se mezcla rápidamente con la columna de agua adyacente (Datos de campo no publicados).

Cálculos preliminares sobre el balance hidrológico en la bahía de Chetumal muestran que el tiempo de residencia del agua es mucho mayor en la porción norte de la bahía en comparación con la porción sur de la misma (370 vs. 15 días en temporada de secas y 446 vs. 13 días en temporada de lluvias; Medina-Gómez, *et al.* 2002).

La temperatura media del agua es de 28°C, con un mínimo de 22°C en enero y febrero y la temperatura media máxima es de 30°C en agosto (Morales-Vela *et al.*, 1996). La precipitación anual es de cerca de 1300 mm, y la mayor parte de ella cae de julio a octubre, disminuyendo de noviembre a enero. La estación seca principal se extiende de febrero a junio. Las mareas en la región presentan un régimen mixto y semidiurno, con rango de oscilación diurna promedio de 20 cm (DGIG-UNAM, 1980).

La Bahía de Chetumal es básicamente oligotrófica (Gazca y Castellanos, 1994), con una cobertura baja de macrofitas acuáticas (Morales-Vela *et al.*, 1996, Axis-Arroyo *et al.*, 1998), comparado con otras áreas costeras cercanas (Gallegos *et al.*, 1994, van Thussenbroek, 1991). La vegetación acuática sumergida en la bahía está compuesta principalmente de *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum*, *Ruppia maritima*, *Najas marina*, y de las macroalgas *Bathophora oerstedii* y *Chara chara*.

Quintana Roo se encuentra dentro de la provincia íctica limnológica del Usumacinta. Ésta se ubica completamente en la vertiente Atlántico y tiene su límite noroccidental en la cuenca del Río Papaloapán en México, y su límite meridional entre las cuencas del río Coco y Prinzapolka en el norte de Nicaragua. La provincia se caracteriza por poseer un gran número de especies de peces endémicas y muchos peces marinos que penetran a las aguas

continentales (Miller, 1982).

En la bahía se registran niveles importantes de diversos contaminantes en sedimentos, como hidrocarburos aromáticos, organoclorados, detergentes y enteropatógenos, principalmente en zonas adyacentes a la ciudad de Chetumal y en la desembocadura del río Hondo (Ortiz 1997; Ortiz y Saenz-Morales, 1995, 1996, Ortiz *et al.* 1997a, 1997b).

II.3 GEOLOGÍA Y FISIOGRAFÍA

La Bahía de Chetumal se encuentra entre dos regiones geomorfológicas: la de planicies escalonadas y la costera del Caribe (Fig. 4a; Olivera-Gómez, 2002). La ribera del río Hondo se encuentra dentro de la unidad geomorfológica denominada Meseta de Zoholaguna. Esta unidad se presenta en la parte suroeste del Estado, en un bloque tectónico elevado sobre una serie de fallas pequeñas en sentido noroeste - sureste, que le dan una apariencia escalonada (El cauce del Río Hondo corre sobre una de estas fallas). Tiene una altitud media de 200 m sobre el nivel medio del mar (msnm), alcanzando en su parte más alta 426 msnm. (Alvarez, 1954; Miranda, 1958; Butterlin, 1958). La unidad geomorfológica denominada Llanura costera del Caribe es una amplia llanura con un micro relieve ondulado, con amplias depresiones que abrigan pequeñas llanuras y pantanos, integrando en algunos casos cadenas de colinas no muy coherentes, que reciben el nombre local de "sierritas". La llanura costera del Caribe está formado por calizas del Paleoceno-Eoceno Inferior y por calizas del Mioceno Superior y Plioceno (Butterlin, 1958; Miranda, 1958; Wright, 1967).

Geológicamente, la bahía se encuentra representada por calizas coquimodales del Cenozoico, pertenecientes al período Terciario entre el Mioceno y Plioceno (Fig. 4b). La

región donde se encuentra la bahía de Chetumal se considera, en la actualidad, tectónicamente estable. Las últimas dislocaciones importantes en la antigua zona de debilidad del terciario Río Hondo – Bacalar parecen haber sucedido hace alrededor de 5,000 años. Estos tuvieron una influencia importante en la fisiografía del paisaje, ya que causaron la formación del escalón del terreno del Río Hondo y el escalón a orillas de la laguna Bacalar. El desnivel actual de las capas geológicas asciende a aproximadamente 110 m en el poblado de La Unión, a un lado del río Hondo, y a aproximadamente 30 a 50 m en Bacalar.

Tectónicamente, el Sureste de Quintana Roo está conformado de fosas en proceso de hundimiento, constituidas por sedimentos calcáreos de origen marino. El hundimiento de estas fosas, en combinación con el ascenso del nivel del mar, ha originado una lenta migración del ambiente costero hacia dentro del continente. En la zona de la base de la península de Yucatán los sedimentos cársticos del Holoceno se correlacionan fuertemente con la configuración de la capa cárstica pre-Holocénica subyacente. El relieve de la mayor parte de la plataforma ha sido heredado de calizas diluidas y recristalizadas, por lo que algunas de las características fisiográficas pueden ser explicadas con base en la fisiografía de las calizas de inundación (Purdy, 1974).

La morfología de la superficie de las calizas inundadas de la bahía de Chetumal, de la costa norte de Belice y de la costa adyacente, es de múltiples depresiones someras y amplias en forma de disco. Esta morfología corresponde a zonas cársticas de dolinas o cársticas templadas (estructura cárstica negativa) que, en zonas tropicales, se relacionan con precipitación escasa o con la presencia de calizas impuras (Purdy, 1974). Los paisajes de montículos hemisféricos cársticos (estructura cárstica positiva), como el encontrado en la

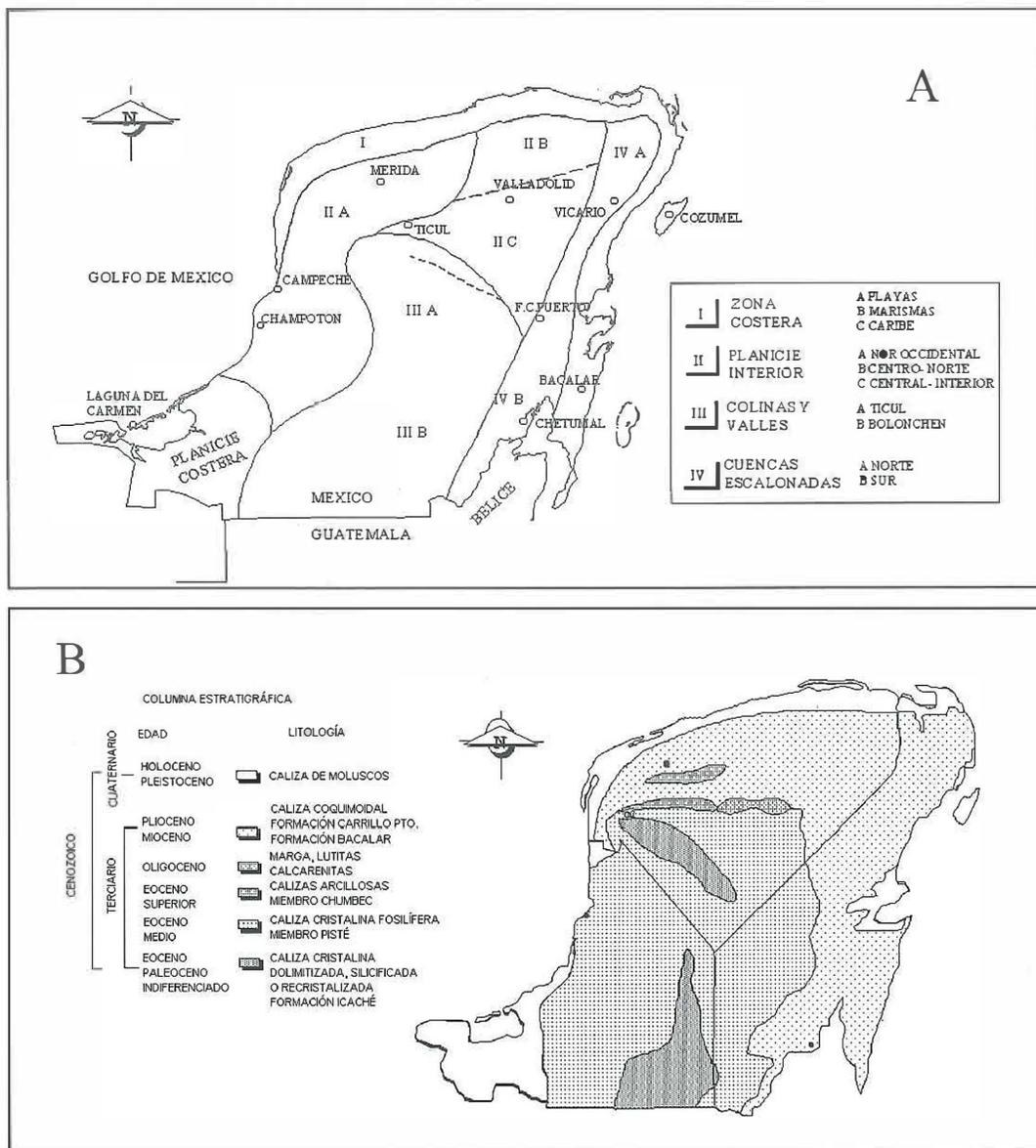


Figura 4. Geomorfología (A) y geología (B) de la península de Yucatán. La bahía de Chetumal, en el extremo sur de la península se encuentra conformada por dos zonas geológicas: cuencas escalonadas y zona costera. La bahía de Chetumal, en el extremo sur de la península, corresponde a la formación Bacalar del plioceno-mioceno (Fuente: INEGI).

costa al sur de la ciudad de Belice o en muchos sitios en el estado de Tabasco, son comunes en zonas tropicales con aporte mayor de lluvias. La lluvia, si no es la causa principal, al menos sí un factor importante en el desarrollo de dolinas cársticas en oposición a las karsts tropicales. En el norte de Belice y la Bahía de Chetumal, las dolinas cársticas están correlacionadas con una precipitación anual generalmente menor a 1780 mm (Purdy, 1974).

Los procesos antiguos de degradación de los sedimentos calcáreos de la fase pre-Holocénica son importantes para explicar la batimetría y la configuración de la costa. La costa norte de Belice y la Bahía de Chetumal se caracterizan por tener menos de 60 m de relieve, y extenderse sobre una superficie de calizas del terciario (Purdy, 1974). La topografía del fondo de la bahía, heredada tectónicamente, controla el límite de muchas plataformas carbonatadas someras, modernas y antiguas (Ball, 1967). Los patrones cársticos condicionados por la estructura son conocidos como dirigidos, aunque es dudoso que algún patrón de este tipo esté libre totalmente de influencias tectónicas. Las dolinas cársticas del norte de Belice y de la Bahía de Chetumal son un ejemplo de esto (Purdy, 1974). Entre otras cosas, la expresión rectilínea de la superficie cárstica del Cayo Ambergris (que separa la base de la bahía del mar Caribe) sugiere una solución unida o controlada por la presencia de fallas. Existe un parte aguas en la batimetría que separa a la plataforma somera al norte de la ciudad de Belice (menos de 3 m) de la región al sur de ésta, donde la profundidad desciende hasta 27 m. Una barrera de islas separa la plataforma norte en dos secciones, una interna (plataforma lagunar), y otra externa hasta la barrera arrecifal (Purdy, 1974).

II.4 CLIMA

El clima de la región con base en el sistema de clasificación climática de Köpen, modificado para México por García (1973), es A_w o cálido subhúmedo, con lluvias en verano y sequía en invierno. Para la zona sur de Quintana Roo se encuentra el subtipo climático $Ax'(WI)$, intermedio entre los más húmedos y los más secos de los subhúmedos, con un régimen de lluvia entre verano e invierno, temperatura media anual de 26°C y precipitación media anual de 1300 mm.

En la estación meteorológica de Chetumal, las mayores temperaturas, entre 1983 y 1998, se registraron entre mayo y agosto (Fig. 5). La temperatura promedio de los meses donde realicé muestreos en la Bahía de Chetumal no difirió mucho de los promedios registrados en ese período, salvo que el mes de Mayo de 1999 fue un poco más caliente que el promedio histórico. Durante mi estudio, la precipitación pluvial registró una variación mayor que la del período 1983-1998 (Fig. 6). En el último trimestre de 1998 la precipitación pluvial fue notoriamente más alta que el promedio histórico, debido a la influencia del huracán Mitch. Durante el resto del estudio, la precipitación fue similar al promedio histórico (Fig. 6).

Aunque el clima tropical en general exhibe pocas variaciones en cuanto a sus elementos generales, a estas latitudes ocurren eventos catastróficos ocasionales como es el caso de los huracanes (Emery *et al.*, 1994). La costa tiene una alta vulnerabilidad a los huracanes, siendo éstos una fuerza geomorfológica importante que modifica la línea de costa, infiere daños substanciales a la infraestructura humana y causa vientos fuertes en las zonas boscosas (Emery *et al.*, 1994). Los huracanes, durante los últimos 10,000 años, han influido en la fisiografía del paisaje de Quintana Roo, debido a que se encuentra en la trayectoria de

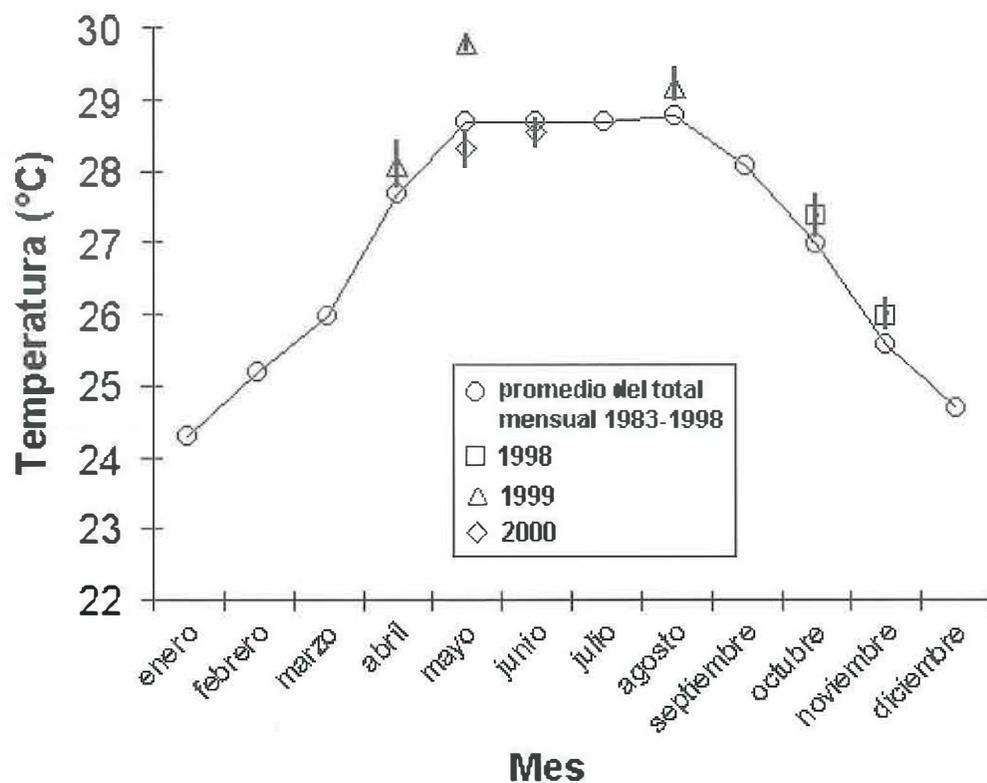


Figura 5. Promedios mensuales de 15 años (1983-1998) de la temperatura del aire, registrados en la estación meteorológica Chetumal de la Comisión Nacional del Agua entre. Se muestra el promedio de estas variables registrados en la misma estación meteorológica en los meses de muestreo: (□) octubre, noviembre y diciembre de 1998; (Δ) abril, mayo, junio y agosto de 1999; (O) abril de 2000.

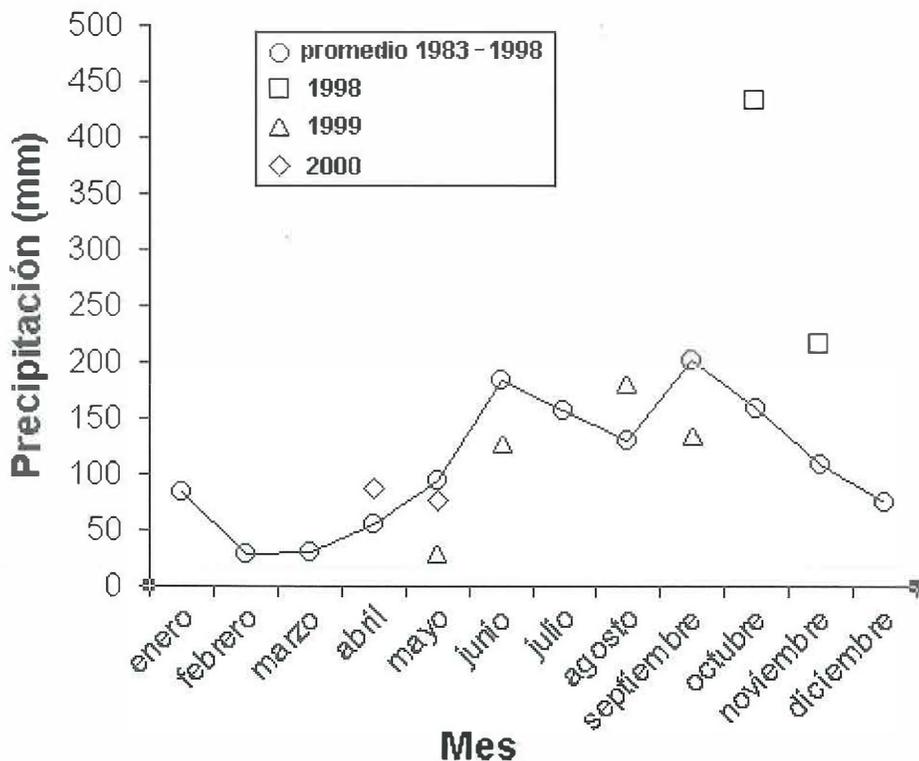


Figura 6. Promedios mensuales de 15 años (1983-1998) de la precipitación pluvial acumulada por mes, registrados en la estación meteorológica Chetumal de la Comisión Nacional del Agua. Se muestra el promedio de estas variables registrados en la misma estación meteorológica en los meses de muestreo: (□) octubre, noviembre y diciembre de 1998; (△) abril, mayo, junio y agosto de 1999; (O) abril de 2000.

la mayoría de las tormentas tropicales y ciclones que se originan en el Atlántico Tropical. De hecho, Quintana Roo es el estado mexicano de las regiones del Golfo de México y Mar Caribe que sufre la mayor incidencia de ciclones. Tan sólo entre 1886 y 1996, 106 huracanes y tormentas tropicales han pasado cerca o sobre Quintana Roo (CNA, 1996).

II.5 PROFUNDIDAD

La batimetría de la Bahía de Chetumal se ha estudiado muy poco. Los mapas más completos los ha desarrollado la Armada de México, que ha puesto énfasis en la ruta de navegación entre las ciudades de Chetumal y Belice, y en la salida al Mar Caribe. Recientemente la secretaria de Marina realizó un levantamiento batimétrico de la zona norte de la bahía, pero los datos todavía no están accesibles. Una configuración batimétrica aproximada basada en pocos puntos de muestreo, realizada en 1994 (Morales-Vela *et al.*, 1996), exhibió mucha discrepancia con lo observado en imágenes de satélite y fotografías aéreas. Por esta razón, y dado que necesitaba un modelo batimétrico más preciso (ver capítulos 3 y 5), entre 1998 y 2000 realicé un sondeo batimétrico en la porción norte de la Bahía de Chetumal..

Para realizar este sondeo batimétrico utilicé una ecosonda con un geoposicionador por satélite integrado (Garmin-183), lo que me permitió registrar la profundidad con una precisión de 0.1 m y la ubicación de los puntos con una precisión media de entre 13 y 30 m. Registré la profundidad en 600 puntos en zonas someras de la bahía, mientras realizaba mediciones de salinidad y temperatura del agua. Complementé ésto con 10 transectos en la parte central, sobre las zonas más profundas de la bahía (>4.5 m, Fig. 7). A lo largo de estos transectos registré la profundidad cada vez que ésta cambiaba 0.5 m y cuando la pendiente

del fondo fue muy baja hice mediciones en intervalos de tiempo de cinco minutos aunque los cambios en la profundidad fueran menores de 0.5 m. En la zona profunda medí la profundidad en 200 puntos. No hice correcciones por el estado de las mareas, ya que la amplitud de marea es de sólo unos 20 cm. Los valores de profundidad sirvieron para construir un modelo simple de superficie en el sistema de información geográfica TNT-Lite (MicroImages, inc. 1996), utilizando el método de Curvatura Mínima. A partir del modelo de superficie construí contornos de los perfiles, mismos que suavicé con medias corridas, para obtener un modelo con isobatas cada 0.1 m. En la figura 8 se presenta el modelo final con isolíneas cada 1.0 m a partir de una profundidad de 1.5 m, se redujo el número de isolíneas del modelo original por la escala en que se presenta el mapa en este documento. A lo largo de la zona central de la bahía se extiende una línea de fallamiento con profundidades entre 7 y 15 m. Sobre estas fallas se localizan algunos cenotes y cuevas de hasta 80 m de diámetro. La mayor profundidad registrada en estos cenotes es de 19 m. La zona profunda y de pendiente más acentuada de la bahía se encuentra más cercana a la costa oeste (Fig. 8). En la parte sur de la costa este y en la costa oeste entre Cayo Venados y la costa, ingresan a la bahía dos canales relativamente profundos.

II.6 TIPO DE FONDO Y GRANULOMETRÍA

El sedimento en el área de estudio está constituido principalmente de arena, mezclada con restos de moluscos pequeños (gasterópodos y bivalvos), sobre una capa basal de roca calcárea dura. El sedimento sobre la capa de roca calcárea tiene un grosor que varía desde algunos centímetros, en fondos rocosos, hasta más de un metro, en áreas protegidas donde

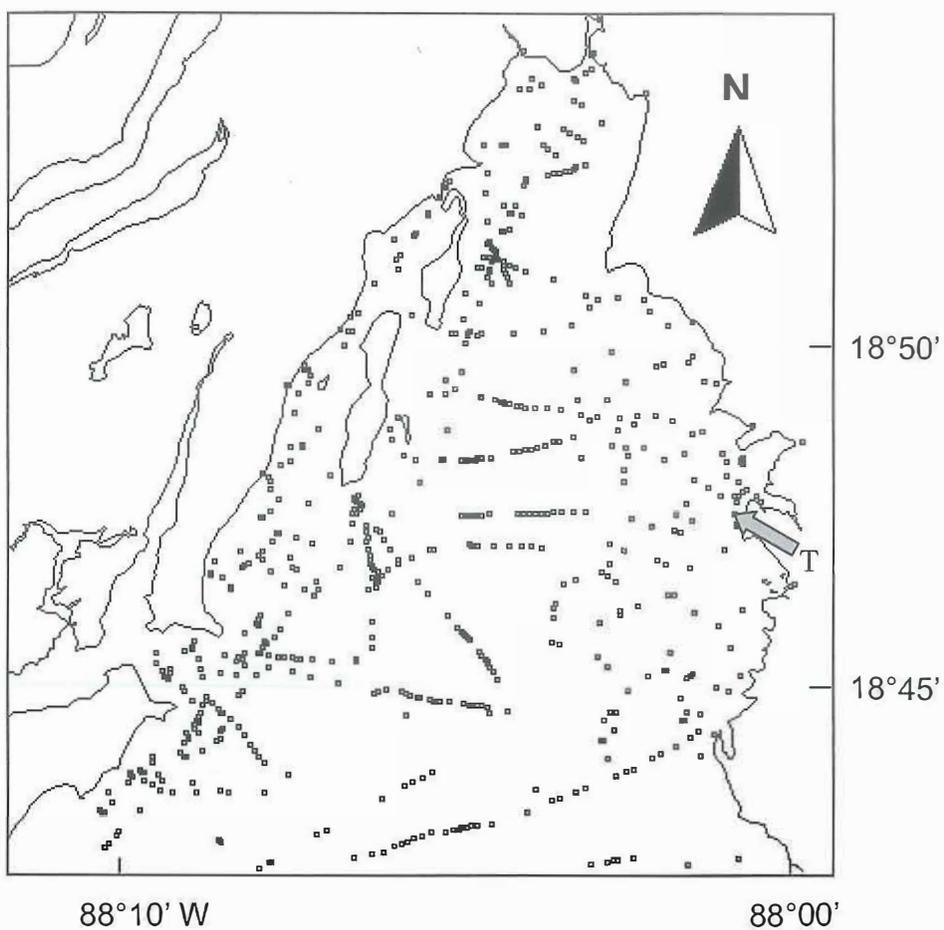


Figura 7. Ubicación de los puntos de registro de la profundidad del agua en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. La flecha gris y la T en la costa este indican la ubicación del termógrafo con el que se obtuvo la mayor cantidad de datos de temperatura del agua.

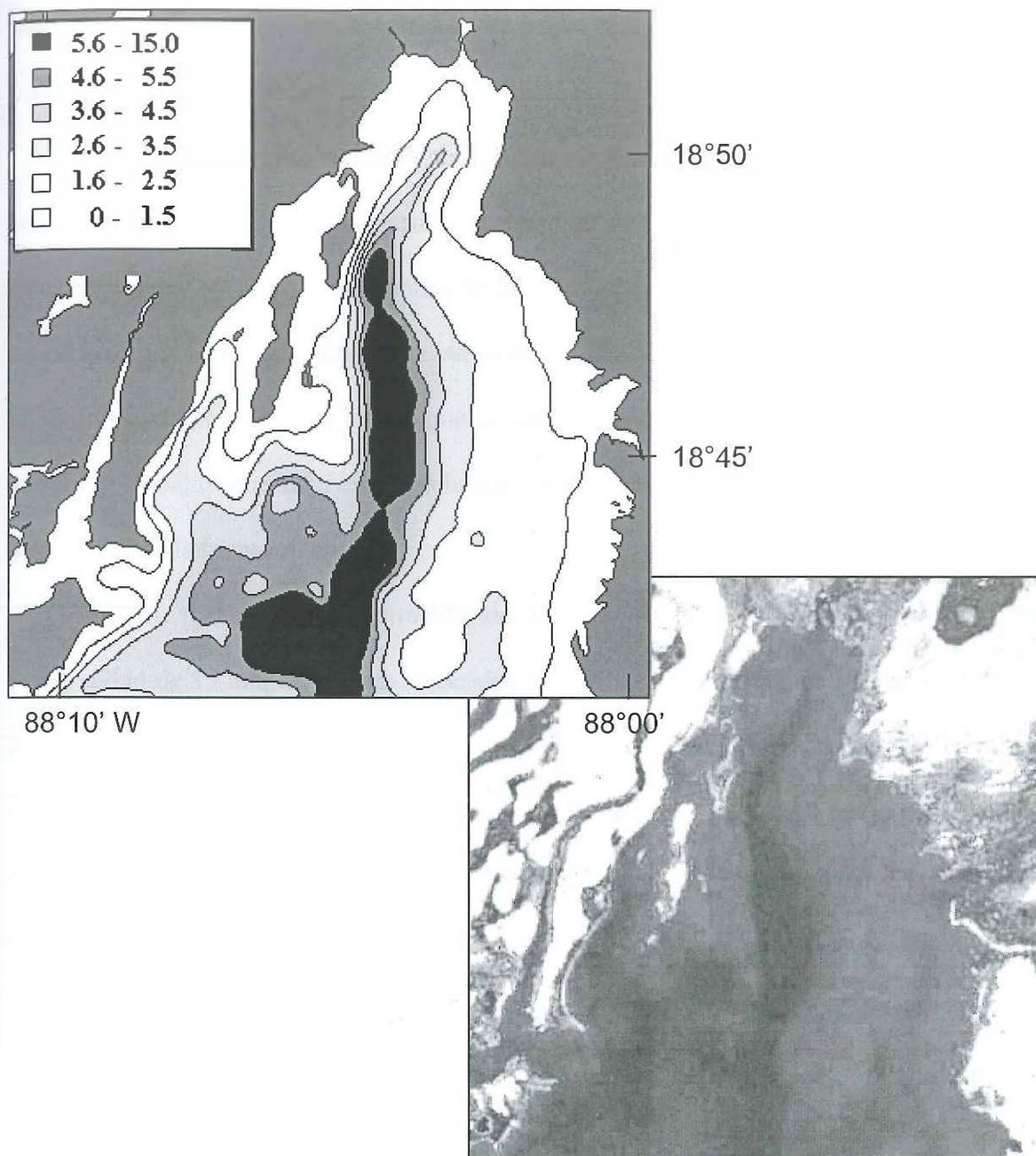


Figura 8. Modelo de superficie de la profundidad en la porción norte de la Bahía de Chetumal (arriba), construido con datos de profundidad registrados entre 1998 y 2000. La imagen de la parte inferior es una imagen de satélite compuesta del sistema Landsat de abril de 1994, los tonos más oscuros corresponden a profundidades mayores.

hay mayor deposición de sedimentos. Los fondos rocosos están asociados con la orilla y es difícil encontrarlos a más de 200 m de la línea de costa.

Durante este estudio, realicé un muestreo general de la granulometría de los sedimentos. En un principio pretendía realizar un muestreo más extenso para relacionar estos resultados con las distribuciones de las plantas acuáticas y del manatí. Sin embargo, un estudio previo registró muy poca variación en la granulometría de los sedimentos de la bahía (de Jesús *et al.*, 2000), por lo que solamente complementé dicho estudio, incluyendo zonas de la bahía que no fueron incluidas en esa ocasión y donde se podrían encontrar diferencias en la granulometría.

Tomé 21 muestras del sedimento de la capa superior, por triplicado, hasta una profundidad de 15 cm, usando un nucleador de PVC de 5 cm de diámetro. Las muestras se refrigeraron hasta su análisis. Obtuve submuestras de aproximadamente 300 g, que se calcinaron, para eliminar la materia orgánica, y pasaron a través de 9 tamices de tamaños estándar (12, 16, 20, 25, 46, 100, 140, 200, 230). Cada fracción se pesó y se obtuvo su porcentaje relativo con respecto al peso total de la muestra. El tamaño medio de partícula, $M_Z(\Phi)$ (Φ es una unidad basada en el logaritmo del tamaño de grano en mm y se incrementa conforme el sedimento es más fino) para cada muestra se estimó gráficamente los datos y con la curva obtenida se estimaron los parámetros de la siguiente ecuación:

$$M_Z(\Phi) = (Q_{16} + Q_{50} + Q_{86})/3 \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde: Q_{16} , Q_{50} , y Q_{86} es el tamaño de partícula en los cuartiles 16, 50, y 86 de la distribución acumulada del tamaño de partícula de los sedimentos (Boggs, 1995).

El tamaño promedio de grano de los sitios muestreados fue de 1.35, correspondiente a una arena de tamaño medio. El promedio de las muestras estuvo entre las arenas finas y las

arenas gruesas (Fig. 9). Los sedimentos muestreados en esta ocasión fueron en promedio ligeramente más finos que lo reportado en un estudio anterior en la bahía (de Jesús-Navarrete *et al.*, 2000), donde se encontró una media de 1.04 para el tamaño de grano que se encuentra en el borde entre las arenas medianas y gruesas. La diferencia en la profundidad del sedimento de las muestras dificultan una comparación directa de los resultados con el estudio anterior, además en esta ocasión incluí un mayor número de puntos de muestreo en zonas someras.

La textura de los sedimentos en el área de estudio fue muy homogénea. Sin embargo, de Jesús-Navarrete *et al.* (2000) reportan que en áreas más profundas los sedimentos tienden a ser más finos y con mayor contenido de materia orgánica. A pesar de estar compuestos principalmente de arena mediana, los sedimentos son suaves en muchos sitios debido a otras características diferentes al tamaño de grano, como los productos extracelulares de las diatomeas bentónicas.

No encontré una correlación entre la profundidad y el tamaño medio de grano o el porcentaje de arenas finas y menores en este estudio, a diferencia de lo reportado anteriormente (de Jesús-Navarrete *et al.*, 2000). Los resultados reflejan el efecto de incluir muestras de zonas protegidas y someras, donde las características líticas permiten la deposición de sedimentos finos. En sitios relativamente profundos también es común encontrar una mayor proporción de partículas finas en los sedimentos debido al escurrimiento de sedimentos desde sitios someros adyacentes, a causa de la inclinación del fondo.

En la costa este, más somera, hubo una alta heterogeneidad en la textura de los sedimentos, desde arenas finas hasta arenas gruesas. Desde el aire se pueden observar áreas

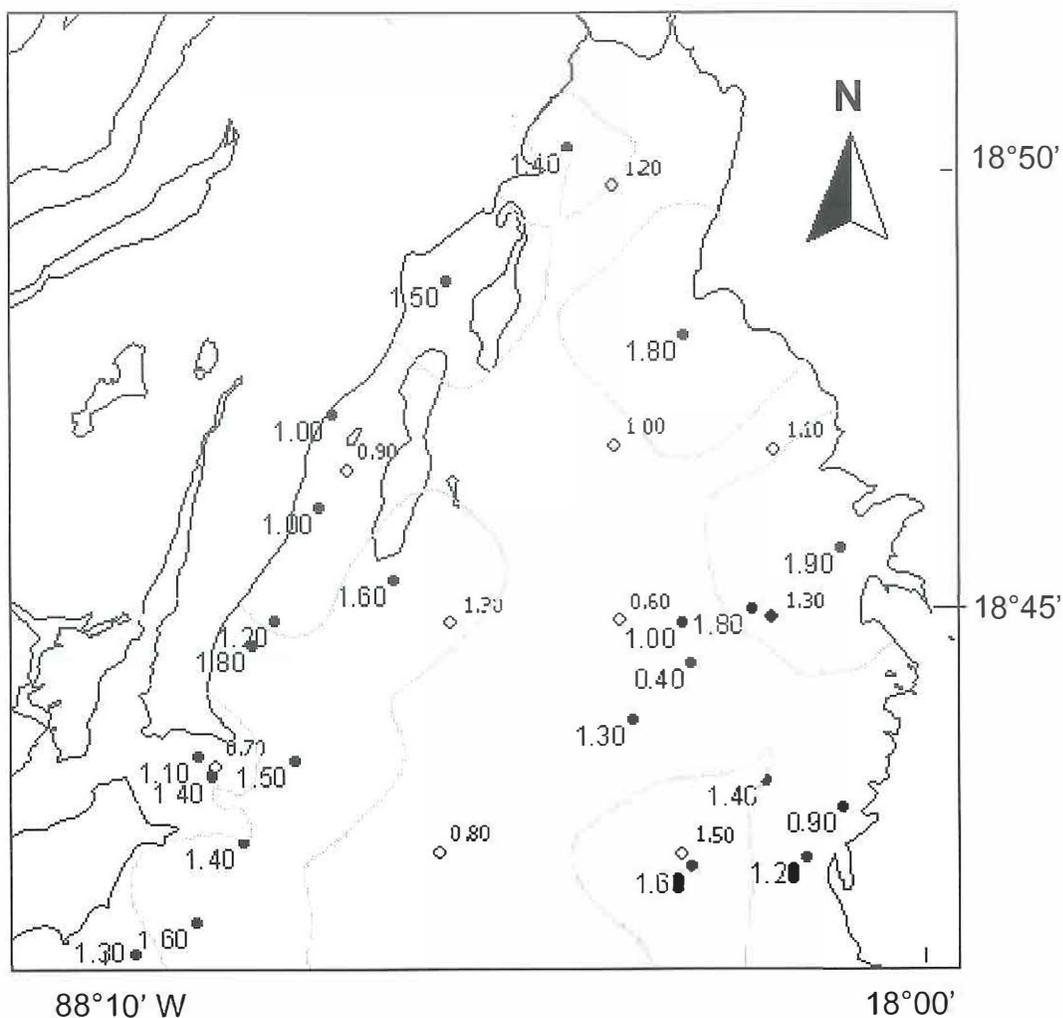


Figura 9. Ubicación de los puntos de muestreo de la granulometría del sedimento y valores promedio del tamaño medio de grano, M_z (Φ), obtenidos, en la sección norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000 (círculos negros). Para comparación se muestra también los puntos de muestreo y el tamaño medio de grano registrado por de Jesús *et al* (2000).

con sedimentos más gruesos con ligera cobertura de rocas alejadas de la línea de costa, lo que podría ser un reflejo de la historia geológica reciente, ya que este tipo de sedimentos se encuentran rodeando a islas y cayos.

II. 7 TEMPERATURA DEL AGUA Y SALINIDAD

Las variaciones en la salinidad y temperatura del agua, así como de las principales variables climáticas son elementos que influyen fuertemente en la distribución y abundancia de especies animales (Krebs, 1995). Estas variables se han asociado con la distribución y abundancia de los manatíes en sitios donde la variación en tiempo o espacio es grande. Por ejemplo, la ocurrencia de frentes fríos en la península de Florida inducen a desplazamientos masivos de manatíes durante el invierno hacia refugios invernales, naturales o artificiales, donde la temperatura del agua se mantiene relativamente cálida (Reynolds y Wilcox, 1991). Por otro lado, existen muchas evidencias de que el manatí necesita beber agua dulce por lo menos esporádicamente y se mantienen cerca de fuentes de agua dulce, por lo que la salinidad del agua podría ser un parámetro involucrado con movimientos espaciales y estacionales en una región. El objetivo de esta sección es describir las variaciones espacio-temporales dentro de períodos particulares de muestreo, en la salinidad, temperatura del agua, temperatura del aire, precipitación y evaporación en la Bahía de Chetumal para analizar su influencia sobre la distribución del manatí Antillano.

En cada una de cuatro temporadas entre noviembre de 1998 y mayo de 2000, determiné semanalmente (n=4) la temperatura y la salinidad del agua, en la superficie y en el fondo. Para ello utilicé un conductímetro YSI-133, calibrado con agua destilada y con una

solución de cloruro de sodio con una concentración de 20 gr NaCl/L, en cada uno de sitios de muestreo en el norte de la Bahía de Chetumal (Fig. 10) y en la boca de los principales sistemas de agua dulce conectados con el área de estudio. Dos períodos de muestreo se realizaron en la temporada típica de secas (primavera de 1999 y primavera de 2000) y los otros dos, durante la temporada de lluvias (otoño de 1998 y verano de 1999). Los sitios de muestreo cambiaron de temporada a temporada.

Utilicé el promedio de los muestreos semanales para caracterizar cada período de muestreo. Los promedios fueron incorporados en un Sistema de Información Geográfica (TNT-Lite) para construir modelos de superficie por temporada con el método de curvaturas mínimas. Después se construyeron los contornos y las líneas se suavizaron con medias corridas, para obtener las isolíneas finales para cada 0.2 ups en el caso de la salinidad y cada grado con respecto a la temperatura.

Además, instalé un termógrafo en tres sitios del área de estudio a 1 m de la superficie, con los que obtuve series de tiempo de temperatura del agua en intervalos durante el estudio. Sin embargo, sólo en el termógrafo localizado en la costa este (Fig. 7) pude registrar suficientes datos de la temperatura del agua en los períodos de muestreo.

La salinidad en el área de estudio, en aguas abiertas de la bahía, presentó valores entre 6 y 10 ups, pero los valores más comunes fueron de 8 a 10 ups (Fig. 11). En la boca de los principales sistemas de agua dulce registré salinidades de 3 a 8 ups. La mayor influencia de los escurrimientos de agua dulce se dió en el extremo norte del área de estudio, donde desembocan los humedales de Río Creek y Río Jazz, y sobre la costa este de la bahía, frente a los humedales de Siete Esteros (Fig. 11).

El primer período de muestreo lo situé al final de la temporada de lluvias, además de

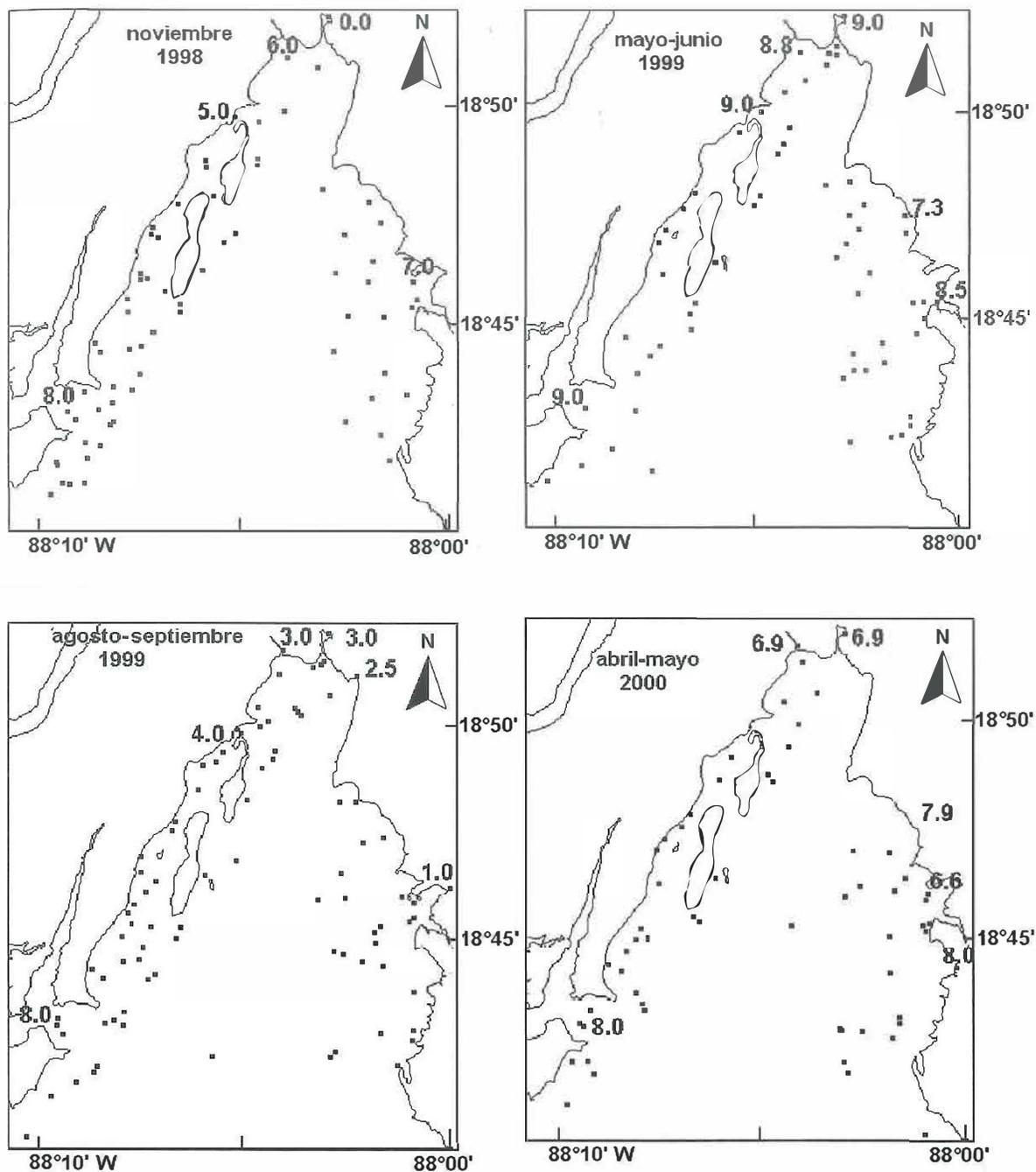


Figura 10. Ubicación de los puntos de muestreo de la salinidad y temperatura del agua en cada una de los cuatro períodos de muestreo en la sección norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. Se muestra la salinidad promedio durante la temporada en las fuentes de agua dulce a esta porción de la bahía.

que el huracán Mitch pasó muy cerca del área de estudio unos días antes de iniciar el muestreo, lo que causó mucha precipitación sobre la región. La influencia de esta precipitación fue evidente en los valores de la salinidad superficial en la bahía de Chetumal, aunque este efecto fue muy acentuado en los márgenes de la bahía y poco notorio en la zona central, donde la salinidad permaneció por arriba de las 9 ups (Fig. 11). En el primer período de estudio, el agua dulce tendió a dispersarse hacia el suroeste, influida por la entrada de vientos del noreste.

El segundo período de muestreo coincidió con la temporada de secas y el efecto del agua dulce fue muy marginal, registrándose valores de salinidad muy homogéneos, por arriba de las 9 ups en la mayor parte del área. Durante el tercer período de muestreo, en la temporada de lluvias de 1999, la salinidad superficial fue muy similar al del primer período de muestreo, pero, con una menor influencia de agua dulce y valores de salinidad entre 9 y 10 ups en el centro de la bahía. El último período de muestreo debería haber coincidido con la temporada de secas del 2000. Sin embargo, la temporada de nortes se prolongó durante el primer trimestre de ese año y la época fue más lluviosa que lo normal. Como consecuencia, la salinidad no excedió de 8.5 ups, siendo muy homogénea en toda el área. Un estudio reciente señala que el aporte de agua hacia la porción norte de la bahía es similar a la evaporación en la temporada de secas, mientras que este aporte es cerca del doble de la evaporación en época de lluvias (Medina-Gómez, *et al.* 2002). Los valores de salinidad registrados en ese estudio entre junio del 2001 y febrero del 2002 concuerdan con los valores obtenidos en esta tesis (Medina-Gómez, *et al.* 2002).

La temperatura del agua del fondo durante este estudio varió entre 26°C y 32°C, siendo

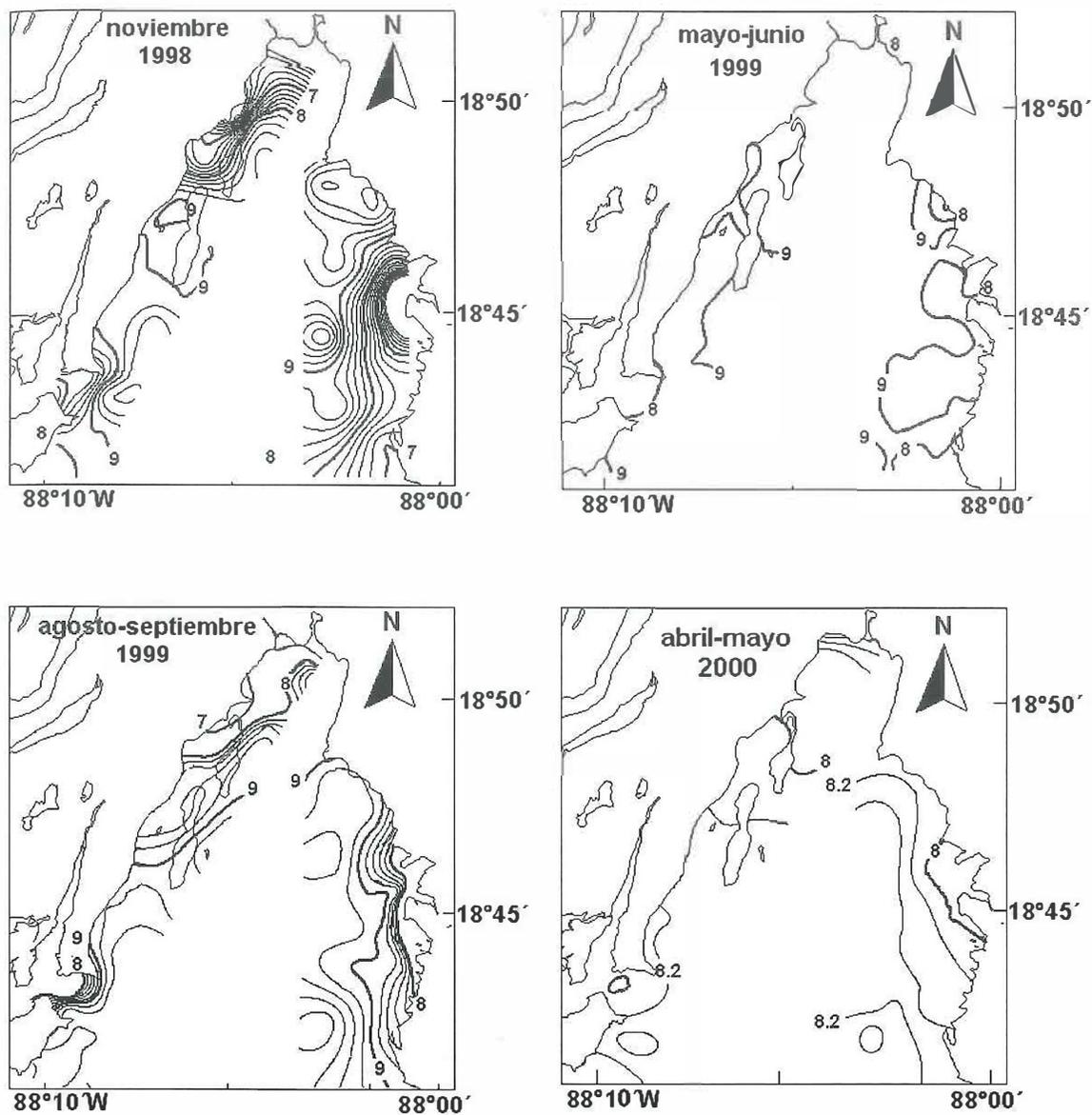


Figura 11. Modelos de superficie de la salinidad superficial en la sección norte de la Bahía de Chetumal en cada uno de los períodos de muestreo entre 1998 y 2000.

menor en el primero y en el último de los períodos de muestreo (Fig. 12), como consecuencia de temperaturas del aire menores, asociadas con la entrada de masas de aire frío del norte (Fig. 5). En el último período de muestreo la temporada de nortes y la influencia de estas masas de aire frío se extendieron hasta el mes de abril cuando se realizó el muestreo. Las diferencias espaciales en cada temporada fueron mínimas, ya que la variación diurna en la temperatura del agua, registrada con los termógrafos, fue de 2 a 3°C (Tabla I). A pesar de esto, la temperatura fue ligeramente menor en la costa este del área de estudio; un patrón similar también se observó en un análisis mensual de este parámetro en 1994-1995 (Morales-Vela *et al.*, 1996). La costa este se encuentra más expuesta a la influencia del viento que la costa oeste lo que pudo influir en una menor cantidad de calor absorbido durante el día y una mayor pérdida de calor durante la noche.

II.8 CONSIDERACIONES FINALES

La bahía de Chetumal presenta buenas características para el establecimiento del manatí Antillano, como son temperatura del agua superior a los 21°C, salinidades bajas con aportes de agua dulce durante todo el año y aguas someras. La batimetría asegura el acceso a distintas áreas dentro de la bahía, así como a los sistemas de agua dulce que desembocan en ella, y propicia condiciones adecuadas para el descanso y alimentación de los manatíes. Hubo diferencias en la salinidad y en la temperatura del agua entre los períodos de muestreo, el principal contraste se dio entre los períodos que coincidieron con las temporadas de lluvias y de secas. Sin embargo, dentro de cada temporada se observaron condiciones bastante homogéneas en la temperatura del agua por lo que esta variable no sirvió para tratar de explicar la distribución del manatí en aguas dentro de esta bahía.

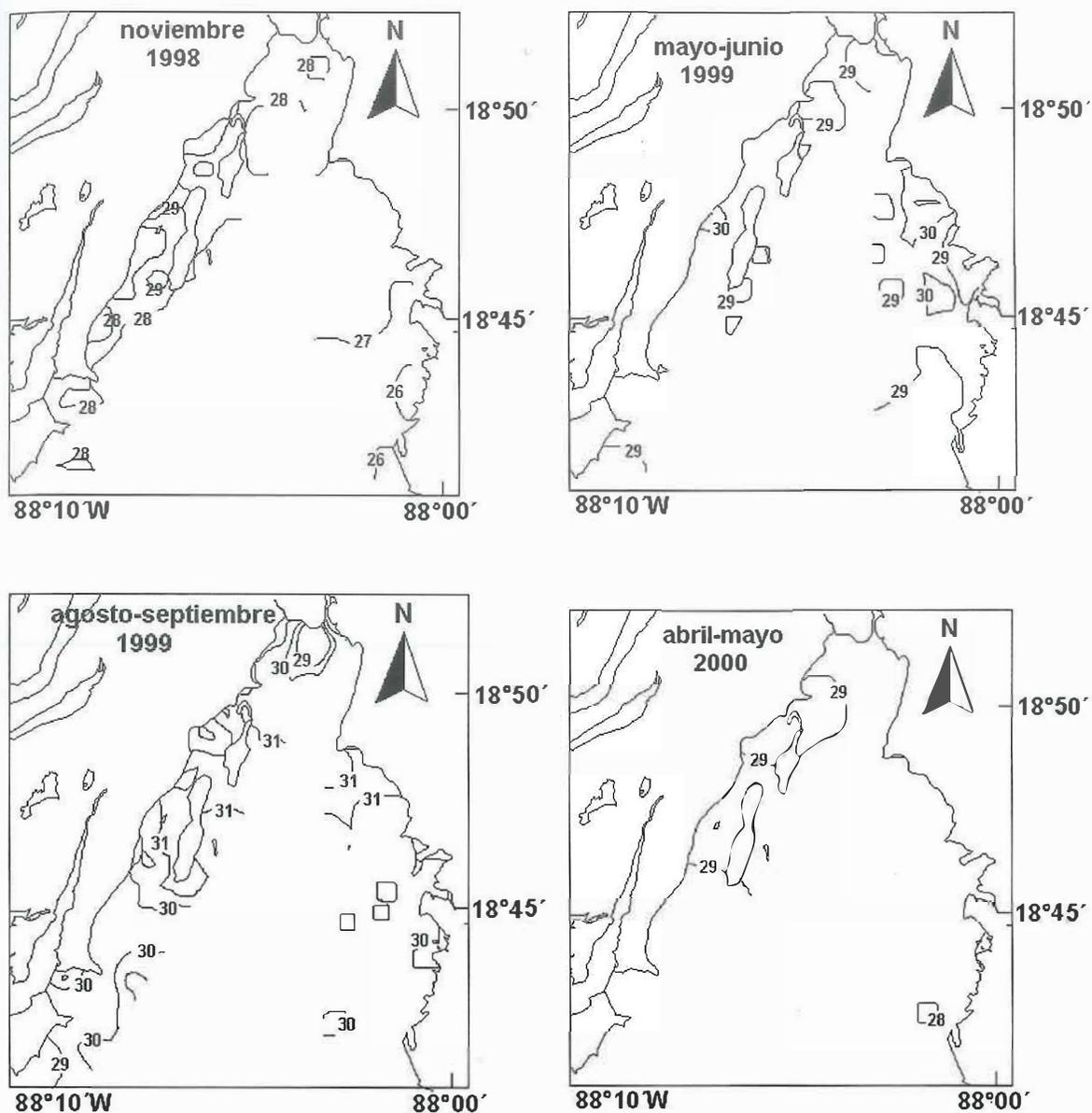


Figura 12. Modelos de superficie de la temperatura de fondo en la sección norte de la Bahía de Chetumal en cada uno de los períodos de muestreo entre 1998 y 2000.

Tabla I. Parámetros de temperatura del agua registrada cada 1.2 h en un termógrafo ubicado a 1 m de la superficie en la costa este de la porción norte de la Bahía de Chetumal, en tres períodos entre 1999 y 2000.

Intervalo	Parámetro	Temperatura (°C)
mayo 19 – mayo 25 de 1999	Promedio	29.5
	Máximo	31.9
	Mínimo	27.5
	Oscilación diaria promedio	3
	Oscilación diaria máxima	3.5
agosto 6 – septiembre 6 de 1999	Promedio	30.1
	Máximo	33.1
	Mínimo	26.3
	Oscilación diaria promedio	2.3
	Oscilación diaria máxima	2.9
abril 1 – abril 20 de 2000	Promedio	28.0
	Máximo	30.7
	Mínimo	24.4
	Oscilación diaria promedio	2.0
	Oscilación diaria máxima	2.8

III

VARIACIÓN ESPACIAL Y TEMPORAL EN LOS CONTEOS DEL MANATÍ ANTILLANO (*Trichechus manatus manatus*) DURANTE CENSOS DE DISTRIBUCIÓN EN LA BAHÍA DE CHETUMAL, MÉXICO.

III.1 INTRODUCCIÓN

El manatí del Caribe (*Trichechus manatus*) y sobretodo la subespecie Antillana (*Trichechus m. manatus*) estuvieron sujetos a intensa cacería principalmente entre los siglos VII y XIX, lo que disminuyó fuertemente sus poblaciones (Lefebvre *et al.*, 2001). Las actividades humanas actuales y el uso de la zona costera continúan amenazando a esta especie, esta vez al modificar las características de los sitios donde tradicionalmente habita. Lo reducido de las poblaciones de manatíes y la disminución en la extensión de sus hábitats ha originado la protección legal de esta especie en la mayoría de los países que tienen sitios viables para su distribución. Así mismo, ha habido un aumento en los estudios sobre las poblaciones remanentes y sobre su hábitat.

Una meta importante de la investigación y del manejo del manatí es la estimación del tamaño de sus poblaciones y la calidad y extensión de las áreas que ocupan actualmente. El mejor método para obtener un estimado de la abundancia de manatíes y de su distribución a lo largo de áreas extensas es la realización de censos aéreos (Ackerman, 1995; Lefebvre *et al.*, 1995). Dadas las dificultades asociadas con los métodos de muestreo por distancias (distance sampling) durante censos aéreos de especies acuáticas, como el manatí, se ha preferido utilizar los transectos en banda (Lefebvre *et al.*, 1995; Marsh, 1995; Miller *et al.*, 1998). Los transectos en banda no son muy exactos para estimar la abundancia de manatíes,

pero los conteos obtenidos con este método son utilizados como índices relativos de la abundancia de la población en un área, para enfocar esfuerzos de investigación y conservación. El alto costo de los reconocimientos aéreos, en comparación con los recursos económicos disponibles para investigación y conservación, han obligado a que en México y en la mayoría de los países de Centroamérica y el Caribe los censos son realizados casi siempre sin replicación y sin corrección “desde el suelo” de los sesgos asociados con los conteos desde el aire.

La población más importante de manatíes en las costas de la Península de Yucatán esta localizada en la Bahía de Chetumal en México y las aguas de la costa adyacentes de Belice (Bengston y Magor, 1979; Colmenero-Rolón y Zárate-Becerra, 1990; O’Shea y Lex’Salisbury, 1991; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997; Morales-Vela *et al.*, 2000). Ahí, se ha contado a los manatíes desde 1987, en bandas de 0.8-1 km de ancho a lo largo de la costa (Colmenero-Rolón y Zárate-Becerra, 1990; Morales-Vela y Olivera-Gómez 1992; Morales-Vela *et al.*, 2000). Con excepción de dos vuelos conducidos específicamente para estimar el tamaño poblacional (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994), en ningún otro vuelo se han realizado transectos perpendiculares a la costa. Además, se ha realizado sólo un vuelo por temporada, cuando mucho, en todos los estudios.

En este trabajo utilicé los resultados de 17 vuelos, que incluyen varios censos dentro de cada una de cuatro temporadas de muestreo entre 1998 y 2000, diseñados para evaluar las asociaciones entre el manatí y características del hábitat (ver capítulo 5) en la Bahía de Chetumal. El principal objetivo de este capítulo fue el determinar si existen diferencias en la abundancia espacial y temporal de manatíes en la porción norte de la Bahía de Chetumal, así como revisar algunos supuestos implicados en reconocimientos aéreos anteriores de

manatíes en Latinoamérica, y analizar su valor como indicadores confiables de la abundancia y distribución de los manatíes. Estos vuelos incluyeron áreas más allá de 1 km de la costa para dar una idea mejor de la distribución en el área. Los vuelos en Latinoamérica y el Caribe han seguido el mismo protocolo utilizado en México (Bengston y Magor, 1979; Rathbun *et al.*, 1983; 1985; O'Shea y Lex' Salisbury, 1991; O'Shea *et al.*, 1988; Morales-Vela *et al.*, 2000; Mou Sue y Chen, 1990; Reynolds *et al.*, 1995), por lo que espero que los resultados sean útiles como punto de partida para el diseño de futuros censos también en otras regiones.

III.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Desarrollé este estudio en la sección norte de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México (Fig. 3). La mayor parte del área tiene aguas someras y claras donde existe un buen contraste entre los manatíes y el fondo. Estas características ofrecen buenas condiciones para los reconocimientos aéreos durante casi todo el año.

Entre noviembre de 1998 y abril de 2000, llevé a cabo 17 censos aéreos de manatíes en esta área durante cuatro períodos de muestreo: a) tres vuelos en noviembre de 1998, b) cuatro en mayo y junio de 1999, c) cinco entre agosto y septiembre de 1999, y d) cinco en abril y mayo de 2000. Los períodos de muestreo b y d coincidieron con la épocas de secas de 1999 y 2000 en la región y los períodos a y c se realizaron durante las estaciones lluviosas de 1998 y 1999. Los vuelos los realicé a bordo de una avioneta de alas altas, Cessna-182, a una altitud media de 150 m y a una velocidad de 180 km h⁻¹, procedimiento típico de los censos de manatíes y de dugones (Shane, 1983, Rathbun *et al.*, 1990,

Provancha y Hall, 1991, Lefebvre *et al.*, 1995, Marsh, 1995, Morales-Vela y Olivera-Gomez, 1994, Morales-Vela *et al.*, 2000).

Todos los vuelos los realicé con un estado de mar menor de 3, en la escala de Beaufort, con cobertura de nubes menor al 50% y velocidad del viento inferior a 20 km h^{-1} . En los vuelos se siguió una serie fija de transectos paralelos a la costa, cubriendo las costas este y oeste del área de estudio (Fig. 13). En los vuelos del primer período de muestreo hubo una variación en la ruta, en el sitio donde se efectuaba el cruce hacia la costa este y por lo tanto en la orientación del avión sobre los transectos de la costa oeste. Cada vuelo duró aproximadamente una hora y quince minutos.

La tripulación de la avioneta consistió en un piloto y un observador en la parte delantera del avión y dos observadores en la parte trasera. El observador más experimentado se situó en el asiento delantero derecho y fue el coordinador de vuelo. Cada observador, utilizó lentes polarizados para reducir el reflejo del sol en el agua, cubría una banda de 400 m de ancho. La parte interna de esta banda estuvo delimitada por el límite de la visión del observador hacía abajo del avión y el límite externo se demarcó con una cinta adhesiva en la ventana del avión. El ancho del transecto se logró con un ángulo de $71^{\circ}32'$ desde el fondo del avión, este ángulo se ajustó en tierra de acuerdo con la altura de los observadores. Todos los avistamientos, así como la ruta, se registraron con un aparato geoposicionador por satélite (GPS) con una antena extendida sujeta a la parte interna del vidrio frontal de la avioneta. El número de manatíes y los detalles acerca de los avistamientos se registraron en grabadoras de voz portátiles. Se definió como un avistamiento a uno o más manatíes observados en una misma área y localizados a una distancia de menos de 50 m entre ellos.

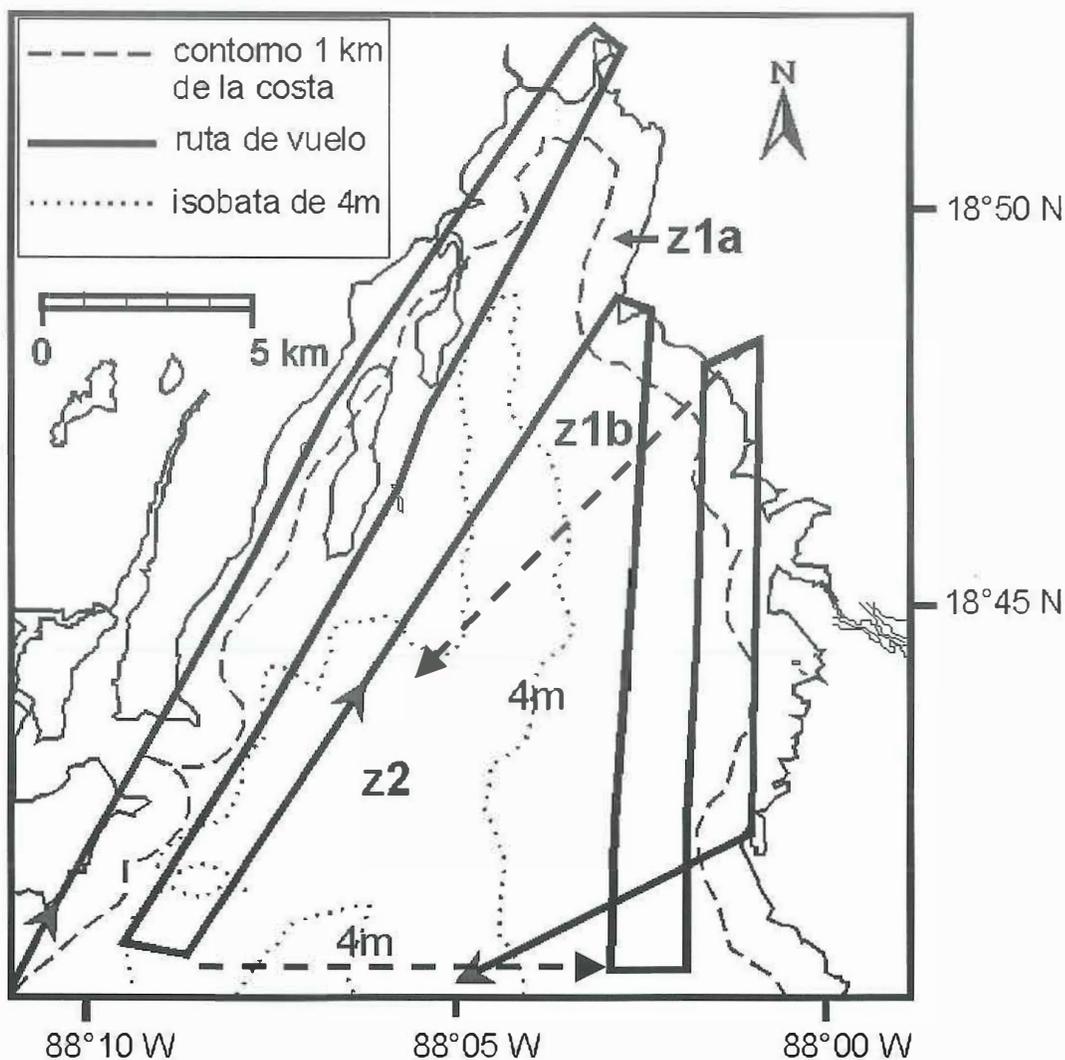


Figura 13. Ruta seguida en los censos aéreos de manatíes en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México. Se muestra la isobata de los 4 m y la línea punteada separa las aguas dentro y fuera de una franja de 1 km a partir de la línea de costa. Estas dos últimas líneas definen las diferentes zonas sobrevoladas (z1a, z1b, y z2). Las flechas discontinuas son las rutas utilizadas para cruzar la bahía durante la primera temporada.

se encontraba ligeramente por debajo de la superficie del agua. En la mayor parte del área, los manatíes se podían ver en el fondo a profundidades de hasta 4 o 5 m.

Dividí el área de estudio en dos zonas con base en la isobata de los 4 m (zona somera y zona profunda). La zona somera se subdividió en dos áreas, una a menos de 1 km de la línea de costa y la otra a partir de 1 km de la línea de costa (zona cercana y lejana, Fig. 13). Realicé análisis estadísticos sólo para las dos áreas de la zona somera debido a la baja probabilidad de detección de manatíes en áreas profundas, misma que no fue estimada durante este estudio.

Utilicé los datos combinados de las dos áreas de la zona somera para poner a prueba la hipótesis de que no hubo diferencias entre temporadas en la densidad (manatíes km^{-2}) y en la tasa de avistamientos de manatíes (avistamientos km^{-2}), por medio de una ANOVA de una vía. Utilicé un ANOVA de dos vías, con los períodos de muestreo como factor aleatorio y las zonas como factor fijo, para poner a prueba las hipótesis de que: a) no hubo variabilidad en la densidad ni en la tasa de avistamientos entre períodos de muestreo (*sensu* Bennington y Thayne 1994); b) no hubo diferencias en la densidad media ni en la tasa de avistamientos entre las dos zonas; y c) la variabilidad en la densidad y en la tasa de avistamientos entre los períodos de muestreo fue la misma para las dos zonas. Verifiqué la normalidad por examen gráfico de los residuos, y para estimar la homogeneidad de varianzas utilicé la prueba de Bartlett (Zar 1984). Para el análisis estadístico de los datos utilicé el programa Minitab™ (versión 13.3, Minitab Inc., 2000).

Para observar agrupaciones de avistamientos de manatíes en el espacio, calculé las áreas de mayor actividad de los avistamientos registrados en cada temporada, utilizando el método de Dixon para medir la actividad de un animal a través de las medias armónicas

de la localización de los animales (Dixon y Chapman, 1980). Este método se ha utilizado para distinguir áreas de agregación de delfines en Escocia (Wilson *et al.*, 1997). La media armónica es un momento de área, el cual es una medida de la distribución de los datos en dos dimensiones y se calcula con la fórmula:

$$Ma = \sqrt[-1]{M_{-1}} = \frac{1}{\frac{1}{P} \sum_{x=1}^P \frac{1}{r_{jx}}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

donde Ma es la media armónica, M es el momento de área, r_{jx} es la distancia entre el punto j de una cuadrícula sobrepuesta sobre el área de estudio y la ubicación espacial x de un animal o grupo de animales y P es el total de observaciones de los animales o grupos de animales.

La ubicación del valor mínimo de las medias armónicas es el centro armónico medio (Hc). Este centro sufre cambios bruscos cuando existe una transición entre dos áreas de agregación, lo que es una característica importante para distinguir entre áreas de actividad. El recíproco de la desviación de las distancias medias entre grupos de datos es equivalente a la media armónica, por lo que esta desviación es mínima en un centro de actividad. Por lo tanto, se pueden construir isolíneas alrededor de una proporción dada de datos para mostrar la significancia gráfica de los centros de actividad (Dixon y Chapman, 1980). El procedimiento que se utiliza para calcular las áreas de actividad es sobreponer una cuadrícula en los datos y calcular la media armónica para cada esquina de los cuadros definidos con la cuadrícula. Después se calcula la media central de cada cuadro y se

escogen los valores mínimos como centros de actividad. Finalmente, se construyen polígonos, que engloben una cierta proporción de los datos, alrededor de cada centro de actividad. En este estudio se calcularon los polígonos que incluyen al 50% de los datos alrededor de cada centro de actividad, utilizando una cuadrícula de 1000 m x 1000 m. Para estimar los centros de actividad y para construir los polígonos utilicé el software Biotas[®] (vers. 1.0.1, Ecological Software Solutions).

III.3 RESULTADOS

En los 17 censos, registré 350 manatíes en 214 avistamientos en las tres zonas sobrevoladas (20.6 manatíes y 12.6 avistamientos en promedio por censo; Tabla II). El tamaño máximo de los grupos fue de 12 individuos. La distribución del tamaño de los grupos la resumo en la figura 14. El 92.1 % de los avistamientos fue de grupos con menos de 3 individuos. La densidad media en el estudio fue de 0.240 manatíes km⁻² y la tasa media de avistamiento, de 0.149 avistamientos km⁻². Los avistamientos estuvieron agregados en algunas zonas, aunque se observaron manatíes en la mayor parte del área de estudio (Fig. 15). Las zonas de mayor actividad se localizaron frente a las entradas de los tres principales sistemas de agua dulce que desembocan en la bahía: Laguna Guerreo, Siete Esteros y Río Creek (Fig. 16). Una cuarta zona con mayor registro de avistamientos fue la comprendida entre Cayo Venados y la costa. En el verano de 1999, los manatíes se encontraron más dispersos que en los otros tres períodos de muestreo.

Entre el 3.1 y 13.1 % del total de los avistamientos de cada temporada de muestreo ocurrió en la zona más profunda del área (Tabla II). Sin embargo, los valores en esta zona pudieron estar subestimados debido a la baja probabilidad de detección de los manatíes en

Tabla II. Resultados principales de los censos aéreos de manatíes conducidos en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000, para los cuatro períodos de muestreo en cada una de las tres zonas definidas. Los resultados de las zonas 1a y 1b se muestran por separado y de manera continua. Los valores son medias \pm una desviación estándar.

	Período de muestreo				Todos
	nov 1998	may-jun1999	ago-sept 1999	abr-may 2000	
vuelos realizados	3	4	5	5	17
Zona 1a					
avistamientos	6.0 \pm 2.6	8.0 \pm 2.7	8.0 \pm 4.4	7.2 \pm 2.4	7.4 \pm 3.0
manatíes	8.7 \pm 6.4	16.0 \pm 10.8	14.4 \pm 8.6	11.6 \pm 6.1	12.9 \pm 7.8
km ² cubiertos	33.1 \pm 1.2	32.5 \pm 3.1	36.3 \pm 1.4	27.2 \pm 1.0	32.2 \pm 4.0
avistamientos km ⁻²	0.181 \pm 0.080	0.243 \pm 0.070	0.220 \pm 0.116	0.263 \pm 0.082	0.231 \pm 0.087
manatíes km ⁻²	0.263 \pm 0.193	0.473 \pm 0.297	0.401 \pm 0.241	0.422 \pm 0.210	0.403 \pm 0.237
Zona 1b					
avistamientos	4.3 \pm 3.5	3.8 \pm 5	5.2 \pm 3.3	3.4 \pm 2.5	4.2 \pm 2.5
manatíes	5.3 \pm 3.8	5.8 \pm 2.1	9.0 \pm 5.7	5.4 \pm 2.5	5.9 \pm 4.2
km ² cubiertos	42.6 \pm 1	50.6 \pm 2.9	50.0 \pm 1.4	38.9 \pm 2.3	45.6 \pm 5.6
avistamientos km ⁻²	0.102 \pm 0.082	0.074 \pm 0.012	0.105 \pm 0.067	0.088 \pm 0.066	0.092 \pm 0.057
manatíes km ⁻²	0.125 \pm 0.089	0.115 \pm 0.046	0.180 \pm 0.115	0.088 \pm 0.066	0.128 \pm 0.085
Zonas 1a y 1b					
avistamientos	10.3 \pm 5.9	11.8 \pm 2.6	13.2 \pm 6.3	10.6 \pm 2.4	11.6 \pm 4.3
manatíes	14.0 \pm 9.2	21.8 \pm 12.7	23.4 \pm 13.1	15.0 \pm 5.6	20.1 \pm 10.6
km ² cubiertos	75.7 \pm 1.2	83.1 \pm 2.9	85.7 \pm 1.7	66.1 \pm 2.8	77.7 \pm 8.8
avistamientos km ⁻²	0.137 \pm 0.078	0.141 \pm 0.030	0.153 \pm 0.073	0.160 \pm 0.035	0.150 \pm 0.052
manatíes km ⁻²	0.185 \pm 0.121	0.259 \pm 0.147	0.272 \pm 0.155	0.225 \pm 0.077	0.258 \pm 0.126
Zona 2					
avistamientos	0.3 \pm 0.6	1.0 \pm 1.4	0.8 \pm 1.1	1.6 \pm 1.1	1.0 \pm 1.1
manatíes	0.3 \pm 0.6	2.0 \pm 3.4	0.8 \pm 1.1	3.2 \pm 4.0	1.7 \pm 2.8
km ² cubiertos	6.2 \pm 0.7	10.2 \pm 6.1	13.7 \pm 2.1	13.5 \pm 1.7	11.5 \pm 4.2
avistamientos km ⁻²	0.048 \pm 0.083	0.065 \pm 0.088	0.057 \pm 0.081	0.116 \pm 0.075	0.096 \pm 0.118
manatíes km ⁻²	0.048 \pm 0.083	0.127 \pm 0.209	0.057 \pm 0.081	0.220 \pm 0.245	0.142 \pm 0.192

Nota: zona 1a <1km de la línea de costa; zona 1b >1 km de la línea de costa pero <4m de profundidad; zona 2 >4 m de profundidad.

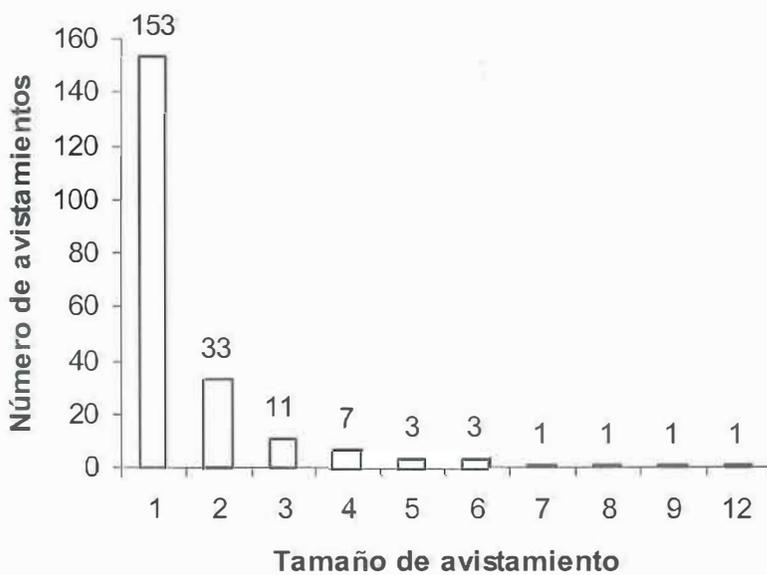


Figura 14. Distribución del tamaño de los avistamientos registrados en 17 censos aéreos efectuados entre noviembre de 1998 y mayo de 2000, en cuatro períodos de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal.

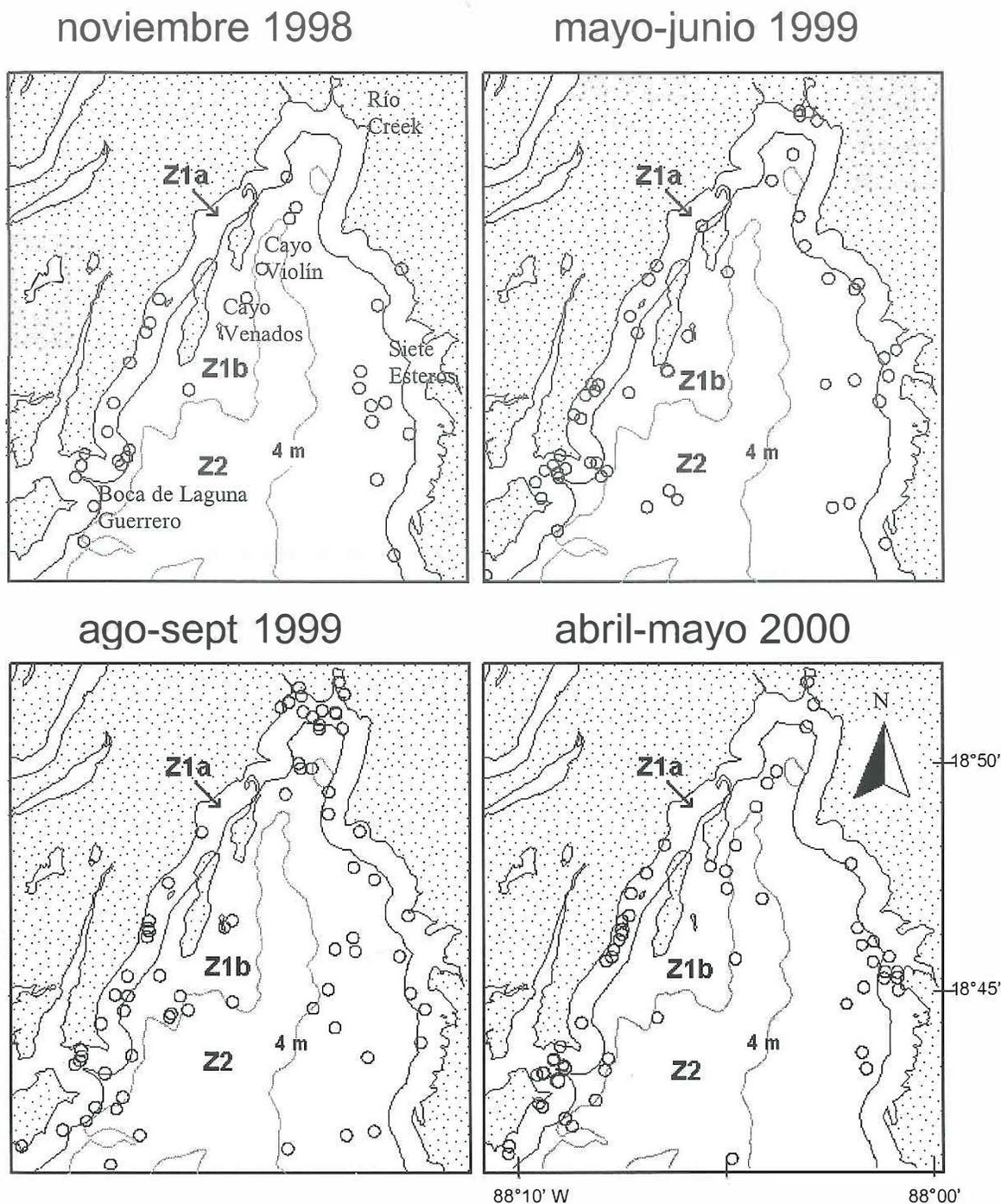


Figura 15. Avistamientos de manatíes (cada avistamiento puede constar de uno o más manatíes separados por menos de 50 m) registrados en los censos aéreos realizados en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México entre 1998 y 2000.

aguas profundas (Lefebvre *et al.*, 1995). En mi estudio, el 42% de los manatíes registrados en las zonas someras estaban en o muy cerca de la superficie al momento de ser observados. Sin embargo, sin más información sobre el uso de zonas profundas por los manatíes en el área, considero que no se puede usar esta proporción para corregir los conteos en esta zona.

No hubo diferencias estadísticas entre los períodos de muestreo en la densidad media de avistamientos ($P=0.928$), ni en el número de manatíes km^{-2} ($P=0.798$), para los datos combinados de las dos zonas someras (Fig. 17). Este resultado debe usarse con mesura, ya que el poder de la prueba para detectar diferencias con los datos obtenidos es muy bajo. Por ejemplo para el caso de la densidad de manatíes, la diferencia mínima detectable entre temporadas con un poder del 90% fue de 0.346 manatíes km^{-2} . Con el ANOVA de dos vías no encontré diferencias en la variabilidad en el número de avistamientos km^{-2} ($P=0.862$), ni en el número de manatíes km^{-2} ($P=0.721$), entre los periodos de muestreo. Por otro lado, la zona somera cercana a la costa (zona 1b, Fig. 17) tuvo una mayor tasa de avistamientos (0.092 vs. 0.231 avistamientos km^{-2} ; $P=0.008$) y una mayor densidad (0.128 vs. 0.403 manatíes km^{-2} ; $P=0.012$), que la zona somera lejana.

El coeficiente de variación dentro de cada período de muestreo fue alto. En las dos zonas someras combinadas este coeficiente varió entre 34.4 y 65.5 % para el número de manatíes km^{-2} y entre el 20.9 a 56.8 % para la tasa de avistamientos. Por otro lado, el coeficiente de variación más bajo fue para las tasas de avistamientos en la primavera de 1999 y de 2000.

III.4 DISCUSIÓN

Los vuelos efectuados en este estudio no pretendieron generar un estimado preciso de la

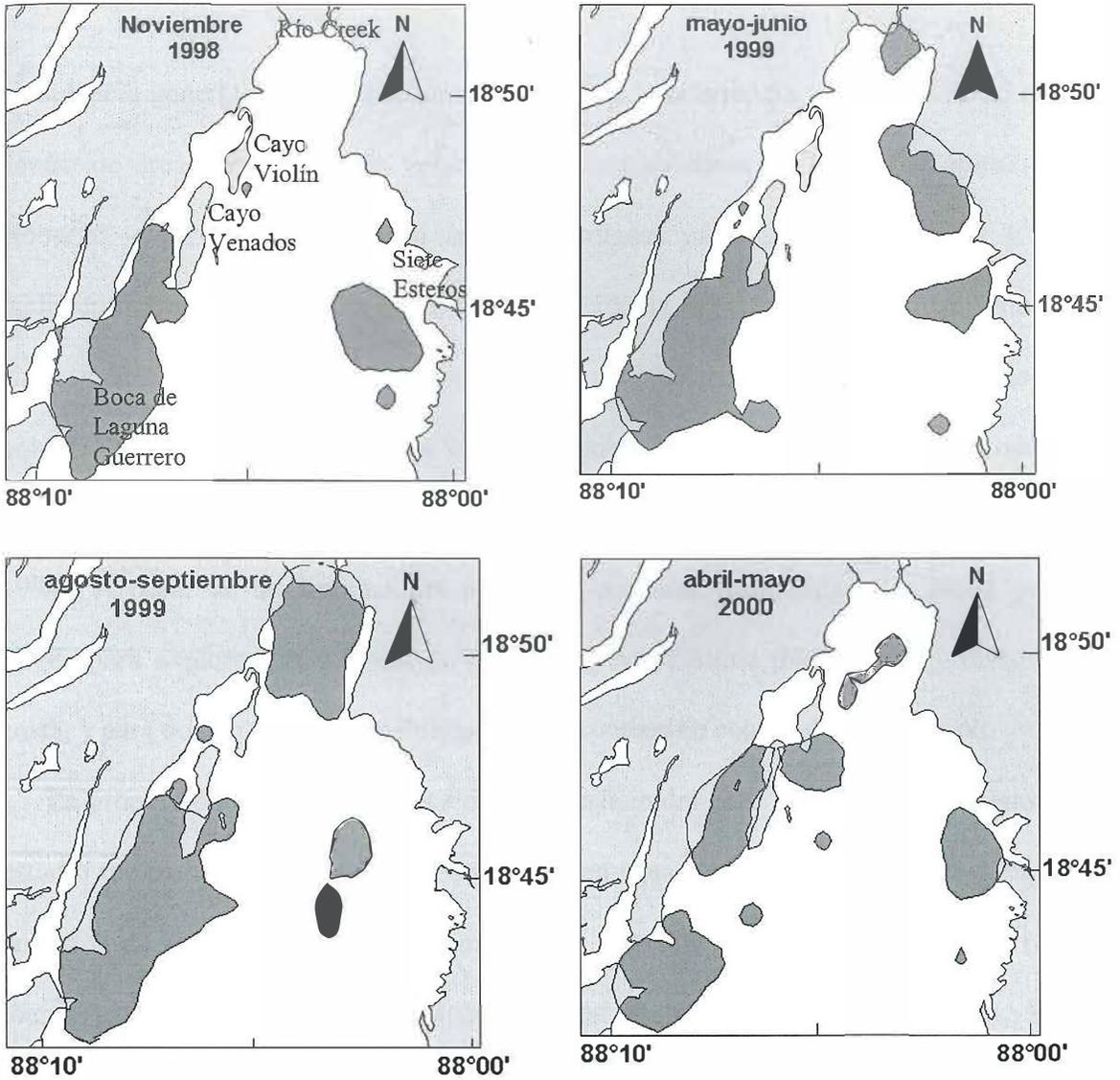


Figura 16. Áreas de mayor actividad de avistamientos de manatíes en la porción norte de la Bahía de Chetumal, en cuatro períodos de muestreo entre 1998 y 2000. Las áreas de actividad fueron calculadas con el método de medias armónicas de Dixon (Dixon y Chapman, 1980).

abundancia general, pero se diseñaron para medir la ocurrencia y abundancia de manatíes dentro de áreas pequeñas y su relación con características del hábitat (Capítulo 5). Sin embargo, estos vuelos cubrieron áreas no voladas en ocasiones anteriores y además incluyeron áreas más lejanas de la costa, y dieron la oportunidad de realizar entre tres y cinco vuelos dentro de una misma temporada de muestreo. En general hubo dos fuentes potenciales de variabilidad en los conteos: aquella debida a cambios en el número de individuos que utilizan el área y la debida a la falta de exactitud en los conteos (Link *et al.*, 1994). A pesar de las limitaciones asociadas con esta variabilidad, los datos generados sirven para explorar las diferencias entre áreas con distinta profundidad y distancia a la costa, y para documentar la variabilidad de los conteos en censos de distribución.

La proporción de manatíes cerca de la superficie del agua en las zonas someras en este estudio fue comparable al intervalo observado en aguas turbias en Florida (38-47%, basado en datos de telemetría; Packard *et al.*, 1985) y con la proporción de dugones (*Dugong dugon*) en la superficie en bancos de arena en Moreton Bay, Australia (48%, Marsh y Sinclair, 1989). Sin embargo, esta proporción no es útil como un factor de corrección, debido a que no se puede suponer con certeza que los manatíes utilizan las zonas profundas de la misma manera en la que utilizan zonas someras y que la frecuencia con la que van a la superficie a respirar es la misma en ambas. Marsh (1995) utilizó esta proporción para corregir los conteos de dugongos, pero ella advirtió sobre la necesidad de realizar más estudios sobre este tema en particular. Yo excluí la zona profunda de los análisis debido a la reducida cobertura de esta zona en los vuelos y a la alta incertidumbre asociada con los conteos en ella.

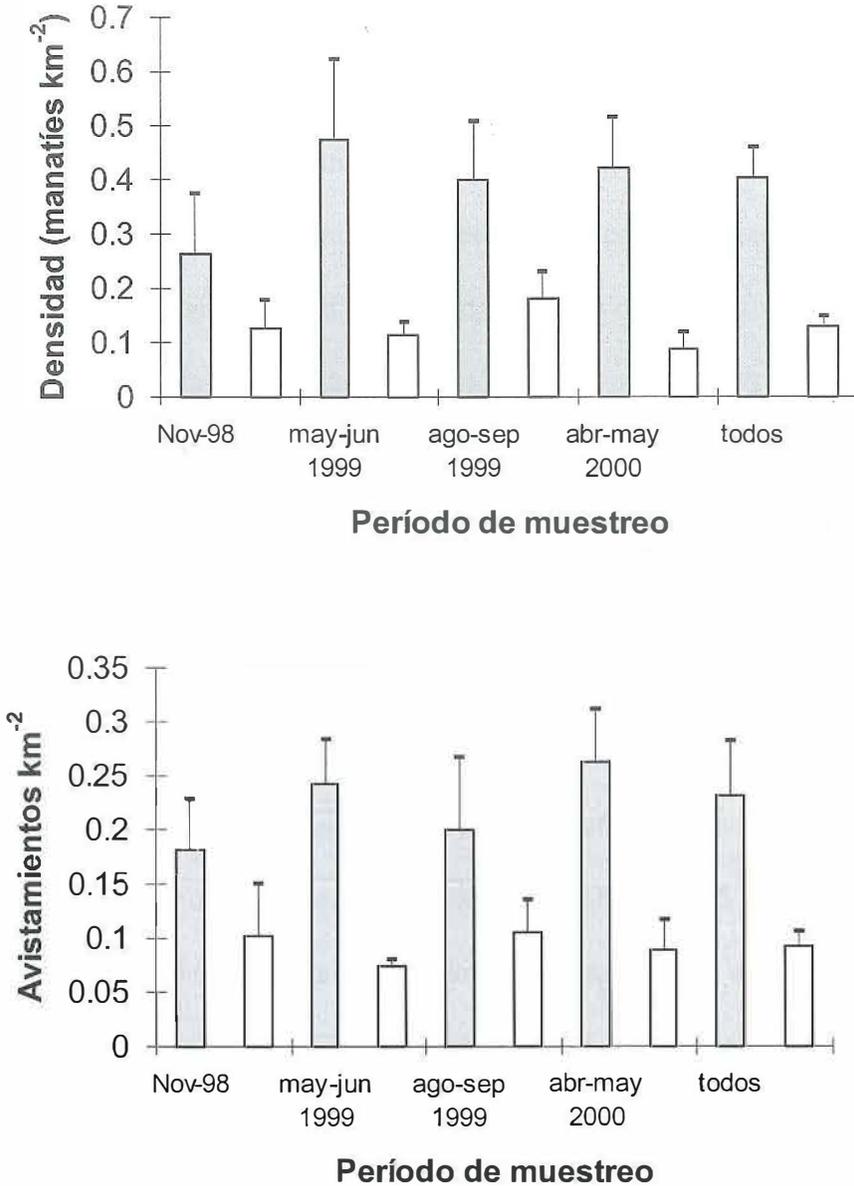


Figure 17. Comparación de la densidad media (arriba), y de la tasa de avistamientos (abajo), entre las zonas someras z1a (barras grises) y z1b (barras blancas) durante censos aéreos de manatíes realizados en la sección norte de la Bahía de Chetumal, México, entre 1998 y 2000. Las barras delgadas indican la desviación estándar. La zona 1a estuvo comprendida de la línea de costa hasta una distancia del 1 km de la misma, la zona 1b se extendió desde el límite de la zona 1a hasta la isobata de los 4 m.

Típicamente, los reconocimientos aéreos de manatíes han incluido solamente el kilómetro más cercano a la costa porque se considera el estrato de mayor densidad. En este estudio, en todos los períodos de muestreo la densidad de manatíes y la tasa de avistamientos fue mayor en la zona somera más cercana a la costa. Sin embargo, entre el 17 y el 33% de los manatíes se encontraron más allá de la franja de 1 km a partir de la línea de costa (zona 1b en la Tabla II) y esta proporción varió mucho entre censos. Si esta proporción hubiera sido constante, los resultados de la zona más cercana a la línea de costa (la que se ha volado tradicionalmente) podría ser utilizada como una medida útil de la abundancia entre segmentos de la costa. Entonces, el considerar la profundidad, junto con la distancia a la costa, puede mejorar los censos de manatíes, cuando las áreas someras se extienden más allá de 1 km de la costa. El uso por el manatí de áreas más profundas es un tema que debe estudiarse con más detalle para mejorar las estimaciones de abundancia.

En octubre y noviembre de 1990 se registró una densidad de 0.115 manatíes km^{-2} y una tasa de avistamientos de 0.075 avistamientos km^{-2} en tres censos en toda la Bahía de Chetumal (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994) Estos valores fueron notablemente menores que el promedio registrado en el presente estudio (0.240 manatíes km^{-2} y 0.149 avistamientos km^{-2}), aunque fueron similares a los obtenidos en algunos de los vuelos individuales.

La mayor parte de los avistamientos en este trabajo consistieron en animales solitarios, coincidiendo con otros estudios similares (Reynolds, 1980; Miller *et al.*, 1998; Morales *et al.*, 2000). Miller *et al.* (1998) registraron un 49% de animales solitarios en Indian River, Florida y Morales *et al.* (2000) registraron un 68% de avistamientos de animales solitarios en toda la costa de Belice y la Bahía de Chetumal. En el presente trabajo registré un

porcentaje mayor (78%) que pudo estar relacionado con una mayor probabilidad de observación de manatíes solitarios debido a las condiciones someras y a la transparencia del agua. Sin embargo, también puede estar relacionado con la forma en que los manatíes utilizan el hábitat en el área de estudio.

En este estudio, la variación en el número de manatíes km^{-2} (34.2-64.9% para las zonas 1a y 1b juntas) o de avistamientos km^{-2} (21.3-51.1% para las zonas 1a y 1b juntas) entre los vuelos individuales dentro de una misma temporada fue similar a la variación general (46.5% para el número de manatíes km^{-2} y 33.3% para el número de avistamientos km^{-2} , para las zonas 1a y 1b juntas), indicando una alta variación a corto plazo en los conteos. Al igual que en este estudio, en los pocos trabajos anteriores en México y Centroamérica que incluyeron más de un vuelo, los autores registraron una alta variabilidad entre vuelos (por ejemplo, en Puerto Rico se registró un coeficiente de variación de 55.8%; Powell *et al.*, 1981). Al promediar las medias por estación de muestreo, se obtiene una reducción importante en el coeficiente de variación (15.5% para el número de manatíes km^{-2} y 7.2% para el número de manatíes km^{-2} , para las zonas 1a y 1b juntas), lo cual es de utilidad para llevar a cabo comparaciones. Con base en mis resultados, concuerdo con otros autores en que un sólo vuelo no produce un índice confiable de la densidad de manatíes o una idea clara sobre su distribución (e.g., Powell *et al.*, 1981, Packard *et al.*, 1985, Miller *et al.*, 1998).

Dos tipos de sesgo pueden estar involucrados en la variabilidad que resulta en censos aéreos: el sesgo por visibilidad y el sesgo debido al muestreo (Lefebvre *et al.*, 1995). El primero puede subdividirse en sesgo por percepción y por disponibilidad. El sesgo por percepción se refiere a la proporción de individuos visibles en el transecto pero no

observados, mientras que el sesgo por disponibilidad se refiere a la proporción de individuos presentes en el transecto pero que no son visibles (Lefebvre *et al.* 1995, Marsh y Sinclair, 1989). Los vuelos estandarizados y desarrollados bajo buenas condiciones reducen el sesgo por visibilidad (Miller *et al.*, 1998). En este estudio, es probable que las condiciones del agua y del fondo, la profundidad de las zonas incluidas en el análisis, la corta duración de los vuelos, y la baja frecuencia de avistamientos, junto con la experiencia de los observadores, hayan minimizado el sesgo por visibilidad. Desafortunadamente, este sesgo no fue evaluado durante este estudio.

El sesgo debido al muestreo, causado por los manatíes presentes en el área pero que estuvieron fuera de los transectos muestreados (Lefebvre *et al.*, 1995), pudo haber contribuido más a la variabilidad, que otros tipos de sesgo, en este estudio. Ya que durante el estudio, los manatíes podían moverse libremente hacia el sur del área causando variabilidad en los conteos. Sin embargo, datos previos de manatíes radio-marcados indican que los individuos permanecen dentro del área general por períodos largos de tiempo (Morales-Vela *et al.*, 1996), hecho que se ha observado también en Southern Lagoon, Belice (Powell *et al.*, 2001). Los manatíes podrían moverse dentro del área general. Si bien podrían moverse también hacia sitios adyacentes, la mayoría de estos son muy someros y aunque los manatíes entran en ellos, lo hacen sólo ocasionalmente y en números muy reducidos. Una excepción la constituye Laguna Guerrero y los sistemas de canales que la conectan con las aguas abiertas de la Bahía de Chetumal, que son utilizados frecuentemente por los manatíes (Morales-Vela *et al.*, 1996; 2000; Axis-Arroyo *et al.*, 1998).

Los transectos fijos perpendiculares a la línea de costa, como los utilizados por Miller *et al.* (1998) y por Marsh y Sinclair (1989), podrían mejorar la precisión de las estimaciones

de abundancia en el área. Además, se necesitaría sobrevolar los humedales adyacentes a la bahía al mismo tiempo para impedir que los movimientos hacia estos sistemas influyan en la interpretación de los resultados. La probabilidad de observar manatíes desde la avioneta difiere entre las zonas someras y profundas por lo que se deben aplicar factores de corrección a los conteos hechos en transectos perpendiculares que atraviesan estas dos zonas (Marsh, 1995). Debido a que no se cuenta con suficiente información para calcular esos factores de corrección, se debe desarrollar mayor investigación sobre este tema. Los censos en el futuro deben diseñarse para estimar concurrentemente los tipos de error asociados con los conteos y que contribuyen a la reducción de la exactitud en las estimaciones. Para reducir el error cuando se presentan agregaciones de individuos en ciertas áreas, los transectos se deben realizar más cercanos entre sí sobre dichas áreas, estratificando el muestreo. Esto, implica un conocimiento *a priori* de las áreas utilizadas con mayor frecuencia por los manatíes.

Los censos de distribución de manatíes son una herramienta común y muy útil (Ackerman, 1995). La importancia relativa de diferentes áreas para los manatíes se han asignado frecuentemente con base en este tipo de censos (Lefebvre *et al.*, 2001). La necesidad de cubrir grandes áreas con recursos económicos escasos ha limitado el número de censos sobre algunas regiones y ha circunscrito también la extensión de los censos a bandas muy estrechas a lo largo de la costa. Esto produce una alta variabilidad en los conteos y da una idea posiblemente equivocada de la distribución de los manatíes. Los resultados de este estudio enfatizan la necesidad del uso de censos múltiples. Las estimaciones obtenidas usando varios censos proporcionan un intervalo de la densidad que

es más útil para detectar la importancia de segmentos particulares de la costa para los manatíes.

En el área de estudio, la ausencia de diferencias claras en la densidad o en la tasa de avistamientos entre los diferentes períodos de muestreo sugiere que los vuelos pueden ser llevados a cabo cuando prevalezcan las mejores condiciones de observación y de vuelo. En el área de estudio esto parece ocurrir durante la primavera, en la época de secas. Es recomendable en censos futuros en la Bahía de Chetumal que se implanten transectos perpendiculares, para obtener estimados más preciso de la abundancia en esta área. Finalmente, se necesita realizar más investigación acerca del uso por los manatíes de las áreas más profundas y sobre sus movimientos generales en la zona.

IV

**MACROFITAS ACUÁTICAS EN LA PORCIÓN NORTE DE LA BAHÍA DE
CHETUMAL, QUINTANA ROO, MÉXICO****IV.1 INTRODUCCIÓN**

Las macrofitas acuáticas sumergidas son un componente importante de los ecosistemas costeros, ya que tiene papeles significativos en la dinámica de nutrientes y sedimentos, y en la estructura y diversidad de comunidades animales (Zieman, 1982). Herbívoros amenazados de gran tamaño como el manatí (*Trichechus manatus*) y la tortuga blanca (*Chelonia mydas*) dependen en gran medida de los pastos marinos y de otra vegetación acuática sumergida, en áreas estuarinas y marinas, para su supervivencia (Bjorndal, 1980, 1997, Reynold y Odell 1992, Lefebvre *et al.*, 1989, 2000). Ya que cambios físicos o biológicos en los ecosistemas costeros son acompañados por modificaciones en la magnitud y estructura de la vegetación acuática (Thayer *et al.*, 1975), el estudio de este tipo de plantas es importante para la conservación y el manejo de los herbívoros acuáticos, así como para proveer un mayor conocimiento sobre los ecosistemas costeros (Dennison *et al.*, 1993).

Los estudios sobre pastos marinos en el ámbito mundial se han dirigido principalmente a áreas con praderas bien establecidas y con altas densidades. Sin embargo, las áreas con crecimiento limitado de pastos, que mantienen praderas permanentes aunque con bajas densidades pueden soportar el consumo por parte de grandes herbívoros como el manatí, el dugongo y las tortugas marinas (Bjorndal, 1980, 1997, el Lefebvre *et al.*, 2000). Estos sitios con bajas densidades parecen ser preferidos por los grandes herbívoros debido al mayor

valor nutritivo de las plantas (Lefebvre *et al.*, 2000). Esta posibilidad ha motivado un interés especial por caracterizar y supervisar este tipo de áreas con praderas con baja densidad de pastos marinos. El objetivo de este trabajo fue caracterizar la cobertura y la biomasa de macrofitas acuáticas dentro de una bahía mesohalina del área del Caribe, que es un sitio importante para el manatí Antillano, la cual tiene paradójicamente una aparente baja cobertura y densidad de macrofitas acuáticas sumergidas. También, la información de este capítulo pretende servir como base para futuras investigaciones y la utilicé para el estudio de las asociaciones del manatí y su hábitat (capítulo V).

IV.2 MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

El trabajo se llevó a cabo en la sección norte de la Bahía de Chetumal, un estuario de origen tectónico localizado en el extremo sur de las costas del Caribe mexicano, en la base oriental de la Península de Yucatán (Fig. 1 y Fig. 4). Esta bahía es una de las áreas principales para el manatí antillano (*Trichechus manatus manatus*) en el Caribe (Morales-Vela *et al.*, 2000). La Bahía de Chetumal es la laguna costera más extensa de la porción oriental de la Península de Yucatán (ca. 11000 km²). Los sedimentos en la bahía son principalmente arenas de tamaño medio con un contenido bajo a medio de materia orgánica (De Jesús-Navarrete *et al.*, 2000). Es una bahía mesohalina y sus salinidades entre 5 y 18 (Morales-Vela *et al.*, 1996) haciéndola diferente de otras áreas costeras de la Península de Yucatán. La Bahía de Chetumal es esencialmente un cuerpo de agua oligotrófico (Gazca y Castellanos, 1994) con una cobertura aparentemente baja de macrofitas acuáticas (Morales-Vela *et al.*, 1996; Axis-Arroyo *et al.*, 1998), si se compara con otras áreas costeras cercanas

(Gallegos *et al.*, 1994; van Thusenbroek, 1991).

La profundidad en la mayor parte del área de estudio es menor a 4 m, pero a lo largo del eje central se encuentran aguas más profundas que siguen un canal natural. El agua marina penetra al sistema a través de una boca estrecha ubicada en el extremo sur de la bahía. La poca profundidad y la presencia de pequeñas islas de barrera atenúan las corrientes del mar Caribe adyacente. Por lo que dentro de la bahía, las corrientes derivadas del viento son la fuerza principal en la dinámica del agua (Wantland, 1969).

La temperatura media del agua es de 28°C, con un mínimo de 22°C en enero y febrero (Morales-Vela *et al.*, 1996). La precipitación anual es de cerca de 1300 mm, la mayor parte de esta precipitación cae de julio a octubre, disminuyendo de noviembre a enero. La estación seca principal se extiende de febrero a junio.

Numerosas fuentes de agua dulce descargan en la bahía. Los ríos Hondo y Nuevo desembocan en la bahía al sur del área del estudio. El sistema de Bacalar-Guerrero, compuesto por los lagunas y humedales vacían sus aguas en la costa Noroeste de la bahía y es la fuente principal de agua dulce. Los humedales de Río Creek y Siete Esteros vierten sus aguas en la costa norte y nororiental de la bahía.

Procedimientos de muestreo

Se evaluaron 239 muestras en la porción norte de Bahía de Chetumal (Fig. 18). Las áreas a muestrear y los sitios específicos dentro de ellas se seleccionaron al azar. La toma de muestras se llevó a cabo en cuatro ocasiones: noviembre de 1998, mayo de 1999, agosto de 1999 y abril del 2000.

En cada estación de muestreo, la cobertura se estimó con tres cuadrantes de 2m x 1m arrojados al azar alrededor de la embarcación usada para transporte. El porcentaje de

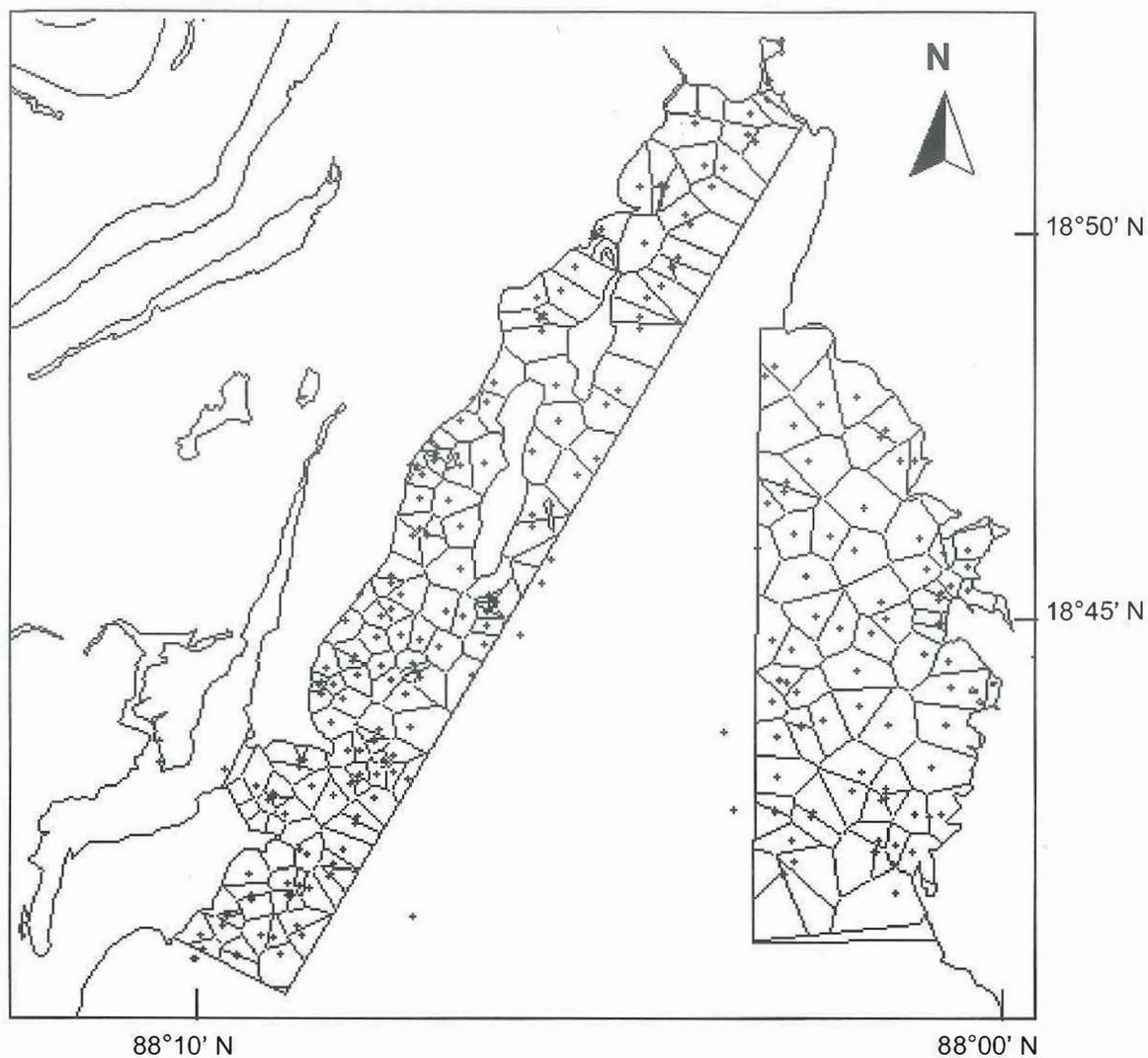


Figura 18. Puntos de muestreo de cobertura de vegetación y polígonos de influencia de cada punto en este estudio conducido en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

cobertura con respecto al sedimento desnudo se estimó visualmente usando como guía 50 subcuadrantes de 20 cm x 20 cm. El porcentaje de cobertura se registró en 5 categorías, definidas con base en el criterio de Braun-Blanquet (Tabla III). Doce puntos fueron remuestreados en el segundo periodo de muestreo para observar posibles cambios en la cobertura y durante el tercer periodo se adicionaron otros 20 puntos para monitorear los cambios, mismos que fueron visitados también durante el cuarto período de muestreo.

Tabla III. Categorías de cobertura de vegetación utilizadas en este estudio conducido en la porción norte de la bahía de Chetumal entre noviembre de 1998 y abril de 2000.

Categoría	Porcentaje de cobertura estimado
1	0-5%
2	6-25%
3	26-50%
4	51-75%
5	76-100%

Se construyeron polígonos de área-de-influencia (polígonos Voronoi) (Hayest y Koch, 1984) alrededor de cada punto, usando todos los puntos donde se evaluó la cobertura (Fig. 18), utilizando un Sistema de Información Geográfica (TNT-Lite, Microimages Inc.). Cada punto muestreado tiene un polígono de influencia, dentro del cual cualquier punto se encuentra más cerca del punto muestreado que de cualquier otro punto. Al construir este mapa obvié las diferencias que se pudieron presentar entre los períodos de muestreo e

integré todos los periodos de muestreo en un solo tiempo t . Los intervalos en las categorías de cobertura utilizadas fueron lo suficientemente amplias como para asegurar que en muchos de los puntos se cumpliera este supuesto.

La biomasa de vegetación acuática la estimé para cada categoría de cobertura en cada periodo de muestreo. Los sitios de muestreo los escogí al azar dentro de cada categoría, siendo un total de 12 puntos durante los dos primeros periodos de muestreo y de 37 puntos durante los dos últimos periodos de muestreo. Colecté muestras en 2 a 5 sitios de la categoría 1 por temporada, con cinco repeticiones por sitio. De la categoría 2 tomé muestras de entre 4 y 12 sitios por temporada, con cinco repeticiones por sitio, y entre 6 y 20 sitios de la categoría 3, con tres repeticiones por cada sitio.

Las muestras de biomasa las tomé de los mismos cuadrados usados para estimar la cobertura, en uno de los cuadrantes más pequeños, previamente escogido al azar. Utilicé un nucleador cilíndrico de 14 cm de diámetro, enterrándolo en los 20 cm superiores del sedimento. La mayor parte del sedimento se removió de las plantas en el mismo sitio donde se colectaron, con una malla 0.05 mm ancho. Las plantas se guardaron en bolsas de plástico llenadas con agua del sitio de colecta y se trasladaron el mismo día al laboratorio, donde se guardaron en refrigeración hasta su análisis. En el laboratorio, el material de las plantas se separó por especies y en las fracciones foliar (hojas y haces) y subterránea (raíces y rizomas), para luego secarse por una noche a 60°C. Estas muestras se pesaron utilizando una balanza analítica con precisión de 0.001 g. Las plantas colectadas en la segunda temporada de muestreo no se pudieron separar en las fracciones foliar y subterránea.

Durante los muestreos noté que la longitud de las hojas de *H. wrightii* en el área de estudio es menor que la de las plantas en zonas marinas cercanas, por lo que durante la

tercera temporada de muestreo tomé cinco estolones de esta planta, de aproximadamente 50 cm de longitud cada uno para calcular la altura promedio de las hojas y la longitud de los internodos.

IV.3 RESULTADOS

Sedimento desnudo y vegetación muy esparcida dominaron el fondo en el área de estudio (Figs. 19 y 20). La vegetación acuática sumergida estuvo compuesta de cuatro fanerógamas acuáticas: *Halodule wrightii*, *Thalassia testudinum*, *Ruppia maritima* y *Najas marina*, y por dos macroalgas, *Bathophora oerstedii* y *Chara chara*. Todas estas especies habían sido reportadas previamente en el área (Morales-Vela *et al.*, 1996). No se evaluaron en este estudio las microalgas bénticas, pero fueron muy evidentes sobre la mayor parte del sedimento, dando un color parduzco al fondo. Durante este estudio no se encontró ninguna macroalga epífita, a pesar de los informes previos al respecto (Axis *et al.*, 1998; Morales-Vela *et al.*, 1996).

Las especies dominantes en el área fueron *H. wrightii* y *R. maritima* (Fig. 19) mientras que las demás especies contribuyeron muy poco a la cobertura (Fig. 20). *Thalassia testudinum* se encontró sólo en la costa occidental, en muy bajas densidades y asociada con praderas de *H. wrightii*. *Bathophora oerstedii*, *C. chara* y *N. marina* se encontraron cerca de la orilla, en fondos poco profundos, con sedimento suave y, sobre todo, en ambientes de baja energía. *Bathophora oerstedii* fue también muy común adherida a las rocas en áreas poco profundas y, por consiguiente, presente a lo largo de casi toda la orilla. La ninfa de agua (*N. marina*) se separa fácilmente del sedimento, en fragmentos pequeños, y es común encontrar pedazos pequeños flotando en la superficie cerca de los sitios donde se encuentra.

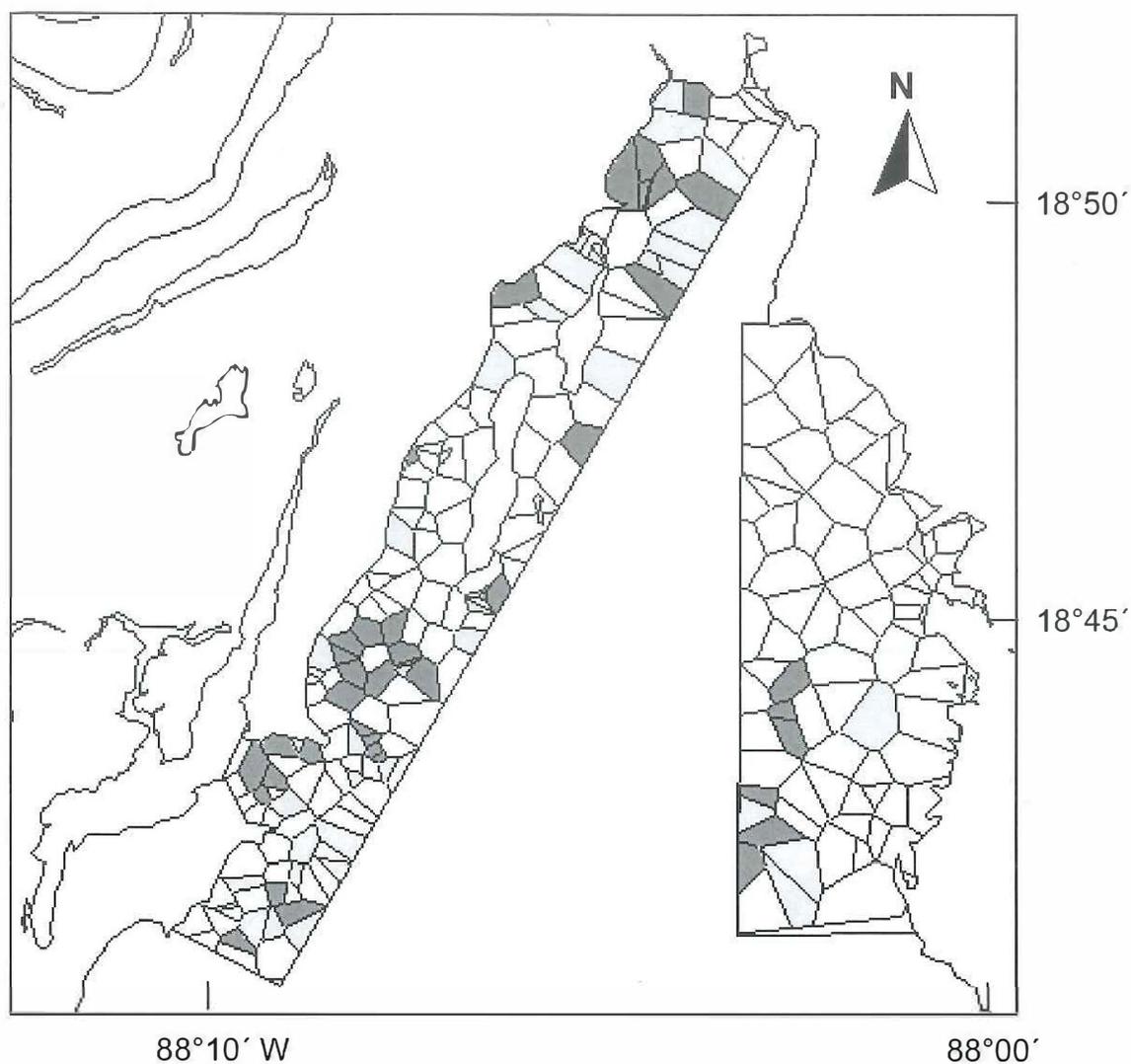


Figura 19. Cobertura de *Halodule wrightii* y *Ruppia maritima* en los sitios estudiados en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000. Áreas color blanco corresponden a la categoría 1 de cobertura (0-5%), áreas gris claro corresponden a la categoría 2 (6-25%), y las áreas gris oscuro son las correspondientes a la categoría 3 (26-50%).

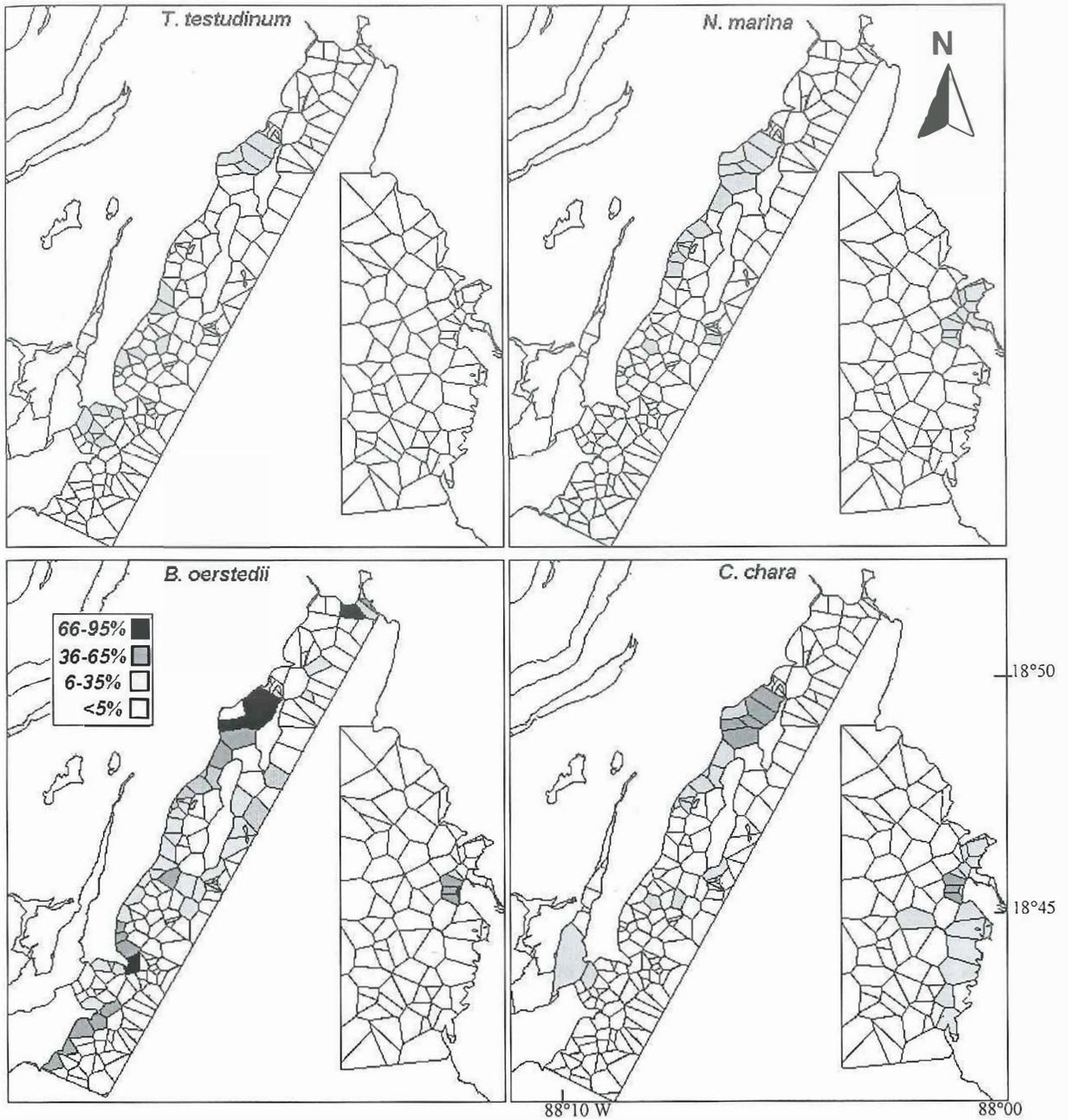


Figura 20. Cobertura de *Thalassia testudinum* (A), *Najas marina* (B), *Bathophora oerstedii* (C), y *Chara chara* (D) en los sitios estudiados en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000. Áreas color blanco: categoría 1 de cobertura (0-5%), áreas gris claro: categoría 2 (6-25%), áreas gris obscuro: categoría 3 (26-50%), áreas en negro: categoría 4 (51-75%).

No hubo ningún cambio notorio en la cobertura de las fanerógamas acuáticas entre los periodos de muestreo, y en todos los sitios monitoreados la cobertura permaneció igual a lo largo del estudio. Sin embargo, en un número pequeño de sitios en la orilla occidental noté que las corrientes generadas por el viento removieron el sedimento, descubriendo los rizomas. Este efecto pudo haber sido más intenso durante el invierno, cuando se presentan los vientos más fuertes en esta área. Sin embargo, no se trabajó en esta temporada y no se pudo verificar este efecto. Las algas tampoco exhibieron cambios notorios en la cobertura, salvo en el área cercana a la boca de Siete Esteros. Allí, agregados de *C. chara*, *N. marina* y *B. oerstedii*, cubrieron aproximadamente un 30% (categoría 3) del fondo en noviembre de 1998, pero a partir del segundo periodo de muestreo su cobertura permaneció con un 5-10% (categoría 2) por el resto del estudio.

La biomasa total media de *H. wrightii* por periodo de muestreo, dentro de las praderas más densas (categoría 3; Fig. 21) fue de 38 a 83 g ps m⁻² (Fig. 22). La biomasa en los sitios con categoría 2 fue de 8 a 10 g ps m⁻². En los sitios restantes donde *H. wrightii* estuvo presente, la biomasa máxima registrada fue de 4 g ps m⁻². La biomasa media dentro de los sitios más densos no exhibió cambios significativos entre los diferentes periodos (Fig. 22).

Los valores de la proporción entre la biomasa foliar y subterránea (PFS) fueron consistentemente menores de 1.0 (0.44 ± 0.06 , media \pm SE) por lo que el material almacenado disponible para los herbívoros como el manatí se encuentra principalmente en el material subterráneo. Posiblemente las plantas estén asignando más recursos a los rizomas y raíces que a hojas y tallos.

La longitud media de las hojas e internodos de *H. wrightii* tomados en la tercera temporada de muestreo fue de 4.0 ± 0.5 cm de 3.1 ± 1.1 cm, respectivamente. Las plantas

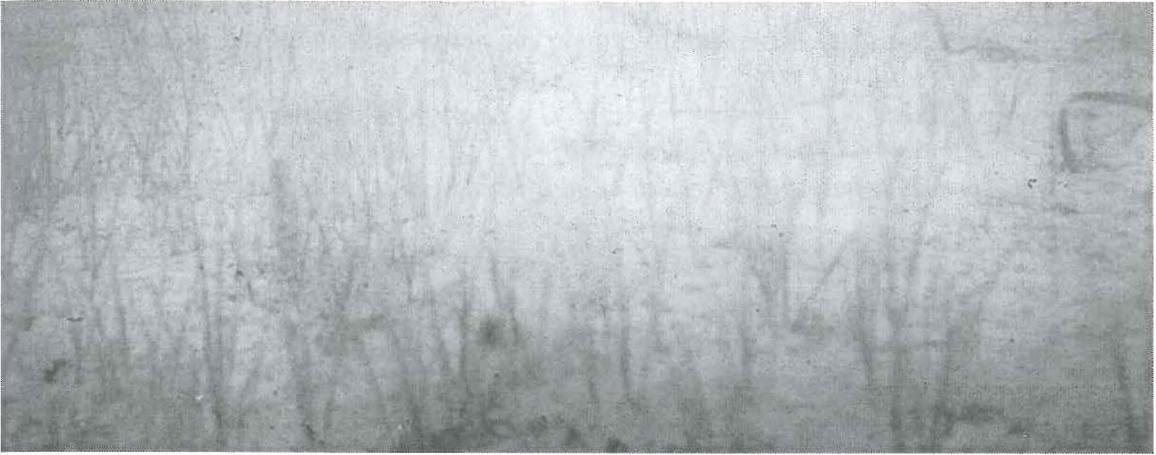


Figura 21. Haces de *Halodule wrightii* en uno de los sitios con mayor densidad. El tamaño de las hojas es de aproximadamente 4 cm. En el extremo izquierdo se ve un haz de *Thalassia testudinum*.

viejas, con rizomas y haces gruesos se encontraron junto a plantas delgadas más jóvenes en casi todos los sitios. En muchos sitios, las plantas viejas tenían una mortalidad alta de haces lo que incorporó variación a la biomasa y la TFS.

La biomasa total media de *R. maritima* en la categoría más densa estuvo entre 14 y 24 g ps m⁻², en cada periodo de muestreo (Fig. 23). Para los sitios con la categoría 2, la biomasa fue de 3 a 10 g ps m⁻². La máxima biomasa en sitios con categoría 1 fue de 3 g ps m⁻². La biomasa de *H. wrightii* no exhibió diferencias significativas entre los períodos de muestreo, debido a la alta variabilidad dentro de cada período. El valor promedio de TFS en *R. maritima* fue menor de 1.0 (0.68 ± 0.17 , promedio \pm ES).

Se encontraron sitios con cobertura mixta de *H. wrightii* y *R. maritima*, principalmente en áreas poco profundas, pero en todas ellas *R. maritima* tuvo densidades menores que *H. wrightii*. En áreas con vegetación esparcida se encontraron ambas especies en proporciones similares.

La biomasa de *T. testudinum* fue menor a 4 g ps m⁻² a lo largo del área del estudio. Para *N. marina* la biomasa fue menor a 1 g ps m⁻². El alga *B. oerstedii* tuvo altas densidades cuando se encontraba adherida a las rocas, cerca de la orilla o en unos pocos sitios poco profundos y protegidos, donde alcanzó valores de 217 g ps m⁻² (las mayores biomásas de vegetación acuática sumergida en el área de estudio). Sin embargo, este valor podría estar sobrestimado porque las partículas de sedimento se adhieren fuertemente a las plantas, siendo difícil de removerlo sin quitar partes de la propia planta. En sedimentos no-rocosos, *B. oerstedii* estuvo en densidades muy bajas con biomasa menor a 1 g ps m⁻². *Chara chara*, en los sitios más densos, alcanzo 11 g ps m⁻².

La biomasa de fanerógamas marinas en ninguno de los sitios evaluados fue mayor de

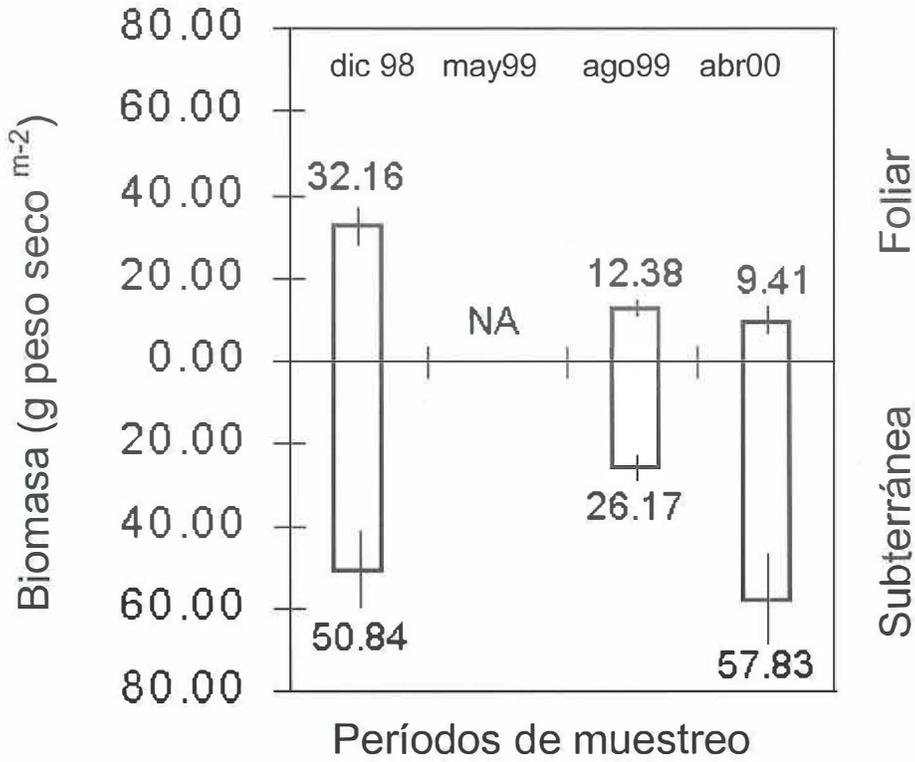


Figura 22. Biomasa promedio (\pm Error estándar) de *Halodule wrightii* en cada período de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal, para las fracciones de la biomasa subterránea (haces + hojas) y de la biomasa foliar (raíces + rizomas).

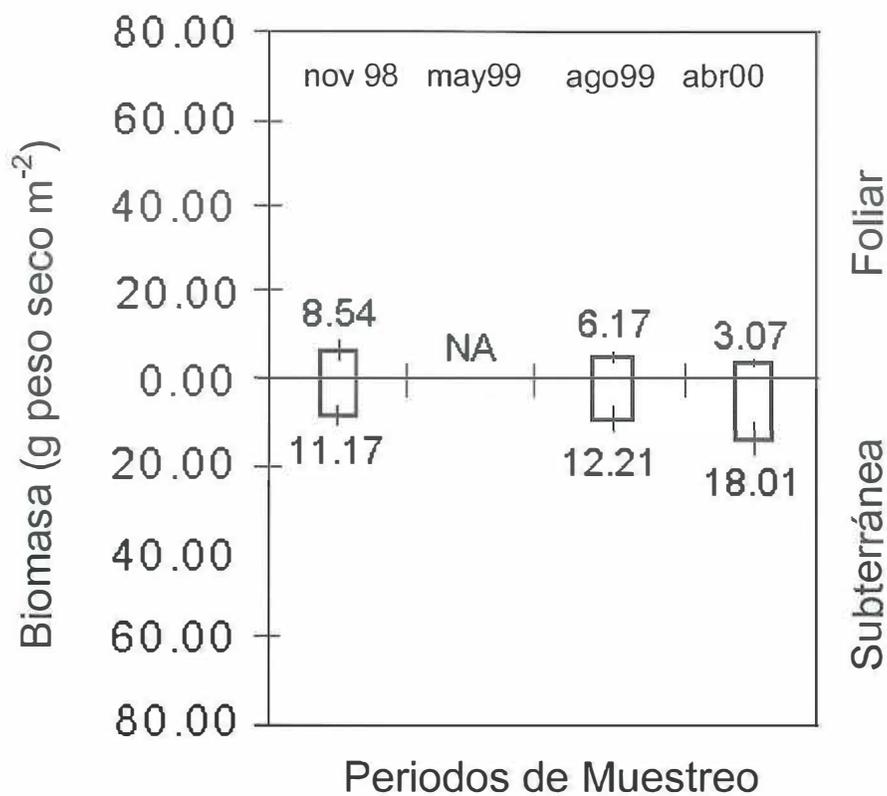


Figura 23. La biomasa media (\pm Error estándar) de *Ruppia maritima* en cada período de muestreo en la porción norte de la Bahía de Chetumal, para las fracciones de la biomasa subterránea (haces + hojas) y de la biomasa foliar (raíces + rizomas).

130 g ps m⁻².

IV.4 DISCUSIÓN

Sólo una pequeña parte del área de estudio tuvo valores relativamente altos de cobertura de vegetación acuática sumergida. En general, el área consistió básicamente en sitios con vegetación muy esparcida o de sedimento desnudo. Las condiciones mesohalinas permiten la presencia tanto de plantas de agua dulce, salino-tolerantes, y de pastos marinos, pero cada una en densidades menores a las que presentan en ambientes más favorables. *Halodule wrightii* mantiene normalmente biomasa mayores a 400 g ps m⁻² (Duarte y Chiscano, 1999). En Puerto Morelos y en el estuario de Celestún, en las costas NW y NE de la Península de Yucatán, su biomasa excede los 500 g ps m⁻² (Gallegos *et al.*, 1994; Herrera-Silveira, 1994). Esos valores de biomasa contrastan con los obtenidos en este estudio en la Bahía de Chetumal, que fueron más similares a aquellos reportados cerca de los límites sur y norte de la distribución de esta especie (Oliveira *et al.*, 1997: 20 a 88 g ps m⁻²; Lefebvre *et al.*, 2000: 20 a 43 g ps m⁻², respectivamente).

Aunque la biomasa máxima reportada para *R. maritima* va de 2 a 1460 g ps m⁻², son comunes los valores máximos de biomasa menores de 400 g ps m⁻² (Kantrud, 1991). La biomasa media máxima en este estudio fue de 24 g ps m⁻².

La longitud de la hoja típica en plantas maduras de *H. wrightii* es 10-20 cm (Dawes, 1987). La longitud de las hojas en áreas marinas adyacentes al área del estudio se encuentra dentro de este intervalo, pero dentro del área de estudio las hojas fueron más cortas (4 cm). En el NE Brasil, cerca del límite sur de distribución de esta especie, las hojas midieron en

promedio 6.5 cm y los internodos de 1.03 a 2.88 cm (Creed, 1997). Esos valores son más cercanos a los registrados en el área del estudio.

No se revisaron directamente las inflorescencias, pero en ninguna de las muestras de *H. wrightii* se encontraron flores o frutas, a pesar de que dos de los períodos de muestreo fueron en primavera, la estación de floración reportada para esta especie en la región (Gallegos *et al.*, 1994). Durante todo el estudio hubo haces reproductivos con flores o frutas de *R. maritima*, pero éstos fueron más conspicuos durante la primavera.

El crecimiento de macrofitas sumergidas puede estar limitado principalmente por la turbiedad excesiva, competencia con otras angiospermas o algas (probablemente por luz), oleaje excesivo, profundidad de agua, falta de nutrientes, salinidad y por consumo por herbívoros (Verhoeven, 1980; Short *et al.*, 1990). Muchos de estos factores ocurren en el norte de la Bahía de Chetumal y parecen afectar el crecimiento de las especies estudiadas.

Halodule wrightii es uno de los pastos marinos más eurihalinos (den Hartog, 1979), siendo típico de condiciones estuarinas con salinidades de 10 a 25 ups. Sin embargo, también forma praderas densas en aguas marinas abiertas, en áreas de alta-energía, o incluso en planicies de marea (Livingston, 1984). El área de estudio presentó condiciones mesohalinas durante todo el año, con valores de salinidad entre 6 y 10. Esta salinidad se encuentra en el límite más bajo reportado para *H. wrightii* (Sheridan y Livingston, 1983). Una salinidad tan baja podría ser un factor importante que promueva un escaso crecimiento de las hojas y las densidades bajas en *H. wrightii* en la Bahía de Chetumal.

En un trabajo reciente se encontró que una reducción de 30% de luz producía un aumento de longitud de la hoja de *H. wrightii*, pero un sombreado más intenso (50% y 80%) tenía el resultado opuesto (Neely, 2000). Sin embargo, en otro trabajo no se encontró

ninguna correlación entre el alargamiento de las hojas en *H. wrightii* y los niveles de la radiación fotosintética activa, sugiriéndose que otros factores como longitud del día y temperatura estaban involucrados en este proceso (Dunton, 1994).

Un aumento en turbiedad debido a fondos con sedimentos fácilmente resuspendidos o a una cantidad grande de detritus vegetal limitan el crecimiento de *R. maritima*. Congdon y McComb (1979) informaron de una reducción del 50% de la densidad de esta especie después de una reducción del 40% en la intensidad de luz.

En el área de estudio, la combinación de poca profundidad, alto porcentaje de arena fina en la capa superior del sedimento y una alta dinámica del viento, produce un volumen relativamente alto de partículas suspendidas y una consiguiente reducción de la luz que alcanza el fondo. Sin embargo, no se tienen datos al respecto para el área de estudio.

Halodule wrightii típicamente asigna más recursos al material foliar, sin embargo la sustitución comparativamente lenta de la biomasa subterránea de los pastos marinos permite una alta capacidad de acumulación a largo plazo de este material (Duarte y Chiscano, 1999), que coincide con lo observado en este trabajo donde la proporción entre el material foliar y subterráneo fue consistentemente menor de 1. Un reducido tamaño de las hojas, como el observado en el área de estudio reducen también esta proporción. Valores bajos de la TFS y hojas cortas son indicadores de perturbación continua sobre la biomasa foliar o de que las plantas están creciendo bajo condiciones limitantes.

En humedales extensos y abiertos, la acción de las olas limita el crecimiento de *R. maritima* a través de lesión mecánica, debido a que sus raíces son superficiales y bastante débiles. Por eso *R. maritima* normalmente crece mejor en lagunas y bahías donde el flujo de la corriente es menor que en canales. *Ruppia maritima* normalmente crece en sedimentos

arenosos bajos en nutrientes mientras que *H. wrightii* prefiere sedimentos ricos en materia orgánica, con alta actividad de reducción de sulfatos. En Bahía de Chetumal, la materia orgánica de los sedimentos tiende a aumentar con la profundidad (De Jesús *et al.*, 2000), lo que podría explicar en parte el que *H. wrightii* está presente en un número mayor de sitios que *R. maritima* en el área de estudio.

De manera similar a lo registrado en el presente estudio, en el sur de Texas se han encontrado biomásas máximas (en peso seco) de *R. maritima* entre 20 y 160 g m⁻² en sitios mixtos de *H. wrightii* y *R. maritima*, siendo la primera la dominante en todos los casos (Pulich, 1985).

Las plantas de *R. maritima* fueron más verticales en aguas más profundas y tuvieron internodos más largos, comparadas con las encontradas en áreas someras, lo cuál es típico de esta especie (Richardson, 1980). En el área de estudio, *R. maritima* tuvo una forma de crecimiento muy similar a la de *H. wrightii* en muchos de los sitios muestreados, salvo por los retoños reproductivos, que ascienden a la superficie. *Ruppia marítima* normalmente asigna menos recursos al material subterráneo en comparación con *H. wrightii*. A pesar de que en este trabajo los valores de TAS de *R. maritima* fueron mayores que los de *H. wrightii*, los valores promedio de este índice menores de 1 sugieren que la forma de crecimiento fue similar en las dos especies.

Thalassia testudinum es típica de salinidades cercanas a las marinas, con crecimiento óptimo en aguas con una salinidad entre 17 y 36 (Zimmerman y Livingston, 1976). Esta especie puede sobrevivir en salinidades tan bajas como 3.5 y tan altas como 60, pero sólo por periodos cortos. Existe un impacto negativo de salinidades entre 6 y 12 sobre su crecimiento, siendo la longitud de las hojas, quizás, la parte más sensible a la variación en

salinidad (Doering y Chamberlain, 2000). La productividad neta de las hojas cesa a una salinidad de 6 (Doering y Chamberlain, 2000).

Durante este estudio, *T. testudinum* se encontró siempre en densidades muy bajas. No se registraron altas mortalidades en los haces, pero las hojas fueron cortas comparadas con las praderas de pastos marinos en áreas marinas cercanas (van Thusenbroek, 1991). *Thalassia testudinum* se encontró sólo en la costa oriental del área del estudio, como se registró en reportes anteriores (Morales-Vela *et al.*, 1996). El que esta especie no se haya dispersado a la costa oriental podría relacionarse con la dirección de las corrientes o a una muy reducida o ausente reproducción sexual bajo condiciones mesohalinas. También puede deberse a que las características del sedimento difieren en las dos costas. Esta última hipótesis se apoya en el hecho de que la cobertura de las demás especies también es mucho menor en la costa Este.

A pesar de que esta bahía mantiene una población grande de manatíes (90 a 150 individuos, Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994a), en este estudio se hizo evidente la baja cobertura y biomasa de macrofitas acuáticas y en especial de fanerógamas marinas en la bahía de Chetumal. Las condiciones contrastantes de salinidad entre esta bahía y otras zonas costeras cercanas sugieren que la cobertura y biomasa de las macrofitas acuáticas en la Bahía de Chetumal están fuertemente influenciadas por la salinidad del agua. Sin embargo, otros factores físicos como las corrientes o la luz pueden también influir en su crecimiento.

Estos resultados tienen implicaciones importantes para los manatíes. La reducida cobertura y biomasa por m^2 en la bahía se compensan con la gran extensión de la misma, probablemente propiciando el que los manatíes se encuentren más dispersos en esta área.

En el capítulo V se analiza la importancia de la vegetación acuática para la distribución de los manatíes en el área de estudio. Los patrones de cobertura y biomasa observados en este estudio pueden estar influenciados por el consumo por parte de los manatíes. Este es un punto interesante pero difícil de estudiar y es un reto para futuros estudios en esta bahía.

V

**RELACIÓN ENTRE LA DISTRIBUCIÓN DEL MANATÍ Y ALGUNOS
ELEMENTOS DE SU HÁBITAT, EN LA BAHÍA DE CHETUMAL, QUINTANA
ROO, MÉXICO.**

V.1 INTRODUCCIÓN

Las poblaciones del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*) se redujeron, principalmente como resultado de la intensa cacería a que fue sometida esta especie entre los siglos XVII y XIX (Lefebvre *et al.*, 2001). La cacería se ha reducido considerablemente en las últimas décadas. Sin embargo, ahora las poblaciones de manatíes se encuentran amenazadas por la modificación de los sitios donde habita esta especie tradicionalmente, lo que ha producido una fragmentación en el hábitat a lo largo de su distribución.

Las características de los ambientes costeros asociadas con la distribución del manatí se conocen muy poco, especialmente fuera de Florida, donde se ha realizado la mayor parte de la investigación sobre el manatí en el mundo. En general este conocimiento tiene implicaciones para las estrategias de conservación y recuperación de la especie. Así, en los planes de Recuperación del manatí del Caribe y de la subespecie antillana se hace un llamado a la investigación y al monitoreo de las características clave de su hábitat (USFWS, 1995; PNUMA, 1995).

En Florida se han determinado algunas características del hábitat como importantes para el manatí: la existencia de fuentes de agua dulce, de aguas cálidas, la presencia de abundante vegetación acuática, de aguas someras, de corredores entre diferentes áreas, y de protección contra el oleaje y el viento excesivo (Hartman, 1979; Powell y Rathbun, 1981;

Packard y Wetterqvist, 1986; Rathbun *et al.*, 1990; Provancha y Hall, 1991; Lefebvre *et al.*, 2000), aunque sólo algunos estudios han tratado de cuantificar la importancia de dichas características. Fuera de los Estados Unidos, los estudios sobre manatíes se han dirigido principalmente a determinar la distribución general y el tamaño actual de las poblaciones (Lefebvre *et al.*, 2001; Marsh y Lefebvre, 1994).

En México, los manatíes se distribuyen discontinuamente a lo largo de las costas del Golfo de México y del Mar Caribe (Campbell y Gicca, 1979; Villa-Ramírez y Colmenero-Rolón, 1981; Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986), con dos centros principales de distribución, uno dentro de los principales ríos de Tabasco y Veracruz, y el otro en bahías, caletas y ríos asociados con la costa del Mar Caribe (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1994; 1997; Morales-Vela *et al.*, 2000). En esta última zona los manatíes se concentran principalmente en el extremo sur de la Península de Yucatán, específicamente dentro de la Bahía de Chetumal, la cual es actualmente un área natural protegida para esta especie (Periódico Oficial del Gobierno del Estado de Quintana Roo, 1999). En esta bahía se han caracterizado con menor o mayor detalle algunos elementos biológicos y físico-químicos, como la vegetación acuática, salinidad, oxígeno, temperatura, corrientes y profundidad (Morales-Vela *et al.*, 1996; esta tesis). También se han explorado las asociaciones entre factores del hábitat y la presencia de manatíes (Axis-Arroyo *et al.*, 1998), aunque ese trabajo estuvo limitado a un segmento muy reducido de la costa nor-oriental de la bahía y por lo tanto con muy poca heterogeneidad espacial, además los datos sobre manatíes fueron colectados oportunistamente con métodos heterogéneos, lo que limitó la interpretación y el alcance de los datos.

Con el fin de profundizar en el entendimiento de la importancia de los factores del

hábitat del manatí que se han reconocido como importantes para la distribución de esta especie a escala regional, conduje el presente estudio en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo del 2000. Obtuve los datos sobre el hábitat y sobre la ocurrencia de manatíes de manera concurrente y amplié la extensión espacial, en relación con el estudio anterior (Axis-Arroyo *et al.*, 1998), para cubrir un mayor número de sitios y tener unidades de estudio más heterogéneas.

V.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Censos de Manatíes

Para conocer la abundancia de manatíes dentro de segmentos específicos de la porción norte de la bahía de Chetumal conduje 17 censos aéreos en esta sección de la bahía entre noviembre de 1998 y abril del 2000, durante cuatro períodos de muestreo. Realicé tres vuelos en noviembre de 1998, cuatro en mayo y junio de 1999, cinco en agosto y septiembre de 1999, y cinco en Abril del 2000. Los vuelos los realicé a bordo de una avioneta CESSNA-182, a una altitud media de 150 m y a una velocidad promedio de 180 km h⁻¹, estándar adoptado ampliamente en censos de manatíes (Shane, 1983; Rathbun *et al.*, 1990; Provancha y Hall 1991; Lefebvre *et al.* 1995; Marsh 1995; Morales *et al.*, 2000). Los vuelos los realicé sólo cuando el estado del mar (medido en la escala de Beaufort) fue <3, la cobertura de nubes <50% y cuando la intensidad del viento fue <20 km h⁻¹.

La tripulación consistió de un piloto y un observador-coordinador de vuelo en la parte delantera del avión y dos observadores en la parte trasera. Todos usaron lentes polarizados para reducir el reflejo de la luz sobre la superficie del agua. Cada observador cubrió una franja de 400 m de ancho, cuyo límite externo se marcó con una cinta en la ventana del

avión, ajustado a la altura de cada observador.

Todas las observaciones se referenciaron con un aparato geoposicionador por satélite (Garmin GPSII-plus) con antena externa sujeta en la parte interna del vidrio frontal de la avioneta. El número de manatíes y los detalles de los avistamientos se registraron en grabadoras de voz portátiles. En los vuelos seguí una serie de transectos paralelos a la costa, cubriendo las costas este y oeste del área de estudio (Fig. 4). Los vuelos duraron aproximadamente una hora sobre el área del censo (1.5 h de tiempo total de vuelo).

Características del hábitat

Las franjas cubiertas por los censos aéreos se subdividieron en 309 segmentos (unidades de estudio) de 500 m de largo (Fig. 24). En cada unidad se determinó un valor de profundidad, cobertura de vegetación, distancia a una fuente de agua dulce, protección contra el viento y el oleaje, y salinidad. Como fuentes de agua dulce utilicé la desembocadura de humedales o arroyos y otros sitios identificados previamente donde existe escurrimiento superficial o subterráneo.

La distancia a fuentes de agua dulce y la protección se midieron directamente usando como base cartas topográficas e imágenes digitales del área de estudio. Definí tres categorías de protección, con base en la dirección de los vientos predominantes en el área, del SE y NE: 0 para las unidades no protegidas, 1 y 2 para las unidades protegidas contra una o contra las dos direcciones de las direcciones de los vientos dominantes.

A partir de un levantamiento batimétrico conducido al mismo tiempo que este estudio (ver capítulo 3), establecí tres categorías de profundidad: 1=0-1.5m, 2=1.6-3m, y 3=3.1-4.5m. El número total de curvas de nivel dentro de cada unidad de muestreo, con base en un modelo batimétrico del área con curvas de nivel cada 0.5 m, tipificó a la inclinación del

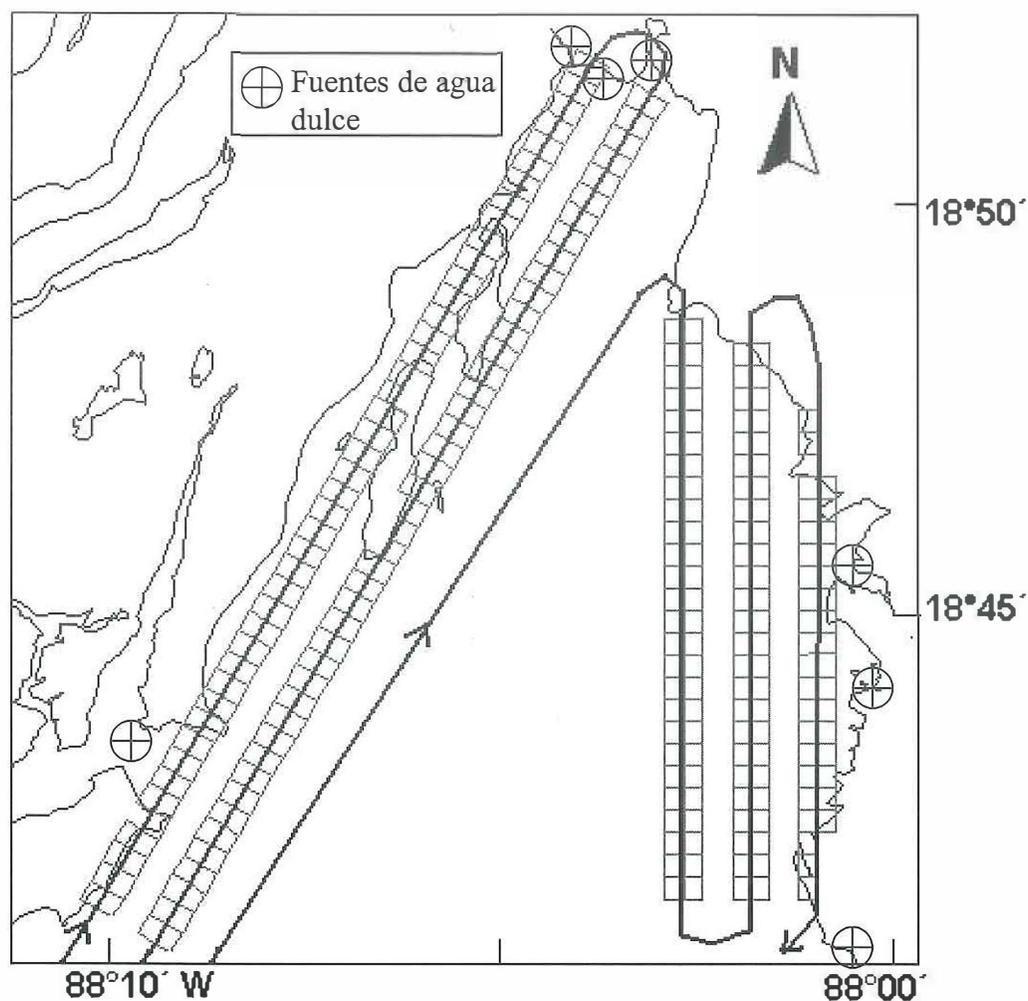


Figura 24. Localización de las 309 unidades de estudio de las relaciones entre su uso por el manatí y características del hábitat y en la porción norte de la bahía de Chetumal, a lo largo de la ruta de los censos aéreos de manatíes de 1998 a 2000. Los círculos señalan las fuentes principales de agua dulce a la bahía.

fondo:1= no más de una curva de nivel en la unidad, 2= dos curvas de nivel en la unidad, 3 = más de dos curvas de nivel en la unidad.

La cobertura de vegetación se representó con la cobertura conjunta de las macrofitas enraizadas *Halodule wrightii* y *Ruppia maritima*, que fueron las especies dominantes dentro de las unidades estudiadas (ver el capítulo 4). Estas dos especies son componentes importantes de la dieta del manatí en otras áreas estuarinas (Hartman, 1979; Powell y Rathbun, 1982; Rathbun *et al.*, 1990, Lefebvre *et al.*, 2000). Definí tres categorías de cobertura de vegetación con base en los criterios de Braun-Blanquet (Tabla III). El valor para cada unidad se asignó a partir de un mapa de cobertura de vegetación, construido con polígonos de influencia alrededor de todos los puntos muestreados durante los cuatro periodos de muestreo (Fig. 19). No encontré cambios espaciales en la categoría de cobertura de vegetación entre los diferentes periodos de muestreo (ver capítulo 4). Los posibles cambios en la cobertura quedaron por lo tanto restringidos al intervalo de cada categoría.

Como medida de la salinidad exploré en un principio tres variables: el promedio de salinidad de todos los periodos de muestreo en cada unidad, el coeficiente de variación promedio de todos los periodos de muestreo, y una combinación lineal de las dos primeras variables obtenida por medio de un Análisis de Correspondencia. Esta última variable representó el 100% de la variación de las dos primeras variables, aunque estuvo más correlacionada con el coeficiente de variación.

Análisis estadísticos

Realicé un análisis exploratorio para visualizar la estructura y distribución de los datos en las diferentes variables, y la relación con la frecuencia de ocurrencia de manatíes dentro de las unidades y con las otras variables independientes. Grafiqué cada una de las variables

independientes contra la ocurrencia de manatíes y llevé a cabo un análisis de Ji-cuadrada (χ^2) utilizando tablas de contingencia.

Calculé el coeficiente de correlación de Spearman entre cada una de las variables independientes y entre éstas y la frecuencia de ocurrencia de manatíes. Este análisis se aplicó a todo el conjunto de datos, y, además, a los datos de las costas este y oeste del área de estudio por separado, para observar la consistencia de las correlaciones obtenidas en diferentes secciones del área de estudio.

Las relaciones generales multivariantes entre las variables las exploré con un Análisis de Frecuencias Múltiples, éste es una extensión del uso de las tablas de contingencia para el caso de dos o más variables. Con este análisis puede ver cuales son las interacciones de orden mayor y cuáles de las interacciones entre las variables son significativas dentro de un esquema jerárquico.

Para observar la importancia multivariante de cada una de las variables independientes sobre la frecuencia de ocurrencia de manatíes o sobre la ocupación en cada unidad (dependiendo del análisis), realicé tres tipos de análisis:

- a) regresión de Poisson,
- b) regresión logística,
- c) análisis de funciones discriminantes,

El uso de la regresión lineal múltiple lo descarté debido a la naturaleza categórica de la mayoría de las variables independientes y a la falta de normalidad en cada una de las variables y de manera multivariante. Por lo tanto, tampoco pude utilizar otras técnicas como el Análisis de Dirección (Path Análisis), que están basadas en la regresión lineal múltiple y en los coeficientes parciales de correlación.

Regresión Poisson

La regresión múltiple de tipo Poisson es un tipo de Modelo Lineal Generalizado (Apéndice II) que se utiliza para modelar una variable basada en conteos o frecuencias a partir de predictores múltiples, continuos o discretos. También se puede utilizar para explorar la importancia relativa de las variables independientes (predictores), observando su contribución al ajuste de la variable de respuesta. Este análisis supone que el error residual sigue una distribución de tipo Poisson, por lo tanto se utiliza un logaritmo como función de enlace para este tipo de regresión (ver apéndice II). Los datos obtenidos en este trabajo pudieron modelarse bien con este tipo de regresión.

Para la selección de los términos del modelo significativo en la regresión de tipo Poisson, se utilizaron dos técnicas: adicionar un término a la vez al modelo nulo (con sólo el intercepto) y remover un término a la vez del modelo completo (con todas las variables independientes y el intercepto). La decisión sobre si mantener o no una variable dentro del modelo fue basada en el cambio producido en la devianza residual (ver apéndice II) y la significancia del coeficiente de ese término dentro del modelo general. El modelo significativo final fue aquel en el que se obtuvo una menor devianza residual y con el cual todos los términos fueron significativos. Para este análisis se utilizó una subrutina denominada GLMLAB dentro de la utilería MATLAB (Vers. 6.0, The Math Works, Inc., 2000), desarrollada en la Universidad de Queensland Australia,

Regresión logística

La Regresión Logística es también un tipo de Modelo Lineal Generalizado, en el cual la función de enlace es de tipo logit (Apéndice II). Es de especial utilidad cuando la variable de respuesta es binomial (por ejemplo, presencia-ausencia). Su objetivo principal es el

clasificar a las observaciones (continuas o discretas) dentro de grupos, de acuerdo con una serie de variables independientes. No tiene ningún tipo de supuesto sobre las variables independientes, aunque es más robusta si existe linealidad entre ellas. Para efectuar la regresión logística la ocurrencia se redujo a una variable binaria, la cual fue utilizada como variable de clasificación. Al igual que en la regresión Poisson, la importancia de las variables independientes para el modelo final de clasificación, se puede explorar adicionando términos al modelo nulo o removiendo términos del modelo completo, observando los cambios en el logaritmo de la verosimilitud del modelo. Esto, mientras las variables incluidas permitan que el error residual del modelo construido de esta manera no se aparte del modelo propuesto en la regresión logística. Debido a que los procedimientos para estimar la significancia de los coeficientes y del cambio en la verosimilitud son aproximaciones, se utilizó un $\alpha=0.1$ como criterio de significancia (McCullagh y Nelder, 1989). El análisis de la regresión logística se realizó con el paquete estadístico Minitab (Vers. 13.30, Minitab, Inc., 2000).

Análisis de Funciones Discriminantes

Este es otro método de clasificación como la regresión logística, pero es menos robusto, ya que supone entre otras cosas, que existe homogeneidad entre las matrices de covarianzas, que todas las variables independientes varían linealmente con la variable de respuesta, y supone normalidad multivariante. Cuando no se cumplen estos supuestos, hecho muy frecuente cuando se utilizan muchas variables categóricas como en el caso de este estudio, el resultado puede ser no muy robusto. Sin embargo, decidí usarlo para compararlo con los métodos anteriores. Este método funciona también con variables de clasificación multinomiales. El análisis de funciones discriminantes se realizó con el

paquete estadístico NCSS 2000 (Statistical Systems, Kaysville, Utah, 2000).

V.3 RESULTADOS

Naturaleza de la ocurrencia de manatíes

Los manatíes no mostraron afinidad notable por sitio alguno en particular, debido a que utilizaron menos del 10% de las unidades en cada periodo de muestreo, y la frecuencia de ocurrencia dentro de cada unidad particular fue muy baja durante este estudio. En todo el estudio, los manatíes utilizaron el 28% de las unidades, la mayoría de ellas en sólo una ocasión. La distribución de la ocurrencia por unidad fue bien representada por distribuciones como la binomial negativa y la geométrica.

La frecuencia acumulativa de las unidades utilizadas por los manatíes, conforme se incrementó el número de censos, mostró una tendencia asintótica (Fig. 25). Permutando 50 veces el orden del total de los 17 censos realizados y usando una función cuadrática para representar la distribución de los datos, encontré un porcentaje asintótico máximo de 30 a 39% de las unidades (intervalo de confianza del 95%), que puede ser alcanzado en 18 a 29 censos. Por esta razón, los resultados por temporada de muestreo representan pobremente el uso del área de estudio y fue más representativo utilizar el total de los 17 censos para explorar las relaciones entre los elementos del hábitat y la ocurrencia de manatíes.

Relaciones univariantes entre las características del hábitat y la ocurrencia de manatíes

La proporción entre unidades utilizadas y no utilizadas fue significativamente diferente entre los distintos niveles de distancia a fuentes de agua dulce (Fig. 26a). Los manatíes estuvieron presentes en 46% de las unidades a menos de 1500 m de las fuentes de agua dulce, en un 31 % de las unidades situadas entre 1500 m y 4000 m de las fuentes de agua

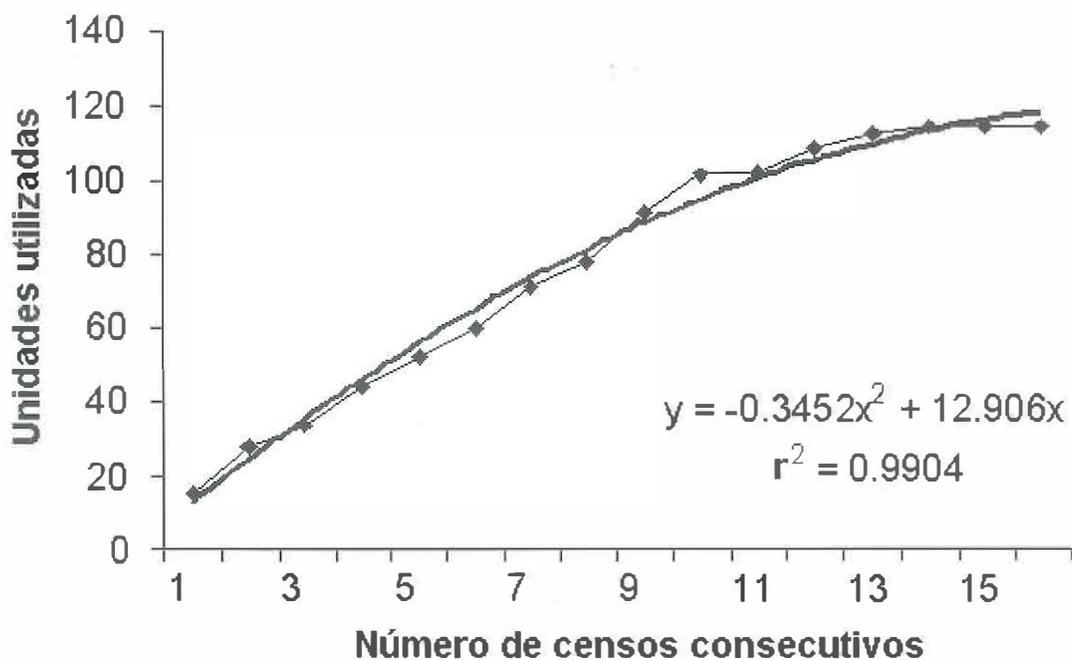


Figura 25. Distribución acumulativa del porcentaje de unidades espaciales utilizadas por los manatíes en el norte de la bahía de Chetumal al aumentar el número de censos aéreos (línea delgada) y modelo cuadrático de esta distribución (línea gruesa). Se muestran la ecuación del modelo cuadrático y el coeficiente de determinación. Los vuelos se realizaron entre noviembre de 1998 y mayo de 2000.

dulce, y en un 14% en unidades más alejadas.

Contrario a la distancia a fuentes de agua dulce, la proporción de unidades utilizadas aumentó con la profundidad (Fig. 26b), de un 19 % de unidades utilizadas en aguas con profundidades menores a 1.5 m a más del 30% en aguas más profundas (hasta 4.5 m)

La proporción de unidades utilizadas fue de 47% cuando la cobertura de vegetación fue superior al 5%, este porcentaje fue significativamente mayor al 27% de unidades utilizadas en sitios con un porcentaje menor de cobertura (Fig. 26c). La proporción de unidades utilizadas por los manatíes fue mayor. La proporción de unidades utilizadas en sitios con inclinación en el fondo fue de 44%, proporción mayor al 26% de estas unidades utilizadas en sitios sin inclinación en el fondo (Fig. 26d). No se encontró diferencia en la proporción de unidades utilizadas por los manatíes entre las tres categorías de protección definidas (Fig. 26 e).

El comportamiento de la salinidad se exploró con la variable resultante de la combinación lineal del promedio entre temporadas y del coeficiente de variación entre temporadas.

Partiendo esta variable continua en tres categorías de igual amplitud, encontré heterogeneidad entre las categorías (Fig. 26f). En la primera categoría la proporción de unidades utilizadas fue de 28%, de 19% en la categoría intermedia, y en la tercera categoría, donde se registró una mayor variabilidad en la salinidad registrada por sitio, hubo un 58% de unidades utilizadas por los manatíes.

En la Tabla IV se muestran los coeficientes bivariados de correlación de Spearman con su correspondiente probabilidad, calculados para todas las variables exploradas, y en la figura 27 se representan esquemáticamente las correlaciones que resultaron significativas. Encontré una correlación negativa entre la distancia a fuentes de agua dulce y la frecuencia

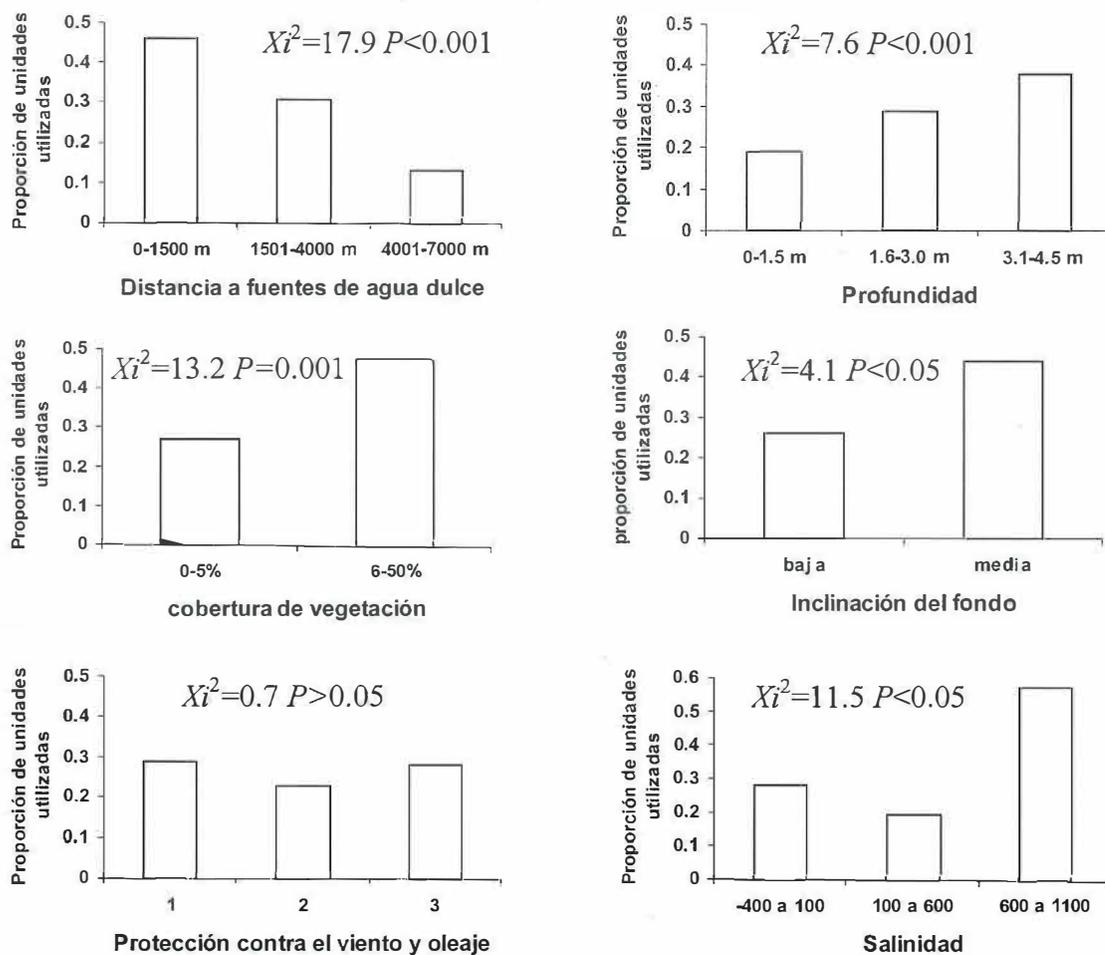


Figura 26. Uso de los sitios por el manatí Antillano, *Trichechus manatus*, en 309 unidades de muestreo evaluadas en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000, en función de la distancia a fuentes de agua dulce, profundidad, cobertura de vegetación, inclinación del fondo, protección contra el viento y el oleaje, y una variable resultado de la combinación lineal del promedio de la salinidad y del coeficiente de variación de la salinidad.

de ocurrencia, mientras que la cobertura de vegetación, la profundidad, y la inclinación del fondo estuvieron positivamente correlacionadas con la frecuencia de ocurrencia de manatíes en las unidades de estudio. Las otras variables como la protección, la salinidad media, el coeficiente de variación de la salinidad, y la combinación lineal de estas dos últimas variables, tuvieron un comportamiento independiente al de la ocupación de las unidades por parte de los manatíes.

La correlación entre las variables independientes fue significativa en muchos de los casos. La mayor correlación la obtuve entre la profundidad del agua y la protección ($r=.572$ $p<0.001$), entre la distancia a fuentes de agua dulce y la protección ($r= -0.313$), y entre la profundidad y la distancia a fuentes de agua dulce ($r=.292$ $p<0.001$).

Cuando separé los datos de las costas este y la costa oeste, observé un comportamiento diferente en la relación entre las variables. Las correlaciones en la costa oeste fueron muy similares a las del total de los datos, siendo significativas entre la frecuencia de ocurrencia y la distancia a fuentes de agua dulce, cobertura de vegetación y profundidad (Tabla V; Fig. 28). Sin embargo, en la costa este se obtuvo una correlación significativa sólo con la distancia a fuentes de agua dulce (Tabla VI; Fig. 29).

Regresión Poisson

Los datos se ajustaron bien al modelo de regresión de Poisson, de acuerdo con las pruebas de bondad de ajuste sobre los residuales. El parámetro de dispersión estuvo muy cerca de 1, que es el valor teórico para esta distribución. La distancia a fuentes de agua dulce, la profundidad, la protección, y la vegetación, en ese orden, fueron las variables que produjeron un cambio mayor en la varianza residual sobre el modelo completo (Tabla VII).

Tabla IV. Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la probabilidad.

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1									
Ocupación	1.000 0.000								
2									
frecuencia	0.989 0.000	1.000 0.000							
3									
protección	-0.030 0.604	-0.012 0.838	1.000 0.000						
4	*	*	*						
dagua	-0.240 0.000	-0.248 0.000	-0.322 0.000	1.000 0.000					
5	*	*							
desnivel	0.115 0.043	0.118 0.039	-0.097 0.089	-0.075 0.186	1.000 0.000				
6	*	*		*	*				
vegetación	0.139 0.015	0.151 0.009	-0.059 0.298	-0.154 0.007	0.111 0.052	1.000 0.000			
7	*	*	*	*	*	*			
Profundidad	0.145 0.010	0.154 0.007	-0.571 0.000	0.247 0.000	0.151 0.008	0.142 0.013	1.000 0.000		
8			*	*			*		
Msal	-0.093 0.104	-0.093 0.102	-0.405 0.000	0.693 0.000	-0.002 0.970	-0.090 0.114	0.449 0.000	1.000 0.000	
9			*	*	*		*	*	
Cvsal	0.054 0.343	0.045 0.434	0.194 0.001	-0.473 0.000	-0.114 0.046	0.035 0.534	-0.310 0.000	-0.422 0.000	1.000 0.000
10			*	*			*	*	*
Salinidad	0.059 0.305	0.052 0.361	0.207 0.000	-0.535 0.000	-0.061 0.284	0.060 0.292	-0.315 0.000	-0.500 0.000	0.977 0.000

nota: dagua=distancia a fuentes de agua dulce, declive=inclinación del fondo,
Msal=salinidad media, CVsal=coeficiente de variación de la salinidad,
salinidad=combinación lineal de la media y el coeficiente de variación de la salinidad.

*correlaciones significativas

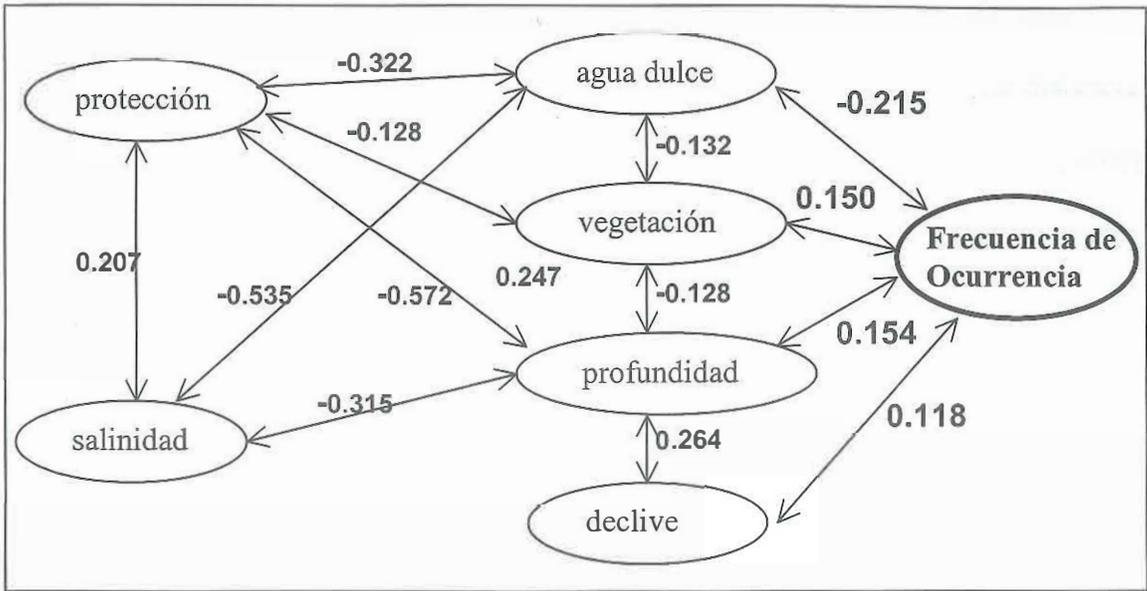


Figura. 27. Correlación (coeficientes de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

La remoción de variables a partir del modelo completo y la adición de variables al modelo nulo, produjeron esencialmente el mismo resultado (Tabla VIII). La distancia a fuentes de agua dulce y la profundidad fueron las variables que aportaron significativamente al modelo (Tabla IX), obteniéndose en el modelo final una reducción significativa en la varianza inicial (del modelo nulo) del 16% (Tabla XX).

Regresión Logística

Las variables que produjeron un cambio mayor al ser removidas del modelo completo fueron la profundidad y la distancia a fuentes de agua dulce y, en menor medida, la salinidad (Tabla XXI). La distancia a fuentes de agua dulce y la profundidad fueron las variables independientes que aportaron significativamente al modelo final de clasificación (Tabla XXII). El 77% de las unidades fueron correctamente clasificadas. Sin embargo, el modelo final, aunque significativo, clasificó mal una proporción importante de las unidades donde se observaron manatíes (Tabla XIII).

Análisis de Funciones Discriminantes

Las variables que produjeron un cambio significativo en la forma de evaluar el modelo fueron la distancia a fuentes de agua dulce y la profundidad (Tabla XIV). De la misma manera, las variables incluidas en el modelo después de adicionar términos de el modelo nulo o de remover términos del modelo completo fueron la distancia a fuentes de agua dulce y la profundidad (Tabla XV). Con este modelo de clasificación se obtuvo una reducción en el error de 28.2% con respecto a una clasificación al azar (Tabla XVI).

V.4 DISCUSIÓN

La distribución de los manatíes está altamente asociada con zonas protegidas, como bahías,

Tabla V. Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 170 unidades en la costa oeste de la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la probabilidad.

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1									
Ocupación	1.000 0.000								
2									
frecuencia	0.981 0.000	1.000 0.000							
3									
protección	-0.090 0.242	-0.056 0.464	1.000 0.000						
4	*	*	*						
dagua	-0.252 0.001	-0.259 0.001	-0.225 0.003	1.000 0.000					
5	*	*							
desnivel	0.126 0.043	0.114 0.039	-0.199 0.080	-0.079 0.308	1.000 0.000				
6	*	*	*	*					
vegetación	0.310 0.000	0.304 0.000	-0.208 0.006	-0.265 0.000	0.035 0.647	1.000 0.000			
7	*	*	*	*	*	*			
Profundidad	0.214 0.000	0.215 0.000	-0.539 0.000	0.179 0.006	0.291 0.000	0.155 0.043	1.000 0.000		
8			*	*		*	*		
Msal	-0.075 0.332	-0.064 0.409	-0.331 0.000	0.530 0.000	-0.007 0.930	-0.164 0.032	0.518 0.000	1.000 0.000	
9				*	*	*		*	
Cvsal	0.073 0.345	0.047 0.543	-0.073 0.346	-0.495 0.000	-0.127 0.100	0.188 0.014	-0.076 0.325	-0.422 0.000	1.000 0.000
10				*		*		*	*
Salinidad	0.059 0.305	0.052 0.361	-0.067 0.388	-0.563 0.000	-0.051 0.508	0.241 0.002	-0.089 0.250	-0.500 0.000	0.977 0.000

nota: dagua=distancia a fuentes de agua dulce, declive=inclinación del fondo, Msal=salinidad media, CVsal=coeficiente de variación de la salinidad, salinidad=combinación lineal de la media y el coeficiente de variación de la salinidad.

*correlaciones significativas

Tabla VI. Correlación entre la presencia de manatíes y variables físicas y biológicas en 139 unidades en la costa este de la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre noviembre de 1998 y mayo de 2000. Los valores son los coeficientes de correlación de Spearman y debajo de cada uno se muestra la respectiva probabilidad.

Variable	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1									
Ocupación	1.000 0.000								
2									
frecuencia	0.997 0.000	1.000 0.000							
3									
protección	0.026 0.758	0.027 0.754	1.000 0.000						
4	*	*	*						
dagua	-0.200 0.018	-0.205 0.015	-0.457 0.003	1.000 0.000					
5									
desnivel	-0.046 0.594	0.045 0.595	-0.130 0.128	0.119 0.164	1.000 0.000				
6				*					
vegetación	-0.132 0.120	-0.132 0.121	-0.151 0.077	0.317 0.000	-0.021 0.806	1.000 0.000			
7			*	*		*			
Profundidad	-0.019 0.825	0.018 0.830	-0.723 0.000	0.427 0.000	0.061 0.477	0.177 0.038	1.000 0.000		
8			*	*		*	*		
Msal	-0.092 0.281	-0.100 0.243	-0.533 0.000	0.801 0.000	0.104 0.225	0.179 0.035	0.459 0.000	1.000 0.000	
9			*	*		*	*		
Cvsal	0.092 0.283	0.093 0.278	0.593 0.000	-0.407 0.000	0.006 0.940	-0.199 0.019	-0.599 0.325	-0.601 0.000	1.000 0.000
10			*	*		*	*	*	*
Salinidad	0.059 0.305	0.052 0.361	0.606 0.000	-0.441 0.000	-0.007 0.931	-0.185 0.029	-0.604 0.250	-0.658 0.000	0.991 0.000

nota: dagua=distancia a fuentes de agua dulce, declive=inclinación del fondo, Msal=salinidad media, Cvsal=coeficiente de variación de la salinidad, salinidad=combinación lineal de la media y el coeficiente de variación de la salinidad.
*correlaciones significativas.

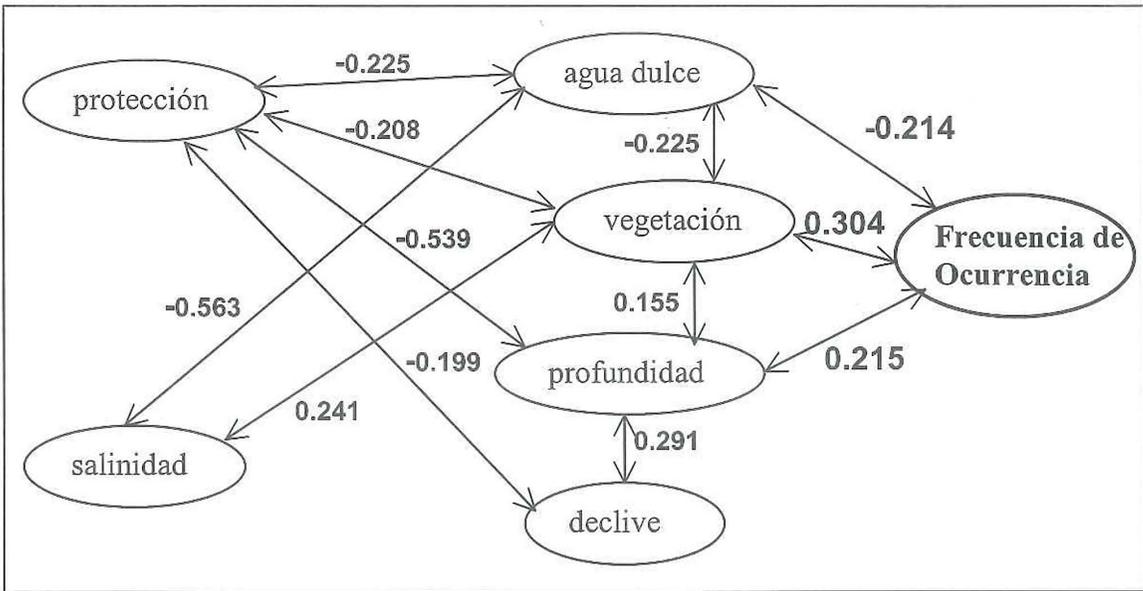


Figura 28. Correlación (coeficiente de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 170 unidades de la costa oeste en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

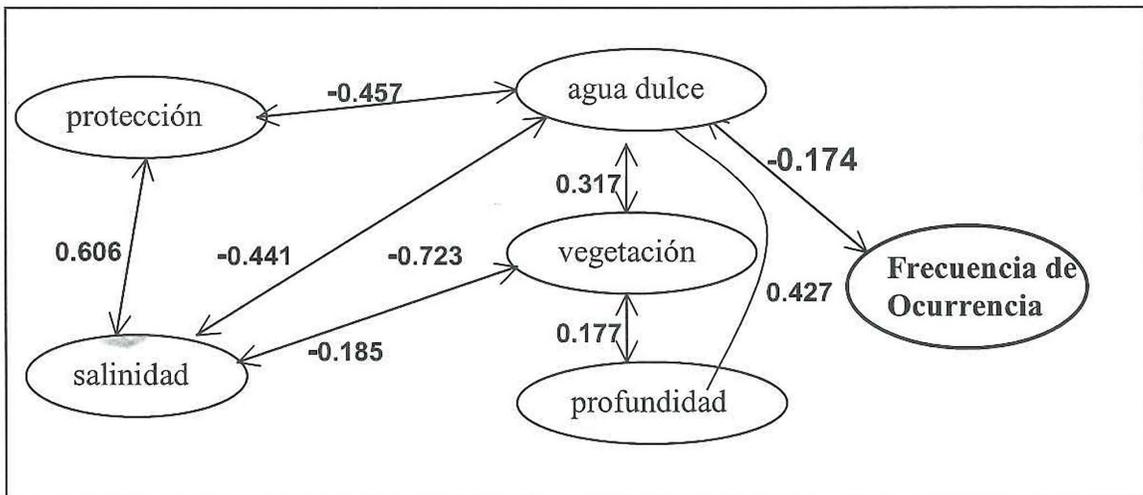


Figura 29. Correlación (coeficientes de correlación de Spearman) entre variables físicas y biológicas del hábitat y el uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 139 unidades de la costa este en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Tabla VII. Importancia de las variables independientes sobre la frecuencia de ocurrencia de manatíes en 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000, modelando los datos con una Regresión de Poisson.

Variable independiente removida	cambio en la devianza residual del modelo completo
Profundidad	20.44*
Distancia a Fuentes de Agua Dulce	19.99*
Protección	7.95
Vegetación	2.22
Salinidad	0.40
Desnivel	0.30

Tabla VIII. Selección de las variables independientes, para obtener un modelo de Regresión de Poisson del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Método de Selección	Iteración	variable removida
Backward	1	Desnivel
	2	Salinidad
	3	Vegetación
	4	Protección
	Iteración	Variable incluida
Forward	1	Distancia a Fuentes de Agua Dulce
	2	Profundidad

Tabla IX. Comparación del ajuste de los modelos completo, final y nulo de Regresión de Poisson, del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Modelo	Devianza residual (D)	Grados de libertad (gl)	Parámetro de sobre-dispersión (D/gl)
Completo	267.0975	298	0.8963
Final	279.8659	305	0.9176
Nulo	335.1891	308	1.0883

Tabla X. Estructura del modelo final de la regresión de Poisson del uso por el manatí (frecuencia de ocurrencia) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Variable	Coefficiente de regresión	Error estándar
constante	-0.4895	0.2303
Distancia a fuentes de agua dulce (km)	-0.4683	0.0739
Profundidad (1.6 – 3.0 m)	1.1822	0.2372
Profundidad (3.1 – 4.5 m)	1.5956	0.3310

Tabla XI. Importancia en el modelo de Regresión Logística de las variables independientes sobre el uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Variable independiente removida	cambio en la devianza residual del modelo completo
Profundidad	10.62*
Distancia a Fuentes de Agua Dulce	7.34*
Vegetación	1.84
Casal	1.80
Desnivel	0.47
Protección	0.17

* cambio significativo

Tabla XII. Selección de las variables independientes para obtener un modelo de Regresión Logística del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal, entre 1998 y 2000.

Método de Selección	Iteración	variable removida
Backward	1	protección
	2	desnivel
	3	vegetación
	4	salinidad
Forward	1	Distancia a fuentes de agua dulce
	2	profundidad

lagunas costeras, y estuarios (Lefebvre *et al.*, 2001), y se ha sugerido que la protección contra el viento y el oleaje excesivo es una característica importante del hábitat del manatí, en especial en determinados estadios ontogénicos (*e.g.* en crías pequeñas) (Hartman, 1979). Sin embargo, en este estudio la protección fue la variable menos relacionada con la ocurrencia de manatíes. La dificultad para representar a la protección en las unidades de estudio, debido a la amplia extensión espacial de este estudio, influyó en los resultados obtenidos con esta variable. También pudo haber influido que no se hicieran vuelos en el invierno, cuando se presentan mayores intensidades del viento en la región. En un estudio anterior se registró un aumento significativo en el número de manatíes que ocuparon la boca o las partes interiores de sistemas de agua dulce adyacentes a la bahía en la temporada de vientos fuertes del norte (Axis-Arroyo *et al.*, 1998).

De las variables incluidas en este estudio, la distancia a fuentes de agua dulce estuvo correlacionada de manera más consistente con la ocurrencia de manatíes, lo que se vio claramente al dividir el conjunto de datos entre ambas costas. El que sólo la distancia a fuentes de agua dulce haya estado correlacionada con la ocurrencia de manatíes en la costa este se puede explicar por el hecho de que esta costa se caracteriza por ser muy somera, porque existe muy poca cobertura de vegetación acuática sumergida, y porque se encuentra más expuesta al viento y al oleaje.

Coincidente con mis resultados, en múltiples estudios, dentro y fuera de Florida, se ha notado una fuerte tendencia de los manatíes a ubicarse en sitios cercanos a fuentes de agua dulce (Moore, 1951; Hartman, 1979; Shane, 1983; Gallo-Reynoso, 1983; Rathbun *et al.*, 1990; Powell *et al.*, 1981; Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986; Lefebvre *et al.*, 2001). En este trabajo se muestra que aún dentro de zonas estuarinas los manatíes se encuentran

Tabla XIII. Estructura del modelo final de la Regresión Logística del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Variable Independiente	Coefficiente de regresión	Error estándar	Prob.
Constante	-0.4624	0.3244	0.154
distancia a fuentes de agua dulce	-0.000425	0.0001	<0.001
Profundidad categoría 2	1.1401	.3364	0.001
categoría 3	1.5352	.4810	0.001

Tabla XIV. Importancia en el modelo obtenido por medio de un Análisis de Funciones Discriminantes, de las variables independientes sobre el uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Variable Independiente	Porcentaje de Cambio en Lambda de Wilks	F	Prob
distancia a fuentes de agua dulce	5.57	18.04	0.000*
profundidad	4.09	13.04	0.000*
protección	<0.01	0.01	0.904
declive	0.21	0.64	0.424
vegetación	0.52	1.61	0.206
salinidad	0.35	1.06	0.303

Tabla XV. Selección (método de selección Forward) de las variables independientes para obtener el modelo final de clasificación, con un Análisis de Funciones Discriminantes, del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000.

Iteración	Variable Incluida	Porcentaje de Cambio en Lambda	F	Prob	Lambda de Wilks
0					1.000
1	distancia a fuentes de agua dulce	3.59	11.42	0.001	0.964
2	profundidad	4.09	13.04	<0.001	0.925

Tabla XVI. Estructura del modelo final de clasificación obtenido por medio del Análisis de Funciones Discriminantes, del uso por el manatí (variable binaria) de 309 unidades en la porción norte de la Bahía de Chetumal entre 1998 y 2000. Se incluye las funciones lineales discriminantes y los coeficientes de regresión, también se muestra la tabla de clasificación de las unidades con las frecuencias observadas y las predichas por el modelo.

Variable	Funciones Lineales Discriminantes		Coeficientes de Regression	
	unidades no utilizadas	unidades utilizadas	unidades no utilizadas	unidades utilizadas
Constante	-4.958998	-5.263607	0.761943	0.238057
distancia a fuentes de agua dulce	9.62E-04	6.04E-04	6.70E-05	-6.70E-05
Profundidad	3.828319	4.625025	-0.14894	0.148943

Tabla de Clasificación de los Conteos
(Reducción en el error de clasificación = 28.2%)

Frecuencias observadas	Frecuencias Predichas		Total
	unidades no utilizadas	unidades utilizadas	
unidades no utilizadas	136	87	223
unidades utilizadas	24	62	86
Total	160	149	309

con mayor frecuencia en sitios cercanos a las fuentes de agua dulce.

Los sistemas de agua dulce, representados por ríos, canales y lagunas conectadas con la costa son un hábitat frecuentemente ocupados por los manatíes en la región (Morales-Vela *et al.*, 2000), así como en otras áreas donde se ha estudiado su distribución (Powell y Rathbun, 1982; Rathbun *et al.*, 1990; Hartman, 1979). Por su extensión y profundidad el sistema de agua dulce más utilizado por los manatíes en la porción norte de la Bahía de Chetumal, es el sistema de Laguna Guerrero (Morales-Vela *et al.*, 1996; Rivas-Hernández, 1996; Axis-Arroyo *et al.*, 1998). En Bahía de Chetumal se ha registrado un aumento

significativo en el número de manatíes en la entrada de este sistema de agua dulce durante la temporada de nortes (Axis-Arroyo *et al.*, 1998), cuando los viento alcanzan las mayores intensidades y como resultado del empuje del viento hacia el sur disminuye la profundidad a lo largo de la costa norte, y además se registra un aumento en la dinámica del oleaje. También se ha observado una alta frecuencia de manatíes saliendo del sistema de Laguna Guerrero en las primeras horas de la mañana (Rivas-Hernández, 1996).

Los pocos estudios que se han realizado sobre movimientos diarios de manatíes muestran que los animales ocupan este tipo de sitios someros y protegidos para el descanso, mientras que para alimentarse se movilizan hacia la boca de esos sistemas o salen a aguas abiertas, estuarinas o marinas (Powell y Rathbun, 1982; Rathbun *et al.*, 1990; Morales-Vela *et al.*, 1996). El seguimiento de manatíes radio-marcados en Bahía de Chetumal ha sido muy limitado (Morales-Vela *et al.*, 1996) , pero en los pocos registros que se han generado algunos manatíes se localizaron frecuentemente en la entrada o dentro de sistemas de agua dulce y sus excursiones fuera de estos sistemas se limitaron a sitios cercanos en la costa (Morales-Vela *et al.*, 1996). En este estudio los manatíes tendieron a utilizar unidades relativamente profundas pero cercanas a las fuentes de agua dulce. El que la proporción de unidades utilizadas fuera mayor en sitios con inclinación en la profundidad reafirma la tendencia anterior, debido a que la presencia de sitios profundos cercanos a la costa es favorecida por una costa con pendiente más pronunciada.

A pesar de la preferencia de los manatíes por el agua dulce, se les puede encontrar en zonas netamente marinas (Odell, *et al.*, 1978; Reynolds y Ferguson, 1984) y a juzgar por la fijación de *Balanus sp.* en la piel de algunos individuos (Husar, 1978), pueden permanecer en ellas por períodos largos de tiempo. Sin embargo, en aguas marinas los manatíes se

encuentran cerca de afluentes naturales de agua dulce, como las caletas en la costa central de Quintana Roo (Gallo-Reynoso, 1983; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997). Además, se han observado manatíes en estado natural tomando agua dulce de fuentes artificiales (Reid *et al.*, 1995). Los estudios fisiológicos han sido limitados y no proporcionan evidencias contundentes de que los manatíes necesitan beber agua dulce, aunque la forma de los riñones de los manatíes sugieren una habilidad para concentrar sales en la orina (Hill y Reynolds, 1989; Maluf, 1989). Alternativamente, estos hallazgos permiten especular que los manatíes podrían usar agua metabólica para sobrevivir durante períodos prolongados en agua salada (Hill y Reynolds, 1989), al igual que lo hacen los elefantes marinos que utilizan la grasa corporal como fuente metabólica de agua (Costa y Ortiz, 1982). Aunque carecen de riñones lobulados (mariposia), característica que en otros mamíferos marinos permite beber agua marina, concentrar la orina y mantener la osmolalidad, los manatíes tienen otro tipo de estructuras para concentrar la orina, y reducen la ingesta de agua cuando se encuentran en áreas marinas (Ortiz *et al.*, 1999). Estudios con animales vivos, midiendo los electrolitos y la osmolalidad, también sugieren que los manatíes son buenos osmoreguladores (Ortiz *et al.*, 1998).

En este estudio encontré una correlación significativa entre la cobertura de macrofitas enraizadas y la ocurrencia de manatíes, aunque la importancia de la vegetación en los métodos multivariantes disminuyó considerablemente. En la región centro-oriental de Florida se registró una correlación positiva entre la abundancia del pasto marino *Halodule wrightii* y la presencia de manatíes ($r=0.5$, Provanca y Hall, 1990). Este sitio es ocupado por los manatíes en su movimiento hacia refugios invernales a finales del otoño y a su regreso de estos a principios de la primavera (Provanca y Provanca, 1988); durante estos

episodios es de esperarse que los manatíes pasen una mayor parte del día concentrados en la búsqueda y adquisición de alimento. En contraste, en la Bahía de Chetumal los cambios de temperatura no son bruscos, favoreciendo el que los manatíes permanezcan dentro de ella todo el año y que no se observen cambios estacionales bruscos en la densidad de manatíes. Por lo tanto no se observan eventos de forrajeo intensivo en las praderas de pastos en la bahía de Chetumal. La falta de correlación entre las fanerógamas acuáticas y la presencia de manatíes en un estudio anterior en la Bahía de Chetumal (Axis-Arroyo *et al.*, 1998) pudo deberse a que ese estudio se llevó a cabo en una porción muy pequeña de la costa nororiental de la bahía y también a que el efecto de las fanerógamas se vió opacado porque las muestras coincidieron con sitios donde la abundancia del alga *Bathophora oerstedii* fue muy alta.

En contenidos estomacales de algunos manatíes encontrados muertos en el área de estudio se registraron restos únicamente de *Halodule wrightii* y de *Ruppia maritima*, tanto de tallos y hojas como de rizomas (datos no publicados del Proyecto Manatí ECOSUR- Unidad Chetumal). Coincidentemente, en Florida y en Puerto Rico los pastos marinos son el principal componente de los contenidos estomacales de manatíes hallados en la zona costera (Ledder, 1986; Mignucci-Giannoni y Beck, 1998). Esos resultados refuerzan la hipótesis de que los manatíes en la zona costera prefieren alimentarse de fanerógamas de zonas estuarinas o marinas, en vez de hacerlo de plantas de agua dulce. Estudios recientes muestran que los manatíes beben más agua dulce cuando se encuentran en áreas con baja salinidad que cuando se encuentran en áreas marinas (Ortiz *et al.*, 1998). Para mantener el balance de minerales como el sodio, cuando se encuentran en agua dulce los manatíes podrían consumir preferentemente plantas con mayor contenido de estos minerales. Esto

explicaría el que se muevan de sitios de agua dulce con abundante vegetación acuática hacia áreas estuarinas para consumir pastos marinos y plantas salino-tolerantes como *R. marítima*. Esto se ha observado en sitios cálidos donde se concentran los manatíes en los ríos Homossasa y Crystal en Florida, donde los manatíes dejan frecuentemente los sitios en el invierno a pesar de la alta abundancia de plantas de agua dulce, para alimentarse de *R. marítima* y otras plantas de aguas salobres río abajo (Rathbun *et al.*, 1990).

El hecho de que la vegetación se encuentre muy dispersa en el área de estudio, puede resultar en que los manatíes dediquen más tiempo viajando entre sitios de alimentación, lo que repercute en una probabilidad menor de ocurrencia de los manatíes dentro de los sitios de estudio, diluyendo la correlación (Bayley *et al.*, 1998).

Los factores abióticos (como la configuración del terreno, la distancia a fuentes de agua dulce, o el clima) determinan en gran medida la distribución de grandes herbívoros a gran escala y actúan como constrictores dentro de los cuales operan los mecanismos relacionados con los factores bióticos como la presencia de alimento (Bayley *et al.*, 1998). Para el manatí, los elementos abióticos como la temperatura, la cercanía de fuentes de agua dulce, y la accesibilidad de un sitio (relacionada por ejemplo con la profundidad, corrientes y oleaje), pueden limitar el uso de sitios con vegetación acuática disponible (Lefebvre *et al.*, 2001). Por ejemplo, en Puerto Rico se observó una menor densidad de manatíes en la costa nor-occidental de la isla, a pesar de tener mantos densos de pastos marinos. Esa parte de la costa de Puerto Rico se encuentra más expuesta, es menos somera y tiene pocas fuentes de agua dulce (Powell *et al.*, 1981). Otros factores como la presencia de depredadores (por ejemplo tiburones en áreas marinas abiertas) y la actividad humana también pueden restringir el uso de un sitio. Otras variables, no contempladas en este

estudio, como sitios adecuados para el descanso e interacción con otros individuos de la población (reproducción, cuidado de las crías, socialización, etc.) también inciden sobre dicho uso.

Áreas con recursos alimenticios suficientes y más cercanas a los sitios de descanso tendrán también una mayor probabilidad de ser seleccionadas como sitios de alimentación. La configuración del terreno a escala local interviene en los movimientos entre sitios, modificando las distancias reales entre ellos.

La bahía de Chetumal presenta pocos constrictores de la distribución de manatíes a macroescala: cuenta con fuentes de agua dulce, la actividad humana es en la actualidad muy baja (sobretudo en la sección norte de la bahía), y además es fácilmente accesible desde otras áreas costeras. Esto puede explicar la alta ocupación y densidad de manatíes en comparación con otros sitios costeros de la península de Yucatán (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986; Colmenero-Rolón y Zárate-Becerra, 1990; Morales-Vela *et al.*, 1996, 2000; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997).

En este estudio hubo correlación entre la mayoría de las variables propuestas y la frecuencia de ocurrencia de manatíes. Estas correlaciones, sin embargo, no implican una asociación real entre las características del hábitat y la ocurrencia de manatíes. Entre estas variables, la distancia a fuentes de agua dulce estuvo consistentemente más correlacionada con la ocurrencia de manatíes en el área. Por otra parte, la inclusión de otras variables como la profundidad en modelos multivariantes ayudaron a construir modelos predictivos de la ocurrencia de manatíes, aunque con una eficiencia baja.

La duración de este estudio y la intensidad del muestreo pudieron influir en la magnitud de las correlaciones observadas. La influencia de factores del hábitat se puede estudiar

mejor en trabajos a largo plazo que evalúen parámetros poblacionales como, por ejemplo, el éxito reproductivo o la natalidad (Morrison, 2001), o a través de técnicas como el radio-marcado y seguimiento de individuos para tener registros detallados de su uso del hábitat. También, si se evalúan los elementos del hábitat con más detalle, de manera que pudieran usarse variables continuas en vez de categóricas, el análisis sería más robusto y se podría explorar la influencia de las variables con más detalle, por ejemplo con los coeficientes estandarizados en una regresión lineal múltiple. A pesar de ello, los resultados obtenidos sirven para diseñar estudios específicos para evaluar con detalle la influencia de variables particulares. Esto último se ha sugerido como un enfoque más directo para evaluar el hábitat de una especie de fauna silvestre (Morrison, 2001).

En conclusión, las variables propuestas como componentes principales del hábitat del manatí a escala regional, también se aplicaron a una escala local como la utilizada en este estudio, con excepción de la protección contra el viento y el oleaje, con la cual no se obtuvo correlación significativa. Sin embargo, la mayoría de estas variables estuvieron correlacionadas entre sí, en mayor o menor medida, por lo que su importancia como componente particular del hábitat del manatí es difícil de establecer. La profundidad, y en especial la distancia a fuentes de agua dulce actúan, al parecer, como constrictores sobre las demás características del hábitat, y por lo tanto son dos variables que deben considerarse primordialmente en los modelos del hábitat de esta especie.

La preservación de los afluentes de agua dulce y la calidad del agua en ellos debe ser un elemento indispensable en el manejo y en la conservación del manatí en áreas costeras como Bahía de Chetumal. Se debe, así mismo, asegurar el libre acceso de los manatíes a las fuentes de agua dulce y centrar los esfuerzos de protección del manatí en zonas adyacentes

a estos sitios. Sin embargo, es claro que la protección y las medidas de manejo se deben aplicar también a las zonas con mayor cobertura de fanerógamas acuáticas.

VI

DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

VI.1 DISCUSIÓN

La Bahía de Chetumal presenta características importantes para la presencia durante todo el año del manatí antillano. Los diversos aportes de agua dulce hacia la bahía le confieren características mesohalinas a lo largo del año, aún con la gran cantidad de evaporación que se presenta en esta región. Cálculos recientes indican que en la temporada de secas el aporte de agua dulce de distintas fuentes iguala a la evaporación y en otras temporadas del año la supera ampliamente (Medina-Gómez *et al.*, 2002). Sin embargo, mi trabajo evidenció que la influencia del escurrimiento de agua dulce se nota ligeramente sólo en áreas muy cercanas a la línea de costa, mientras que en la parte central de la bahía la salinidad es bastante homogénea. Algunos aportes subterráneos muestreados durante este estudio tuvieron una influencia muy reducida en la columna de agua adyacente en el corto plazo, pero tomados en conjunto pueden influir en el balance neto a largo plazo. Incluso en las pozas más amplias y profundas no se observó diferencia en la salinidad en el sitio exacto de la descarga de agua subterránea y a unos metros de ella.

A a juzgar por el elevado tiempo de residencia del agua (Medina-Gómez *et al.*, 2002), la sección norte de la bahía es un cuerpo de agua semi-cerrado, debido al escaso movimiento del agua y posiblemente al establecimiento de una especie de frente en la parte media de la bahía ocasionada por el gran flujo de agua dulce en esta parte, vertida por los ríos Hondo y Nuevo. Sin embargo, la escasez de estudios sobre la hidrológica de esta bahía no permite definir con certidumbre su dinámica física. Los manatíes no siguieron ningún patrón

definido con respecto a la salinidad del agua en el área de estudio. Aunque se observaron diferencias en la salinidad entre los periodos de muestreo (capítulo III), la variación en la densidad de manatíes en el área de estudio fue muy similar (capítulo II). No existen reportes que describan una correlación entre la salinidad y la presencia o abundancia de manatíes. La gran capacidad de estos animales para afrontar los retos fisiológicos de moverse hacia áreas marinas (Maluf, 1989; Hill y Reynolds, 1989; Ortiz *et al.*, 1998) favorece el que los manatíes no sigan un gradiente establecido en la salinidad a escala local, aunque se sugiere que para el desplazamiento sobre la costa los manatíes podrían seguir gradientes en esta variable (Hartman, 1979).

Hay mucha evidencia, sin embargo, que sugiere que los manatíes necesitan beber agua dulce con cierta regularidad (Reid *et al.*, 1995; Ortiz, 1999). Esto sí puede causar un gradiente en la ocupación de sitios por el manatí en relación con la distancia a las principales fuentes de agua dulce, como se observa en mi estudio y otros (Lefebvre *et al.*, 2001). En la bahía, la mayoría de los manatíes, por lo menos durante las horas en las que se han realizado censos aéreos, permanecen en aguas abiertas estuarinas pero los resultados de mi estudio y observaciones de trabajos anteriores (Colmenero-Rolón y Zárata-Becerra, 1990; Morales-Vela *et al.*, 1996) indican que se mantienen cerca de las fuentes de agua dulce adonde pueden hacer incursiones ocasionales. Esta tendencia se observa también en una escala espacial mayor, a lo largo de las costas de la península de Yucatán y de Belice (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997; Morales-Vela *et al.*, 2000, 2001). Una gran cantidad de manatíes habilitados con radiotransmisores en la costa occidental de Florida, en la bahía de Tampa (Weigle *et al.*, 2001) y en el suroeste de Florida (Reid *et al.*, 2001) registraron incursiones más o menos frecuentes hacia el interior de los sistemas de agua

dulce y en aguas abiertas de las bahías y de la costa la mayoría de las ubicaciones de los animales radio-marcados estaban en las proximidades de esos sistemas de agua dulce.

Las bajas salinidades en el norte de la Bahía de Chetumal, aunado a otros factores, tienen un efecto más importante en la distribución de la vegetación acuática sumergida (que es la base de la alimentación de los manatíes) que en los propios manatíes. El mapeo de la vegetación en este estudio tiene todavía una resolución baja (aunque éste es el estudio más completo de la vegetación acuática en esta bahía), pero permite tener una idea más clara de la disposición espacial de las plantas acuáticas en esta área y es un buen punto de partida para analizar la asociación entre la vegetación y la distribución y ocurrencia de manatíes.

El fondo de esta bahía tiene muy baja cobertura de vegetación acuática; incluso, una gran proporción del fondo se encuentra desnuda de vegetación. A pesar de ello, las condiciones locales propician el crecimiento de dos especies, *Halodule wrightii* y *Ruppia maritima*, señaladas en muchos estudios como componentes importantes de la dieta del manatí en áreas costeras y estuarinas (Hartman, 1979; Powell y Rathbun, 198; Ledder, 1986; Mignucci-Gianoni y Beck, 1998; Lefebvre *et al.*, 2000). Localmente estos pastos crecen formando praderas poco desarrolladas con densidades de haces muy bajas. Rizomas, y en menor proporción hojas, de *Halodule wrightii* y *R. maritima*, fueron los componentes principales, por apreciación visual, de contenidos estomacales de manatíes encontrados muertos en el área de estudio; incluso en el estómago de una cría muy pequeña encontrada dentro del sistema de agua dulce de Laguna Guerrero (L.D. Olivera, datos no publicados).

Análisis del contenido del tracto digestivo de manatíes en Florida y Puerto Rico coinciden en que los pastos marinos son el componente principal de la dieta del manatí en aguas costeras (Ledder, 1986; Magnucci-Giannoni y Beck, 1998). Las observaciones sobre

los componentes de la dieta hechas dentro y fuera de Florida permiten hipotetizar que los manatíes en áreas costeras, donde el régimen térmico no los limita en su distribución a lo largo del año, se especializan más en el consumo de pastos marinos que en el consumo de plantas de agua dulce en los sistemas fluvio-lagunares adyacentes a la costa y de macroalgas marinas (Lefebvre *et al.*, 2000). En este sentido, la capacidad de los manatíes para alimentarse de pastos marinos es similar a la de los dugones, *Dugong dugong*, (Marsh *et al.*, 1999), cuya alimentación depende altamente de este tipo de plantas (Johnstone y Hudson, 1980; Marsh *et al.*, 1982).

La forma de crecimiento de las especies dominantes en aguas abiertas de la bahía parece ser preferida por los manatíes, comparada con las praderas muy desarrolladas y con densidades altas de pastos marinos, ya que es más fácil para el manatí extraer la planta entera y las plantas tienen menos cenizas, menos epifitas y un mayor valor nutritivo (Bjorndal, 1980; Dawes y Lawrence, 1983, Zieman *et al.*, 1984). Otros grandes herbívoros acuáticos como la tortuga marina blanca o los dugones se alimentan intensivamente en zonas densas de pastos marinos recurrentemente, de manera que utilizan los retoños tiernos y las especies colonizadoras con mayor valor nutritivo (Bjorndal, 1980; Wake, 1975; Anderson y Birtles, 1978; Preen, 1995, De Iongh *et al.*, 1995), una conducta calificada como un tipo de “cultivo” (cultivation grazing; Preen, 1995). Las características mismas de las zonas donde habitan los manatíes les ahorran el impacto inicial sobre las praderas de pastos marinos (Lefebvre *et al.*, 2000) ya que mantienen las praderas poco desarrolladas (Zieman *et al.*, 1989) como en el caso del área de estudio. Los manatíes se observan frecuentemente alimentándose de pastos marinos en los bordes de las praderas, donde la densidad de tallos es baja y regresan consistentemente a este tipo de sitios (Lefebvre *et al.*,

2000).

Con la cantidad de censos aéreos de manatíes realizados sobre el área de estudio, yo esperaba encontrar una mayor coincidencia entre la distribución de los manatíes y los sitios con crecimiento importante de vegetación acuática. Aunque registré una correlación significativa directa entre estas dos variables una gran proporción de los avistamientos de manatíes se dieron en áreas con cobertura de vegetación acuática muy reducida o nula. De hecho, los avistamientos de manatíes estuvieron dispersos por toda el área de estudio. Así, aunque las características de la bahía propician un tipo de crecimiento de vegetación que es preferido por los manatíes, la baja cobertura y densidad de la vegetación puede estar causando un menor tiempo de permanencia de los manatíes en sitios de alimentación específicos y una mayor cantidad de tiempo viajando entre estos sitios, como se observa en grandes herbívoros terrestres (Bayley *et al.*, 1998). Es un enigma si los costos energéticos de esta búsqueda de alimento se compensan con una mayor facilidad para la extracción de las plantas del fondo y su mayor digestión.

La temperatura del agua en el área de estudio se mantiene por encima de las temperaturas fisiológicas críticas sugeridas para el manatí (Irvine, 1983) y de las temperaturas que inducen movimientos masivos en el invierno en el sureste de Estados Unidos (Hartman, 1979; Reynolds y Wilcox, 1994). Los manatíes en la región se observan frecuentemente descansando sobre pequeñas pozas (Morales-Vela *et al.*, 1996, 2000), algunas con afloramientos naturales de agua subterránea más fría que la columna de agua adyacente (Morales-Vela *et al.*, 1996). Así, la temperatura del agua en la bahía no parece representar ningún problema para los manatíes.

Durante el trabajo de campo observé muchas de estas pozas, algunas de las cuales eran

efímeras y aparecían en sitios donde semanas o meses antes no había pozas. Es posible que los manatíes establezcan sitios de descanso sobre fondos blandos y su misma actividad vaya removiendo el sedimento formando pozas. Sin embargo, las observaciones hasta el momento sólo permiten especular al respecto y hace falta un estudio sistemático sobre el uso de estas pozas.

En el fondo de la bahía, en especial cerca de la orilla existe una gran cantidad de afloramientos pequeños de agua subterránea, al removerse parte del sedimento que cubre la capa basal de roca calcárea, el mismo afloramiento parece contribuir a que las pozas se hagan más grandes. Muchos afloramientos son estacionales y relacionados con la precipitación en sectores particulares de la zona terrestre adyacente a la bahía. El uso de estos sitios por los manatíes tampoco parece ser muy consistente en el tiempo por lo que cuando desaparece el afloramiento o se interrumpe el uso por parte de los manatíes el sedimento adyacente vuelve a cubrir las pozas. También existen pozas permanentes, quizás en sitios donde el afloramiento es continuo y donde la disolución de las rocas calcáreas es más extensa. Una de ellas se encuentra en Punta Calentura (Morales-Vela *et al.*, 1996), en la costa este de la bahía, al sur del área de estudio. Aquí existe un flujo permanente de agua subterránea de acuíferos con fuerte influencia marina, con salinidades entre 24 y 26 ups y temperaturas entre 21 y 22°C. Todavía se desconoce lo que promueve el uso de este tipo de micro-hábitat por parte del manatí. Una caracterización mejor de este tipo de sitios podría mejorar los modelos del hábitat del manatí.

Cuando incursionan en zonas estuarinas y sistemas de agua dulce en Florida, los manatíes se mueven frecuentemente siguiendo cierto tipo de configuración en el fondo. En aguas costeras estos mamíferos presumiblemente navegan a través de marcas submarinas o

corrientes y siguen repetidamente las mismas rutas de desplazamiento a lo largo de la costa (Hartman, 1979). El uso de zonas muy someras está restringido a aquellas áreas que se encuentran cerca de aguas más profundas que le sirven de medio para el escape (Hartman, 1979).

Los manatíes dejan regularmente las rutas que les son familiares dentro de bahías y sistemas de agua dulce para explorar áreas menos frecuentadas y es común que hagan esto siguiendo canales relativamente profundos (Hartman, 1979). El área situada entre Cayo Violín y la costa (figura 2) no fue utilizada por los manatíes durante este estudio ni en censos anteriores (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1992; 1994a; Morales-Vela *et al.*, 1996; 2000). Esta área es muy somera y se encuentra alejada de aguas profundas. En cambio en la zona entre Cayo Venados y la costa, que también es somera, existe un canal con aguas más profundas (>2m) por donde los animales se movilizan y son avistados frecuentemente.

En 1994 se realizaron los primeros intentos de captura de manatíes en Bahía de Chetumal, para colocarles radio transmisores. En la zona entre Cayo Venados y la costa se abandonaron estos intentos debido a que los manatíes nadaban hacia el canal más profundo haciendo muy difícil el ubicarlos desde la lancha (L.D. Olivera, datos no publicados), similar a lo observado en Florida (Hartman, 1979).

El estudio de la disposición espacial de los manatíes generó resultados importantes, ya que se cubrieron áreas que no habían sido incluidas en monitoreos anteriores de la distribución de estos animales en la bahía de Chetumal. Aunque se registró un mayor número de manatíes cerca de la costa, una proporción importante se registró en zonas alejadas de la misma. De esta manera este trabajo presenta una imagen más clara de la distribución de los animales en el área de estudio. Existe cierto grado de agrupación en la

ubicación de los animales dentro del área de estudio, lo que resultó en una distribución de tipo binomial negativa en el número de manatíes y en la frecuencia de ocurrencia de manatíes dentro de las unidades establecidas para el análisis de las correlaciones. Se confirmaron tendencias anteriores de sitios en los que tradicionalmente se ha obtenido un número mayor de registros en comparación con otras áreas de la bahía, como en el caso de la boca de laguna Guerrero y zonas adyacentes, en la costa frente a los humedales de Río Creek y Río Jazz, y también frente a la zona de Siete Esteros, aunque en menor proporción en este último sitio (Fig. 2).

Los movimientos de los manatíes en el área de estudio, y posiblemente hacia otras áreas adyacentes, originaron una alta variación en los conteos de manatíes a corto plazo (en vuelos realizados con cerca de una semana de separación en tiempo). Esta variación fue similar a la encontrada entre distintos períodos del año, por lo que no se detectaron diferencias estacionales en la abundancia de manatíes en el área (capítulo III). Una variación similar a la de este estudio se ha encontrado en trabajos anteriores (e.g. Powell *et al.*, 1983; Packard *et al.*, 1985; Ackerman *et al.*, 1995; Miller *et al.*, 1998).

El estudio de la caracterización de las distintas fuentes de variación en los conteos desde avionetas es actualmente una de las líneas de investigación sobre esta especie en Florida. Quitando los errores atribuibles al método y a la eficacia de los observadores, parece existir una gran inestabilidad temporal en el uso de sitios específicos (Hartman, 1979). Esto provoca una mayor variabilidad espacial en los conteos a medida que se reduce la escala espacial y la extensión del estudio (Wiens, 1989), lo que es concordante con mi estudio, en el que hubo una baja frecuencia de ocurrencia de los manatíes dentro de las unidades particulares establecidas. Para contrarrestar los problemas debido al movimiento entre áreas

se puede ampliar la extensión del estudio, pero ésto, a su vez, aumenta la contribución del error debido al método, a las condiciones del área muestreada y a la eficacia de los observadores. El estudio de las relaciones entre una especie y su hábitat tiene una incertidumbre implícita, ya que la variación espacial de distintos elementos del hábitat y la de la especie en cuestión difieren en escala. Para caracterizar mejor un elemento del hábitat es necesario reducir la escala espacial de las unidades de muestreo, aumentando la variación en la presencia de la especie evaluada entre las unidades (Wiens, 1989). Los estudios extensos sobre seguimiento de individuos radiomarcados y el uso de nuevas tecnologías para la ubicación de los animales pueden arrojar más datos sobre las relaciones manatí-hábitat.

VI.2 CONCLUSIONES

Las conclusiones del presente estudio son las siguientes:

1. Existe una baja cobertura de vegetación acuática sumergida en la porción norte de la Bahía de Chetumal, siendo *Halodule wrightii* y *Ruppia maritima* las especies dominantes de fanerógamas acuáticas.
2. La biomasa y cobertura de las fanerógamas marinas es menor que la reportada en otras áreas costeras de la península de Yucatán. La altura de las hojas de *H. wrightii*, fue notoriamente menor que la reportada en zonas marinas.
3. Existieron diferencias espaciales en la cobertura de la vegetación acuática del fondo en el área de estudio.
4. Con la escala de medición utilizada no se detectaron cambios en la cobertura de la vegetación acuática en el fondo entre los períodos de muestreo en la mayoría de los

sitios analizados.

5. Se registraron diferencias espaciales en la distribución de los manatíes en la porción norte de la bahía de Chetumal durante los cuatro períodos de estudio. La mayoría de los manatíes se localizaron a menos de 1 km de la orilla.
6. Las áreas con una mayor cantidad de avistamientos de manatíes fueron la zona de la boca del sistema lagunar Guerrero y la zona al norte de esta boca entre la costa y Cayo Venados. Los manatíes utilizaron también de manera importante las áreas cercanas a la desembocaduras de los humedales de Rio Creek, Río Jazz y Siete Esteros.
7. No se registraron diferencias en la abundancia de manatíes entre los períodos de muestreo pero hubo una variación considerable en los conteos dentro de cada período.
8. La proporción de unidades utilizadas por los manatíes durante este estudio aumentaron con la cercanía a las fuentes de agua dulce, con la profundidad, con la inclinación del fondo, con la cobertura de vegetación y con la variación en la salinidad. También encontré correlaciones significativas entre la frecuencia de ocurrencia de manatíes y las variables anteriores.
9. La distancia a las fuentes de agua dulce y la profundidad fueron las variables que contribuyeron significativamente a modelos de regresión y de clasificación múltiple, aunque la eficiencia de estos modelos fue baja.

LITERATURA CITADA

- Ackerman, B.B. 1995. Aerial surveys of manatees: a summary and progress report. Pp. 13-33 In: T. J. O'Shea, B. B. Ackerman, and H. F. Percival (eds.). Population Biology of the Florida Manatee. National Biol. Service Information and Technology Report 1.
- Alvarez, J.R.M. 1954. Exploración geológica preliminar del río Hondo, Quintana Roo. Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros 6: 207-213.
- Anderson, P.K. y A. Birtles. 1978. Behaviour and ecology of the dugong, *Dugong dugon* (Sirenia): Observations in Shoalwater and Cleveland Bays, Queens land. Aust. Wildl. Res. 5: 1-23.
- Arriaga, W. S. y W. Contreras S. 1993. El Manatí (*Trichechus manatus*) en Tabasco. Informe técnico, Universidad Juárez Autónoma de Tabasco. 73 pp.
- Axis-Arroyo, J., B. Morales-Vela, D. Torruco-Gómez y M. E. Vega-Cendejas. 1998. Variables asociadas con el uso de hábitat del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), en Quintana Roo, México (Mammalia). Rev. Biol. Trop. 46: 791-803.
- Ball, M. 1967. Tectonic control of the configuration of the Bahama Banks: Gulf Coast Assoc. Geol. Soc. Trans. 17: 265-267
- Bayley, D.W., J.E. Gross, E.A. Laca, L.R. Rittenhouse, M.B. Coughenour, D.M. Swift y P.L. Sims. 1998. Mechanisms that result in large herbivore grazing distribution patterns. J. Range Manag. 49:386-400.
- Bengston, J. L. y D. Magor. 1979. A survey of manatees in Belize. Journal of Mammalogy 60:230-232.
- Bennington, C.C. y W.T. Thyne. 1994. Use and misuse of mixed model analysis of variance in ecological studies. Ecology 75:717-722.

- Best, R.C. 1981. Foods and feeding habits of wild and captive Sirenia. *Mammal Review* 11:3-29.
- Bjorndal, K.A. 1980. Nutrition and grazing behavior of the green turtle *Chelonia mydas*. *Mar. Biol.* 56: 147-154.
- Bjorndal, K.A. 1997. Foraging ecology and nutrition of sea turtles. Pp. 199-232 In: Lutz, P.L. (ed.) *The biology of Sea Turtles*. Music CRC Marine Sciences Series, CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida,.
- Boggs, S. Jr. 1995. *Principles of sedimentology and stratigraphy*. 2da ed. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.
- Bowen, 1997. Role of Marine Mammals in aquatic ecosystems. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 158: 267-274
- Braun-Blanquet, J. 1965. *Plant Sociology, the study of plant communities*. Hafner, London, 439 pp.
- Burn, D.M. 1986. The digestive strategy and efficiency of the West Indian manatee *Trichechus manatus*. *Comp. Biochem. and Physiol.* 85:139-142
- Butterlin, J. 1958. Reconocimiento geológico preliminar del territorio de Quintana Roo. *Boletín de la Asociación Mexicana de Geólogos Petroleros* 10:531-564.
- Campbell, H.W. y D. Gicca. 1979. Reseña preliminar del estado actual y distribución del manatí *Trichechus manatus* en México, *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón, Méx., Serie Zoología* 49:257-264.
- Chavira-Martínez, D., J. Briseño-González, A. Negroe, J.A. Pérez-Cetina, T. Sánchez-Cabrera y R. Hoil. 1992. Diagnostico de la calidad del agua en la Bahía de Chetumal, Q.Roo. *Avacient* 2: 16-31.

- CITES 1975. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Appendix I.
- Colmenero-Rolón, L.C. 1984. Nuevos registros del manatí (*T. manatus*) en el sureste de México. An.Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx. Ser Zool 54: 243-254.
- Colmenero-Rolón, L.C. y M.E. Hoz-Zavala. 1986. Distribución de los manatíes, situación y su conservación en México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx. Ser. Zool. 56: 955-1020.
- Colmenero-Rolón, L.C., J. Azcárate C. y E. Zárate-Becerra. 1988. Estado y distribución del manatí en Quintana Roo. Reporte Final de Investigación CIQRO/USFWS/SEDUE. 144 pp.
- Colmenero-Rolón, L.C. y E. Zárate-Becerra. 1990. Distribution, status and conservation of West Indian Manatee in Q.Roo, México. Biol. Cons.
- Comisión Nacional del Agua. 1996. Registro de huracanes y tormentas tropicales que afectaron la región de Quintana Roo. Periodo 1986-1996. Comisión Nacional del Agua. Subgerencia Técnica. Chetumal, Q.Roo. 5 pp
- Congdon, R.A. y A.J. McComb. 1979. Productivity of *Ruppia*: seasonal changes and dependence on light in an estuary. Aquat. Bot. 6: 121-132.
- Costa, D.P. y C.L. Ortiz. 1982. Blood chemistry, homeostasis during prolonged fasting in the northern elephant seal. Am. J. Physiol. 242: 591-595.
- Creed, J.C. 1997. Distribution, seasonal abundance and shoot size of the seagrass *Halodule wrightii* near its southern limit at Rio de Janeiro state, Brazil. Aquat. Bot. 65: 47-58.
- Dawes, C.J. 1987. The dynamics seagrasses of the gulf of Mexico and Florida coasts. Pp 24-38 In. Durako, M.J, Phillips, R.C.and Lewis, R.R., (eds.), Proceedings of the

- symposium on subtropical-tropical seagrasses of the southeastern United States, St Petersburg, Florida 1985.
- Dawes, C.J. y J.M. Lawrence. 1983. Proximate composition and caloric content of seagrasses. *Mar. Tech. Soc. J.* 17: 53-58.
- De Iongh, H.H.; B.J. Wenno y E. Meelis. 1995. Seagrass distribution and seasonal biomass changes in relation to dugong grazing in the Moluccas, East Indonesia. *Aquat. Bot.* 50:1-19.
- De Jesús-Navarrete, A. y J. Herrera Gómez. 1999. Nematofauna asociada a la zona urbana de la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Rev. Biol. Trop.* 47: 867-875.
- De Jesús-Navarrete, A., J.J. Oliva-Rivera, V. Valencia-Beltrán y N. Quintero-López. 2000. Distribución de los sedimentos en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiológica* 10: 61-67.
- Den Hartog, C. 1970. *The seagrasses of the world*. North-Holland Publishing Co. Amsterdam, 172 pp.
- Dennison, W.C., , T.J. Orth, K.A. Moore, J.C. Stevenson, V. Carter, S. Kollar, P.W. Bergstrom y R.A. Batiuk. 1993. Assessing water quality with submerged aquatic vegetation. *BioScience* 43: 86-94.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. NOM-54: Acuerdo por el que se establecen las especies de fauna y flora silvestre amenazadas o sujetas a protección especial.
- Doering, P.H. y R.H. Chamberlain. 2000. Experimental studies on the salinity tolerance of turtle grass, *Thalassia testudinum*. Pp. 81-98 In: Bortone, S.A. (eds.) *Seagrasses: monitoring, ecology, physiology and management*. CRC Press, Boca Raton, Florida,.

- Dixon, K.R. y J.A. Chapman. 1980. Harmonic mean measure of animal activity areas. *Ecology* 61: 1040-1044.
- Domning, D.P. 2001. Sirenians, seagrasses, and Cenozoic ecological change in the Caribbean. *Paleogeography, Paleoclimatology, Palaeoecology* 166: 27-50.
- Duarte, C.M. y C.L. Chiscano. 1999. Seagrass biomass and production: a reassessment. *Aquat. Bot.* 65, 159-174.
- Dunton, K.H. 1994. Seasonal growth and biomass of the subtropical seagrass *Halodule wrightii* in relation to continuous measurements of underwater irradiance. *Mar. Biol.* 120, 479-489.
- Emery, R.B., D.R. Foster y M. Fluet. 1994. Hurricane impacts to tropical and temperate forest landscapes. *Ecol Monogr.* 64:369-400.
- Gallegos, M.E., M. Merino, A. Rodríguez, N. Marba. y C.M. Duarte. 1994. Growth patterns and demography of pioneer Caribbean seagrass *Halodule wrightii* and *Syringodium filiforme*. *Mar. Eco. Prog. Ser.* 109: 99-104.
- Gallo-Reynoso, J.P. 1983. Notas sobre la distribución del manatí (*Trichechus manatus*) en las costas de Quintana Roo. *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx. Ser. Zool.* 53: 443-448.
- García, E. 1973. Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen (para adaptarlo a las condiciones de la República Mexicana). Universidad Nacional Autónoma de México. México D.F. 246 pp.
- Gasca, R. e I. Castellanos. 1994. Zooplankton de la bahía de Chetumal, Mar Caribe, México. *Rev. Biol. Trop.* 41:619-625.

- Hartman, D.S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. American Society of Mammalogists, Special publ. Nu. 5. 153 pp.
- Hayes, W.B. y G.S. Koch. 1984. Constructing and analyzing area of influence polygons by computer. *Computer and Geosciences* 10: 411-430.
- Herrera-Silveira, J.A. 1994. Phytoplankton productivity and submerged macrophyte biomass variation in a tropical coastal lagoon with groundwater discharge. *Vie et Milieu* 44 : 257-266.
- Hill, D.A. y J.E. Reynolds. 1989. Gross and microscopic anatomy of the kidney of the West Indian Manatee, *Trichechus manatus* (Mammalia: Sirenia). *Acta Anat.* 135:53-56.
- Husar, S.L. 1978. *Trichechus manatus*. Mammalian Species, American Society of Mammalogist 93:1-5
- Irvine, A.B. 1983. Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida. *Biological Conservation* 25:315-334
- Johnstone, I.M. y B.E.T. Hudson. 1980. The dugong diet: Mouth sample analysis. *Bull. Mar. Sci.* 31:681-690.
- Kantrud, H. A. 1991. Wigeongrass (*Ruppia maritima* L.): a literature review. U.S. Fish and Wildlife Service, Fish Wildl. Res. 10: 1-58.
- Kochman, H.I.; G.B. Rathbun y J.A. Powell. 1985. Temporal and spatial distribution of manatees in Kings Bay, Crystal River, Florida. *J. Wildl. Manage.* 49: 921-924
- Krebs, Ch.J. 1985. *Ecología, Estudio de la Distribución y la Abundancia*. 2da ed. Harla, México, D.F., 753 pp.
- Lazcano-Barrero, M.A. y J. M. Packard. 1989. The occurrence of Manatees (*Trichechus manatus*) in Tamaulipas, México. *Mar. Mamm. Sci.* 5:202-205

- Lomolino, M.V. y K.C. Ewel. 1984. Digestive efficiencies of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*). Florida Scientist 47:176-179
- McCullagh, P. y J.A. Nelder. 1989. Generalized linear models (2nd Ed.). Chapman & Hall, New York.
- Maluff, N. S. R. 1989. Renal anatomy of the manatee, *Trichechus manatus* (Linnaeus). A. J. Anat. 184: 269-286.
- Marine Mammal Commission. 1984. Habitat protection needs for the subpopulation of West Indian manatees in the Crystal River area of northwest Florida. Marine mammal commission, Washington D. C. Final Report No. MMC-84/09. 46 pp.
- Marsh, H. 1995. Fixed-width aerial transects for determining dugong population sizes and distribution patterns. Pp. 56-62 In: T. J. O'Shea, B. B. Ackerman and H. F. Percival (eds.). Population biology of the Florida manatee. National Biological Service Information and Technology Report 1.
- Marsh, H. y L.W. Lefebvre. 1994. Sirenian status and conservation efforts. Aquatic Mammals 20:155-170.
- Marsh, H. y D. F. Sinclair. 1989. Correcting for visibility bias in strip transect aerial surveys of aquatic fauna. J. Wildl. Manag. 53:1017-1024.
- Marsh, H., P.W. Channels, G.E. Heinsohn y J. Morissey. 1982. Analysis of stomach contents of dugongs from Queensland. Aust. Wildl. Res. 9:55-67.
- Marsh, H., C.A. Beck y T. Vargo. 1999. Comparison of the capabilities of dugongs and West Indian manatees to masticate seagreasses. Mar. Mamm. Sci. 15:250-255.
- Medina-Gómez, I., J.A. Herrera-Silveira, A. Jiménez-Zaldivar, M. Aguayo-González, J. Trejo-Peña, I. Medina-Chan y P. Tapia-González. 2002. Metabolismo de la bahía de

- Chetumal Basado en el balance estequiométrico de nutrientes. Pp. 32-42 en F.J. Rosado-May, R. Romero Mayo y A. De Jesús Navarrete (eds.). Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q.R., México.
- Mignucci-Giannoni, A. y C. Beck. 1998. The diet of the manatee (*Trichechus manatus*) in Puerto Rico. Mar. Mamm. Sci. 14: 394-397.
- Miller, R.R. 1982. Pisces. Pp. 486 – 501 en S.H. Hurlbert y A. Villalobos F. (eds) Aquatic biota of México, Central America and the West Indies. San Diego State University, San Diego, California, U.S.A.
- Miller, K. E., B. B. Ackerman, L. W. Lefebvre y K. B. Clifton. 1998. An evaluation of strip-transect aerial survey methods for monitoring manatee populations in Florida. Wildl. Soc. Bull. 26:561-570.
- Miranda, F. 1958. Hidrografía. Pp. 25-37 en Beltrán, E. (ed.) Los recursos del Sureste y su aprovechamiento. Instituto Mexicano de Recursos Naturales Renovables. Vol. 2. México, D.F.
- Moore, J.C. 1951. The range of the Florida manatee. Quarterly Journal of the Florida Academy of Science 14:1-19.
- Morales-Vela, B. y L. D. Olivera-Gómez. 1992. La Bahía de Chetumal y su importancia para el manatí en el Caribe Mexicano. XVII Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. La Paz, B.C.S.
- Morales-Vela, B. y L. D. Olivera-Gómez. 1994a. Distribución espacial y estimación poblacional de los manatíes en la bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Rev. Inv. Cient. 2 (No. Esp. SOMEMMA 2): 27-52.

- Morales-Vela, B. y L. D. Olivera-Gómez. 1994b. Distribución y abundancia del manatí en la reserva de la biosfera de Sian Ka'an, Quintana Roo, Méx. (1992-1994). Sian Ka'an Ser. documentos 2: 55-59.
- Morales-Vela, B. y L. D. Olivera-Gómez. 1997. Estado Actual de la Población de manatíes en la costa norte y centro-norte del estado de Q.Roo, México. Ans. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx., Ser. Zool. 68: 153-164.
- Morales-Vela, B., L. D. Olivera-Gómez y P. Ramírez-García. 1996. Conservación de los manatíes en la región del Caribe de México y Belice. Informe Técnico preparado por El Colegio de la Frontera Sur. ECOSUR Inf. Tec. No. MM01-CONACyT N9301-2017, 131 pp.
- Morales-Vela, B., L.D. Olivera-Gómez, J.E. Reynolds III y G.B. Rathbun. 2000. Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. Biol. Cons. 95: 67-75.
- Morales-Vela, B.; J. Padilla-Saldivar y A. Mignucci-Giannoni. 2001. Estado actual del manatí en las costas norte y oeste de la península de Yucatán, México. Resúmenes de la XXVI Reunión Internacional para el estudio de los Mamíferos Marinos. P 70.
- Morrison, M. L. 2001. A proposed research emphasis to overcome the limits of wildlife-habitat relationship studies. J. Wildl. Manage. 65:613-623.
- Mou-Sue, L. L. y D. H. Chen. 1990. Distribution and status of manatees (*Trichechus manatus*) in Panama. Marine Mammal Science 6:234-241.
- Neely, M.B. 2000. Somatic, respiratory, and photosynthetic responses of the seagrass *Halodule wrightii* to light reduction in Tampa Bay, Florida, including a whole plant carbon budget. Pp. 33-48 In: Bortone, S.A. (ed.) Seagrasses: monitoring, ecology,

physiology and management. CRC Press, Boca Raton, Florida.

- O'Shea, T.J. y C.A. Lex' Salisbury. 1991. Belize, a last stronghold for manatees in the Caribbean. *ORYX* 25:156-164.
- O'Shea, T. J., M. Correa-Viana, M.E. Ludlow y J. G. Robinson. 1988. Distribution, status, and traditional significance of the West Indian Manatee *Trichechus manatus* in Venezuela. *Biol. Cons.* 46:281-301.
- Odell, D.K., J.E. Reynolds III y G. Waugh. 1978. New records of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*) from the Bahama Islands. *Biol. Cons.* 14:289-293.
- Oliveira, E.C., T.N. Corbisier, V.R. de Eston y O. Ambrosio. 1997. Phenology of a seagrass (*Halodule wrightii*) bed on the southeast coast of Brazil. *Aquat. Bot.* 56: 25-33.
- Olivera-Gómez, A. 2002. Reconstrucción Paleoecológica Del Sur De Quintana Roo, México, durante el Holoceno. Pp. 5-15 en F.J. Rosado-May, R. Romero Mayo y A. De Jesús Navarrete (eds.). *Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia.* Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Q.R., México.
- Ortiz, H., M.C. 1997. Estudio emergente sobre la mortalidad de bagres en la bahía de Chetumal. SIMAP-Gob. Edo. Quintana Roo – Ecosur. Chetumal Q.R. 84 pp.
- Ortiz H., M.C., J.R. Saenz-Morales y A. Zavala. 1997a. Hidrocarburos aromáticos. Pp 32-35. En: *Estudio emergente sobre la mortalidad de bagres en la bahía de Chetumal.* SIMAP-Gob. Edo. Quintana Roo – Ecosur. Chetumal Q.R. 84 pp.
- Ortiz H., M.C. y J.R. Saenz-Morales. 1997b. Plaguicidas clorados. Pp: 22-31, En: *SIMAP-Gob. Edo. Quintana Roo – Ecosur. Chetumal Q.R.,* 84 pp.

- Ortiz, R.M., G.A. Worthy y D.S. MacKenzie. 1998. Osmorregulation in wild and captive West Indian Manatees (*Trichechus manatus*). *Phys. Zool.* 71: 449-457.
- Ortiz, R.M., G.A. Worthy y F.M. Byers. 1999. Estimation of water turnover rates of captive West Indian manatees (*Trichechus manatus*) held in fresh and salt water. *J. Exp. Biol.* 202: 33-38.
- Ortiz-Pérez., M.A. y A.P. Méndez-Linares. 1998. Estructuras tectónicas de hundimiento en Chetumal y Sian Ka'an, Q. Roo, evidenciadas a partir de imágenes de satélite y modelos digitales. *Memorias del XX Simposio Latinoamericano de Sensores Remotos*, pp:26-31.
- Packard, J.M. 1984. Impact of manatees *Trichechus manatus* on seagrass communities in eastern Florida. *Acta Zool. Fennica* 172:21-22
- Packard, J.M. y O.F. Wetterqvist. 1986 Evaluation of manatee habitat system on the northwestern Florida Coast. *Coastal Zone Manag. J.* 14:279-310.
- Packard, J. M., R. C. Summers y L. B. Barnes. 1985. Variation of visibility bias during aerial surveys of manatees. *J. Wildl. Manag.* 49:347-351.
- Periódico oficial del Estado de Quintana Roo. Agosto de 1999. Decreto por el que se establece el programa de manejo de la zona sujeta a conservación ecológica y santuario del manatí Bahía de Chetumal.
- Powell, J.A. y G.B. Rathbun. 1984. Distribution and abundance of manatees along the northern coast of the gulf of Mexico. *Northeast Gulf Sci.* 7:1-28.
- Powell, J.A., D.W. Belitsky y G.B. Rathbun. 1981. Status of West Indian manatee (*Trichechus manatus*) in Puerto Rico. *J. Mamm.* 62:642-646.

- Powell, J.A., R. Bonde, A.A. Aguirre, Ch. Koontz, M. Gough y N. Auil. 2001. Biology and movements of manatees in Southern Lagoon, Belize. Abstracts of the 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Vancouver, Canada.
- Preen, A. 1995. Impacts of dugong foraging on seagrass habitats: observational and experimental evidence for cultivation grazing. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 124: 201-213.
- Provancha, J.A. y C.R. Hall. 1991. Observations of associations between seagrass beds and manatees in East Central Florida. *Biol. Sci.* 54:87-98.
- Provancha, J.A. y M.J. Provancha. 1988. Long term trends in abundance and distribution of manatees (*Trichechus manatus*) in the northern Banana River, Brevard County, Florida. *Mar. Mamm. Sci.* 4:323-338
- Pulich, W. M. 1985. Seasonal growth dynamics of *Ruppia maritima* L. s.l. and *Halodule wrightii* Aschers. in southern Texas and evaluation of sediment fertility status. *Aquat. Bot.* 23: 53-66.
- Purdy, E.G. 1974. Karst-determined facies patterns in British Honduras: Holocene carbonate sedimentation model. *The American Association of Petroleum Geologist Bulletin* 58: 825-855.
- Rathbun, G. B., J. A. Powell y G. Cruz. 1983. Status of the West Indian manatee in Honduras. *Biol. Cons.* 26:301-308.
- Rathbun, G.B., J.P. Reid y G. Carowan. 1990. Distribution and movement patterns of manatees (*Trichechus manatus*) in Northwestern peninsular Florida. *Florida Mar. Res. Publs.* 48. 33 pp.
- Rathbun, G. B., Ch. A. Woods y J. A. Ottenwalder. 1985. The manatee in Haiti. *Oryx* 19:234-236.

- Reid, J.P., R.K. Bonde y T.J. O'Shea. 1995. Reproduction and mortality of radio-tagged and recognizable manatees on the Atlantic coast of Florida. Pp. 171-191 in T.J. O'Shea; B.B. Ackerman y H.F. Percival (eds.), Population Biology of the Florida Manatee. Nat. Biological Service Information and Technical Report 1, 289 pp.
- Reid, J.P., D.E. Easton, L.W. Lefebvre y S.M. Butler. 2001. Radio tracking manatees to asses the impact of hydrologic changes in Southwest Florida (Abstract). Abstracts of the 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Vancouver, Canada, November 28 – December 3, 2001.
- Reynolds, J.E. III. 1981. Aspects of the social behaviour and herd structure of a semiisolated colony of West Indian manatees, *Trichechus manatus*. *Mammalia* 45:431-451.
- Reynolds, J.E. and J.C. Ferguson. 1984. Implications of the presence of manatees (*Trichechus manatus*) near the Dry Tortugas Islands. *Florida Scientists* 47:187-189.
- Reynolds, J.E. III y D.K. Odell. 1991. Manatees and dugongs. Facts On File, Inc., N.Y. 192 pp.
- Reynolds III, J. E., W. A. Szelistowski y M. A. León 1995. Status and Conservation of manatees *Trichechus manatus manatus* in Costa Rica. *Biol. Cons.* 71:193-196.
- Reynolds, J.E. III y J.R. Wilcox. 1986. Distribution and abundance of the West Indian Manatee around selected Florida Power Plants following winter cold fronts: 1984-1985. *Biol. Cons.* 38:103-113.
- Reynolds III, J. E. y J. R. Wilcox. 1994. Observations of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*) around selected power plants in winter. *Mar. Mamm. Sci.* 10: 163-177.

- Richardson, F.D. 1980. Ecology of *Ruppia maritima* L. in New Hampshire tidal marshes. *Rhodora* 82: 403-439.
- Rivas-Hernández, G. 1996. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma de Yucatán.
- Salazar-Vallejo, S.I. 1995. Contaminación marina. Ediciones del CIQRO. 56 pp.
- Shane, S.H. 1983. Abundance, distribution and movements of manatees *Trichechus manatus* in Brevard County, Florida. *Bull. of Mar. Sci.* 33:1-9
- Sheridan, P.F. y R.J. Livingston. 1983. Abundance and seasonality of infauna and epifauna inhabiting a *Halodule wrightii* meadow in Apalachicola Bay, Florida. *Estuaries* 6: 407-419
- Short, F.T., W.C. Dennison y D.G. Capone. 1990. Phosphorus limited growth of the tropical seagrass *Syringodium filiforme* in the carbonate sediments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 62: 169-174.
- Suárez, E., R. Gasca, L. Vásquez-Yeomans, R.M. Hernández, A. González e I. Castellanos. 1991. Fauna planctónica. Pp. 92-116. En: T. Camarena-Luhrs y S. Salazar-Vallejo (eds.). Estudios ecológicos preliminares de la zona sur de Quintana Roo. Centro de Investigaciones de Quintana Roo, México.
- Thayer, G.W., A.W. Douglas y R.B. Williams. 1975. The impact of man on seagrass systems. *Am. Sci.* 63: 288-296.
- U.S. Fish and Wildlife Service. 1995. Florida Manatee Recovery Plan Second Revision. U.S. Fish and Wildlife Service, Atlanta Georgia. 160 pp.
- Van Tussenbroek, B. I. 1995. *Thalassia testudinum* leaf dynamics in a Mexican Caribbean coral reef lagoon. *Mar. Biol.* 122: 33-40.

- Vásquez-Yeomans, L. y A. González. 1991. Advances in the ichtioplankton study of two bays in the Caribbean coast of Mexico. 15th Annual Larval Fish Conference. Los Angeles, California, USA.
- Verhoeven, J.T.A. 1980. The ecology of *Ruppia* dominated communities in western Europe III. Aspects of production, consumption and decomposition. *Aquat. Bot.* 8: 209-253.
- Villa-Ramírez, B. y L.C. Colmenero-Rolón, 1981. Nuevos registros del manatí o Tlacamichin en México. *Ans. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx.*
- Wake, J. 1975. A study of the habitat requirements and feeding biology of the dugong *Dugong dugong* (Muller) B.Sc. thesis, James Cook University, Townville, Queensland.
- Wantland, K.F. 1969. Foraminiferal assemblages of the coastal lagoons of British Honduras.
- Weigle, B. L., I. E. Wright, M. Ross y R. Flamm. 2001. Movements of radio-tagged manatees in Tampa Bay and along Florida's west coast, 1991–1996. Florida Marine Research Institute Technical Report TR-7. 156 pp.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecol.* 3:385-397.
- Wright, A.C.S. 1967. El reconocimiento de los suelos en la Península de Yucatán. México. Informe final. FAO. Colegio de Posgraduados, Chapingo, México. México.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis*, Second edition. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.
- Zieman, J.C. 1982. The ecology of the seagrasses of south Florida: a community profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services, Washington, D.C. FWS/OBS-82/25. 158 pp.

Zieman, J.C., R.L. Iverson y J.C. Ogden. 1984. Herbivory effects on *Thalassia testudinum* leaf growth and nitrogen content. Mar. Ecol. Prog. Ser. 15: 151-158.

Zieman, J.C., J.W. Fourqurean y R.L. Iverson. 1989. Distribution, abundance and productivity of seagrasses and macroalgae in Florida Bay. Bull. Mar. Sci. 44: 292-311.

Zimmerman, M.S. y R. Livingston. 1979. Seasonality and physico-chemical ranges of benthic macrophytes from a north Florida estuary (Apalache Bay). Contrib. Mar. Sci. 20: 33-45.

APÉNDICE I

SINÓPSIS BIOLÓGICA DEL MANATÍ DEL CARIBE Y ESTADO DE LAS POBLACIONES

Taxonomía

El manatí pertenece al orden Sirenia, que es el único grupo actual de mamíferos adaptados a alimentarse exclusivamente de plantas acuáticas (Domning, 1978). Este orden comprende únicamente dos familias modernas: la familia Trichechidae (manatíes) y la familia Dugongidae (dugongos y vacas marinas de Steller). La vaca marina de Steller, *Hydrodamalis gigas*, fue extinta por el hombre en el siglo dieciocho. Esta especie era única entre los sirenios ya que habitaba en aguas frías del Pacífico Norte, estaba totalmente especializada en el consumo de macroalgas como el Kelp y carecía completamente de dientes, además de su gran tamaño (al menos 8 m) (Domning, 1977). La familia Dugongidae contiene actualmente una sola especie: el dugongo (*Dugong dugon*) de hábitos marinos y especializados en el consumo de pastos marinos y se distribuye en el océano Índico y parte del océano Pacífico occidental (Reynolds y Odell, 1991). La familia Trichechidae contiene tres especies pertenecientes a un mismo género: el manatí del Caribe o de las Indias Occidentales (*Trichechus manatus*) que se distribuye desde el sureste de los Estados Unidos hasta el norte de Brasil, el manatí del Amazonas (*Trichechus inunguis*) restringido en su distribución a la cuenca del Amazonas y el manatí de África occidental (*Trichechus senegalensis*) que habita la costa oeste de África (Reynolds y Odell, 1991). Se

reconocen dos subespecies del manatí del Caribe, el manatí de Florida (*Trichechus manatus latirostris*) presente en el sureste de Estados Unidos y el manatí Antillano (*Trichechus manatus manatus*) que ocupa el resto de la distribución de esta especie.

Registro paleontológico

El orden Sirenia alcanzó su máxima diversidad en el Mioceno con una docena de géneros conocidos (Domning, 1978). Entre los registros paleontológicos más primitivos la mayoría pertenecen al Eoceno medio y superior y proceden del norte de África, región que se pensó en un principio como el centro de origen de los sirenios, hipótesis apoyada por las similitudes anatómicas y filogenéticas de los sirenios con otros grupos de subungulados africanos como los moeritherios, proboscideos (elefantes) e hyracoideos (hyraxes) (Domning, 1978). Sin embargo el resto fósil más antiguo, de principios del Eoceno (hace aproximadamente 45 a 50 millones de años), procede de Hungría (Kretzoi, 1953) y la distribución de muchos sirenios del Eoceno desde el Caribe hasta las Indias Orientales (Reinhart, 1976) apunta a que las costas de la vía marina de Thetis, quizá en Europa, sea el centro de origen de este orden cuyos miembros se dispersaron hacia el Atlántico occidental desde principios del Eoceno (Domning, 2001). Los primeros registros paleontológicos de la familia Trichechidae datan del Mioceno, hace unos 15 millones de años, en Sudamérica (Domning, 1982). En el Plioceno, hace cerca de 5 millones de años algunos trichechidos quedaron aislados en la cuenca del Amazonas, mientras que el resto se desplazaron hacia el Caribe y hacia Norteamérica coincidiendo en tiempo con la extinción de los dugóngidos de esa zona. Los animales que invadieron exitosamente la región del Caribe dieron origen a dos especies modernas: el manatí del Caribe y el manatí de África occidental. Los animales

aislados en la cuenca del Amazonas dieron origen al manatí amazónico (Domning, 1982).

Morfología y biología

Los manatíes son mamíferos que viven toda su vida dentro del agua, con cuerpo fusiforme que acaba en una cola aplanada horizontalmente en forma de paleta. No tiene extremidades posteriores y las anteriores se encuentran modificadas en forma de remos sin distinción de dedos y con reminiscencias de uñas. Los manatíes carecen de cuello y de meatos auditivos externos, las aberturas de los oídos son diminutas, de unos 4 mm de diámetro (Husar, 1978). Los ojos del manatí son pequeños, sumidos, sin pestañas, y se cierran a manera de esfínter, y están situados a cada lado de la cabeza (Husar, 1978). Tienen dos nostrilos semicirculares de unos 1.5 cm de diámetro, 5 cm aparte y posicionados en ángulo con el hocico (Husar, 1978). Tienen dos glándulas mamarias, cada una en posición axilar. La piel es ligeramente rugosa y de un color gris parduzco y con pequeños pelos dispersos por toda su extensión. Los pelos son más gruesos y abundantes alrededor del hocico. Los adultos miden entre 3 y 4 m de longitud y pesan normalmente menos de 500 kg (Husar, 1978).

El esqueleto del manatí es extremadamente denso (paquiostático); las costillas y los hueso largos son especialmente densos y sin cavidad medular. Esta condición paquiostática al parecer resulta de su baja tasa metabólica o de un desarrollo retardado, pero también tiene una función importante en la flotabilidad de estos animales (Reynolds y Odell, 1991). Tienen sólo seis vértebras cervicales en comparación con las siete que presentan la mayoría de los mamíferos (Reynolds y Odell, 1991). La dentadura está compuesta de 5 a 7 molares braquiodontos y sin cemento a cada lado de la mandíbula (Husar, 1978). Los molares se reemplazan al erupcionar nuevas piezas por la parte anterior de la mandíbula,

desplazando al resto en forma horizontal durante casi toda la vida del animal. En total pueden erupcionar unos 20 a 30 molares por mandíbula (Husar, 1978). El cerebro de los manatíes es pequeño (cerca de 370 g; Murie, 1872) en comparación con su peso corporal (Husar, 1978).

Los manatíes son herbívoros y consumen plantas acuáticas vasculares tropicales y semitropicales. La dieta del manatí cambia de acuerdo al hábitat donde se les encuentra, ya sea éste dulceacuícola, estuarino o marino (Hartman, 1979; Magor, 1979; Packard, 1984). En sistemas de agua dulce el manatí consume una amplia variedad de plantas sumergidas, emergentes y flotantes (Hartman, 1979), mientras que en zonas costeras y estuarinas se alimenta preferentemente de pastos marinos, consumiendo la planta entera (Packard, 1984) cuando la textura del sedimento se lo permite (Provancha y Hall, 1991).

El manatí se alimenta ayudándose de los labios superiores prensiles y con las extremidades anteriores que le sirven para acercarse las plantas a la boca y para excavar en el sedimento. En la parte frontal del maxilar se encuentra una placa ósea que ayuda en la extracción de las plantas. Los molares están adaptados al consumo de plantas abrasivas (Dommning, 2001) que parten el alimento en pedazos pequeños, que son envueltos en saliva y pasados a través del esófago hasta el estómago, seguido del duodeno y de un largo intestino delgado que termina en un ciego agrandado y que da paso a un intestino grueso casi tan largo como el intestino delgado (Hill y Reynolds, 1989). La digestión se da principalmente en el ciego y en el intestino grueso, involucrando una fuerte y eficiente fermentación bacteriana para reducir la celulosa (Lomolino y Ewel, 1984; Burn, 1986). El paso del alimento a través de todo el tracto digestivo dura cerca de 7 días (Burn, 1986).

Los manatíes pueden permanecer debajo del agua sin respirar hasta por 20 minutos, pero en promedio salen a respirar cada 2 o 3 minutos (Reynolds y Odell, 1991). En cada respiración pueden intercambiar cerca del 90 % del aire de los pulmones (Reynolds y Odell, 1991). Los pulmones son aplanados y de cerca de 1 m de largo, situados encima de cada uno de los dos semidiafragmas (tienen un diafragma separado para cada pulmón). Cambiando el volumen de los pulmones, los manatíes pueden moverse en la columna de agua sin esfuerzo aparente (Reynolds y Odell, 1991).

El manatí tiene una tasa metabólica que es sólo del 15 al 22 % de lo esperado para un mamífero de su peso corporal (Irvine, 1983). Parece tener una pobre habilidad para incrementar su tasa metabólica en respuesta a las bajas temperaturas. El límite de neutralidad térmica se encuentra alrededor de los 24°C de temperatura del agua, y 20°C parece ser la temperatura crítica mínima (Irvine, 1983), por debajo de la cual muchos animales se desplazan en busca de sitios con aguas más calientes (Reynolds y Odell, 1991).

No existe dimorfismo en el manatí, excepto por la ubicación de la abertura genital, que en los machos se encuentra más cerca del ano, aunque al parecer las hembras son ligeramente más grandes que los machos de la misma edad (Reynolds y Odell, 1991). Los manatíes son animales promiscuos y no territoriales. En presencia de una hembra en estro se forman manadas reproductivas de hasta 15 o 17 machos alrededor de la hembra receptiva, siguiéndola por varios días, aunque los machos no parecen competir por la cópula (Reynolds y Odell, 1991). Estas manadas constituyen las agrupaciones más grandes en esta especie esencialmente solitaria. Las hembras tienen un ciclo de estro

aproximadamente lunar y se repite hasta que se embarazan, en las hembras que pierden un feto o una cría el ciclo estrual se reinicia pronto (Reynolds y Odell, 1991). Los machos no participan en el cuidado de las crías.

Algunos parámetros de la historia de vida de los manatíes registrados para la subespecie de Florida se resumen en la tabla XXII.

Los manatíes se alimentan en forma discontinua por cerca de 6 a 8 horas al día y el resto del día lo invierten en otras conductas como el descanso, búsqueda de alimento, exploración, socialización y juego (Hartman, 1979; Reynolds, 1981)

Tabla XXII. Características de la historia de vida del manatí de Florida (*Trichechus manatus latirostris*) (Basado en Lefebvre y O'Shea, 1994 de datos del National biological Service y del Florida Department of Environmental Protection).

Característica	Valores
Expectativa máxima de vida	60 años
Gestación	11-13 meses
Tamaño normal de la camada	1
% de gemelos	1.4 – 1.8 %
Proporción de sexos	1:1
Sobrevivencia de crías	60 – 67 %
Sobrevivencia anual de adultos	90 – 96 %
Edad a la primera reproducción	3 – 4 años
Edad promedio a la primera reproducción	5 años
Espermatogenesis	2 – 3 años
Dependencia de crías	1.2 años
Intervalo entre nacimientos	2.5 años
Período con mayor número de nacimientos	mayo- septiembre
Frecuencia mayor de manadas reproductivas	febrero - julio

Estado de la especie

Situación Internacional

El manatí del Caribe se incluye en el Apéndice I de la Convención Internacional para el Comercio de Especies en Peligro de Extinción (CITES). La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) lo considera una especie amenazada y la legislación de muchos países a lo largo de su distribución lo enlista como una especie amenazada o en peligro de extinción.

La subespecie de Florida habita el sureste de los Estados Unidos, principalmente en los estados de Florida y Georgia del Sur, pero en ocasiones se les encuentra tan al norte como Virginia o Rhode Island y hacia el este hasta Texas (Lefebvre *et al.*, 2001). El máximo conteo de esta especie en Florida fue de 2,639 manatíes (Reynolds, 1999), por lo que la población total de esta subespecie es muy probable que sea menor de 4,000 animales. Entre el sureste de México y el norte de Centroamérica se encuentra la mayor cantidad de manatíes de la subespecie Antillana (*Trichechus manatus manatus*), según los estudios realizados hasta el momento (O'Shea y Lex' Salisbury, 1991; Morales-Vela *et al.*, 2000). Los conteos directos desde avioneta en el sur de Quintana Roo y la zona costera de Belice son menores de 500 manatíes (Morales-Vela *et al.*, 2000), aunque son claramente subestimaciones debido a que sólo se cubren las zonas principales de distribución y a la dificultad para verlos en áreas turbias o profundas. En muchos otros países los conteos desde avioneta dan muy pobres resultados (Lefebvre *et al.*, 2001). El número de manatíes de la subespecie Antillana podría ser menor de 10,000 animales, aunque no existe ninguna estimación a este respecto.

En Florida la mortalidad anual de manatíes es mayor de 50 animales y cerca de una cuarta

parte de los cadáveres examinados entre 1974 y 1996 murieron por causas relacionadas directamente con actividades humanas, como colisiones con embarcaciones de motor y por el sistema de reclusas y represas en las vías fluviales (Reynolds, 1999).

Situación en México

En México, el manatí habita en ríos, lagunas y áreas inundables adyacentes a los ríos que desembocan en el Golfo de México. En las costas del Caribe, el manatí se encuentra principalmente en bahías, caletas y cenotes asociados con el mar. Sin embargo, sólo son relativamente abundantes en algunas zonas (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986). Debido a la dificultad para observar a los manatíes dentro de los ríos, hasta el momento no se cuenta con una estimación del tamaño poblacional a nivel nacional. En la actualidad dos regiones resaltan por su importancia: la costa y bahías de la parte centro y sur de Quintana Roo (Colmenero-Rolón y Zárate-Becerra, 1990; Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1997; Morales-Vela *et al.*, 2000) donde la población probablemente es menor de 200 animales, y la cuenca baja de los ríos Usumacinta y Grijalva y humedales adyacentes, donde la población podría ser mayor (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986).

La población de manatíes que habita las costas del caribe mexicano ha sido la más estudiada en México. La abundancia es mayor hacia el sur, concentrándose más del 90 % de los manatíes en la bahía de Chetumal y el río Hondo (Morales-Vela y Olivera-Gómez, 1992).

Al igual que con el tamaño de la población, también es muy difícil estimar el número de animales que mueren cada año y la proporción relacionada directa o indirectamente con actividades humanas como la cacería, colisión con embarcaciones, animales atorados en redes y por contaminantes o basura vertidos en los ríos y en las costas. La frecuencia con que se

encuentran o se reportan cadáveres de manatíes es muy baja. No existen reportes de mortalidades masivas debidas a fenómenos naturales como las que se han detectado en Florida en algunas ocasiones.

La alteración y fragmentación de humedales y ríos, cambios de la zona costera, aumento del tránsito náutico costero, uso de redes en lugares no permitidos, vertimiento de desechos contaminantes a ríos, lagunas y bahías derivados de actividades agrícolas, industriales y urbanas han contribuido fuertemente a la pérdida de hábitat para el manatí (Colmenero-Rolón y Hoz-Zavala, 1986).

La cacería de manatíes esta prohibida en México desde 1921 a través de una veda decretada para todo el territorio mexicano (*Diario Oficial de la federación*, 1921). En 1925 esta veda se integró a la Ley de Pesca que prohibía la pesca del manatí en el Golfo de México y en el entonces territorio de Quintana Roo (*Diario Oficial de la federación*, 1925). La comercialización de todo producto derivado del manatí es también penada por ley desde 1981 (*Diario Oficial de la Federación*, 1981). Sanciones más severas fueron estipuladas en la Ley de Pesca y su reglamento de 1992 por la caza de algún manatí (*Diario Oficial de la Federación*, 1992). Finalmente, la legislación ambiental mexicana integró al manatí a la lista de especies en *Peligro de Extinción* a partir de 1994 (NOM-54, 1994; 2001).

Desde 1987, existe un programa permanente de investigación en la ciudad de Chetumal en el estado de Quintana Roo. En la actualidad otros esfuerzos de investigación se están desarrollando en otros estados, orientados todos hacia la recuperación del manatí y su hábitat. El estado de las poblaciones y el reconocimiento y monitoreo de áreas importantes para el manatí se están estudiando con censos en avionetas y con el seguimiento de individuos

utilizando radio-marcas. Otras investigaciones están orientadas a evaluar y reducir la mortalidad causada por actividades humanas, crear bases de datos y generar sistemas de información geográfica por región. También se están estudiando diversas características del hábitat del manatí con fines de monitoreo y administración de áreas prioritarias.

Paralelo a los estudios científicos se han implementado programas regionales de educación ambiental. En septiembre de 1996, la bahía de Chetumal fue nombrada área estatal protegida y el primer santuario para el manatí en México, como resultado de las acciones en pro de la conservación de esta especie.

La distribución del manatí en lugares marginados y la pobreza de las comunidades en esos sitios favorece el uso continuado de esta especie para autoconsumo en el sureste de México. Lo apartado de estas regiones también hace muy difícil o imposible la vigilancia. La necesidad de llevar a cabo desarrollos industriales, urbanos y de servicios, como: presas, explotación petrolera, carreteras, turismo, etc. y de mantener actividades de pesca en áreas donde se distribuye el manatí, también son otros de los elementos en juego para la conservación del manatí en México.

Literatura Citada

- Burn, D.M. 1986. The digestive strategy and efficiency of the West Indian manatee *Trichechus manatus*. Comp. Biochem. and Physiol. 85:139-142
- CITES 1975. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Appendix I.
- Colmenero-Rolón, L.C. y M.E. Hoz-Zavala. 1986. Distribución de los manatíes, situación y su conservación en México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. Méx. Ser. Zool. 56(3): 955-

1020.

Colmenero-Rolón, L.C. y Zárata-Becerra, E. 1990. Distribution, status and conservation of West Indian Manatee in Q.Roo, México. Biol. Cons. 52, 27-35.

Diario Oficial de la Federación. 25/11/1921.

Diario Oficial de la Federación. 5/12/1925

Diario Oficial de la Federación. 26/10/1981

Diario Oficial de la Federación. 25/06/92. Ley de Pesca y su reglamento 1992

Domning, D.P. 2001. Sirenians, seagrasses, and Cenozoic ecological change in the Caribbean. Paleogeography, Paleoclimatology, Palaeoecology 166: 27-50.

Domning, D.P. 1977. An ecological model for late Tertiary sirenian evolution in the North Pacific Ocean. Syst. Zool. 25:352-362.

Domning, D.P. 1982. Evolution of manatees: a speculative history. J. Paleont. 56: 599-619.

Domning, D.P. 1978. Sirenia, In: Maglio, V.J. and H.B.S. Cooke (Eds.), Evolution of African Mammals. Harvard University Press, Cambridge.

Domning, D.P. y L.C. Hayek. 1986. Interspecific and intraspecific morphological variation in manatees (Sirenia: *Trichechus*). Mar. Mamm. Sci. 2:87-144.

Hartman, D.S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida American Society of Mammalogists, Special Publication Nu. 5. 153 pp.

Hill, D.A. y J.E. Reynolds. 1989. Gross and microscopic anatomy of the kidney of the West Indian manatee, *Trichechus manatus* (Mammalia: Sirenia). Acta Anat. 135:53-56.

Husar, S.L. 1978. *Trichechus manatus*. Mammalian Species, American Society of

Mammalogists 93:1-5.

Irvine, A.B. 1983. Manatee metabolism and its influence on distribution in Florida.

Biological Conservation 25:315-334.

Kretzoi, M. 1953. Le plus ancien vestige fossile de mammifère en Hongrie. Fold Kozlony

83:273-277.

Lefebvre, L.W. y T.J. O'Shea. 1995. Florida manatees. Pp: 267-269 En: E.T. LaRoe, G.S.

Farris, C.E. Puckett, P.D. Doran, and M.J. Mac (Eds.), Our living resources: a report to the nation on the distribution, habitat and health of U.S. plants, animals and ecosystems.

U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Washington, D.C.

Lefebvre, L.; M. Marmontel; J.P. Reid; G.B. Rathbun y D.P. Domning. 2001. Status and

biogeography of the West Indian manatee. Pp: 425-474, En: Woods, Ch.A. and F.E.

Sergile (eds.) Biogeography of the West Indies, Patterns and perspectives. Second Edition. CRC Press LLC, Boca Raton, FL. 582 pp.

Lomolino, M.V. y K.C. Ewel. 1984. Digestive efficiencies of the West Indian manatee

(*Trichechus manatus*). Florida Scientist 47(3):176-179.

Magor, D. 1979. Impact of feeding by Manatees on a seagrass meadow in Eastern Puerto

Rico. 1979 Conference on Marine Mammals.

Morales-Vela, B. y L.D. Olivera-Gómez. 1992. La Bahía de Chetumal y su importancia para

el manatí en el Caribe Mexicano. XVII Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Marinos. La Paz, B.C.S.

Morales-Vela, B. y L.D. Olivera-Gómez. 1997. Estado Actual de la Población de manatíes

en la costa norte y centro-norte del estado de Q.Roo, México. Ans. Inst. Biol. Univ. Nal.

Autón.Méx., Ser. Zool.68: 153-164.

Morales-Vela., B., L. D. Olivera-Gómez y P. Ramírez-García. 1996. Conservación de los manatíes en la región del Caribe de México y Belice. Informe Técnico preparado por El Colegio de la Frontera Sur. ECOSUR Inf. Tec. No. MM01-CONACyT N9301-2017, 131 pp.

Morales-Vela, B., L.D. Olivera-Gómez, J.E. Reynolds III, y G.B. Rathbun. 2000. Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. *Biological Conservation* 95:67-75.

Murie, J. 1872. On the form and structure of the manatee. *Trans. Zool. Soc. London* 8: 127-202.

O'Shea, T.J. y C.A. Lex' Salisbury. 1991. Belize, a last stronghold for manatees in the Caribbean. *ORYX* 25(3):156-164.

Packard, J.M. 1984. Impact of manatees *Trichechus manatus* on seagrass communities in eastern Florida. *Acta Zool. Fennica* 172:21-22

Provancha, J.A. y C.R. Hall. 1991. Observations of associations between seagrass beds and manatees in East Central Florida. *Biological Sciences*, 54(2):87-98.

Reinhart, R.H. 1976. Fossils siernians and desmostylids from Florida and elsewhere. *Bull. Fla. St. Mus. Biol. Sci.* 20:187-300.

Reynolds, 1981. Observations on a semi-isolated population of West Indian manatees. *Mammalia*.

Reynolds, J.E. 1995. Efforts to conserve manatees. Pp: 267-295 In: Twiss, J.R. and R. R. Reeves (Eds.) *Conservation and managements of marine mammals*. Smithsonian

Institution Press, Washington and London.

Reynolds, J.E. y D.K. Odell. 1991. Manatees and dugongs. Facts On File, Inc., N.Y. 192

pp.

APÉNDICE II

INTRODUCCIÓN A LOS MODELOS LINEALES GENERALIZADOS

Descripción

Un buen texto introductorio sobre los modelos lineales generalizados y su aplicación en estudios ecológicos es el de Nicholls (1989) y la información detallada de estos modelos y de los procedimientos de su cálculo se encuentran en McCullagh y Nelder (1989) y en Green y Silverman (1994).

Los Modelos Lineales Generalizados son una efectivamente una generalización de los modelos lineales. En su forma más simple los modelos lineales especifican una relación lineal entre una variable dependiente Y y un conjunto de variables predictoras X, de la siguiente manera:

$$Y = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k \text{ (Zar, 1984)}$$

donde b_0 es el coeficiente de regresión para el intercepto y los valores de b_i son los coeficientes de regresión de las variables independientes 1 a k, calculados con los datos.

Sin embargo, existen muchas relaciones que no pueden ser adecuadamente resumidos por una ecuación lineal simple como la anterior por dos razones principales: por la distribución de la variable dependiente y por la distribución de los residuos de la regresión (Mc Cullagh y Nelder, 1989).

Los modelos lineales generalizados pueden ser utilizados para predecir respuestas tanto de variables continuas como discretas que no están linealmente relacionadas con los predictores (Nicholls, 1989).

El modelo linear generalizado difiere en dos aspectos principales del modelo linear

general. Primero, la distribución de la variable dependiente puede ser explícitamente no-normal, y no tiene que ser continua (puede ser binomial, multinomial, ordinal multinomial, etc.), y segundo, los valores de la variable dependiente son predichos a partir de una combinación linear de variables predictoras (predictor linear), las cuales están conectadas con una variable dependiente vía una función de enlace (tabla XXIII). De esta manera, el modelo linear general es un caso particular de un modelo linear generalizado en el que los

Tabla XXIII. Tipos de función de enlace en los modelos lineares generalizados de acuerdo a la distribución supuesta de los valores de la variable de respuesta.

Distribución de la variable dependiente	Función de enlace	fórmula
Normal, Gamma, Normal Inversa, y Poisson	Identidad	$f(z) = z$
	Log	$f(z) = \log(z)$
	Potencia	$f(z) = z^a$
Binomial, y Ordinal Multinomial	Logit	$f(z) = \log(z/(1-z))$
	Probit	$f(z) = \text{invnorm}(z)^*$
	Complementaria	$f(z) = \log(-\log(1-z))$
	log-log	
	Log-log	$f(z) = -\log(-\log(z))$
Multinomial	Generalizada logit	$f(z_1 z_2, \dots, z_c) = \log(x_1/(1-z_1-\dots-z_c))^{**}$

* donde invnorm es el inverso de la función de distribución acumulativa normal estándar

** donde el modelo tiene $c+1$ categorías.

valores de la variable de respuesta se espera que sigan una función normal y en ese caso, la variable de enlace es una función de identidad simple (la combinación de los valores de los predictores no están transformados).

Para ilustrar mejor lo anterior, en el modelo linear general la variable de respuesta Y esta

linealmente asociada con los valores de las variables predictoras X por la siguiente relación:

$$Y = (b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k) + e$$

donde e es la variabilidad del error que no puede ser explicada por los predictores, y cuyo valor esperado se supone que sea 0. La combinación lineal de las variables predictoras se conoce como predictor lineal (Nicholls, 1989). Esta ecuación también se puede escribir de la siguiente manera:

$$Y = \text{predictor lineal} + e$$

En los modelos lineares generalizados la variable de respuesta Y esta linealmente asociada con los valores de las variables predictoras X como sigue:

$$Y = g(\text{predictor lineal}) + e$$

donde e es el error, y $g(\text{predictor lineal})$ es una función (Nicholls, 1989). Formalmente, la función inversa de $g(\text{predictor lineal})$ es llamada la función de enlace $f(m)$ (tabla); de manera que:

$$f(m) = b_0 + b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_kX_k$$

donde m es el valor esperado de Y (Mc Cullagh y Nelder, 1989).

Estimación de los parámetros en el modelo lineal generalizado

Los valores de los parámetros del modelo lineal generalizado son obtenidos por estimación de la máxima verosimilitud (Neter et al, 1989), a través de procedimientos iterativos (Mc Cullagh y Nelder, 1989). El método de máxima verosimilitud es un método general de estimación de parámetros de una población por valores que maximizan la verosimilitud (L) de una muestra (Bain y Egelhardt, 1989). La verosimilitud de una muestra con n

observaciones x_1, x_2, \dots, x_n , es la función de probabilidad conjunta $p(x_1, x_2, \dots, x_n)$ cuando x_1, x_2, \dots, x_n son variables aleatorias discretas. Si x_1, x_2, \dots, x_n son variables continuas aleatorias, entonces la verosimilitud de una muestra de n observaciones, x_1, x_2, \dots, x_n , es la función de densidad conjunta $f(x_1, x_2, \dots, x_n)$.

Entre los métodos iterativos, los de Newton-Raphson y de calificaciones de Fisher (o de re-ponderamiento iterativo de mínimos cuadrados) son los más eficientes y los más ampliamente utilizados (Dobson, 1990).

Pruebas de significancia estadística.

Las pruebas de significancia estadística pueden ser realizadas via el estadístico de Wald, la tasa de la verosimilitud (LR), o el estadístico de calificaciones (Mc Cullagh y Nelder, 1989, Dobson, 1990). El estadístico de Wald (Dobson, 1990) es calculado como el producto generalizado interno de los estimados de los parámetros, y es eficiente y fácil de calcular. El estadístico de las calificaciones es obtenido del producto generalizado interno del vector de calificaciones con la matriz Hessian (la matriz de las derivadas parciales de segundo orden de los estimados de los parámetros de la máxima verosimilitud). La prueba de la tasa de verosimilitud (LR) requiere el mayor esfuerzo de cómputo (es otro procedimiento de estimación iterativo), pero es la prueba asintóticamente más eficiente que se conoce.

Diagnostico en el modelo linear generalizado

Los dos tipos básicos de residuos utilizados para el modelo linear generalizado son los residuos de Pearson y la Devianza (Mc Cullagh y Nelder, 1989). Los residuos de Pearson están basados en las diferencias entre las respuestas observadas y los valores predichos,

escalados por la desviación estándar estimada de los valores observados, mientras que los residuos de la Devianza están basados en la contribución de las respuestas observadas al logaritmo de la verosimilitud (log-likelihood). La devianza se define como:

$$\text{Devianza} = -2 * (\text{Lm} - \text{Ls})$$

donde Lm es el logaritmo de la verosimilitud maximizado del modelo de interés, y Ls es el logaritmo de la verosimilitud para el modelo completo o saturado (el modelo más complejo dada la distribución actual y función de enlace) (Agresti, 1996). Los residuos de la devianza se calculan como:

$$r_D = [y - \mu] * (d_i)^2$$

donde la sumatoria de los d_i es igual a la devianza total (D), una medida de la discrepancia del modelo lineal generalizado. Así la devianza de una observación (d_i) refleja su contribución al ajuste del modelo.

Construcción del Modelo

Además de ajustar el modelo completo a un tipo especial de análisis, existen varios métodos para construir el modelo automáticamente que pueden ser usados en el análisis con los modelos lineales generalizados.

Entre estos métodos se encuentran los procedimientos de inclusión sucesiva (forward entry), remoción sucesiva (backward removal), inclusión sucesiva por pasos (forward stepwise), y la remoción sucesiva por pasos (backward stepwise), además de el método de búsqueda de mejores subconjuntos (Mc Cullagh y Nelder, 1989). En los dos primeros procedimientos, para incluir los efectos en el modelo se comparan las calificaciones (scores) estadísticas que resultan de seleccionar nuevos efectos significativos. El

estadístico de Wald puede ser usado en los métodos de remoción de efectos de modelos mas complejos. El método de búsqueda de mejores subconjuntos se puede basar en tres diferentes estadísticos: el estadístico de calificaciones (scores), la verosimilitud del modelo, y el AIC (Criterio de Información de Akaike; Akaike, 1983).

La tasa de verosimilitud se calcula como la tasa entre la verosimilitud del modelo que incluye los parámetros en cuestión, y la verosimilitud del modelo que no los contiene,

El estadístico de Wald es una prueba de la significancia de los coeficientes de regresión, se basa en la propiedad de normalidad asintótica de los estimados de la máxima verosimilitud, y se calcula de la siguiente manera:

$$W = 1/\text{Var}(\beta)$$

donde, β es el estimado del parámetro y $\text{Var}(\beta)$ es la varianza asintótica del estimado del parámetro (Dobson, 1990). El estadístico de Wald se prueba contra la distribución Chi².

El Estadístico de calificaciones (Score Statistic) se utiliza para evaluar la significancia estadística de los estimados de los parámetros, calculados vía los métodos de máxima verosimilitud. Esta prueba esta basada en la conducta de la función del logaritmo de la verosimilitud en el punto donde el estimado del parámetro respectivo es igual a 0.0; específicamente, usa la derivada (pendiente) de la función de la máxima verosimilitud evaluada en el valor de la hipótesis nula del parámetro (parámetro = 0.0). Esta prueba no es tan precisa como las pruebas explícitas de la tasa de verosimilitud, sin embargo el cómputo de este estadístico es más rápido por lo que es el parámetro preferido en los métodos de construcción de los modelos paso a paso y en los del mejor subconjunto.

Literatura Citada

- Agresti, A. 1996. *An Introduction to Categorical Data Analysis*. Wiley, New York.
- Akaike, H. 1983. Information measures and model selection. *Bulletin of the International Statistical Institute: Proceedings of the 44th Session, Volume 1*. Pages 277-290.
- Bain, L. J. y M. Engelhart. 1989. *Introduction to Probability and Mathematical Statistics*. Kent, MA: PWS. Chapman & Hall, New York.
- Green, P. J. y B.W. Silverman. 1994. *Nonparametric regression and generalized linear models: A roughness penalty approach*. Chapman & Hall, New York.
- McCullagh, P. y J.A. Nelder. 1989. *Generalized linear models (2nd Ed.)*. Chapman & Hall, New York.
- Neter, J., W. Wasserman y M.H. Kutner. 1989. *Applied linear regression models (2nd ed.)*. Irwin, Homewood, IL.
- Nicholls, A.O. 1989. How to make biological surveys go further with generalized linear models. *Biol. Cons.* 50: 51-75.
- Zar, J. H. 1984. *Biostatistical Analysis, Second edition*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.