



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
UNIDAD ACADÉMICA COZUMEL
DIVISIÓN DE DESARROLLO SUSTENTABLE
DOCTORADO EN DESARROLLO SOSTENIBLE

ECOLOGÍA TRÓFICA DEL MANATÍ DEL CARIBE: UNA HERRAMIENTA DE
CONSERVACIÓN PARA ECOSISTEMAS ESTRATÉGICOS EN EL CARIBE MEXICANO

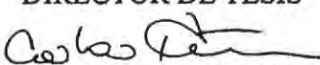
TESIS
Para obtener el grado de

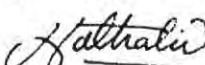
Doctora en Desarrollo Sostenible

PRESENTA
MGST. Natalia Garcés Cuartas

INTEGRANTES DEL COMITÉ ASESOR



DIRECTOR DE TESIS

Dr. Carlos Alberto Niño Torres

CO-DIRECTORA

Dra. Delma Nataly Castelblanco Martínez



ASESOR


Dr. Antonio Delgado Huertas

ASESORA


Dra. María del Pilar Blanco

ASESORA


Dra. Neidy Pauline Cetz Navarro

ASESOR


Dr. Raúl Ortiz Pulido

ASESORA


Dra. Teodora del Pilar Barradas



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
DIVISIÓN DE DESARROLLO SUSTENTABLE

Cozumel, Quintana Roo, a 30 de mes de octubre 2020

Con fundamento en el artículo 13, fracción III y IV, artículo 45 fracción IV del Reglamento de Estudios de Posgrado de la Universidad de Quintana Roo, los miembros del Comité de Asesores del trabajo de tesis denominado: “Ecología trófica del manatí del Caribe: una herramienta de conservación para ecosistemas estratégicos en el Caribe mexicano”, elaborado(a) por el (la) C. Natalia Garcés Cuartas (N° 16-20981) del Doctorado en Desarrollo Sostenible, tenemos a bien informar que otorgamos nuestra anuencia y aprobación del tema de tesis presentado (artículo 48), como requisito parcial para obtener el grado de:

Doctora en Desarrollo Sostenible

Atentamente

Dr. Carlos Alberto Niño Torres

Director

Dr. Antonio Delgado Huertas

Asesor

Dra. Neidy Pauline Cetz Navarro

Asesora

Dra. Teodora del Pilar Barradas Miranda

Asesora

Atentamente

Dra. Delma Nataly Castelblanco-Martínez

Co-Directora

Dra. María del Pilar Blanco Parra

Asesora

Dr. Raúl Ortiz Pulido

Asesor



UNIVERSIDAD DE QUINTANA ROO
UNIDAD ACADÉMICA COZUMEL
DIVISIÓN DE DESARROLLO SUSTENTABLE
DOCTORADO EN DESARROLLO SOSTENIBLE

**ECOLOGÍA TRÓFICA DEL MANATÍ DEL CARIBE: UNA HERRAMIENTA DE
CONSERVACIÓN PARA ECOSISTEMAS ESTRATÉGICOS EN EL CARIBE MEXICANO**

TESIS
Para obtener el grado de

Doctora en Desarrollo Sostenible

PRESENTA
MGST. Natalia Garcés Cuartas

INTEGRANTES DEL COMITÉ ASESOR

DIRECTOR DE TESIS

Dr. Carlos Alberto Niño Torres

CO-DIRECTORA

Dra. Delma Nataly Castelblanco Martínez

ASESOR

Dr. Antonio Delgado Huertas

ASESOR

Dr. Raúl Ortiz Pulido

ASESORA

Dra. María del Pilar Blanco

ASESORA

Dra. Teodora del Pilar Barradas

ASESORA

Dra. Neidy Pauline Cetz Navarro

Agradecimientos

Quiero agradecer a mis directores de tesis el Dr. Carlos Niño y la Dra. Nataly Castelblanco por su paciencia, dedicación, y enseñanzas durante todo este increíble proceso llamado Doctorado! Me siento muy agradecida y complacida por haber hecho parte del Programa de Monitoreo de Megafauna Acuática del Caribe Mexicano (PROMMAC). También quiero agradecer a mi grupo de asesores, por sus valiosos aportes en la construcción de este documento, al Dr. Antonio Delgado, la Dra. María del Pilar Blanco, la Dra. Neidy Cetz, la Dra. Pilar Barradas y al Dr. Raúl Ortiz. Mil gracias a las personas que de una u otra forma me apoyaron con la colecta de algunas muestras (Angelie Argáez, Adrián Vera, Diego Duque, Fabiola Corona, Heladio Juárez, Katherine Arévalo, Néstor Morales y Sarah Landeo). Por supuesto a los entrenadores de los acuarios por su dedicación y paciencia durante los muestreos en la colecta de las vibrisas de los manatíes (Ana Lucía Varas, Daniel Ocampo, Daniel Lazo, Erika Miranda, Gladis Yesenia López, Ivone Osorio y Paula Loman). Al Dr. Jaime Cuevas por su orientación en los análisis estadísticos. A Andrés Garcés por las fotografías de las vibrisas de los manatíes. Y a mis compañeros del Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra en España, por su hospitalidad y apoyo, especialmente a Arsenio, Cata, Paloma, Alejandro y al Dr. Antonio Delgado por brindarme además la oportunidad de aprender un poco más sobre el mundo de los isótopos estables!

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología - CONACYT por la beca otorgada (No. 615767) para llevar a cabo mis estudios de Doctorado en la Universidad de Quintana Roo (UQROO) y por la beca de movilidad (No. 291250) para realizar una estancia de investigación en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra en España, como parte de mi formación en el Doctorado. A la UQROO por su financiamiento para asistir a cursos de capacitación y conferencias que ayudaron en mi formación como Doctora, así como por facilitarme las muestras de manatí de la colección de Vertebrados (DF-CC-295-15). A El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR), sede Chetumal, especialmente al Dr. Benjamín Morales Vela, por facilitarme las muestras de manatí

pertenecientes a la colección de Mamíferos Marinos (DF-CC-277-13) de esta institución. Al Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC) y al Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra por el procesamiento de las muestras. A PADI Foundation por el financiamiento en el marco del Programa Mammals, Turtles and Birds (App # 28521). Al comité de la Conferencia Mundial de Mamíferos Marinos (WMMC 2019) por la beca otorgada para participar como ponente presentando parte de mis resultados del Doctorado en Barcelona, España. A los acuarios Dolphin Discovery y Experiencias Xcaret, por facilitarme el acceso a los manatíes para llevar a cabo la investigación sobre la tasa de crecimiento de las vibrisas. A la Comisión Nacional de Áreas Naturales Protegidas (CONABIO) y al Instituto de Biodiversidad y Áreas Naturales Protegidas del Estado de Quintana Roo (IBANQROO) por permitirme trabajar dentro de las Áreas Naturales Protegidas de Quintana Roo. A la empresa Victor Fly Fishing y Bamby Tours Sian Ka'an, por el apoyo en campo. A Don Pedrito por llevarnos a recorrer la bahía de Chetumal en busca de algunas muestras de vegetación, y a Gerardo Ávila (Manaholchi S.A.) por apoyarnos con una de las salidas de campo en Holbox.

A mis amigos, que en la distancia siempre han estado ahí para apoyarme y animarme a seguir cumpliendo sueños; a los nuevos amigos que me hicieron sentir como en casa y a mi familia en México, que desde el principio me acogió con mucho cariño, ¡GRACIAS Nataly, Sebas, Maya, Lila y Kiki! Agradecida por haber conocido personas maravillosas que comparten el mismo amor por la naturaleza y por los manatíes, GRACIAS Liz, Sarita, Isra, Kathe, Jessy y Fabi. Y a los gordos (manatíes), que me han hecho inmensamente feliz durante esta hermosa aventura!

Por último, agradecer con el alma y el corazón a mi familia, por siempre estar presentes para compartir tantas alegrías y a veces tristezas también! Por motivarme siempre a hacer lo que me apasiona sin importar los obstáculos. Y por supuesto a mis dos compañeras de viaje Aisha y Sumi, por su amor incondicional!!!

¡Gracias México por tanto!



Resumen

En México, ecosistemas de importancia como los humedales, han sido afectados debido a la fragmentación y contaminación antrópica, poniendo en riesgo hábitats importantes de especies amenazadas como el manatí del Caribe (*Trichechus manatus manatus*), una de las especies más representativas y emblemáticas de la región del Caribe. Los manatíes son mamíferos acuáticos herbívoros de hábitos alimentarios oportunistas, con la capacidad de consumir una gran variedad de especies de vegetación marina, estuarina y de agua dulce, y se considera que juegan un papel relevante en los ecosistemas que habitan. Es por esto que entender la ecología trófica del manatí y el uso que hace de su hábitat es elemental para su conservación y manejo. Desde 1921, el manatí ha sido protegido en México y actualmente se encuentra catalogada como especie en riesgo de extinción, y aunque *T. m. manatus* es la especie de mamífero acuático más estudiada en el Caribe mexicano, hasta la fecha poco se sabe sobre su ecología trófica. En ese sentido, el principal objetivo de este trabajo fue evaluar aspectos de la ecología trófica del manatí del Caribe relacionados con la dieta y los hábitos alimentarios en el Caribe mexicano, con el fin de generar información que sirva como herramienta para la conservación de la especie y de los ecosistemas de importancia de los cuales depende su alimentación en el área de estudio. Para esto, se realizó el análisis de isótopos estables de carbono (C) y nitrógeno (N) de 560 muestras de vegetación acuática y semiacuática, pertenecientes a 95 especies, colectadas a lo largo del Caribe mexicano, las cuales son potencial alimento para el manatí. Así mismo, se analizaron 68 muestras de hueso y cuatro vibrisas de manatí. Los resultados evidenciaron que la vegetación acuática y semiacuática del Caribe mexicano varía con respecto al tipo de vegetación (algas, pastos, mangles y “otras plantas vasculares”) y al ambiente (marino, salobre y agua dulce). Además, se observó que los manatíes en el Caribe mexicano parecen tener una preferencia alimentaria por los pastos marinos y mostraron que la dieta y las estrategias alimentarias de los manatíes en el Caribe mexicano varían a nivel espacial, pero no a nivel temporal (últimos 30 años). Por otra parte, se estableció por primera vez la tasa de crecimiento (TC) de las vibrisas del manatí del Caribe, información relevante para la interpretación del análisis isotópico de estos tejidos, siendo esta de 0.55 ± 0.15 mm/día, encontrando diferencias en la TC entre las

hembras (0.67 ± 0.06 mm/día), y los machos (0.51 ± 0.04 mm/día; U, $p = 0.005$). Adicionalmente, y de acuerdo con los resultados del análisis isotópico de N de los pastos y las algas, se sugiere que algunas zonas en el área de estudio, como la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (RBSK), podrían estar presentando contaminación por el uso de fertilizantes derivado de las actividades agrícolas. De igual manera, sugieren que zonas como la laguna de Nichupté, en Cancún, laguna Caapechén y Boca Paila en la RBSK, Xcalak, bahía de Chetumal, laguna Guerrero y río Hondo, podrían estar experimentando un enriquecimiento en N derivado de las aguas residuales de esas áreas, siendo consistente con la ausencia de plantas de tratamiento en la mayoría de estos lugares. Los resultados encontrados por el presente trabajo son relevantes, ya que amplían el conocimiento sobre la ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano, proporcionando herramientas para establecer y/o mejorar las estrategias de conservación para la especie y su hábitat.

Palabras clave: Sirenios, hábitos alimentarios, análisis de isótopos estables, pastos marinos, Quintana Roo, México

Abstract

In Mexico, important ecosystems like wetlands, are affected by fragmentation and anthropogenic pollution, impacting significant habitats of endangered species, like the Caribbean manatee (*Trichechus manatus manatus*), one of the most representative and emblematic animals from the Caribbean region. Manatees are herbivore aquatic mammals, with opportunistic feeding habits, with the capacity to eat a wide range of marine, brackish and freshwater aquatic plants, and therefore playing a relevant role in the ecosystems where they inhabit. For this reason, knowledge about manatee trophic ecology and habitat use is essential for its management and conservation. Manatees have been protected in Mexico since 1921, and currently are listed as endangered species, and although *T. m. manatus* is the most studied species in the Mexican Caribbean, to date, little is known about its trophic ecology. Hence, the principal goal of this work was to investigate trophic ecology aspects of the Caribbean manatee, in order to generate key information that would serve to plan management strategies aiming to conserve manatees and in the study area. Carbon (C) and nitrogen (N) stable isotope analysis of 95 species (n = 560) of aquatic and semiaquatic vegetation collected through the Mexican Caribbean was performed. Also, C and N stable isotopes of 68 samples of bones and four vibrissae were analyzed. Results of C and N stable isotopes analysis showed variation in the aquatic and semiaquatic vegetation from the Mexican Caribbean, according to vegetation type (algae, seagrasses, mangrove and “other vascular plants”), and environment (marine, brackish and freshwater). Also, the analysis suggested that manatees in the Mexican Caribbean have a preference for seagrasses, and evidenced that diet and feeding strategies in the Mexican Caribbean have spatial but not long-scale temporary variations (last 30 years). Furthermore, this research represents the first attempt to estimate vibrissae growth rate (VGR) in sirenians, as an important information to interpret the results of stable isotope analysis of this tissues. The VGR was 0.55 ± 0.15 mm/day, with significant differences between females (0.67 ± 0.06 mm/day), and males (0.51 ± 0.04 mm/day; U, p = 0.005). N stable isotope analysis of seagrasses and algae suggested that some areas like Sian Ka’an Biosphere Reserve (SKBR), might potentially be polluted with fertilizers from agricultural activities. Likewise, the results suggest that some localities

like laguna Nichupté, laguna Caapechén, Boca Paila, Xcalak, bahía de Chetumal, laguna Guerrero and río Hondo, may be experiencing N enrichment from wastewater, which is consistent with the lack of wastewater treatment systems in most of these places. Our findings are relevant to expand the knowledge regarding manatee trophic ecology in the Mexican Caribbean, which can aid to establish and/or improve conservation strategies for the species and their habitat.

Key words: Sirenians, feeding habits, stable isotopes analysis, seagrasses, Quintana Roo, Mexico

Contenido

Índice de figuras	12
Índice de tablas	16
Glosario	18
I. Introducción	19
II. Área de estudio	25
III. Preguntas de Investigación	28
IV. Hipótesis.....	29
V. Objetivos.....	30
V.I Objetivo general	30
V.II Objetivos específicos	30
CAPÍTULO I. Composición isotópica de algunas especies de vegetación acuática y semiacuática, que son potencial alimento para el manatí en el Caribe mexicano	32
1. Introducción	32
2. Hipótesis	34
3. Objetivo	35
4. Materiales y métodos.....	35
4.1 Trabajo de campo.....	35
4.1.1 <i>Colecta de muestras de vegetación acuática y semiacuática</i>	35
4.2 Trabajo de laboratorio	37
4.2.1 <i>Procesamiento de muestras de vegetación acuática y semiacuática</i>	37
4.3 Análisis de datos.....	39
5. Resultados	40
5.2 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática colectada	41
6. Discusión.....	45
6.1 Cambios en $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática	45
6.2 Cambios en $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática	48
7. Conclusiones.....	50

CAPÍTULO II. Tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí del Caribe, como parámetro para definir posibles variaciones espacio-temporales en los hábitos alimentarios en el Caribe mexicano.....	52
1. Introducción.....	52
2. Hipótesis.....	54
3. Objetivo.....	54
4. Materiales y métodos.....	54
4.1 Colecta de muestras.....	54
4.2 Trabajo de laboratorio.....	56
4.3 Análisis de datos.....	57
5. Resultados.....	58
6. Discusión.....	59
7. Conclusiones.....	63
CAPÍTULO III. Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano.....	64
1. Introducción.....	64
2. Hipótesis.....	67
3. Objetivos.....	67
4. Materiales y métodos.....	68
4.1 Trabajo de campo.....	68
4.1.1 <i>Colecta de muestras de tejidos de manatí</i>	68
4.2 Trabajo de laboratorio.....	69
4.2.1 <i>Procesamiento de las muestras de tejido óseo</i>	69
4.2.2 <i>Procesamiento de las muestras de las vibrisas</i>	71
4.3 Análisis de datos.....	72
5. Resultados.....	75
5.1 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del tejido óseo (colágeno) del manatí.....	75
5.2 Variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno, de acuerdo con cada uno de los factores.....	76
5.3 Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano.....	79
5.3.1 <i>Dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y el colágeno</i>	79
5.3.4 <i>Nicho isotópico entre décadas</i>	85
5.4 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas.....	85

5.5 Variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas, de acuerdo con la locación y zona...	89
5.6 Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano.....	90
5.6.2 Variaciones espaciales y temporales en la dieta del manatí en el Caribe mexicano de acuerdo con el AIE de la vegetación y las vibrisas	91
5.6.3 Contribución de cada fuente de alimento en la dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y las vibrisas	93
6. Discusión.....	96
6.1 Preferencia alimentaria del manatí en el Caribe mexicano.....	96
6.2 Variaciones espaciales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano.....	99
6.3 Variaciones temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano.....	103
7. Conclusiones.....	105
CAPÍTULO IV. Isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en pastos y algas como indicador de impacto ambiental	107
1. Introducción	107
2. Hipótesis	112
3. Objetivo	112
4. Materiales y métodos.....	112
4.1 Análisis de datos.....	115
5. Resultados	115
6. Discusión.....	121
7. Conclusiones.....	128
CAPÍTULO V. Conclusiones generales y recomendaciones	129
Conclusiones.....	129
Recomendaciones.....	130
VII. Referencias	132
VIII. ANEXOS.....	163
Anexo 1. Especies de vegetación acuática y semiacuática colectadas en el Caribe mexicano, indicando el año, época, ambiente y zona de colecta	163
Anexo 2. Recurso alimentario del manatí Americano <i>Trichechus manatus</i> reportado a nivel global.	166

Anexo 3. Tasa de crecimiento (TC) de las vibrisas en mamíferos marinos. Modificado de McHuron et al., 2016.....	169
Anexo 4. Garcés-Cuartas N, Niño-Torres CA, Castelblanco-Martínez DN. Vibrissae growth rate of captive Antillean manatees (<i>Trichechus manatus manatus</i> Linnaeus, 1758). Mar Mam Sci. 2019;1–10. https://doi.org/10.1111/mms.12638	171
Anexo 5. Datos generales de las muestras de hueso de <i>Trichechus manatus manatus</i> colectadas en el Caribe mexicano.....	182

Índice de figuras

Figura 1. Mapa área de estudio. Caribe mexicano.	28
Figura 1.1 Zonas y estaciones de muestreo en el área de estudio. ZN: Zona norte; ZC: Zona centro; ZS: zona sur.	36
Figura 1.2 Colecta de vegetación acuática durante las salidas de campo.	37
Figura 1.3 Preparación de muestras de vegetación acuática y semiacuática. Extracción de carbonatos y maceración.	38
Figura 1.4 Imágenes de algunas especies de algas colectadas en las salidas de campo.	39
Figura 1.5 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de acuerdo con el tipo de vegetación (Otras pv: otras plantas vasculares), ambiente, zona y época climática. El diagrama de cajas ubicado dentro de la gráfica de violín representa los tres cuartiles, donde la mediana está representada con la línea horizontal negra, mientras que la media aritmética se representa mediante un punto rojo. Diferencias significativas entre las categorías de cada factor se indican con símbolos diferentes.	42
Figura 1.6 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación (Otras pv: otras plantas vasculares), ambiente, zona y época climática. Todo lo demás igual a la Figura 1.5.	43
Figura 1.7 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación. A. Todos los datos de la vegetación colectada. B. Valores promedio y error estándar.	44
Figura 1.8 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de acuerdo con el ambiente. A. Todos los datos de la vegetación colectada. B. Valores promedio y error estándar. Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.	45
Figura 2.1 Delimitación del área de corte ($\sim 15\text{ cm}^2$) A. Dolphin Discovery. B.Xcaret.	56
Figura 2.2 Vibrisas del manatí del Caribe <i>Trichechus manatus manatus</i>	57
Figura 2.3 Tasa de crecimiento de las vibrisas por animal, donde se incluyen todas las vibrisas colectadas y medidas.	58
Figura 2.4 Tasa de crecimiento de vibrisas del manatí del Caribe (mm/día) (A) con respecto al sexo y (B) categoría de edad. Las categorías de edad fueron definidas de acuerdo con Hartman (1979) para <i>Trichechus manatus</i> como: cría (< 2 años), juvenil (2-5 años) y adulto (> 5 años).	59
Figura 3.1 Extracción de muestras de tejido óseo mediante taladro y moto-tool.	69
Figura 3.2 Parte del proceso de extracción de colágeno en el Laboratorio de isótopos estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, Granada, España.	70
Figura 3.3 Protocolo para la extracción de colágeno del Laboratorio de isótopos estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, Granada, España.	71
Figura 3.4 Medición de las vibrisas con ayuda de una regla para realizar los cortes con un bisturí.	72

Figura 3.5 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de colágeno, de acuerdo con la década, la categoría de edad y el sexo. El diagrama de cajas ubicado dentro de la gráfica de violín representa los tres cuartiles, donde la mediana está representada con la línea horizontal negra, mientras que la media aritmética se representa mediante un punto rojo. Diferencias significativas entre las categorías de cada factor se indican con símbolos diferentes.	75
Figura 3.6 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de colágeno de acuerdo con la década, el sexo y la categoría de edad. Todo lo demás igual que en la Figura 3.5.	76
Figura 3.7 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con el sexo y la categoría de edad.	77
Figura 3.8 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la locación y la zona (ZN: zona norte; ZC: zona centro; ZS: zona sur).	78
Figura 3.9 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década.	78
Figura 3.10 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. A. Valores brutos de la vegetación B. Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 1.8 \pm 3.7\%$, Clementz et al., (2007); $\Delta^{15}\text{N} = 3 \pm 1.13\%$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.	79
Figura 3.11 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la locación, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. Todo lo demás igual a la figura 3.10.	80
Figura 3.12 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. Todo lo demás igual a la figura 3.10.	81
Figura 3.13 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en los últimos 30 años en el Caribe mexicano, de acuerdo con los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza (IC) de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.	82
Figura 3.14 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en cada locación y zona, de acuerdo con los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.	83
Figura 3.15 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en cada locación y zona de acuerdo con el ambiente, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Ambiente (Marino: M; salobre: S; agua dulce: AD) Otras pv: otras plantas vasculares.	84
Figura 3.16 Representación de la amplitud del nicho isotópico mediante los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década. Las líneas sólidas representan el	

área de las elipses estándar corregidas para muestras pequeñas (SEAc) y las líneas punteadas representan el área de los cascos convexos (TA).	85
Figura 3.17 Representación de la información en una escala de tiempo sobre la ecología alimentaria del manatí, a partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas.	88
Figura 3.18 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas para cada uno de los manatíes muestreados.	89
Figura 3.19 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas para los cuatro manatíes muestreados.	90
Figura 3.20 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas de cada manatí por locación, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. A. Valores brutos de la vegetación. B. Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 1.95\text{‰}$; $\Delta^{17}\text{N} = 2.59 \pm 1.97\text{‰}$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.	91
Figura 3.21 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas de cada manatí, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. Todo lo demás igual a la figura 3.20.	92
Figura 3.22 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas del manatí, relacionados con los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. A. Valor promedio de cada tipo de vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 1.95\text{‰}$; $\Delta^{17}\text{N} = 2.59 \pm 1.97\text{‰}$, Caut et al., (2009)). B. Valor promedio de las especies de pastos y grupos de algas con fraccionamiento isotópico.	93
Figura 3.23 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta de cada manatí en los últimos ~30 días de vida, de acuerdo con la locación y la zona, en el Caribe mexicano, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza (IC) de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.	94
Figura 3.24 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta de cada manatí, de acuerdo con el ambiente, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Ambiente (Marino: M; salobre: S; agua dulce: AD) Otras pv: otras plantas vasculares.	96
Figura 4.1 Estaciones donde se colectaron las muestras de los pastos y las algas en el Caribe mexicano.	113
Figura 4.2 Distribución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las muestras de los pastos colectadas en el Caribe mexicano.	116
Figura 4.3 Distribución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las muestras de algas colectadas en el Caribe mexicano.	117

Figura 4.4 Principales factores antrópicos identificados cerca a las estaciones de muestreo.	118
Figura 4.5 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ en cada estación de muestreo. Categorías de impacto ambiental (Amarillo: categoría baja (1); naranja: categoría media (2) y rojo: categoría alta (3)).....	120
Figura 4.6 Valores máximos de $\delta^{15}\text{N}$ en las muestras de pastos y algas colectadas en el Caribe mexicano.....	121

Índice de tablas

Tabla 1.1 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación, el ambiente, la época climática y la distribución geográfica.....	41
Tabla 1.2 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ reportados para la vegetación acuática y semiacuática, de acuerdo con el tipo de vegetación.	46
Tabla 1.3 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática reportados para los diferentes ambientes	47
Tabla 1.4 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática reportados para cada tipo de vegetación.	49
Tabla 2.1 Manatíes del Caribe <i>Trichechus manatus manatus</i> muestreados, para determinar la tasa de crecimiento de las vibrisas.....	55
Tabla 3.2 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano durante los últimos 30 años, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.	81
Tabla 3.3 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano de acuerdo con la locación y zona, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.....	84
Tabla 3.4 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano, de acuerdo con el ambiente, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.	84
Tabla 3.5 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para cada una de las vibrisas colectadas, teniendo en cuenta los valores por submuestra (el primer valor corresponde a la base de la vibrisa y el último a la parte apical de la misma).	86
Tabla 3.6 Tiempo aproximado (en días), de la información isotópica inferida a partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de cada vibrisa. La primera submuestra corresponde a la base de la vibrisa y la última a la parte apical de la misma.....	87
Tabla 3.7 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta para cada manatí durante los últimos ~ 30 días, de acuerdo con la locación y zona, según los resultados de la composición isotópica de C y N de las vibrisas.	94
Tabla 3.8 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta de cada manatí, de acuerdo con el ambiente, según los resultados de la composición isotópica de C y N de las vibrisas.	95
Tabla 4.1 Valores de concentración de nitratos (μM) reportados para algunas estaciones de muestreo en la zona de estudio.....	113
Tabla 4.2 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada especie de pasto.	116
Tabla 4.3 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada grupo de algas.	117

Tabla 4.4 Matriz categorización de impacto ambiental, teniendo en cuenta cada uno de los indicadores identificados cerca a cada estación de muestreo.	118
Tabla 4.5 Categoría de impacto ambiental para cada estación de muestreo.	119

Glosario

δ (delta): notación en la que se expresa la proporción isotópica de un elemento en una muestra dada, con relación a la proporción isotópica del mismo elemento en una sustancia estándar, expresada en partes por mil (‰).

δ¹³C: diferencia en la proporción de ¹³C/¹²C entre el contenido de una muestra con respecto a la del estándar de Belemnita Pee Dee (PDB), expresada en partes por mil (‰).

δ¹⁵N: diferencia en la proporción de ¹⁵N/¹⁴N entre el contenido de una muestra con respecto a la del estándar de nitrógeno atmosférico, expresada en partes por mil (‰).

Discriminación isotópica: retención selectiva del isótopo más pesado (¹³C/¹⁵N) y la excreción del más ligero (¹²C/¹⁴N).

Empobrecimiento: disminución en el isótopo más pesado (¹³C/¹⁵N).

Enriquecimiento: aumento en el isótopo más pesado (¹³C/¹⁵N).

Fraccionamiento isotópico (Δ): diferencia resultante en el valor δ entre el consumidor y su dieta; conocido también como factor de discriminación trófico.

Vegetación acuática/semiacuática: hidrófita que coloniza exitosamente un amplio rango de hábitats en todas las zonas climáticas. Para el caso del presente estudio, este término incluye tanto plantas como algas que viven en ambientes acuáticos, de manera total o parcial, ya sea marino, salobre o de agua dulce.

I. Introducción

En 1987, la Comisión Mundial sobre Medio Ambiente y Desarrollo publica el Informe Brundtland (“Nuestro Futuro Común”), donde se define desarrollo sostenible, como “aquel que puede lograr satisfacer las necesidades y las aspiraciones del presente, sin comprometer la capacidad de las generaciones futuras de satisfacer sus propias necesidades y aspiraciones”, el cual fue incluido dentro de la política ambiental mexicana en 1988, específicamente en la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) (Rubio Maldonado et al., 2010).

En 2015, la Organización de las Naciones Unidas (ONU) estableció los Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS), solicitando a los países parte como México conservar y utilizar de manera sostenible los recursos marino costeros, resaltando la importancia de los ecosistemas costeros como los pastos marinos y los manglares mediante el ODS 17 (ONU 2015). Las zonas marino-costeras abarcan desde el límite marino de la plataforma continental y mar territorial, hasta los límites geopolíticos de los municipios que tienen frente costa o están contiguos, tierra adentro (INE-SEMARNAP 2000). Estas áreas, constituyen ecosistemas relevantes a nivel ecológico, social y económico, ya que proporcionan importantes servicios ecosistémicos como provisión de agua, oxígeno, energía, y alimento; regulan el clima y ofrecen espacios de recreación, entre otros (Sarukhán et al., 2009). Aunque estos ecosistemas son menos conocidos que los terrestres, se sabe que se encuentran bajo una gran presión debido a diferentes amenazas, principalmente de origen antrópico, como el cambio en el uso del suelo, la contaminación, la pérdida de hábitat y el cambio climático, entre otros (CONABIO 2016).

Para poder cumplir con los compromisos de los ODS y avanzar hacia un desarrollo sostenible, se hace necesario promover la conservación de estos ecosistemas y de las especies que allí habitan. Debido al tipo de desarrollo socio económico que México ha tenido en sus litorales durante los últimos años, se ha perdido gran cantidad del capital natural, debido a la fragmentación y degradación de los ecosistemas, a la erosión, urbanización y contaminación

(Aguilar et al., 2008), siendo el turismo masivo de “sol y playa” una de las actividades de mayor impacto para la región del Caribe. Por ejemplo, tres décadas atrás la zona donde está situada la ciudad de Cancún contaba con una cubierta vegetal de 32.380 ha, representada por selva media subperennifolia, manglares, tular y vegetación en zona inundada. Sin embargo, al iniciar el proyecto turístico en los años setenta, 990 ha de selva media subperennifolia y 370 ha de manglar fueron eliminadas, y en los años noventa, 2.256 ha de selva media subperennifolia y 650 ha de manglar más fueron destruidas, debido al incremento de la actividad turística en la zona (Pérez-Villegas & Carrascal 2000). Así mismo, la cobertura de manglares perturbados (conformados por manglares muertos o en regeneración) ha ido en aumento, pasando de 1.191 ha entre 1970 y 1980 a 18.332 ha en 2015 (Valderrama-Landeros et al., 2017).

Ecosistemas de importancia como los humedales han sido afectados debido a la fragmentación y contaminación antrópica (CONABIO 2009), y un claro ejemplo de la problemática ambiental en la zona de estudio, se ve reflejada en la relación que existe entre estos ecosistemas y especies amenazadas como el manatí del Caribe *Trichechus manatus manatus*, una de las especies más representativas y emblemáticas de la región del Caribe. Es el caso de las ensenadas que estos animales utilizaban entre Cancún y Tulum, las cuales han sido modificadas por complejos y parques turísticos (Díaz-Ortíz et al., 2014). Así mismo, áreas protegidas como el Santuario del Manatí y la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an, vitales para la conservación de los manatíes en el Caribe mexicano, se han visto perjudicadas por diferentes factores antrópicos como la contaminación (Quintana-Rizzo 2010, Díaz López et al., 2006, Canché Uuh 2002, Valadez-Cruz et al., 2015).

Entre los ecosistemas de importancia que se encuentran en riesgo están los manglares y las praderas de pastos marinos, los cuales son fuente de alimento para el manatí del Caribe en las zonas costeras (Castelblanco-Martínez et al., 2009), y cumplen además diversas funciones de importancia socio-ecológica. Los manglares son excelentes formadores y consolidadores de suelos, representando una barrera natural de protección en la línea de costa, al evitar procesos erosivos; además, dan sombra en las playas y ganan terreno al mar por medio de sus raíces, reteniendo partículas que descargan los ríos y arroyos en el mar, así

como el sedimento que llevan las corrientes de deriva litoral costera (Torres & Rivera 1989); además, en las desembocaduras de los ríos, el manglar crece consolidando los nuevos terrenos formados a partir de la deposición de sedimentos (Sánchez-Páez et al., 1997). En cuanto a las praderas de pastos marinos, estas promueven la productividad y diversidad biológica y de igual manera, sirven como protección para las zonas costeras, favoreciendo la estabilización de los sedimentos, disminuyendo su resuspensión y evitando la erosión (Borum et al., 2004).

Conocer el estado de los ecosistemas, sus componentes y su funcionamiento, es algo elemental para aportar argumentos para la toma de decisiones en el manejo ecosistémico. En ese sentido, se considera fundamental llevar a cabo estudios para entender el papel ecológico que desempeñan los organismos dentro del ecosistema, identificando las interacciones entre éstos y las fuentes de alimentación, teniendo en consideración los requerimientos ecológicos de una especie (Sutherland et al., 2004).

Es así como se ha vuelto cada vez más importante entender la ecología alimentaria de las especies de mega-herbívoros acuáticos y su relación con el uso del hábitat (Alves 2007), ya que al ser consumidores primarios, se considera que juegan un papel relevante como ingenieros de los ecosistemas (Marshall et al., 2013, Hood & Larson 2015), siendo agentes críticos de cambio y mantenimiento de los ecosistemas que habitan (Owen-Smith 1988). En los ecosistemas acuáticos, se ha reportado que estos organismos consumen en promedio entre el 30 y el 80% de la producción primaria (Lodge 1991, Burkepile 2013), teniendo impactos importantes en la abundancia y composición de las plantas, así como en la estructura de la vegetación (Christianen et al., 2014, Burkholder et al., 2013).

Los manatíes son mamíferos acuáticos pertenecientes al orden Sirenia y a la familia Trichechidae. El manatí Americano, *Trichechus manatus*, se encuentra distribuido en zonas marino costeras, salobres y de agua dulce del sureste tropical y subtropical de los Estados Unidos, Golfo de México, mar Caribe y en la costa Atlántica del noreste de Suramérica (Jefferson et al., 1993). Se reconocen dos subespecies, *T. m. latirostris* (Harlan, 1824) o manatí de la Florida, que ocupa hábitats costeros, ribereños y de estuario en el suroeste de Estados Unidos (Reynolds III & Powell 2000, U.S.Fish & WildlifeService 2001) y *T. m.*

manatus (Linnaeus, 1758) o manatí del Caribe, que se distribuye desde el norte de México, a lo largo de la costa Caribe, incluyendo las islas, hasta el noreste de Brasil (Barros et al., 2016). El manatí del Caribe (*T. m. manatus*) es una subespecie que se encuentra amenazada y está catalogada como En Peligro (EN) de acuerdo con los criterios establecidos por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Self-Sullivan & Mignucci-Giannoni 2008); así mismo, se enlista en el Apéndice I del Convenio sobre el Comercio Internacional de Especies de Flora y Fauna Silvestres en Peligro de Extinción (CITES) desde julio de 1975 y en consecuencia, el comercio de cualquier producto derivado del manatí está prohibido. Además, el Anexo II del Protocolo Relativo a Las Áreas y Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas en la Región del Gran Caribe (SPAW), prohíbe capturar, poseer, matar y comercializar las especies, partes o productos de todas las especies del orden Sirenia (PNUMA 1995).

En México, los manatíes empezaron a ser protegidos en 1921, momento en que la caza se declaró ilegal según la Ley de Pesca (DOF 1921). En octubre de 1981, el Departamento de Pesca prohibió la comercialización de productos derivados de los manatíes y en mayo de 1991, se publicaron en el Diario Oficial de la Federación (DOF), los criterios ecológicos CT-CERN-001-91 que establecen las especies raras, amenazadas, en peligro de extinción o sujetas a protección especial y sus endemismos de la flora y fauna terrestre y acuática en la República mexicana, donde se incluye al manatí del Caribe en el estatus de Protección Especial, y se establece la obligatoriedad del estado mexicano para generar criterios tendientes a la conservación y recuperación de dichas especies. En 1994, el manatí se declaró oficialmente especie en riesgo de extinción (DOF 1994) y en octubre de 1996, el gobierno del estado de Quintana Roo declaró mediante un Decreto Estatal, la parte mexicana de la bahía de Chetumal, como Santuario del Manatí.

Los manatíes son animales herbívoros de hábitos alimentarios oportunistas y pueden consumir alrededor de 60 especies de plantas diferentes, en hábitats marinos, estuarinos y dulceacuícolas (Castelblanco-Martínez et al., 2009, Flores-Cascante et al., 2013, Gomes-Borges et al., 2008). Así mismo, se conoce que pueden ingerir de manera incidental cierta cantidad de organismos asociados que se encuentran en las raíces o el follaje de la vegetación

acuática (Courbis & Worthy 2003, Hartman 1979, Mignucci-Giannoni & Beck 1998, Arévalo-González 2020), y el uso de hábitat puede estar influenciado por la abundancia y ubicación de las especies de vegetación, así como por las características del sedimento, la profundidad del agua, y la cercanía a las fuentes de agua dulce (Morales-Vela et al., 2003, Olivera-Gómez & Mellink 2005). El efecto de la herbivoría de los sirenios, hace que el reciclaje de nutrientes sea más rápido con respecto a su descomposición, lo que podría beneficiar la productividad de una comunidad de plantas (Aragones et al., 2012). Además, propicia la aireación del suelo, proporcionando al sustrato una mejor fijación de nitrógeno y por lo tanto, incrementando la productividad de los pastos (Perry & Dennison 1999).

Actualmente para el Caribe mexicano, se cuenta con información sobre la distribución, abundancia y dieta del manatí del Caribe (Áxis-Arroyo et al., 1998, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Castelblanco-Martínez et al., 2013, Morales-Vela et al., 2000, Morales-Vela et al., 2003, Olivera-Gómez & Mellink 2005). Su distribución se limita al sureste del país a tres regiones principalmente, por causa de la pérdida del hábitat y de la sobreexplotación que sufrió la especie (Morales-Vela et al., 2003). En la región del Caribe, *T. m. manatus* se distribuye a lo largo de la costa y el río Hondo en Quintana Roo (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela et al., 2000). Habita principalmente en tres zonas: 1. la zona costera del norte, en las caletas y cenotes entre Playa del Carmen y Tulum; 2. la zona centro que incluye las bahías Ascensión y Espíritu Santo (Reserva de la Biosfera Sian Ka'an); y 3. la zona sur en la bahía de Chetumal y río Hondo (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1994b, Morales-Vela & Olivera-Gómez 1994a, Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela et al., 1996). Así mismo, se sugiere que la mayor abundancia se presenta en la bahía de Chetumal, con un estimado de 150 manatíes para el año 2001 (Morales-Vela & Padilla-Saldívar 2009). Gracias a los análisis del tracto digestivo y de sus heces, se tiene conocimiento sobre algunos elementos que hacen parte de su dieta en el Caribe de México (Flores-Cascante et al., 2013, Castelblanco-Martínez et al., 2009). Sin embargo, aunque *T. m. manatus* es la especie de mamífero acuático más estudiado en el Caribe mexicano (Áxis-Arroyo et al., 1998, Castelblanco-Martínez et al., 2012, Castelblanco-Martínez et al., 2009,

Castelblanco-Martínez et al., 2013, Flores-Cascante et al., 2013, Morales-Vela & Olivera-Gómez 1994b, Morales-Vela & Olivera-Gómez 1994a, Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela et al., 2000, Morales-Vela & Padilla-Saldívar 2009, Morales-Vela et al., 2003, Nourisson et al., 2011, Rojas-Minguer & Morales-Vela 2002), hasta la fecha poco se sabe sobre su ecología trófica; se desconoce si tienen preferencias alimentarias a lo largo del Caribe mexicano y si éstas varían a nivel espacial. Además, no se sabe si la dieta de esta especie ha variado en las últimas décadas como consecuencia de la pérdida y modificación del hábitat.

Aunque existen diferentes métodos que permiten evaluar la ecología trófica de las especies, el análisis de isótopos estables (AIE) es un método complementario que puede proporcionar un mejor entendimiento sobre la importancia de los diferentes grupos de vegetación que hacen parte de la dieta del manatí, sobre su ecología alimentaria y sobre la relevancia de los diferentes ambientes para la especie (Ciotti 2012). El AIE ha sido aplicado con éxito en diferentes grupos de mamíferos marinos, incluidos los odontocetos (Niño-Torres et al., 2006, Walker & Macko 1999), pinnípedos (Hobson et al., 1996, Kurle & Worthy 2002, McHuron et al., 2016) y sirenios (Ciotti et al., 2014, Clementz et al., 2007, Clementz et al., 2009, Clementz et al., 2006, MacFadden et al., 2004, MacAvoy et al., 2015, Reich et al., 2008, Yamamuro et al., 2004, Alves-Stanley et al., 2010, Carvalho Crema et al., 2019, Pablo-Rodríguez et al., 2016), demostrando que los isótopos estables pueden ser utilizados como un método efectivo en el estudio de las dinámicas de los ecosistemas acuáticos (Auriolles-Gamboa et al., 2013, DeNiro & Epstein 1978, Newsome et al., 2010, Niño-Torres et al., 2006, Rosas & Andrade 2015, Walker et al., 1999).

Por otra parte, mediante el AIE se puede obtener información diversa a nivel espacial y temporal, dependiendo del tejido analizado (Alves-Stanley et al., 2010, Ames et al., 1996, Clementz et al., 2007, Reich & Worthy 2006). Tejidos como el hígado y las células sanguíneas realizan el recambio celular a grandes velocidades y pueden dar información trófica a corto plazo (horas y días), mientras que la piel, el músculo, el pelo/vibrisas o el

hueso, pueden dar información de semanas, meses y hasta años (Hobson 1999). Para el caso de las vibrisas/pelo, es necesario contar con información previa sobre la tasa de crecimiento de las mismas.

Este trabajo pretende aportar información relevante sobre la ecología trófica del manatí del Caribe que podría contribuir a crear o mejorar las herramientas existentes para la conservación de la especie y de los ecosistemas estratégicos de los cuales depende su alimentación en el Caribe mexicano. Dichos lineamientos se encuentran establecidos en el “Programa de Acción para la Conservación de la Especie: Manatí (*Trichechus manatus manatus*), 2010”, el cual se alinea con las medidas de conservación establecidas en el Plan de Manejo Regional para el Manatí de las Indias Occidentales (*Trichechus manatus*) del Programa Ambiental del Caribe (PAC) del PNUMA (2010). Entre las medidas sugeridas se incluyen la identificación y evaluación de los hábitats del manatí a través de estudios sobre su ecología trófica como una de las diversas acciones que se necesitan para proteger a la especie.

II. Área de estudio

El trabajo de campo se realizó a lo largo del Caribe mexicano, desde la isla Holbox, ubicada al norte del estado de Quintana Roo (21° 31' N; 87° 23' O) hasta la bahía de Chetumal, ubicada en la zona sureste de la península de Yucatán (17°52' -18°50' N, 87°50' -88°25' O) (Figura 1). Esta región presenta una costa de mares marginales, de erosión terrestre, calcárea, de depositación marina, playas de barrera y arrecifes coralinos. El agua continental proviene de las aguas subterráneas, la cual tienen bajo contenido de nutrientes; sin embargo, está influenciada por aguas marinas profundas ricas en nutrientes (De la Lanza Espino 2004). Posee una barrera arrecifal que forma parte del Sistema Arrecifal Mesoamericano, la segunda barrera más importante a nivel mundial, la cual debido a la complejidad de sus hábitats estructurales, alberga una gran diversidad biológica considerada análoga a la biodiversidad de las selvas húmedas (Aguilar et al., 2008). Adicionalmente, la barrera arrecifal actúa como rompeolas y amortigua la erosión marina generada por las olas y corrientes (Ortiz & De la Lanza 2006). Dentro de la zona costera del Caribe mexicano y sobre todo en la plataforma

continental existen condiciones geomorfológicas importantes que forman barreras asociadas directa e indirectamente con la línea de costa y que son hábitat de una gran diversidad de especies de fauna y flora. Una de las comunidades vegetales más importantes de la zona costera son los manglares, los cuales se encuentran bordeando lagunas, marismas, estuarios y bahías (De la Lanza Espino 2004).

En Quintana Roo, el clima que prevalece es cálido subhúmedo, con lluvias en verano y con mayores precipitaciones entre junio y octubre (De la Lanza Espino et al., 2013). La temperatura oscila entre 24 y 28 °C, con un promedio anual de 26° C. El mes de enero es el menos caluroso, mientras que el más cálido puede estar entre mayo y julio, o incluso agosto. La época de lluvias abarca los meses de junio a octubre (De la Lanza Espino et al., 2013), prolongándose muchas veces hasta noviembre. La precipitación anual varía entre 800 y 1.500 mm y las mayores precipitaciones se registran en una franja de 35 km de ancho en la costa, desde Playa del Carmen hasta la península de Xcalak. La temporada seca abarca los meses entre noviembre y mayo, la cual se puede dividir en: época de nortes (frentes fríos), de noviembre a febrero (Herrera-Sansores 2011), y la franca sequía de marzo a mayo (Carrillo et al., 2009a). Así mismo, en la región se registra la incidencia de tormentas tropicales y huracanes (De la Lanza Espino et al., 2013). Las depresiones tropicales y ciclones se manifiestan de junio a octubre, predominando en septiembre (Aguirre 2002), con vientos que están entre 150 y 300 km/h (Herrera-Sansores 2011). Durante el invierno los vientos soplan desde el este y el noreste, mientras que durante el verano soplan desde el este y sureste, con una rapidez que varía entre 3.5 y 10.5 m/s (Aguirre 2002). La temperatura superficial del mar Caribe está determinada por diversos factores, como la radiación neta absorbida, los procesos de evaporación, la conducción turbulenta y el intercambio calorífico con capas más profundas del océano. La capa superficial del agua se calienta desde principios de febrero hasta mediados de septiembre, alcanzando valores máximos en abril y agosto, y un mínimo relativo en junio. La misma capa superficial se enfría durante los siguientes cinco meses, alcanzando un máximo de enfriamiento en diciembre (Aguirre 2002).

Quintana Roo presenta una forma de polígono irregular y se ubica geográficamente entre las coordenadas 18°45' y 17°43' de latitud norte y 88°35' y 89°15' de longitud oeste

(Basnier 2002). Es uno de los estados con mayor precipitación, registrando más de 1.000 mm anuales. Cuenta con seis ríos, siendo el principal el río Hondo, con una longitud de 145 km, una profundidad promedio de 10 metros, con 50 m de ancho, un caudal de 34.62 m³/segundo (Herrera-Sansores & Heredia-Escobedo 2011) y su recorrido va de sureste a noreste; en el territorio mexicano sus afluentes son los ríos Escondido y Ucum, desembocando en el mar Caribe a través de la bahía de Chetumal (Herrera-Sansores & Heredia-Escobedo 2011). Debido a su alta diversidad biológica, la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO) declaró al río Hondo en 1998, Región Hidrológica Prioritaria Núm. 110 (Arriaga-Cabrera et al., 1998). Alimenta anualmente con 1.500 millones m³ de agua dulce a la bahía de Chetumal, con funciones de regulación climática e hidrológica, gracias a todo un sistema interconectado de humedales, lagunas y cenotes, lo que favorece la presencia de especies como el manatí. Así mismo, las fluctuaciones del nivel de agua son muy dinámicas y la concentración de sales minerales decrecen con la entrada de agua dulce provenientes de los diferentes riachuelos y manantiales distribuidos a lo largo de su curso, favoreciendo la diversidad de vegetación presente, que constituye hábitats adecuados para la flora y fauna acuática del río (Basnier 2002). Por otra parte, río Escondido tiene una longitud de 173.3 km, es de carácter intermitente y tiene un recorrido en dirección noreste (Herrera-Sansores & Heredia-Escobedo 2011).

Los cuerpos de agua superficiales son principalmente costeros; en la parte sur del estado se encuentran la mayoría de los del interior, siendo los más importantes la laguna de Bacalar, San Felipe, la Virtud, Guerrero, Milagros, laguna Chichankanab y Esmeralda, laguna Kaná, Noh-Bec, Paytoro, Sac Ayín, X-Kojolí, Ocom, Chunyaxché, laguna Cobá y laguna Nichupté (Herrera-Sansores & Heredia-Escobedo 2011). Existen además tres bahías importantes: bahía de Ascensión, bahía Espíritu Santo y bahía de Chetumal (De la Lanza Espino et al., 2013).

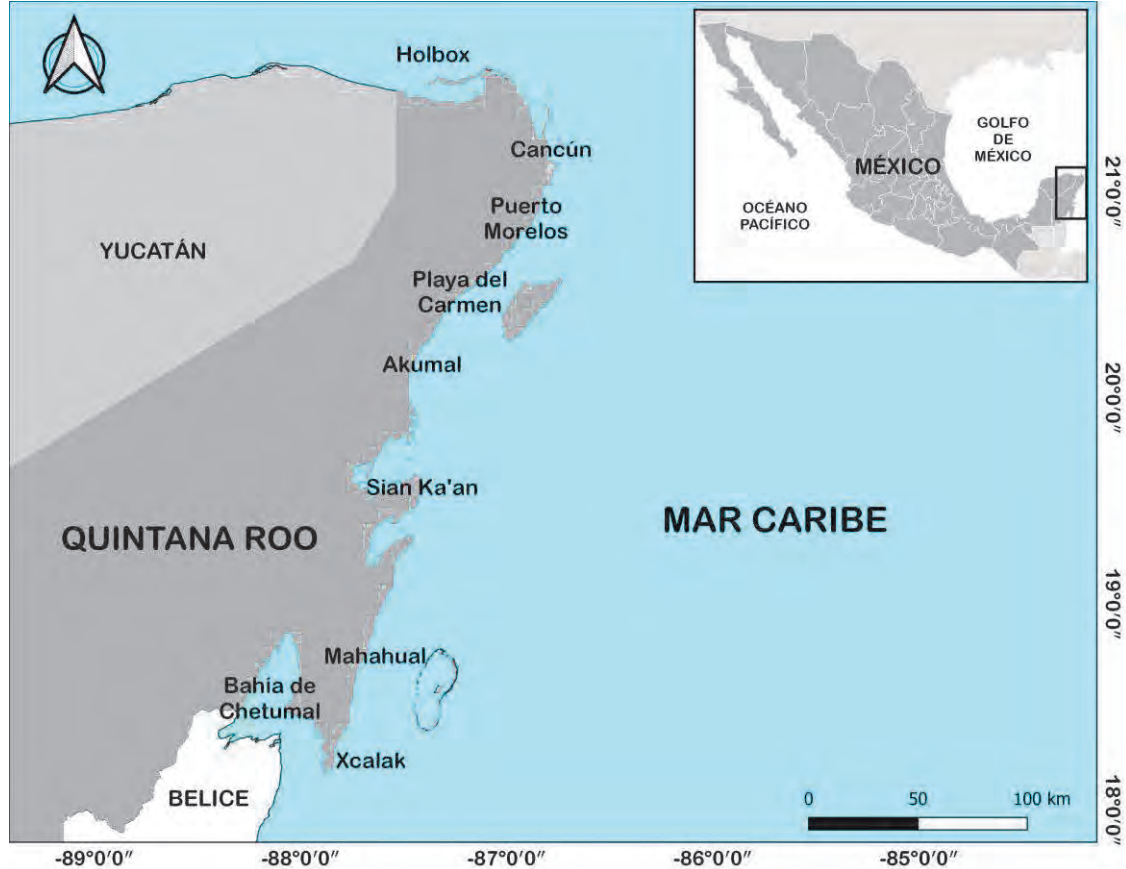


Figura 1. Mapa área de estudio. Caribe mexicano.

III. Preguntas de Investigación

- 1) **A.** ¿Existe alguna variación en la composición isotópica de las especies de vegetación acuática y semiacuática a lo largo del eje norte-sur en el Caribe mexicano?
- 1) **B.** ¿Existe variación en la composición isotópica de las especies de vegetación acuática y semiacuática entre el ambiente marino, salobre y de agua dulce?
- 2) ¿Cuál es la tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí?
- 3) ¿Los manatíes en el Caribe mexicano tienen preferencias alimentarias?
- 4) ¿Los hábitos alimentarios de los manatíes en el Caribe mexicano han cambiado en los últimos 30 años?
- 5) ¿Existe algún impacto ambiental en las áreas de uso y alimentación del manatí en el Caribe mexicano derivado de las actividades antrópicas?

IV. Hipótesis

- 1) La composición isotópica de C y N de los productores primarios varía con respecto al tipo de vegetación y al ambiente donde se desarrollan (Mutchler et al., 2007, Ciotti 2012, Ramírez Palomeque 2013). Los pastos marinos como *Thalassia testudinum*, uno de los principales componentes de la dieta del manatí (Lefebvre et al., 2001, Mignucci-Giannoni & Beck 1998, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Flores-Cascante et al., 2013), presenta variaciones en la $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al eje norte-sur y al gradiente de salinidad en el estado de Quintana Roo ($1.8 \pm 1.2\text{‰}$, media \pm DE, en ambiente marino, en la zona sur del estado y $10.2 \pm 0.1\text{‰}$, en ambiente salobre, en la zona norte del estado) (Sánchez et al., 2013); por lo tanto, se espera encontrar variaciones en la composición isotópica de los diferentes grupos de vegetación acuática y semiacuática colectadas en la región, de acuerdo al gradiente latitudinal y al patrón de salinidad.
- 2) Estudios basados en la tasa de crecimiento de pelo de elefantes africanos (*Loxodonta africana*), muestran variaciones entre 0.4 y 1.1 mm/día, evidenciando una diferencia entre machos y hembras (Cerling et al., 2006). Ya que esta especie es evolutivamente cercana al manatí (Kuntner et al., 2011), se espera que la tasa de crecimiento de las vibrisas en los manatíes sea similar a la de los pelos del elefante y así mismo, encontrar diferencias en la tasa de crecimiento entre machos y hembras. Del mismo modo, se espera que con esta información se puedan interpretar los resultados del AIE de las vibrisas de los manatíes en el Caribe mexicano.
- 3) Ya que se ha descrito que los manatíes en el estado de Quintana Roo habitan principalmente aguas dulces y/o estuarinas (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela et al., 1996), las proporciones isotópicas en los tejidos del manatí mostrarán una preferencia en su dieta por la vegetación acuática de agua dulce y/o salobre.
- 4) Mediante el análisis de isótopos estables aplicado en diferentes tejidos, se ha podido identificar la dieta, hábitats, historia alimentaria y migraciones en algunas especies de mamíferos acuáticos (Cherel et al., 2009, Alves-Stanley et al., 2010, Yamamuro et al., 2004). En ese sentido, se espera obtener información que permita registrar variaciones

espacio-temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano, a partir del AIE de C y N de los huesos y las vibrisas de esta especie.

- 5) Se ha documentado que los ecosistemas marino costeros del Caribe mexicano están afectados ambientalmente por presiones antrópicas (Aguilar et al., 2008), mostrando que existe una relación directa entre los valores de la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos marinos y las algas (alimento del manatí) (Sánchez et al., 2013), y el desarrollo y las actividades humanas. En ese sentido, se espera observar que los valores en la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos y las algas, evidencien algún tipo de impacto ambiental derivado de las principales actividades humanas, en cada una de las zonas de muestreo.

V. Objetivos

V.I Objetivo general

Evaluar aspectos de la ecología trófica del manatí del Caribe (*T. m. manatus*) relacionados con la dieta y los hábitos alimentarios, que sirvan como línea base para establecer y/o mejorar las estrategias de conservación para la especie y los ecosistemas estratégicos de los cuales depende su alimentación en el Caribe mexicano.

V.II Objetivos específicos

- 1) Establecer si existen diferencias en la composición isotópica de C y N de las especies de vegetación acuática y semiacuática a lo largo del Caribe mexicano y entre los diferentes ambientes (marino, salobre y agua dulce).
- 2) Estimar la tasa de crecimiento de las vibrisas en manatíes en cautiverio y determinar si existen diferencias de acuerdo con el sexo y/o a la edad.
- 3) Identificar preferencias alimentarias del manatí a lo largo del Caribe mexicano.
- 4) Determinar si existen posibles variaciones espaciales y/o temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano.
- 5) Determinar si la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos y las algas, evidencian algún tipo de impacto ambiental derivado de las principales actividades humanas, en cada una de las zonas de muestreo.

El presente documento se desarrolla a manera de capítulos de la siguiente manera:

Capítulo I. Composición isotópica de algunas especies de vegetación acuática y semiacuática, que son potencial alimento para el manatí en el Caribe mexicano.

Capítulo II. Tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí del Caribe, como parámetro para definir posibles variaciones espacio-temporales en los hábitos alimentarios en el Caribe mexicano.

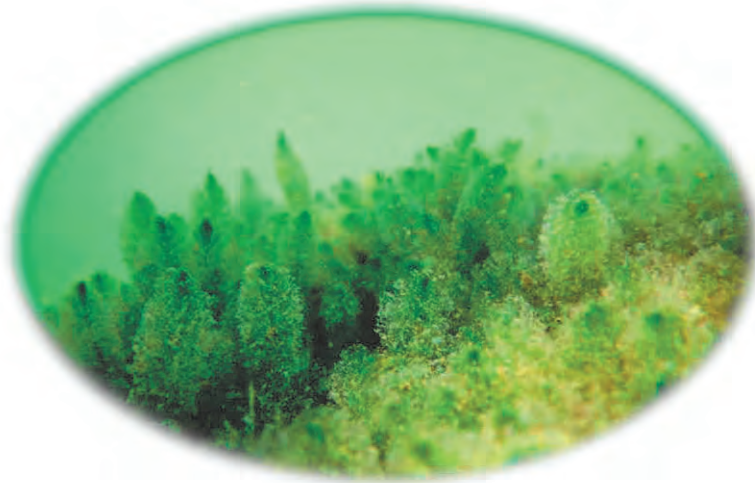
Capítulo III. Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano.

Capítulo IV. Isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en pastos y algas como indicador de impacto ambiental.

Capítulo V. Conclusiones generales y recomendaciones.

CAPÍTULO I.

Composición isotópica de algunas especies de vegetación acuática y semiacuática, que son potencial alimento para el manatí en el Caribe mexicano



1. Introducción

Los isótopos estables son átomos no radioactivos de un elemento con igual número de protones y diferente número de neutrones, es decir con masas atómicas diferentes (Ben-David & Flaherty 2012). La mayoría de elementos químicos presentan diferentes formas isotópicas, donde el isótopo más pesado suele encontrarse en una concentración más baja a la del ligero. Se sabe que el isótopo pesado reacciona a menor velocidad con respecto al ligero durante cualquier transformación biogeoquímica en la biosfera, generando enriquecimiento o empobrecimiento relativo de un isótopo con respecto al otro (fraccionamientos), debido a la diferencia de masa atómica; así mismo, estas transformaciones están relacionadas con las condiciones biológicas y fisicoquímicas del medio donde se llevan a cabo (Mateo et al., 2004).

Los isótopos estables se han empleado como trazadores naturales de los procesos fisicoquímicos de algunos elementos como el carbono y el nitrógeno, en animales, plantas, suelos, agua y atmósfera, y sus aplicaciones se han centrado principalmente en estudios de ecología (ciclos biogeoquímicos, cadenas tróficas, contaminantes), fisiología y paleontología (Guerrero & Berlanga 2000). Los primeros estudios que determinaron la composición

isotópica en plantas, mostraron que éstas tienen menos ^{13}C que el CO_2 atmosférico, del que dependen para su fotosíntesis, y que ese empobrecimiento en ^{13}C tiene lugar en la hoja, y está dado por procesos físicos y enzimáticos (Craig 1954) durante los cuales ocurre una discriminación en contra del ^{13}C y a favor del ^{12}C , que varía dependiendo de la vía fotosintética que utilice la planta (C_3 : ciclo de Calvin; C_4 : ciclo Hatch-Slack; y CAM: metabolismo ácido de las crasuláceas) (O'Leary 1988). Posteriormente, Park & Epstein (1960) presentaron un modelo del fraccionamiento fotosintético, que establecía tres pasos primordiales, la difusión del CO_2 , la fotosíntesis y el metabolismo secundario. Sin embargo, dos décadas después se creó un modelo más detallado que sirvió como punto de partida para el análisis de los isótopos de carbono en la ecofisiología vegetal (O'Leary 1981, Farquhar et al., 1982).

Para el caso de los productores primarios, la composición isotópica de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) proporciona información sobre la forma en que las plantas ajustan su metabolismo de intercambio gaseoso, para determinar las estrategias para el uso de recursos (Farquhar et al., 1989), así como para inferir la eficiencia del uso del agua durante la fotosíntesis (Farquhar et al., 1982). La diferencia en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre productores primarios se da principalmente por la vía fotosintética o ruta metabólica, donde las plantas tipo C_4 , generalmente están más enriquecidas en ^{13}C , en comparación con las plantas tipo C_3 (Peterson & Fry 1987). Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ para las plantas tipo C_4 , varían entre -9.5% y -16.5% , mientras que para las plantas tipo C_3 estos valores oscilan entre -22.5% y -34.5% (Vogel 1993). De manera general, las plantas acuáticas presentan una ruta metabólica de tipo C_3 , con un amplio rango de valores de $\delta^{13}\text{C}$ que varía entre -3.0% y -39.5% (Farquhar et al., 1989).

Por otra parte, a partir de la composición isotópica de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) de los productores primarios se puede determinar la fuente de nitrógeno de la red trófica (fijación, orgánico, inorgánico) (Kohl et al., 1973, Shearer et al., 1978), la cual se puede ver afectada tanto por procesos naturales (afloramientos de fitoplancton) como por factores antrópicos (descargas de aguas residuales domésticas o industriales) (Peterson 1999). En los tejidos

vegetales, los valores de la abundancia natural de $\delta^{15}\text{N}$ oscilan entre -5‰ y $+10\text{‰}$ (Mariotti 1983), y el fraccionamiento isotópico del N en la planta se da por la incorporación de nitratos (NO_3^-) o amonio (NH_4^+), la transferencia hacia las hojas, y el metabolismo del N en el citoplasma (Mariotti et al., 1980).

En términos generales, la composición isotópica varía dependiendo del tipo de tejido de la planta, de tal forma que el fraccionamiento fotosintético queda mejor reflejado en las hojas. Por esta razón, la mayoría de los estudios de AIE en plantas, se han aplicado en éstas (Araus et al., 1992, Condon et al., 1992). A nivel global las especies de vegetación acuática que han sido analizadas isotópicamente en mayor medida pertenecen al grupo de los pastos marinos y las algas (Fry 1984, Loneragan et al., 1997, Reich & Worthy 2006, Ciotti 2012); y para el área de estudio del presente trabajo, la especie más estudiada ha sido *Thalassia testudinum* o pasto tortuga (Carruthers et al., 2005, Mutchler et al., 2007, Mutchler et al., 2010, Rodríguez Juárez 2011, Sánchez et al., 2013, Camacho-Cruz et al., 2019).

2. Hipótesis

La composición isotópica de C y N de los productores primarios varía con respecto al tipo de vegetación y al ambiente donde se desarrollan (Mutchler et al., 2007, Ciotti 2012, Ramírez Palomeque 2013). Los pastos marinos como la *Thalassia testudinum*, uno de los principales componentes de la dieta del manatí (Lefebvre et al., 2001, Mignucci-Giannoni & Beck 1998, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Flores-Cascante et al., 2013), presenta variaciones en la $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al eje norte-sur y al gradiente de salinidad en el estado de Quintana Roo ($1.8 \pm 1.2\text{‰}$, media \pm DE en ambiente marino, en la zona sur del estado y $10.2 \pm 0.1\text{‰}$, en ambiente salobre, en la zona norte del estado) (Sánchez et al., 2013); por lo tanto, se espera encontrar variaciones en la composición isotópica de los diferentes grupos de vegetación acuática y semiacuática colectadas en la región, de acuerdo al gradiente latitudinal y al patrón de salinidad.

3. Objetivo

Establecer si existen diferencias en la composición isotópica de C y N de las especies de vegetación acuática y semiacuática a lo largo del Caribe mexicano y entre los diferentes ambientes (marino, salobre y agua dulce).

4. Materiales y métodos

4.1 Trabajo de campo

4.1.1 *Colecta de muestras de vegetación acuática y semiacuática*

Las muestras de vegetación acuática y semiacuática que son potencial alimento para el manatí se colectaron a lo largo del Caribe mexicano, entre Holbox y bahía de Chetumal. El área de muestreo se dividió en tres zonas (norte, centro y sur), teniendo en cuenta tres ambientes diferentes (marino, salobre y dulceacuícola) (Figura 1.1). La definición de las tres zonas se basó en estudios previos sobre el uso de hábitat del manatí en el área de estudio (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela & Padilla-Saldívar 2009), los cuales identifican tres áreas principales para la especie: la bahía de Chetumal, la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (específicamente las bahías de Ascensión y Espíritu Santo) y las caletas y cenotes ubicados entre Playa de Carmen y Tulum. Aunque Cancún y Holbox no están dentro de las zonas de mayor uso del manatí en el Caribe mexicano, se cuenta con evidencia de la presencia de la especie en esas áreas (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Ávila-Canto et al., 2017), razón por la cual se incluyeron dentro de la zona norte. Por otra parte, se tuvieron en cuenta a Xcalak y Mahahual como sitios de muestreo para la zona sur, con el fin de abarcar la parte marina, ya que hay algunos registros de la especie en estas regiones (Romero de la O com. pers). Adicionalmente, estudios realizados en el Caribe mexicano sobre isótopos estables de nitrógeno en *Thalassia testudinum* (Mutchler et al., 2007, Sánchez et al., 2013, Carruthers et al., 2005, Mutchler et al., 2010), mostraron diferencias en la composición isotópica de N en las praderas del norte con respecto a las del sur. Por lo tanto, estos sitios de muestreo de los estudios previos fueron tomados en cuenta para definir las zonas de muestreo del presente trabajo.

En cada zona se seleccionaron varias estaciones de muestreo de manera aleatoria (Figura 1.1), teniendo en cuenta los hábitats descritos como principales para el manatí en la región (lagunas costeras, desembocaduras de ríos, ensenadas, cenotes, caletas y/o estuarios) (Morales-Vela & Padilla-Saldívar 2001), así como la distribución de las diferentes especies de vegetación acuática (Sánchez et al., 2013, Espinoza-Avalos 1996, CONANP 2016) que han sido descritas como parte del recurso alimentario del manatí (*Thalassia testudinum* y *Halodule wrightii*, entre otras) (Lefebvre et al., 2001, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Flores-Cascante et al., 2013).

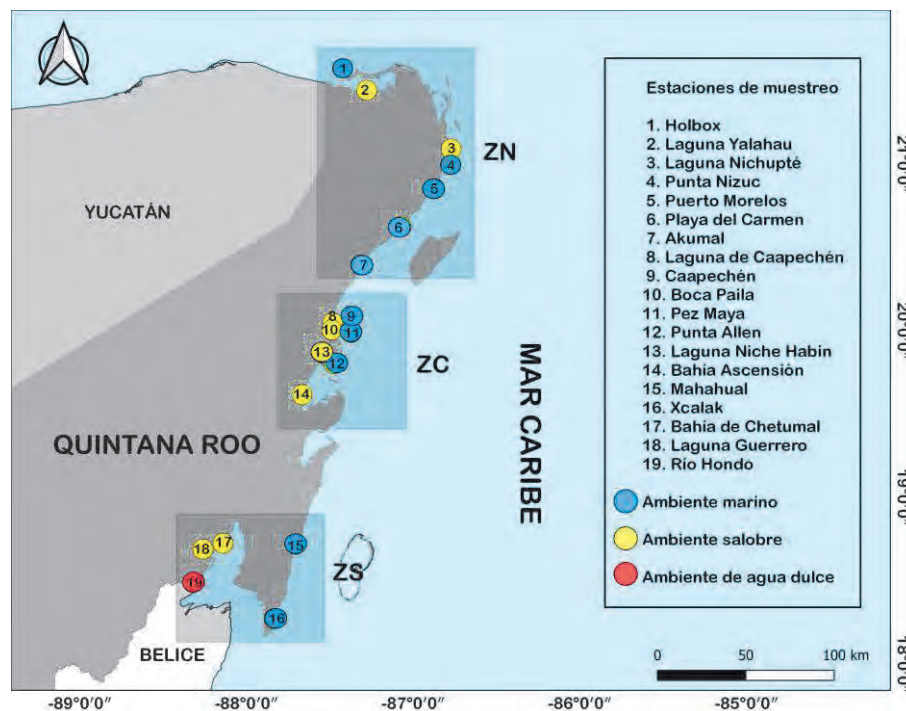


Figura 1.1 Zonas y estaciones de muestreo en el área de estudio. ZN: Zona norte; ZC: Zona centro; ZS: zona sur.

Se llevaron a cabo 25 salidas de campo, entre julio de 2017 y mayo de 2018, abarcando las tres épocas climáticas (nortes, secas y lluvias). Se colectaron manualmente 827 muestras en ambiente marino, salobre y agua dulce, utilizando equipo de buceo libre, principalmente en aquellos lugares donde se observó una mayor cobertura vegetal, de acuerdo con los criterios establecidos en CARICOMP (2001), y a una profundidad no mayor a 3 m. Cuando

fue posible, se colectaron tres muestras para cada morfotipo. Para la mayoría de los muestreos, la colecta se hizo desde la playa u orilla del cuerpo de agua; sin embargo, en algunas estaciones se llegó en lancha al sitio de muestreo (Figura 1.2). Una vez colectadas las muestras, se guardaron en sobres de papel no satinado marcados con un código especificando la zona, estación y número de muestreo (ej: ZNE1M1A) para mantenerlas secas.



Figura 1.2 Colecta de vegetación acuática durante las salidas de campo.

4.2 Trabajo de laboratorio

4.2.1 *Procesamiento de muestras de vegetación acuática y semiacuática*

Una vez colectadas y almacenadas las muestras de la vegetación acuática y semiacuática, se llevaron al Laboratorio de Ecología y Biología Molecular, de la División de Ciencia e Ingeniería (DCI) de la Universidad de Quintana Roo (UQROO), donde fueron lavadas con agua destilada para limpiarlas. Posteriormente, se cortó un pedazo de la hoja de cada una para realizarle un baño con ácido clorhídrico con el fin de eliminar los carbonatos asociados (Figura 1.3). Luego se volvieron a lavar con agua destilada y se llevaron al horno a una temperatura de 60°C durante 24 horas, para eliminar la humedad. Una vez secas, fueron maceradas en un mortero de ágata y guardadas en viales de 2 ml. La muestra que se obtuvo para el análisis de los isótopos estables de N y C fue a partir de la hoja, ya que es allí donde el fraccionamiento fotosintético queda mejor reflejado (Araus et al., 1992, Condon et al., 1992). El resto de cada uno de los ejemplares colectados se utilizó para la identificación de

las especies (Figura 1.4). Las muestras fueron identificadas hasta el nivel más bajo posible en los laboratorios de El Colegio de la Frontera Sur (ECOSUR)-Unidad Chetumal y la UQROO- Campus Chetumal, con el apoyo de claves taxonómicas (Littler & Littler 2000, Carmona Jiménez et al., 2004, Agraz-Hernández et al., 2006, Guterres et al., 2008, van Tussenbroek et al., 2010). Finalmente, todas las muestras maceradas y guardadas en viales se llevaron al Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra en Granada, España. Una vez en el laboratorio, las muestras fueron depositadas en cápsulas de estaño y se pesaron ~ 2mg de cada una, mediante una balanza microanalítica para su posterior análisis en un espectrómetro de masas (Fry et al., 1993, Seewald et al., 1994, Boutton et al., 1983). El proceso completo de combustión, reducción, eliminación de agua y separación cromatográfica se realizó en un Analizador Elemental (Carlo-Erba Modelo NA1500 NC serie 2). El N₂ y CO₂ obtenidos mediante los diferentes procedimientos se introdujeron en un espectrómetro de masas (Delta Plus XP) para su análisis isotópico. El error de los análisis fue menor de 0.1 ‰ para las determinaciones de δ¹⁵N y δ¹³C.

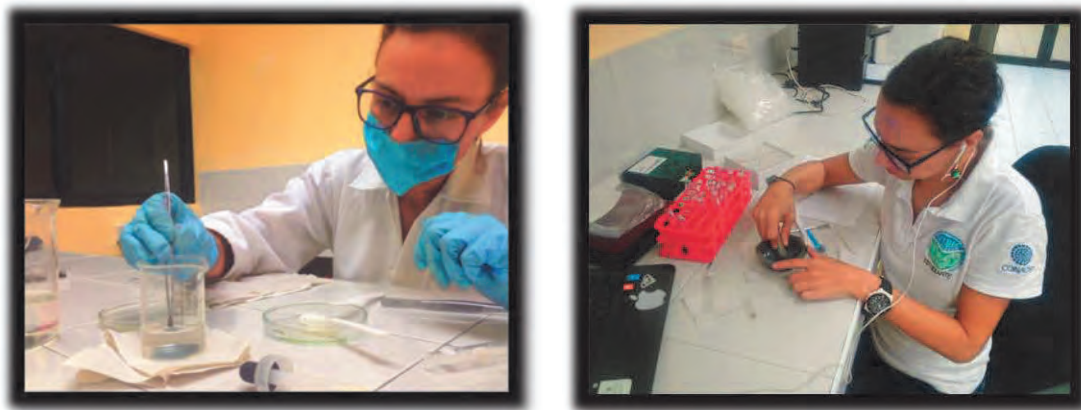


Figura 1.3 Preparación de muestras de vegetación acuática y semiacuática. Extracción de carbonatos y maceración.

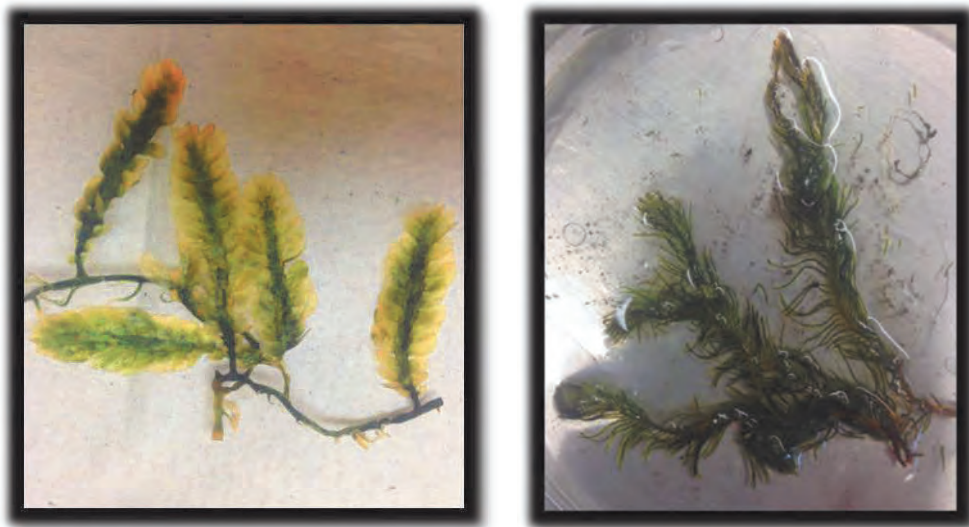


Figura 1.4 Imágenes de algunas especies de algas colectadas en las salidas de campo.

4.3 Análisis de datos

La proporción de isótopos estables se obtuvo a partir de la siguiente fórmula:

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1] \times 1.000 \quad (\text{eq. 1})$$

donde X es la proporción en unidades delta ($\delta^{13}\text{C}$ o $\delta^{15}\text{N}$) relativa a un estándar y R muestra y R estándar son las proporciones isotópicas absolutas de la muestra y el estándar. El estándar utilizado para $\delta^{13}\text{C}$ fue Beelemnita Pee Dee (PDB) y para $\delta^{15}\text{N}$ fue el nitrógeno atmosférico (AIR). Al multiplicar por 1.000 los valores son expresados en partes por mil (‰).

A partir de los resultados obtenidos, se creó una base de datos con toda la información de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ de las muestras de vegetación colectadas, teniendo en cuenta el año, la época climática, el ambiente, la zona, la estación de colecta, la categoría de acuerdo con el tipo de vegetación, el género y la especie.

Se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk así como la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene, con el fin de definir las pruebas estadísticas más adecuadas, para determinar diferencias en la distribución de las poblaciones. Ya que las variables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ no presentaron una distribución normal ($W p = 0.00$ y $p = 0.01$, respectivamente) se optó por realizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, utilizando

el estadístico H (Zar 2010), para cada factor: tipo de vegetación, ambiente, zona y época climática. Así mismo, se hizo la prueba post-hoc de Dunn con corrección de Bonferroni, la cual se utiliza para controlar el Error Tipo I cuando se hacen múltiples comparaciones de la misma muestra, con el fin de determinar que niveles dentro de los grupos fueron diferentes estadísticamente. Para el análisis estadístico entre zonas no se tuvo en cuenta la categoría de vegetación “otras plantas vasculares” ni las muestras colectadas en ambiente de agua dulce, para evitar un sesgo en los resultados, ya que estas muestras solo están presentes en la zona sur.

Se realizó un análisis descriptivo de la distribución de los datos de las muestras con ayuda de gráficas de violín. La medida de tendencia central utilizada para describir y analizar las figuras de dispersión fue la media (\pm EE). Las pruebas estadísticas se realizaron usando funciones básicas del lenguaje R 4.0.2 (R Core Team 2019) y fue considerado el valor $p < 0.05$ en todos los casos.

5. Resultados

Se analizaron 560 muestras de vegetación acuática y semiacuática, que incluyen 73 especies de algas, cinco especies de pastos, tres especies de mangle, y 14 especies de “otras plantas vasculares”, colectadas en tres ambientes diferentes (marino, salobre y agua dulce), tres épocas climáticas (lluvia, seca y nortes) y tres zonas (ZN, ZC y ZS) a lo largo del Caribe mexicano (Anexo 1). Con respecto al tipo de vegetación, el AIE mostró que los pastos tuvieron los valores más positivos en $\delta^{13}\text{C}$, mientras que “otras plantas vasculares” presentaron los valores más negativos. Por otra parte, el grupo de “otras plantas vasculares” presentó los valores más altos en $\delta^{15}\text{N}$, mientras que los pastos tuvieron los valores más bajos. De acuerdo con el ambiente, los valores más positivos en $\delta^{13}\text{C}$ se registraron en ambiente marino, mientras que los valores más altos en $\delta^{15}\text{N}$ se presentaron en ambiente de agua dulce. Con relación a la época climática, la época de lluvia presentó los valores más positivos en $\delta^{13}\text{C}$ en comparación con la época seca y de nortes. Adicionalmente, la zona sur presentó los valores más bajos en $\delta^{15}\text{N}$ (Tabla 1.1).

Tabla 1.1 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación, el ambiente, la época climática y la distribución geográfica.

Tipo de vegetación	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			$\delta^{15}\text{N}$ (‰)		
	Media \pm EE	Min	Máx	Media \pm EE	Min	Máx
Algas (n = 351)	-16.67 \pm 0.20	-29.64	-6.92	3.85 \pm 0.18	2.46	10.33
Pastos (n = 130)	-10.65 \pm 0.33	-21.79	-2.31	1.85 \pm 0.28	-7.89	10.63
Mangles (n = 37)	-28.63 \pm 0.24	-31.29	-25.75	3.35 \pm 0.59	-2.55	9.06
Otras plantas vasculares (n = 42)	-29.90 \pm 0.48	-40.17	-21.72	4.05 \pm 0.48	-3.44	9.06
Ambiente						
Marino (n = 318)	-14.36 \pm 0.26	-29.91	-2.31	3.01 \pm 0.15	-4.21	12.46
Salobre (n = 184)	-18.28 \pm 0.44	-30.70	-6.11	3.27 \pm 0.32	-7.89	14.24
Agua dulce (n = 58)	-27.99 \pm 0.70	-40.17	-14.16	5.53 \pm 0.45	-3.44	13.37
Época climática						
Lluvia (n = 354)	-16.05 \pm 3.14	-31.61	-2.97	3.30 \pm 1.87	-6.80	14.24
Seca (n = 134)	-18.18 \pm 0.61	-34.60	-2.31	3.61 \pm 0.32	4.03	7.26
Nortes (n = 72)	-20.02 \pm 1.00	-40.17	-5.41	3.24 \pm 0.37	-2.95	10.63
Distribución geográfica						
Zona norte (n = 234)	-15.95 \pm 0.33	-29.91	-2.97	3.24 \pm 0.23	-7.89	14.24
Zona centro (n = 105)	-15.31 \pm 0.55	-30.70	-6.11	3.64 \pm 0.31	-4.55	13.98
Zona sur (n = 212)	-19.23 \pm 0.54	-40.17	-2.31	3.39 \pm 0.24	-5.71	13.37

De las 95 especies colectadas, las principales especies que hacen parte de la dieta del manatí son: *Thalassia testudinum*, *Halodule wrightii*, *Syringodium filiforme*, *Chara* sp., *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Pontedeira crassipes* y *Ruppia maritima* (Lefebvre et al., 2001, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Flores-Cascante et al., 2013, Ciotti 2012, Allen et al., 2018) (Anexo 2).

5.2 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática colectada

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ oscilaron entre -40.17‰ y -2.31‰, con una media de -17.07‰ y una mediana de -16.01‰. Se encontraron diferencias significativas entre tipo de vegetación ($H = 319.22$, $gl = 3$, $p < 0.05$), ambientes ($H = 161.19$, $gl = 2$, $p < 0.05$) y épocas climáticas ($H = 16.836$, $gl = 2$, $p < 0.05$) (Figura 1.5). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ oscilaron entre -7.89‰ y 14.24‰ con una media de 3.37‰ y una mediana de 3.14‰. Se encontraron diferencias significativas

entre tipo de vegetación ($H = 32.70$, $gl = 3$, $p < 0.05$), ambientes ($H = 27.03$, $gl = 2$, $p < 0.05$) y zonas ($H = 13.08$, $gl = 2$, $p < 0.05$) (Figura 1.6).

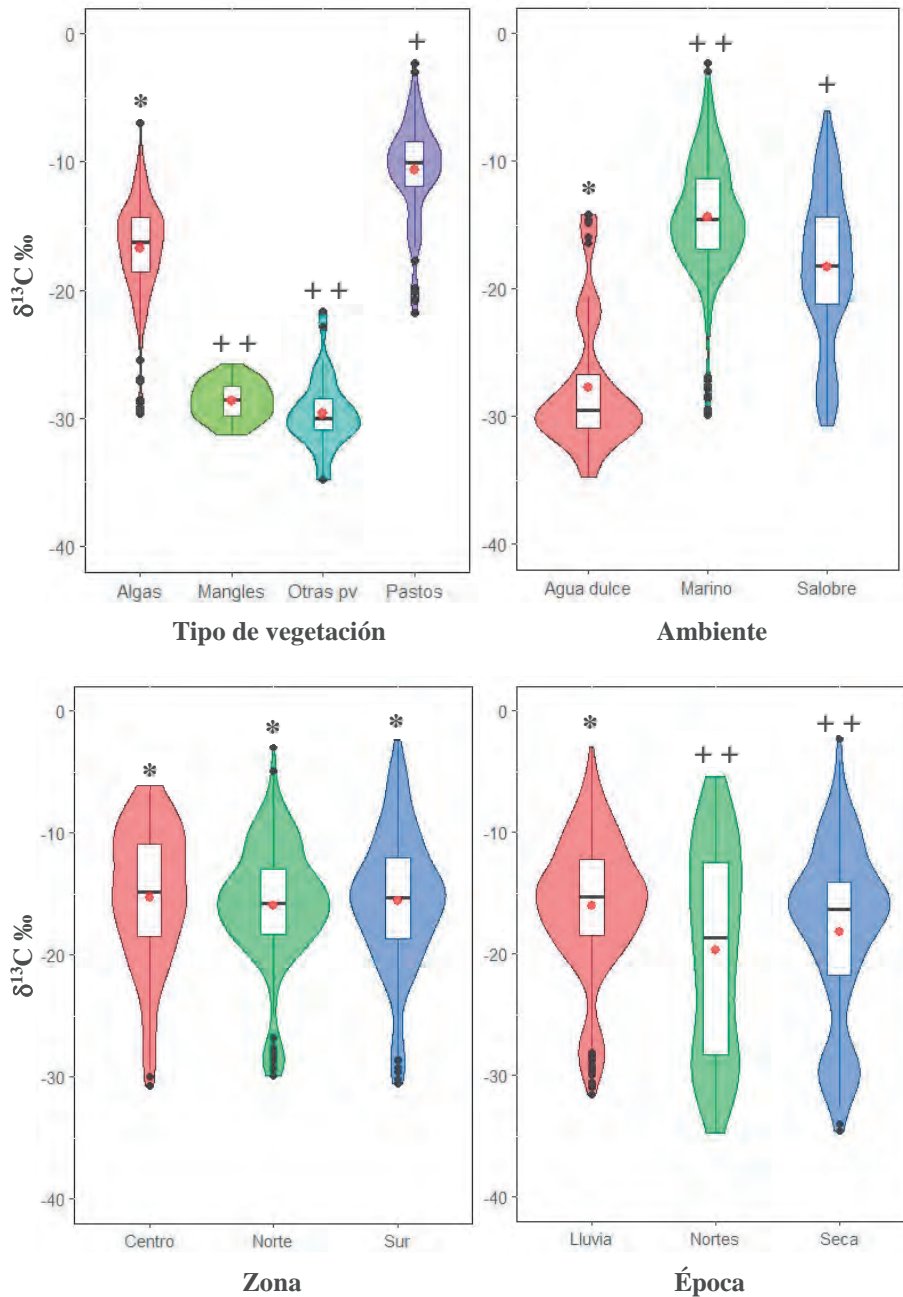


Figura 1.5 Valores de $\delta^{13}C$ de acuerdo con el tipo de vegetación (Otras pv: otras plantas vasculares), ambiente, zona y época climática. El diagrama de cajas ubicado dentro de la gráfica de violín representa los tres cuartiles, donde la mediana está representada con la línea horizontal negra, mientras

que la media aritmética se representa mediante un punto rojo. Diferencias significativas entre las categorías de cada factor se indican con símbolos diferentes.

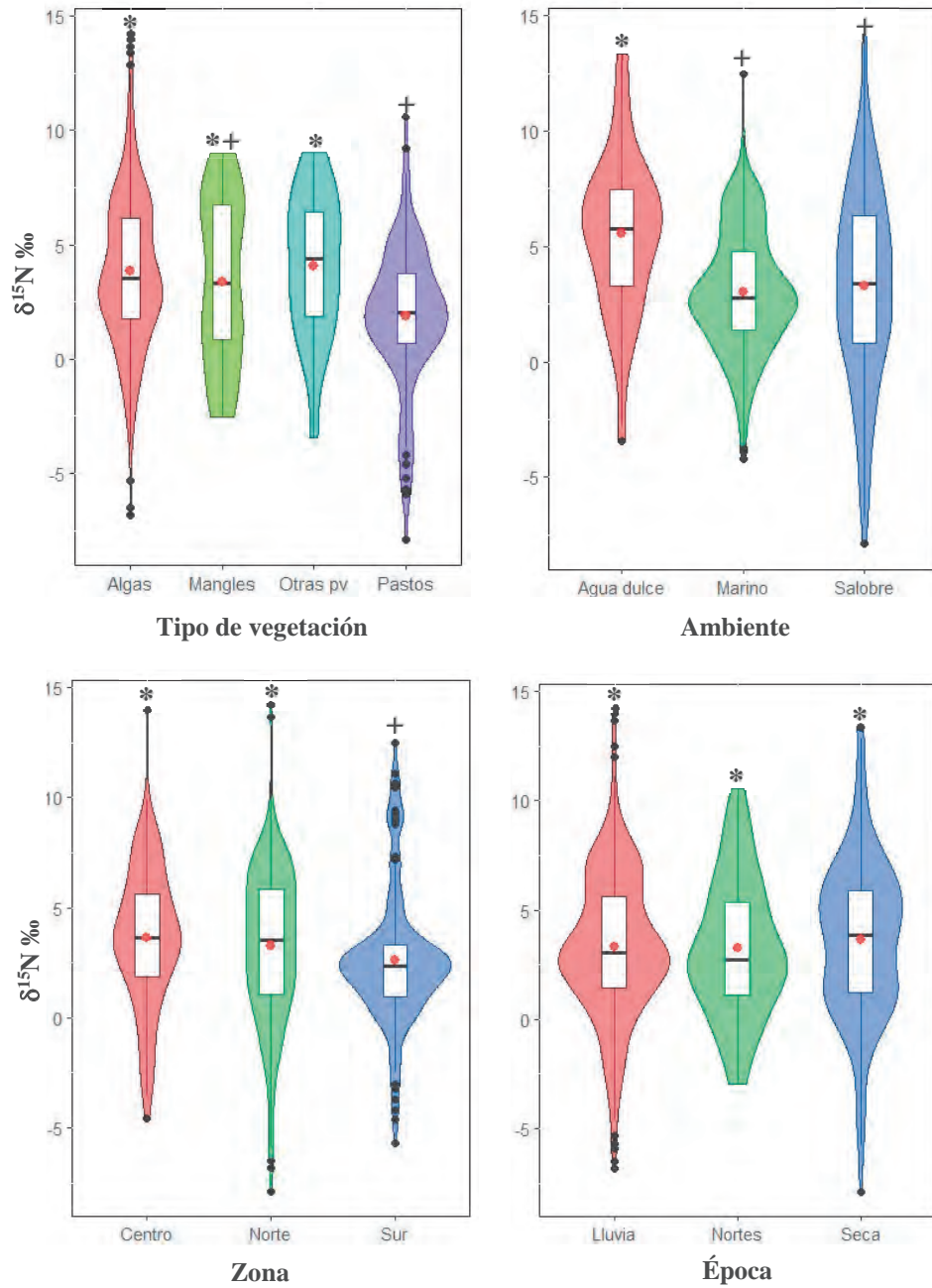


Figura 1.6 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación (Otras pv: otras plantas vasculares), ambiente, zona y época climática. Todo lo demás igual a la Figura 1.5.

Al relacionar los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, se puede observar la formación de tres grupos, uno conformado por los pastos (en color verde), otro conformado por las algas (en azul) y el otro donde se encuentran los mangles y “otras plantas vasculares” (en rojo y amarillo, respectivamente) (Figura 1.7A). Las diferencias significativas con respecto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre tipos de vegetación, están entre las algas ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$) y los otros tipos de vegetación (pastos = $-10.65 \pm 0.33\text{‰}$; mangles = $-28.63 \pm 0.24\text{‰}$, y “otras plantas vasculares” = $-29.9 \pm 0.48\text{‰}$), así como entre los pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) y los demás tipos de vegetación ($p < 0.01$) (Figura 1.7B). Para el caso de $\delta^{15}\text{N}$, las diferencias encontradas están entre los pastos ($1.85 \pm 0.28\text{‰}$) y las algas ($3.85 \pm 0.18\text{‰}$) y “otras plantas vasculares” ($4.05 \pm 0.48\text{‰}$) ($p < 0.01$) (Figura 1.7B).

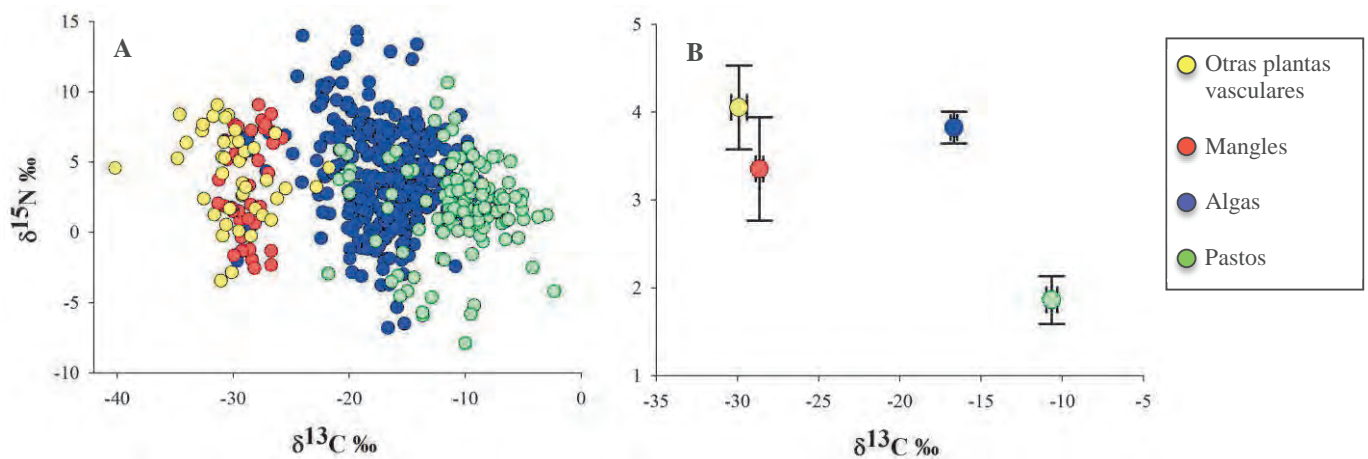


Figura 1.7 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el tipo de vegetación. **A.** Todos los datos de la vegetación colectada. **B.** Valores promedio y error estándar. Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

Así mismo, se encontraron diferencias significativas en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al ambiente (Figura 1.8A). Particularmente para los valores de $\delta^{13}\text{C}$ estas diferencias fueron entre los tres ambientes (marino = $-14.36 \pm 0.26\text{‰}$, salobre = $-18.28 \pm 0.44\text{‰}$ y agua dulce = $-27.99 \pm 0.7\text{‰}$) ($p < 0.02$), mientras que la diferencia con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$, se encontró entre la vegetación de agua dulce ($5.53 \pm 0.45\text{‰}$) y los otros dos ambientes (marino = $3.01 \pm 0.15\text{‰}$ y salobre = $3.27 \pm 0.32\text{‰}$) ($p < 0.02$) (Figura 1.8B).

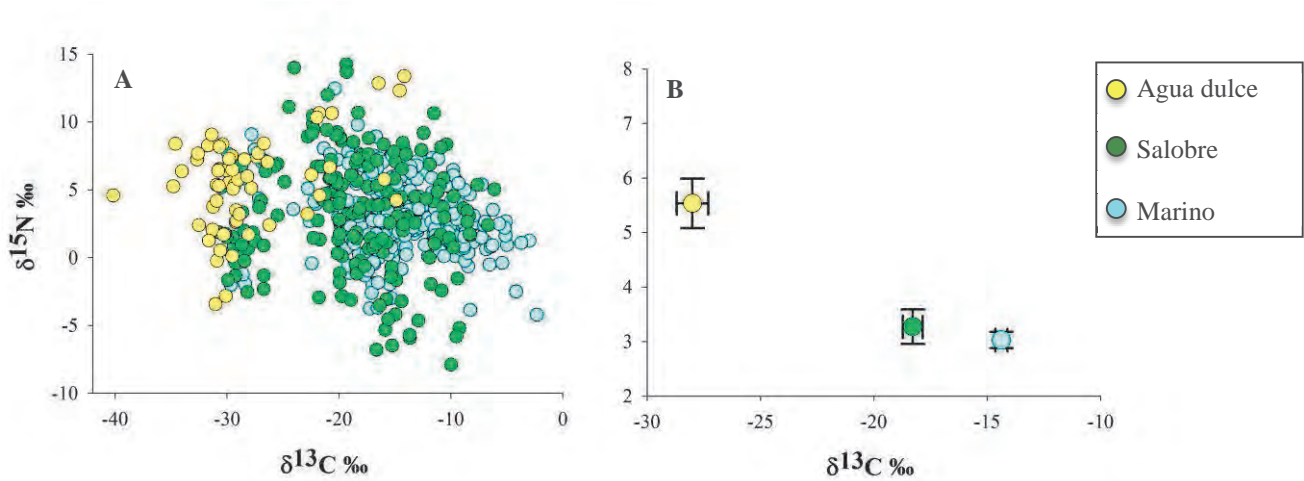


Figura 1.8 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de acuerdo con el ambiente. **A.** Todos los datos de la vegetación colectada. **B.** Valores promedio y error estándar. Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

6. Discusión

6.1 Cambios en $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática

El valor promedio de $\delta^{13}\text{C}$ reportado por el presente estudio para la vegetación acuática y semiacuática del Caribe mexicano fue de $-17.07 \pm 0.28\text{‰}$. Este valor se encuentra dentro del rango reportado para la vegetación acuática (metabolismo tipo C_3), el cual oscila entre -11‰ y -39‰ (Farquhar et al., 1989). De acuerdo con los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos en este estudio, se observa que hay una clara diferencia entre los valores según el tipo de vegetación, el ambiente y la época climática.

Los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados en cuanto a tipo de vegetación, coinciden con los valores reportados previamente por diversos autores (Ciotti 2012, Mutchler et al., 2010, Ramírez Palomeque 2013, Fry 1984, Fry 2006), donde los valores más positivos pertenecen a la categoría de pastos (Tabla 1.2). Estos valores que aparentemente son más propios de plantas tipo C_4 , (lo cual no es el caso de las plantas analizadas) (Hemminga & Mateo 1996a), obedecen a una limitación del carbono en la planta, lo que resulta en una disminución en la discriminación de ^{13}C , así como en el uso de bicarbonato (HCO_3^-) como fuente de carbono (Anderson & Fourqurean 2003), característica que separa ampliamente entre especies marinas y continentales (Berry 1989). Por otra parte, los valores más negativos en $\delta^{13}\text{C}$

corresponden a los mangles y “otras plantas vasculares”, similares a los valores reportados previamente por diferentes autores (Del Río Salas 2014, Loneragan et al., 1997, Rao et al., 1994, Rodelli et al., 1984, Ciotti 2012) (Tabla 1.2). Así mismo, se evidenció que la categoría algas presentó un valor intermedio entre los pastos y el grupo conformado por los mangles y “otras plantas vasculares” (France 1995, Ciotti 2012, Mutchler et al., 2010, Loneragan et al., 1997) (Tabla 1.2).

Tabla 1.2 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ reportados para la vegetación acuática y semiacuática, de acuerdo con el tipo de vegetación.

$\delta^{13}\text{C}$ (‰)				Fuente
Pastos	Algas	Mangles	Otras plantas vasculares	
-10.65 ± 0.33	-16.67 ± 0.2	-28.63 ± 0.24	-29.90 ± 0.48	*Presente estudio
-	-22 a -7.2	-27.6 a -25.7	-	Del Río Salas (2014)
-9.37	-	-	-	Ramírez Palomeque (2013)
-14.2 a -9.6	-26.6 a -12.4	-32 a -26.6	-	Ciotti (2012)
-14.7 a -7.2	-	-	-	Alves-Stanley et al., (2010)
-18.2 a -7.1	-26.9 a -20.4	-	-	Mutchler et al., (2010)
-10	-	-	-	Fry (2006)
-16.5 a -8.7	-14.8 ± 0.2	-26.9	-29 a -18.1	**Reich & Worthy (2006)
-13.3	-21.9	-28.5	-	Loneragan et al., (1997)
-	-26 a -17	-	-	France (1995)
-	-	-27.3 ± 1.4	-	**Rao et al., (1994)
-9.4 a -7.1	-	-29	-	Fry (1984)
-	-	-28.3 a -24.5	-	Rodelli et al., (1984)

*media ± EE; ** media ± DE

Se sabe que las variaciones en la $\delta^{13}\text{C}$ están determinadas por la composición isotópica del carbono inorgánico disuelto (CID), la forma del CID asimilado (CO_2 o de HCO_3^-), la discriminación isotópica de la enzima responsable de la fijación del carbono y la concentración intracelular de CO_2 o de HCO_3^- (Farquhar et al., 1982, Keeley & Sandquist 1992, France 1995). De acuerdo con Maberly et al., (1992), las especies de vegetación acuática que utilizan como fuente principal de CID el HCO_3^- , presentan valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -11.03‰ y -21.4‰, rango en el que se encuentran los valores reportados por el presente trabajo para el grupo de los pastos y las algas; por otra parte, los valores más negativos los presentan las especies que su principal fuente de CID es el CO_2 , y varía entre -30‰ y -34.5‰

(Maberly et al., 1992), coincidiendo con los valores reportados para el grupo conformado por los mangles y “otras plantas vasculares” del presente estudio.

De manera similar, los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados a nivel de ambiente (marino, salobre y agua dulce), coinciden con los reportados por Reich & Worthy (2006) y por Alves-Stanley et al., (2010) para la Florida (USA), donde la vegetación de agua dulce presenta los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ (Tabla 1.3). Estas diferencias se deben a que las condiciones fisicoquímicas y biológicas del medio donde viven, hacen que la composición isotópica de la vegetación varíe (Mateo et al., 2004): en los ambientes dulceacuícolas y salobres, la reserva de carbono inorgánico está influenciado por la entrada de carbono empobrecido en ^{13}C derivado de la descomposición de materia orgánica terrestre (Hemminga & Mateo 1996b), lo que genera valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos con respecto a las muestras de agua de mar.

Tabla 1.3 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática reportados para los diferentes ambientes.

$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			Fuente
Ambiente marino	Ambiente salobre	Ambiente de agua dulce	
-14.36 ± 0.26	-18.28 ± 0.44	-27.99 ± 0.7	*Presente estudio
-13.1 ± 0.4	-22.1 ± 0.6	-28.1 ± 0.3	*Alves-Stanley et al (2010)
-13.0 ± 1.13	-18.1 ± 0.72	-28.0 ± 0.36	**Reich & Worthy (2006)

*media \pm EE; ** media \pm DE

Según Fry (2002), la salinidad está directamente relacionada con el valor de $\delta^{13}\text{C}$, siendo más altos los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en organismos que habitan zonas de mayor salinidad, lo cual se observa en los resultados del presente estudio, donde los valores más positivos corresponden a la vegetación acuática marina.

Con respecto a la época climática (lluvia, seca y nortes), los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ pertenecen a las muestras colectadas en época de nortes, mientras que los valores más positivos corresponden a las muestras de la época de lluvia, meses donde se presentan los valores de temperatura más altos en la región. Se esperaría que en época seca los valores de $\delta^{13}\text{C}$ fueran más positivos con respecto a las otras épocas climáticas, debido a que no se cuenta con grandes aportes de agua de dulce provenientes de aguas subterráneas o ríos, ya que durante esta época las lluvias son escasas. En contraste, durante la época de lluvia se

esperaría que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ estuvieran empobrecidos en ^{13}C gracias a los aportes de agua dulce, que conllevan a un incremento en los nutrientes y en la materia orgánica terrestre sobre los cuerpos de agua, o por un incremento en la influencia del CID empobrecido en $\delta^{13}\text{C}$ y que a su vez se ve reflejado en los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática (Chanton & Lewis 2002). Si bien Quintana Roo es uno de los estados de México donde más llueve (más de 1.000 mm anuales), carece de grandes ríos o arroyos, excepto por el río Hondo ubicado en la ZS del estado, presentándose en general, una escasa actividad fluvial en la región (Herrera-Sansores & Heredia-Escobedo 2011). En ese sentido, podría esperarse que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ no fueran los más negativos en época de lluvia como lo sugiere la literatura, debido a las características hidrográficas de la región, que no permiten que haya una descarga significativa de agua dulce y nutrientes durante esta época. Si bien en la región de estudio no se presentan estaciones como en otros lugares, se ha evidenciado que la $\delta^{13}\text{C}$ de algunas especies de vegetación están más enriquecidas en verano (estación que coincide con la época de lluvias en el área de estudio), y esto se debe a que durante el verano el fraccionamiento isotópico que ocurre en la fotosíntesis remueve el carbono, con valores bajos en $\delta^{13}\text{C}$ cerca de -28‰, de modo que el reservorio atmosférico residual sufre un enriquecimiento isotópico y obtiene los valores más altos de $\delta^{13}\text{C}$ (Fry 2006).

6.2 Cambios en $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática y semiacuática

Los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ del presente estudio oscilaron entre -7.89‰ y 14.24‰; sin embargo la mayoría de los datos se concentran entre 0‰ y 8‰ aproximadamente, estando dentro del rango de abundancia natural de $\delta^{15}\text{N}$ de las plantas (-5‰ y 10‰) (Mariotti 1983). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados en el presente estudio muestran diferencias significativas entre el tipo de vegetación, el ambiente y la zona.

Las diferencias encontradas en los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al tipo de vegetación, evidencian que el grupo conformado por “otras plantas vasculares” presentó los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$, coincidiendo con los resultados obtenidos previamente por otros estudios (Reich & Worthy 2006, Carvalho Crema et al., 2019) para algunas especies de plantas vasculares (Tabla 1.4). Por otra parte, se demostró que el grupo de los pastos presentó

los valores más bajos, siendo consistente con los valores encontrados previamente para este grupo (Anderson & Fourqurean 2003, Alves-Stanley et al., 2010, Reich & Worthy 2006, Mutchler et al., 2010) (Tabla 1.4).

Tabla 1.4 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática reportados para cada tipo de vegetación.

$\delta^{15}\text{N}$ (‰)				Fuente
Pastos	Algas	Mangles	Otras plantas vasculares	
1.86 ± 0.27	3.85 ± 0.18	3.35 ± 0.59	4.05 ± 0.48	*Presente estudio
-	-	-	3.1 a 4.6	Carvalho Crema et al., (2019)
-0.6 a 2.5	-	-	-	Alves-Stanley et al., (2010)
1.5 a 6.1	9 a 12.5	-	-	Mutchler et al., (2010)
-0.8 a 2.7	6.1 ± 0.2	1.5 ± 0.3 y 2 ± 1.7	4 a 5.9	**Reich & Worthy 2006
1.14 y 2.15	-	-	-	Anderson & Fourqurean (2003)

*media ± EE; ** media ± DE

Las variaciones en $\delta^{15}\text{N}$ se pueden dar debido a diversos factores, como las diferentes vías metabólicas usadas para la asimilación del nitrógeno, los cambios en el tipo de nitrógeno asimilado (orgánico o inorgánico) y en la actividad relativa en la fijación del nitrógeno, así como por la desnitrificación bacteriana (Handley & Raven 1992). En el caso de los pastos, éstos obtienen los nutrientes de la columna de agua y del sedimento, mientras que las macroalgas dependen únicamente del NID de la columna de agua para suplir sus requerimientos de nitrógeno, estando más enriquecidas en ^{15}N que los pastos (Dillon & Chanton 2008), lo cual se puede observar en los resultados obtenidos por el presente estudio.

Así mismo, y de acuerdo con el ambiente donde fueron colectadas las muestras, se evidenció que el ambiente dulceacuícola fue el que presentó diferencias significativas en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al ambiente marino y salobre, presentando los valores más altos en $\delta^{15}\text{N}$, siendo los más enriquecidos en ^{15}N , debido al incremento en la entrada de nutrientes (Fry 2002, Olin et al., 2013). De manera general los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las plantas acuáticas

están controlados por dos procesos: la composición isotópica del nitrógeno inorgánico disuelto (NID), la cual puede variar a medida que cambian las proporciones de NO_3^- y NH_4^+ , y el fraccionamiento que ocurre durante la absorción y transformación (McCusker et al., 1999). Así, las plantas discriminan contra el isótopo de N más pesado (^{15}N), incorporando preferencialmente el isótopo más ligero (^{14}N), por lo tanto, las plantas marinas suelen tener valores de $\delta^{15}\text{N}$ más bajos que la fuente de nitrato utilizada por la planta (Anderson & Fourqurean 2003).

De acuerdo con la distribución geográfica, se observa que el valor promedio de $\delta^{15}\text{N}$ de la ZS es el más bajo ($2.61 \pm 0.26\text{‰}$), con respecto a las otras dos zonas ($\text{ZN} = 3.24 \pm 0.23\text{‰}$ y $\text{ZC} = 3.64 \pm 0.31\text{‰}$), sugiriendo que la fuente de N asimilada por la vegetación colectada en la ZS es diferente a la de las otras dos zonas, posiblemente influenciada en su mayoría por factores antrópicos, que por procesos naturales (Peterson 1999).

La información encontrada en el presente capítulo provee una línea base isotópica que servirá para futuros estudios ecológicos en la región de estudio. Así mismo, podrá contribuir a entender la estructura de la red trófica acuática e inferir sobre la dieta y los hábitos alimentarios de los herbívoros acuáticos. De igual manera, servirá para detectar posibles cambios relacionados con actividades antrópicas que pueden afectar la supervivencia de las especies de vegetación acuática y semiacuática analizada, así como de la fauna asociada que depende de éstas.

7. Conclusiones

- La composición isotópica de carbono de la vegetación acuática y semiacuática del Caribe mexicano, varía con respecto al tipo de vegetación, al ambiente y a la época climática.
- Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de los pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) fueron más positivos, con respecto a las algas ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$) y al grupo conformado por los mangles y “otras plantas vasculares” ($-29.31 \pm 0.29\text{‰}$), reflejando la diferencia en la forma de asimilación y fijación del carbono inorgánico disuelto.

- Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática marina ($-14.36 \pm 0.26\text{‰}$), fueron más positivos con respecto a los valores de la vegetación salobre ($-18.28 \pm 0.44\text{‰}$) y dulceacuícola ($-27.99 \pm 0.7\text{‰}$), siendo estos últimos los valores más negativos en $\delta^{13}\text{C}$, evidenciando mayor entrada de materia orgánica terrestre, donde el carbono inorgánico disuelto está empobrecido en ^{13}C .
- La época climática influye en la variación de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de la vegetación acuática del Caribe mexicano, encontrándose valores más negativos en época de nortes ($-19.55 \pm 0.45\text{‰}$) y más positivos en época de lluvia ($-16.05 \pm 0.30\text{‰}$).
- Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática del Caribe mexicano, varían con respecto al tipo de vegetación, al ambiente y la zona.
- Los pastos presentaron los valores de $\delta^{15}\text{N}$ más bajos ($1.86 \pm 0.27\text{‰}$), mientras que el grupo conformado por “otras plantas vasculares” presentó los valores más altos ($4.05 \pm 0.48\text{‰}$), evidenciando la entrada de diferentes fuentes de N al sistema.
- Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y semiacuática de agua dulce fueron más altos ($5.53 \pm 0.45\text{‰}$), mientras que los valores más bajos se presentaron en la vegetación marina ($3.0.1 \pm 0.15\text{‰}$), reflejando la diferencia en la concentración de nutrientes que ingresan al sistema, siendo mayor en ambientes dulceacuícolas.
- La ZS presentó los valores de $\delta^{15}\text{N}$ más bajos, posiblemente influenciados por fuentes de N derivadas en su mayoría por actividades antrópicas, más que por procesos naturales.

CAPÍTULO II.

Tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí del Caribe, como parámetro para definir posibles variaciones espacio-temporales en los hábitos alimentarios en el Caribe mexicano



1. Introducción

Los manatíes tienen vibrisas sensoriales especializadas o pelos táctiles, compuestos por queratina, las cuales están distribuidas por todo el cuerpo (Reep et al., 1998, Reep et al., 2001). Los pelos de los manatíes están clasificados como vibrisas de acuerdo con los criterios de la estructura del complejo del folículo sinuoso (FS-C, por sus iniciales en inglés) establecidos por Rice, Manse & Munger (1986): altamente inervadas, con una cápsula densa de tejido conectivo y un complejo prominente circunferencial de senos sanguíneos. Las vibrisas de los manatíes se pueden dividir en tres grandes categorías de acuerdo con la posición, la anatomía microscópica y el rol funcional: (1) cerdas peri orales, utilizadas como agarre prensil durante la alimentación, siendo los sirenios, los únicos mamíferos que poseen este tipo de vibrisas (Marshall et al., 1998, Marshall et al., 2000, Marshall et al., 2003); (2) cerdas como pelos (BLH's) del disco oral, utilizadas en el escaneo táctil activo; y (3) vibrisas ubicadas en la parte post facial del cuerpo, las cuales aparecen pasivamente para detectar estímulos hidrodinámicos (Reep et al., 2011, Reep et al., 2002, Reep et al., 1998, Reep et al., 2001). Estas últimas permiten a los manatíes responder a estímulos ambientales significativos

como el movimiento y las vibraciones en el agua circundante, constituyéndose en un sistema sensorial análogo a la línea lateral en los peces (Gaspard et al., 2017, Reep et al., 2011).

De manera general, los mamíferos tienen pelo durante al menos una parte de su vida (Reep et al., 2002). Las vibrisas, si están presentes, se restringen a distribuciones en parche específicas en la cara y cuerpo del individuo. La mayoría de los mamíferos marinos presentan una distribución de vibrisas restringida: los pinnípedos y cetáceos mysticetos solamente tienen vibrisas en la cabeza (Ling 1977), mientras que en la mayoría de los cetáceos odontocetos, el pelo solamente está presente como vibrisas pre natales atrofiadas (Ling 1977, Czech-Damal et al., 2013, Czech-Damal et al., 2011). Los sirenios y los hiracoideos (Paenungulata) son los únicos mamíferos que poseen vibrisas en todo el cuerpo (Reep et al., 2002, Sarko et al., 2011).

En general, el crecimiento del pelo es cíclico, comprendiendo una fase anágena (crecimiento), separada por una fase de inactividad o telógena (reposo), durante la cual el pelo completamente desarrollado permanece anclado dentro del FS-C por una base expandida conocida como papila capilar (Randall & Ebling 1991, Sarko et al., 2007). Se sabe que una amplia variedad de hormonas sistémicas y factores de crecimiento sistémico y local influyen en la actividad del folículo (Galbraith 1998). Por otra parte, las células del folículo del pelo tienen un metabolismo activo que requiere un buen suplemento de nutrientes y energía (Finner 2013).

La tasa de crecimiento de las vibrisas y/o pelo ha sido estudiada en diferentes grupos de mamíferos, como los elefantes africanos (*Loxodonta africana*) (Cerling et al., 2006), los humanos (LeBeau et al., 2011), los perros domésticos (Gunaratnam & Wilkinson 1983), los pinnípedos (Kernaléguen et al., 2016, Lübcker et al., 2016, McHuron et al., 2018) y las nutrias marinas (*Enhydra lutris*) (Tyrrell et al., 2013). Dentro de los diferentes métodos que han sido utilizados para establecer la tasa de crecimiento de las vibrisas en mamíferos están: la fotogrametría (Greaves et al., 2004, McHuron et al., 2016, Beltran et al., 2015), las oscilaciones de isótopos estables (Hall-Aspland et al., 2005, Cerling et al., 2006) y el uso de aminoácidos ^{15}N o ^{13}C a manera de trazadores para marcar las vibrisas (Zhao & Schell 2004, Hirons et al., 2001). Adicionalmente, otros investigadores han seleccionado áreas del cuerpo

para cortar o afeitar el pelo con el fin de medir el crecimiento del tejido nuevo (Gunaratnam & Wilkinson 1983) (Anexo 3).

La tasa de crecimiento de las vibrisas puede dar información sobre los cambios en la dieta, si se analizan las características químicas longitudinales de la misma mediante el análisis de isotopos estables. Además, podría ayudar en el monitoreo de la contaminación ambiental, ya que en el pelo/vibrisas de los animales se refleja la acumulación de metales pesados y otros contaminantes presentes en el suelo (Rashed & Soltan 2005, Schramm 2008).

2. Hipótesis

Estudios basados en la tasa de crecimiento de pelo de elefantes africanos (*Loxodonta africana*), muestran variaciones entre 0.4 y 1.1 mm/día, evidenciando una diferencia entre machos y hembras (Cerling et al., 2006). Ya que esta especie es evolutivamente cercana al manatí (Kuntner et al., 2011), se espera que la tasa de crecimiento de las vibrisas en los manatíes sea similar a la de los pelos del elefante y así mismo, encontrar diferencias en la tasa de crecimiento entre machos y hembras. Del mismo modo, se espera que con esta información se puedan interpretar los resultados del AIE de las vibrisas de los manatíes en el Caribe mexicano.

3. Objetivo

Estimar la tasa de crecimiento de las vibrisas en manatíes en cautiverio y determinar si existen diferencias de acuerdo con el sexo y/o a la edad.

4. Materiales y métodos

4.1 Colecta de muestras

Para este estudio se realizaron diferentes pruebas con manatíes en cautiverio, ubicados en acuarios del estado de Quintana Roo, específicamente en Xcaret y Dolphin Discovery (Puerto Aventuras, Cozumel y Dreams), con el fin de establecer y estandarizar el protocolo para medir las vibrisas del manatí y así poder definir la tasa de crecimiento de éstas. Se probó con fotogrametría y métodos de tinción, sin resultados positivos, ya que la tinción utilizada (esmalte para uñas y marcadores permanentes) no se impregnó en las vibrisas. Así mismo, y

como se menciona más adelante, la fotogrametría no es el método más adecuado, debido a la escasa longitud de las vibrisas. Finalmente, se optó por cortar las vibrisas, en una zona determinada. Este procedimiento se hizo teniendo en cuenta las normas de cada acuario, en cumplimiento de la Ley General de Vida Silvestre, específicamente lo relacionado con el Capítulo VI “trato digno y respetuoso a la fauna silvestre”(SEMARNAT 2000). Cabe resaltar que esta es la primera vez que se realiza esta investigación para el grupo de los sirenios.

La prueba piloto donde se estandarizó el protocolo se realizó entre el 23 de julio y el 26 de octubre de 2017. Para el muestreo definitivo, se cortaron las vibrisas a 13 manatíes (nueve machos y cuatro hembras, una de ellas preñada), entre los tres y 34 años (Tabla 2.1). Todos los individuos estaban previamente entrenados para permanecer con el cuerpo relajado en posición ventral o dorsal para facilitar los procedimientos médicos como toma de sangre y ecografías, lo cual facilitó la colecta de las muestras. Se dibujó con tiza un área de muestreo en la parte superior izquierda del disco oral, de aproximadamente 15 cm² (Figura 2.1 A y B). En dicha área se cortaron con tijeras quirúrgicas de punta fina la mayor cantidad de vibrisas posibles desde la base, las cuales se almacenaron en viales con alcohol étílico (> 99.8 %). Una vez colectadas las vibrisas, el área delimitada fue totalmente podada con las tijeras. Este procedimiento se llevó a cabo cada 14 días (cuando fue posible) entre el 12 de marzo y el 23 de mayo de 2018, para un total de cinco repeticiones por manatí (Tabla 2.1).

Tabla 2.1 Manatíes del Caribe *Trichechus manatus manatus* muestreados, para determinar la tasa de crecimiento de las vibrisas.

Ejemplar	Locación	Edad (años)	Sexo	Número de muestreos
Claudia	PA	3.3	H	5
Concha	PA	3.7	H	3
Lorenzo	D	5.4	M	5
Edgar	C	7.6	M	5
Roberto	D	9	M	5
Angel	C	10	M	5
Yoltzin	C	10	M	5
Buul	X	10	M	4
Quijote	PA	10	M	2
Mach	X	12	M	4

Julieta	PA	31	H	2
Doroty	PA	31	H	2
Nohoch	X	34	M	5

Nota: PA: Puerto Aventuras; D: Dreams; C: Cozumel; X: Xcaret. H: hembra; M: macho

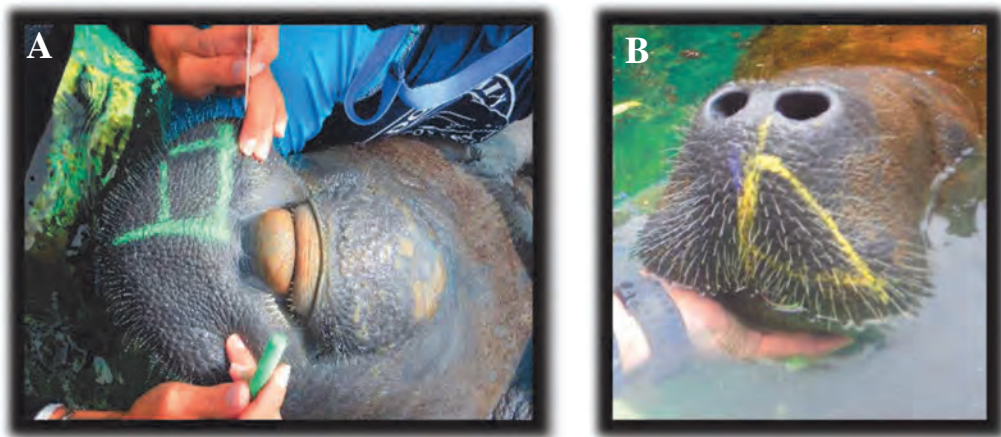


Figura 2.1 Delimitación del área de corte (~15 cm²) **A.** Dolphin Discovery. **B.**Xcaret.

4.2 Trabajo de laboratorio

Las vibrisas colectadas y guardadas en alcohol etílico se llevaron al Laboratorio de Ecología y Biología Molecular de la División de Ciencia e Ingeniería (DCI) de la Universidad de Quintana Roo, donde se fotografiaron digitalmente con una video cámara para microscopio de 5.0 MP (Velab VE-MC5), en un microscopio estereoscópico binocular a 2X de aumento con escala incluida. Posteriormente, cada vibrisa fue medida usando el programa de procesamiento de imagen digital ImageJ (Schneider et al., 2012), programado en Java y desarrollado en el National Institutes of Health (NIH). Finalmente, para preservar mejor las vibrisas, éstas fueron almacenadas secas en viales después de ser medidas (Figura 2.2).

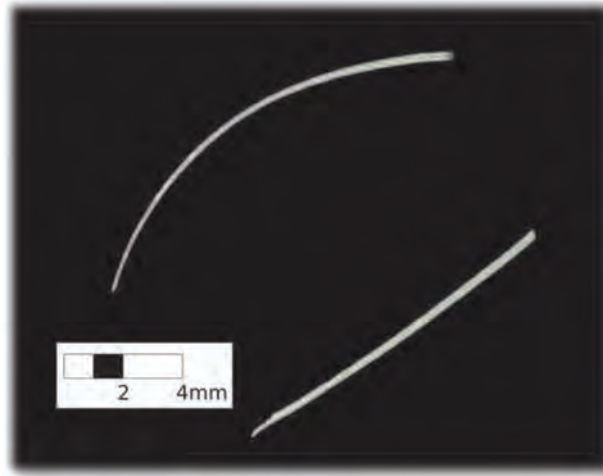


Figura 2.2 Vibrisas del manatí del Caribe *Trichechus manatus manatus*.

4.3 Análisis de datos

El crecimiento diario de las vibrisas de cada individuo fue reportado como el promedio de la longitud total de todas las vibrisas colectadas durante un muestreo, dividido entre el número de días transcurridos desde el muestreo anterior (14 días), y se expresa como:

$$\text{Crecimiento diario (mm/día)} \ m = \frac{(\sum LT)/n}{t} \quad (\text{eq. 2})$$

donde LT= longitud total de la vibrisa del manatí (m), n= número de vibrisas colectadas de cada individuo m durante un muestreo, t= tiempo en días transcurridos desde el muestreo anterior.

Con el fin de hacer comparaciones entre sexo y categoría de edad, se utilizó el promedio de la tasa de crecimiento diaria como la tasa de crecimiento global para cada manatí. Para el análisis de datos, se tuvieron en cuenta las muestras colectadas en 2018, ya que se pudieron obtener las mediciones de las vibrisas durante todos los muestreos en la mayoría de los animales. Se aplicó una prueba de normalidad y se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Whitney (Prueba U), mediante el programa STATISTICA software (StatSoft, California-USA), para comparar dos muestras independientes.

5. Resultados

Un total de 1.911 vibrisas fueron colectadas y medidas (min: 62, máx: 242 vibrisas por individuo). La tasa de crecimiento por manatí, se muestra en la Figura 2.3. El promedio de la tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí del Caribe en cautiverio fue de 0.55 ± 0.15 mm/día y osciló entre 0.29 y 1.45 mm/día. Se encontraron diferencias significativas entre sexos, siendo mayor en las hembras (0.67 ± 0.06 mm/día), con respecto a los machos (0.51 ± 0.04 mm/día; Prueba U, $p = 0.005$). No se encontraron diferencias significativas entre categorías de edad (adultos: 0.55 ± 0.08 mm/día; juveniles: 0.59 ± 0.10 mm/día; Prueba U, $p = 0.612$) (Figura 2.4), ni entre acuarios (Dolphin Discovery (PA, D, and C): 0.59 ± 0.09 mm/día; Xcaret: 0.49 ± 0.04 mm/día, Prueba U, $p = 0.063$). Así mismo, en la Figura 2.4 se puede observar que no hay relación entre el sexo y la categoría de edad con respecto a la tasa de crecimiento de las vibrisas.

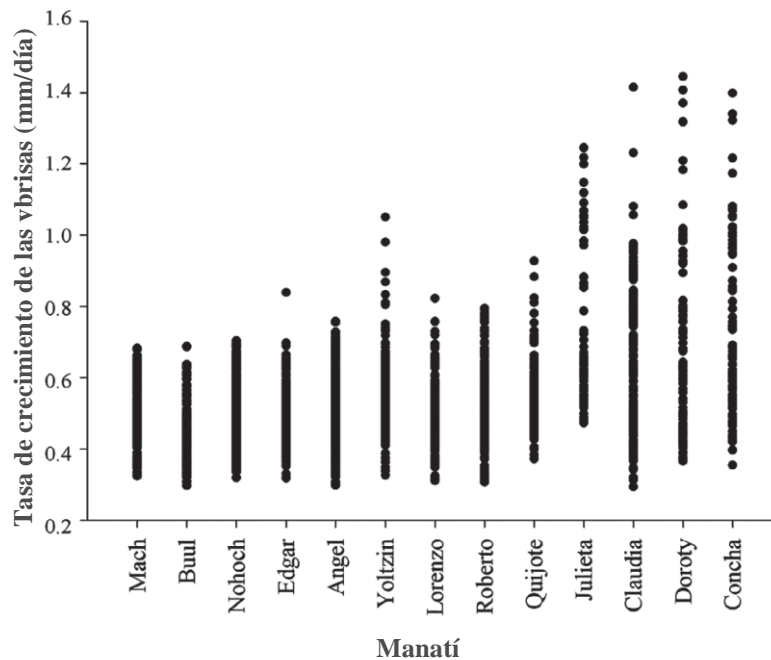


Figura 2.3 Tasa de crecimiento de las vibrisas por animal, donde se incluyen todas las vibrisas colectadas y medidas.

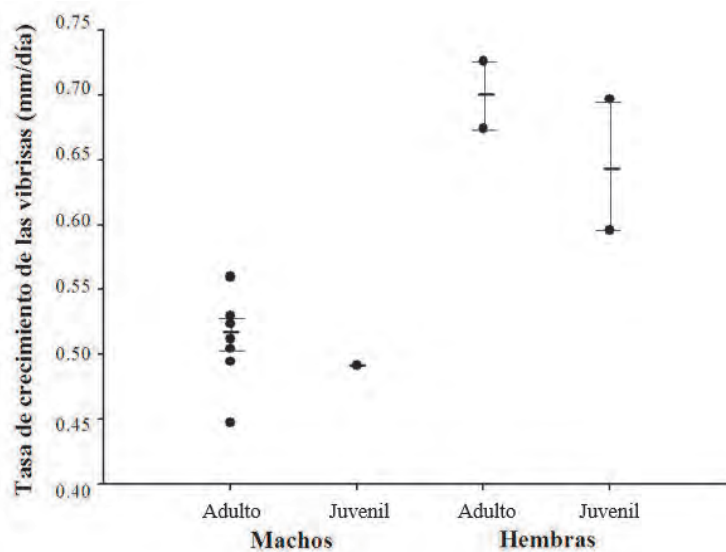


Figura 2.4 Tasa de crecimiento de vibrisas del manatí del Caribe (mm/día) (A) con respecto al sexo y (B) categoría de edad. Las categorías de edad fueron definidas de acuerdo con Hartman (1979) para *Trichechus manatus* como: cría (< 2 años), juvenil (2-5 años) y adulto (> 5 años).

6. Discusión

Los resultados sugieren que la tasa de crecimiento de las vibrisas en las hembras es mayor con respecto a la de los machos, lo cual coincide con los resultados obtenidos por Cerling et al., (2006), quienes encontraron diferencias significativas en la tasa de crecimiento de los pelos de la cola del elefante africano (*Loxodonta africana*) entre hembras y machos (0.81 ± 0.13 mm/día y 0.55 ± 0.11 mm/día, respectivamente). Elefantes (proboscídeos) y manatíes (sirenios), pertenecen al superorden Afrotheria y aunque anatómica y biológicamente son muy diferentes, comparten un mismo ancestro y pertenecen al clado Paenungulata, de acuerdo con la filogenia molecular (Kuntner et al., 2011) y parecen provenir del mismo linaje de animales con poco pelo (Langdon 1999). Esta relación filogenética podría sugerir una posible similitud en el crecimiento del pelo, a pesar de ser dos tipos de pelo diferentes. Dentro de los mamíferos vivos, la falta de pelo es más pronunciada en las especies acuáticas de sirenios y cetáceos (Langdon 1999). Por otra parte, el gen FGF5 ha mostrado tener una influencia en la longitud del pelo en los diferentes clados superordinales placentarios que

divergieron hace 97 millones de años (Murphy et al., 2007), sugiriendo que FGF5 podría ser un determinante crítico en la longitud del pelo en los mamíferos (Roca et al., 2009). De acuerdo con los resultados de este trabajo, la mayor tasa de crecimiento de las vibrisas se da en las vibrisas más largas de las hembras (9.08 ± 3.09 mm media \pm DS), similar a los resultados obtenidos para dos especies de focas, (*Arctocephalus gazelle*: 213 ± 64 y *A. tropicalis*: 191 ± 49), a pesar que en esos dos casos, la mayor tasa de crecimiento corresponde a las medidas tomadas en los machos (Kernaléguen et al., 2012). Así mismo, en humanos se ha encontrado diferencias en la tasa de crecimiento entre sexos; por ejemplo, encontraron que el crecimiento en el cuero cabelludo es ligeramente mayor en mujeres que en hombres (Myers & Hamilton 1951), porque el ciclo del crecimiento del pelo está influenciado por hormonas (Randall & Ebling 1991). En humanos, los patrones de crecimiento del pelo se desarrollan de manera diferente después de la pubertad dependiendo del género. En las hembras, los folículos ambosexuales del pelo (es decir, contenido en los dos sexos) cambian de acuerdo a los andrógenos producidos por las glándulas suprarrenales y los ovarios, mientras que en los machos, los folículos ambosexuales y los masculinos del pelo, se desarrollan debido al incremento de los andrógenos producidos por los testículos (Harkey 1993). Así mismo, las hormonas femeninas (estrógenos, prolactina o progesterona) afectan el ciclo de crecimiento del pelo (Ohnemus et al., 2006). Conrad, Ohnemus, Bodo, Bettermann & Paus (2004) han demostrado que el estrógeno (17- β estradiol, E2) tiene un rol importante en el crecimiento del pelo en todos los mamíferos y su efecto varía de acuerdo a la especie, género y la parte del cuerpo donde crece el pelo. A lo largo del embarazo, las hormonas como la tiroideas, los andrógenos secundarios y los estrógenos aumentan significativamente, y se sabe que afectan el crecimiento del pelo (Khan et al., 2012). Además, hay un aumento significativo en la longitud del pelo en la fase anágena en mujeres embarazadas, ya que hormonas como los estrógenos, parecen prolongar esta fase, haciendo que el pelo del cuerpo crezca más rápido y más grueso (Wallace & Smoller 1998). Esto podría explicar por qué la hembra que estaba en embarazo durante los muestreos tuvo la tasa de crecimiento de las vibrisas más alta (0.73 ± 0.22 mm/día), comparado con el resto de los ejemplares (media: 0.55 ± 0.07 mm/día).

Previas investigaciones han determinado la tasa de crecimiento en otros mamíferos marinos como pinnípedos y nutrias marinas; sin embargo, se debe tener en cuenta que los pinnípedos mudan de pelo (McHuron et al., 2016) y por lo tanto presentan un crecimiento estacional, caso que no sucede con los sirenios (Berta et al., 2005). Además, pocos estudios han presentado resultados con respecto a las diferencias en la tasa de crecimiento de las vibrisas/pelo entre sexos en mamíferos marinos, lo que impide hacer comparaciones con el presente estudio.

Nuestros resultados muestran una baja variabilidad en el promedio de la tasa de crecimiento de las vibrisas en machos con respecto a las hembras (Figura 2.4). De acuerdo con Randall & Ebling (1991), los ciclos del crecimiento del pelo y la tasa de crecimiento de las vibrisas (Hirons et al., 2001), pueden acelerarse o retardarse notablemente por factores sistémicos como la dieta y el hábitat. De acuerdo con Rushton (2002), la integridad del crecimiento del pelo y el funcionamiento óptimo del folículo, depende en gran medida de una ingesta nutricional adecuada y equilibrada que incluya proteínas, vitaminas, minerales y aminoácidos (Galbraith 1998). En el presente estudio no se determinaron las causas marcadas en la variación de la tasa de crecimiento de las vibrisas entre individuos, pero pueden existir factores intrínsecos al metabolismo del individuo (McHuron et al., 2016). No se encontraron diferencias significativas en la tasa de crecimiento de las vibrisas con respecto a los acuarios, a pesar de que las dietas (vegetales y frutas en Dolphin Discovery; vegetales y comida seca para primates en Xcaret) y las condiciones ambientales entre las localidades eran diferentes.

En conclusión, aunque una variedad de factores externos y sistemáticos pueden afectar la tasa de crecimiento de las vibrisas de los manatíes, los datos obtenidos no representan una evidencia clara de la influencia de factores fisiológicos o ecológicos sobre la variabilidad en la tasa de crecimiento de las vibrisas dentro y entre individuos de manatíes; en ese sentido, se considera necesario ahondar en la investigación sobre el tema. Hirons et al., (2001) encontraron que las variaciones en la tasa metabólica estacional puede tener alguna conexión con el período de crecimiento rápido en las vibrisas de la foca común (*Phoca vitulina*). Ya que los muestreos de este estudio se realizaron durante tres meses, se recomienda realizar mediciones de la tasa de crecimiento de la misma vibrisa por un período

de tiempo más largo (> 1 año), con el fin de poder establecer un modelo de la tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí. Además, con el fin de obtener información de toda la vibrisa, se recomienda arrancarlas junto con el folículo en vez de cortarlas, aplicando anestesia local (lidocaína 2%), utilizada durante procedimientos quirúrgicos menores, con el fin de minimizar cualquier posible incomodidad del animal. De esta manera, se podría obtener información a largo plazo y más precisa sobre la tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí. De igual manera, futuras investigaciones deberán considerar la abrasión mecánica como un factor importante que podría afectar la tasa de crecimiento y la longitud de las vibrisas en los manatíes, ya que ésta puede generar una subestimación en la medida de la tasa de crecimiento de las vibrisas (McHuron et al., 2016).

Establecer la tasa de crecimiento del pelo o vibrisas en mamíferos es todo un reto, ya que la tasa no es constante en el tiempo y el porcentaje de folículos en fase de crecimiento depende de la zona anatómica y de la edad (Harkey 1993). La fotogrametría ha sido utilizada como herramienta para establecer la tasa de crecimiento de vibrisas en pinnípedos (Greaves et al., 2004, Beltran et al., 2015, McHuron et al., 2016), pero se recomienda usarla particularmente para medir vibrisas largas (> 2 cm) (Beltran et al., 2015), por lo tanto no es una técnica adecuada para obtener mediciones de las vibrisas de manatí, cuya longitud promedio, según los resultados del presente estudio, es de 0.768 cm. En ese sentido, para futuras mediciones de la tasa de crecimiento en las vibrisas de manatíes, se sugiere utilizar métodos como el AIE o marcadores como la glicina enriquecida en ^{15}N o ^{13}C , lo que también sería útil para detectar oscilaciones anuales en valores isotópicos. Por ejemplo, estudios en la tasa de crecimiento de vibrisas en pinnípedos realizaron el AIE de C y N como complemento de otras metodologías para obtener más información relacionada con la tasa de crecimiento de las vibrisas y establecer un modelo de crecimiento (Rea et al., 2015, Lübcker et al., 2016), que podría aplicarse a futuros estudios en manatíes.

La determinación de la tasa de crecimiento de las vibrisas de los manatíes es el primer paso en el uso de éstas para monitorear la dieta y los movimientos de los manatíes; así mismo servirá para hacer seguimiento a los biomarcadores de exposición a la bioacumulación persistente de sustancias tóxicas, derivadas de la agricultura y actividades industriales. Estos

esfuerzos de seguimiento proveen una información importante para entender y proteger las poblaciones de manatí en vida silvestre que se encuentran amenazadas.

7. Conclusiones

- La técnica de muestreo para determinar la tasa de crecimiento (TC) de las vibrisas de manatíes en cautiverio fue estandarizada.
- El promedio de la TC de las vibrisas del manatí del Caribe en cautiverio fue de 0.55 ± 0.15 mm/día.
- La TC de las vibrisas en las hembras es mayor con respecto a la de los machos.
- No hay diferencia en la TC entre adultos juveniles y crías.
- Entre acuarios no se presentaron diferencias en la TC de los manatíes.

Nota publicada en la revista Marine Mammal Science “Vibrissae growth rate of captive Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758)”. DOI: 10.1111/mms.12638 (Anexo 4).

CAPÍTULO III.

Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano



1. Introducción

Los mega-herbívoros acuáticos como los sirenios constituyen un eslabón importante en el ciclo trófico de los ecosistemas fluviales, costeros y marinos. Debido a su tamaño y bajas tasas metabólicas, necesitan consumir gran cantidad de material vegetal ayudando a controlar las poblaciones de macrófitas acuáticas, incidiendo en el reciclaje de materia orgánica y participando activamente en el ciclo del detritus (Bakker et al., 2016). Es importante entender la ecología alimentaria de los manatíes y la relación con el uso de su hábitat ya que al ser herbívoros, tienen la capacidad de incidir en los patrones de crecimiento, abundancia y supervivencia, entre otros atributos de las especies de las que se alimenta (Dirzo 2001). Dentro de las técnicas utilizadas para estudiar la ecología trófica en mamíferos acuatáticos está el análisis de isótopos estables (AIE), con el cual se ha podido identificar la dieta y los hábitat alimentarios en diferentes especies de sirenios como *Trichechus inunguis* (Clementz et al., 2007), *T. manatus manatus* (Pablo-Rodríguez et al., 2016, Ciotti et al., 2014, Alves-Stanley et al., 2010), *T. m. latirostris* (Ames et al., 1996, MacFadden et al., 2004, Reich & Worthy 2006, MacAvoy et al., 2015) y *Dugong dugon* (Clementz et al., 2007, MacFadden et al., 2004, Yamamuro et al., 2004, Clementz et al., 2003). Los isótopos más usados han sido

los de C y N provenientes de diferentes tejidos (dientes, piel, hueso, músculo, intestino, riñón e hígado). Tejidos como las vibrisas han sido analizadas isotópicamente en varios grupos de mamíferos acuáticos como los pinnípedos, para estudiar su ecología alimentaria (Lübcker et al., 2016, Rea et al., 2015); pero hasta la fecha, no ha sido aplicada esta técnica en las vibrisas de los sirenios. La ventaja de este tipo de tejido biológicamente inerte es que, al ser muestreados secuencialmente, pueden brindar un registro bioquímico de los hábitos alimentarios de los organismos (Lübcker et al., 2016). Además, almacenan información ecológica en escalas temporales más largas y con una resolución más fina que otros tejidos como la sangre; así mismo, el muestreo de las vibrisas se puede realizar en animales vivos y de una manera poco invasiva (Tieszen et al., 1983). Sin embargo, para poder interpretar de una manera adecuada la información generada a partir del AIE en vibrisas, es necesario contar con información previa sobre la tasa de crecimiento de las mismas (Lübcker et al., 2016).

El AIE es una herramienta muy útil para estudiar los flujos de energía en cadenas alimentarias, así como para determinar el nivel trófico, uso de hábitat, migración, conectividad poblacional y aspectos fisiológicos de especies silvestres (Newsome et al., 2010). Este análisis se basa en que el tejido animal se forma a partir del alimento asimilado y por lo tanto, la composición isotópica del consumidor generalmente refleja la comida consumida (DeNiro & Epstein 1981, Fry & Parker 1979). En ese sentido, los valores isotópicos de los organismos son producto de la proporción entre el isótopo pesado y el ligero del alimento consumido, y de los procesos fisiológicos que emplean para asimilar los alimentos y descartar sus productos (Ben-David & Flaherty 2012). Los isótopos ligeros adquiridos durante la alimentación son eliminados de los tejidos vía respiración y excreción, mientras que los isótopos pesados son retenidos y acumulados en los tejidos del consumidor (discriminación isotópica) (DeNiro & Epstein 1981, Peterson & Fry 1987, Rau et al., 1983). Cuando la proporción entre el isótopo pesado y el ligero de un elemento cambia como resultado de diferentes propiedades físicas, relacionadas con su peso atómico, se dice que hay un fraccionamiento isotópico y sirve para ahondar en el conocimiento de la dieta de un organismo, ya que además de evidenciar si es herbívoro o carnívoro, puede decir en qué tipo

de planta o animal basan su dieta y determinar la posición trófica del mismo (Guerrero & Berlanga 2000).

Dependiendo del tejido utilizado para el AIE, este puede brindar información en diferentes escalas de tiempo (Alves-Stanley et al., 2010, Ames et al., 1996, Clementz et al., 2007, Reich & Worthy 2006). Tejidos como el hígado y las células sanguíneas realizan el recambio celular a grandes velocidades y pueden dar información trófica a corto plazo (horas y días), mientras que la piel, el músculo, el pelo/vibrisas o el hueso, pueden dar información de semanas, meses y hasta años (Hobson 1999). Los isótopos estables comúnmente utilizados para estudios de ecología trófica son los de carbono (C) y nitrógeno (N) (Peterson & Fry 1987, Newsome et al., 2010). Los isótopos de carbono se han usado para identificar las fuentes de producción (Harrigan et al., 1989), e indican la contribución relativa de diferentes fuentes primarias potenciales a la dieta en una red trófica, permitiendo diferenciar entre terrestre y acuático, costero y oceánico (Rau et al., 1990), ya que el contenido isotópico de carbono en los productores primarios varía de acuerdo con su origen (Peterson & Fry 1987). El fraccionamiento del carbono ($\Delta^{13}\text{C}$) entre la presa y el tejido del consumidor, es mucho más pequeño que el de nitrógeno, aproximadamente de 1‰ por nivel trófico (Lesage 1999). Por otra parte, los isótopos de nitrógeno, se han empleado para definir los niveles tróficos de los organismos, es decir el lugar que ocupan en el flujo de energía y nutrientes en la red trófica (Vander Zanden et al., 1997), además de permitir -en medios acuáticos- inferir aspectos relacionados con la profundidad a la cual son capturadas las presas (epipelágico, bentónico, mesopelágico) (Rau et al., 1990). La fuente principal de nitrógeno en los animales es la proteína de la dieta y existe un fraccionamiento (Δ) significativo que fluctúa entre 2‰ y 5‰; así mismo, se cree que la discriminación trófica se relaciona con la excreción de urea y otros desechos nitrogenados, los cuales están empobrecidos en ^{15}N con relación a las reservas de nitrógeno corporal (Newsome et al., 2010). Durante el proceso de metabolización del alimento, de manera general, se considera que hay un enriquecimiento aproximado de +3.4 ‰ por nivel trófico (Cabana & Rasmussen 1996, Hobson et al., 1997).

De acuerdo con los resultados obtenidos en el capítulo I de este documento, se pudo observar que la composición isotópica de C y N de la vegetación acuática y semiacuática del

Caribe mexicano varía principalmente con respecto al tipo de vegetación (pastos, algas, mangles y “otras plantas vasculares”) y al ambiente (marino, salobre y agua dulce), lo cual se verá reflejado en los tejidos analizados del manatí (huesos y vibrisas). Con esta información se podrá establecer si existen preferencias alimentarias y si hay evidencia de variaciones espaciales y/o temporales en los hábitos alimentarios de esta especie en el Caribe mexicano. Por otra parte, la información generada en el capítulo II (tasa de crecimiento de las vibrisas del manatí), permitirá interpretar los resultados obtenidos del AIE de las vibrisas.

Los estudios que determinan la ecología trófica de las especies, aportan información básica y necesaria para comprender el papel ecológico que desempeña un organismo dentro de un ecosistema. Así mismo, conocer los hábitos alimentarios de las especies permite evaluar las posibles relaciones con otras especies o grupos, proporcionando una idea aproximada de su entorno, de manera que puede medirse el efecto que puede producirse debido al tipo de uso y gestión del mismo (Jaramillo Londoño 2009).

2. Hipótesis

2.1 Ya que se ha descrito que los manatíes en el estado de Quintana Roo habitan principalmente aguas dulces y/o estuarinas (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997, Morales-Vela et al., 1996), las proporciones isotópicas en los tejidos del manatí mostrarán una preferencia en su dieta por la vegetación acuática de agua dulce y/o salobre.

2.2 Mediante el análisis de isótopos estables aplicado en diferentes tejidos, se ha podido identificar la dieta, hábitats, historia alimentaria y migraciones en algunas especies de mamíferos acuáticos (Cherel et al., 2009, Alves-Stanley et al., 2010, Yamamuro et al., 2004). En ese sentido, se espera obtener información que permita registrar variaciones espacio-temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano, a partir del AIE de C y N de los huesos y las vibrisas de esta especie.

3. Objetivos

3.1 Identificar preferencias alimentarias del manatí a lo largo del Caribe mexicano.

3.2 Determinar si existen posibles variaciones espaciales y/o temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano.

4. Materiales y métodos

4.1 Trabajo de campo

4.1.1 Colecta de muestras de tejidos de manatí

Las muestras de tejido óseo (n = 68) y las vibrisas (n = 4) de manatí fueron obtenidas a partir de los varamientos atendidos desde 1986 hasta 2018, por la Red de Varamientos de Mamíferos Marinos de Quintana Roo (antes Red de Varamientos de bahía de Chetumal y río Hondo, hasta 2014). Las muestras de las vibrisas, y muestras de tejido óseo provenientes de ocho individuos se encuentran en la Colección de Vertebrados de la UQROO (DF-CC-295-15), mientras que las demás muestras de tejido óseo (n = 60), fueron obtenidas de ejemplares que se encuentran en la Colección de Mamíferos Marinos del Colegio de la Frontera Sur-ECOSUR (DF-CC-277-13) sede Chetumal.

En el anexo 5 se indican los datos generales de las muestras de colágeno de manatí analizadas, y en la siguiente tabla se indican los datos generales de las muestras de las vibrisas analizadas en el presente estudio.

Tabla 3.1 Datos generales de las muestras de las vibrisas de *T. m. manatus* colectadas en el Caribe mexicano.

Muestra	Sexo	Categoría de edad	Año de colecta	Locación
I	H	A	2015	Bahía de Chetumal
II	H	J	2014	Bahía de Chetumal
III	H	C	2018	Bahía de Chetumal
IV	M	A	2014	Holbox

H: hembra; M: macho. A: adulto; J: juvenil; C: cría. Las categorías de edad fueron definidas de acuerdo con Mignucci-Giannoni et al.,(2000) para *T. m.manatus*: crías (< 2 años, < 175cm); juveniles (3-7 años, 176-225 cm); adultos (> 7 años, > 225 cm).

4.2 Trabajo de laboratorio

4.2.1 *Procesamiento de las muestras de tejido óseo*

Para la extracción de las muestras del tejido óseo (en su mayoría costillas), se utilizó un moto-tool profesional de 140 W marca TRUPER con una broca estándar para concreto de 2.5 a 3 mm de diámetro y un taladro marca TRUPER con una broca estándar para concreto de 5 mm de diámetro (Figura 3.1). El polvo resultante se almacenó en viales de 2ml cada uno (~1 gr). Finalmente se hizo la extracción de colágeno (Figura 3.2) en el Laboratorio de Isótopos Estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra (Granada, España) de acuerdo con el protocolo del laboratorio (Figura 3.3). Una vez obtenido el colágeno, éste fue guardado en cápsulas de estaño para luego ser pesadas en una balanza microanalítica (~ 0.6 mg de cada muestra), para su posterior análisis.



Figura 3.1 Extracción de muestras de tejido óseo mediante taladro y moto-tool.

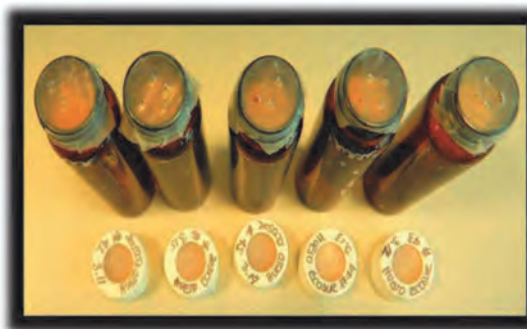


Figura 3.2 Parte del proceso de extracción de colágeno en el Laboratorio de isótopos estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, Granada, España.

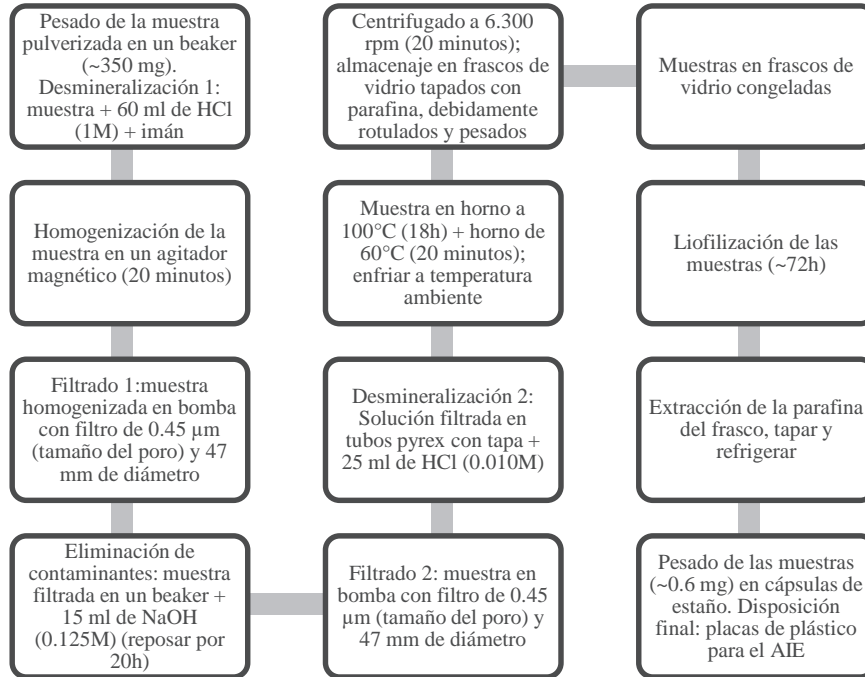
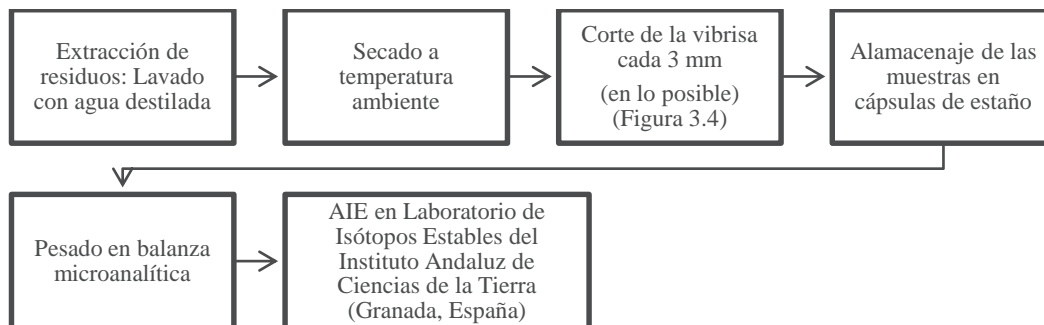


Figura 3.3 Protocolo para la extracción de colágeno del Laboratorio de isótopos estables del Instituto Andaluz de Ciencias de la Tierra, Granada, España.

4.2.2 Procesamiento de las muestras de las vibrisas

Las muestras de las vibrisas se procesaron siguiendo el siguiente protocolo:



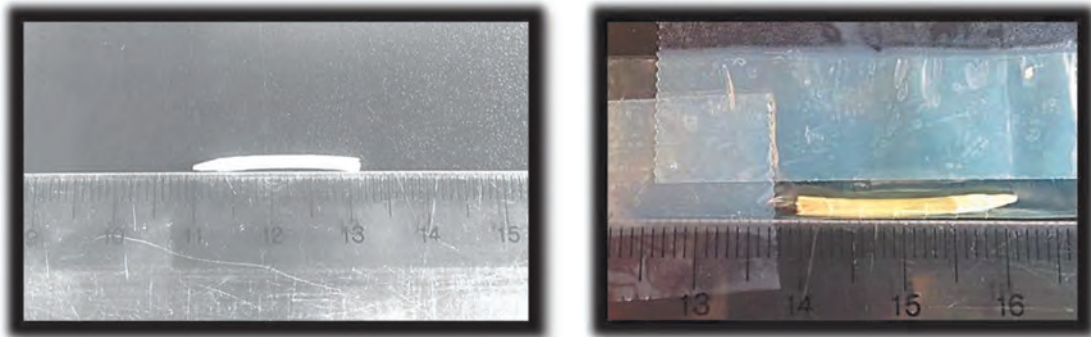


Figura 3.4 Medición de las vibrisas con ayuda de una regla para realizar los cortes con un bisturí.

Todas las muestras de los tejidos del manatí se analizaron mediante sistemas de flujo continuo en un cromatógrafo de gases conectado al espectrómetro de masas (Fry et al., 1993, Seewald et al., 1994, Boutton et al., 1983). El proceso completo de combustión, reducción, eliminación de agua y separación cromatográfica se realizó en un Analizador Elemental (Carlo-Erba Modelo NA1500 NC serie 2). El N_2 y CO_2 obtenidos mediante los diferentes procedimientos se introdujeron en un espectrómetro de masas (Delta Plus XP) para su análisis isotópico. El error de los análisis es menor de 0.1 ‰ para las determinaciones de $\delta^{15}N$ y $\delta^{13}C$.

4.3 Análisis de datos

La proporción de isótopos estables se obtuvo a partir de la siguiente fórmula:

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1] \times 1.000, \quad (\text{eq. 1})$$

donde X es la proporción en unidades delta ($\delta^{13}C$ o $\delta^{15}N$) relativa a un estándar y R muestra y R estándar son las proporciones isotópicas absolutas de la muestra y el estándar. El estándar utilizado para $\delta^{13}C$ fue Belemnita Pee Dee (PDB) y para $\delta^{15}N$ fue el nitrógeno atmosférico (AIR). Al multiplicar por 1.000 los valores son expresados en partes por mil (‰).

A partir de los resultados obtenidos, se creó una base de datos con toda la información obtenida de los valores de $\delta^{13}C$ y $\delta^{15}N$. La información de los tejidos del manatí se organizó en bases de datos independientes, de acuerdo con cada tejido (huesos y vibrisas). Para los

datos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de los huesos se realizó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk y la prueba de homogeneidad de varianzas de Levene, con el fin de definir las pruebas estadísticas más adecuadas para determinar diferencias entre las distribuciones de las poblaciones.

Muestras de tejido óseo: ya que la variable $\delta^{13}\text{C}$ no presentó una distribución normal ($W p = 0.00$), se optó por realizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, utilizando el estadístico H, para cada uno de los factores: categoría de edad (cría, juvenil y adulto) y década (de los 80, 90, 2000 y 2010). Para el análisis del factor sexo (macho y hembra), se realizó la prueba Mann-Whitney, utilizando el estadístico U. Por otra parte, y ya que la variable $\delta^{15}\text{N}$ sí presentó una distribución normal ($W p = 0.48$), se decidió realizar la prueba ANOVA de una vía, utilizando el estadístico F, para cada uno de los factores: categoría de edad y década. Para el factor sexo, se realizó la prueba T. Con respecto a los factores localización (Holbox, Tulum, Sian ka'an, bahía de Chetumal, laguna Guerrero y río Hondo) y zona (ZN, ZC y ZS), se realizó un análisis descriptivo, ya que dadas las condiciones logísticas, el modelo de los datos no es balanceado, y por lo tanto, no es posible hacer una comparación adecuada a nivel estadístico. Dado que no se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno para cada una de los factores, no se realizaron pruebas post-hoc.

Adicionalmente, se utilizó el modelo de mezcla para isótopos estables, SIAR (Stable Isotope Analysis in R), con el fin de determinar la contribución proporcional de las fuentes de alimento en la dieta asimilada por el manatí. Este modelo incorpora los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del consumidor, los promedios y desviaciones estándar de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las fuentes de alimento y el factor de enriquecimiento trófico (TEF) o factor de discriminación trófica, definido como la diferencia en los valores isotópicos entre el tejido del consumidor y su dieta ($\Delta^{13}\text{C}/\Delta^{15}\text{N} = (\delta^{13}\text{C}_{\text{tejido}} - \delta^{13}\text{C}_{\text{dieta}}) / (\delta^{15}\text{N}_{\text{tejido}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{dieta}})$) (Inger et al., 2010). Para $\Delta^{13}\text{C}$, se tuvo en cuenta el valor proporcionado por Clementz et al., (2007) para colágeno de *T. manatus* ($1.8 \pm 3.7\%$), correspondiente al valor de una dieta mixta y de varios ambientes. Ya que no se cuenta con información sobre el valor de $\Delta^{15}\text{N}$ para colágeno específicamente en sirenios, se tuvo como referencia el valor sugerido por Caut et al., (2009) para mamíferos en general, de acuerdo con el promedio de varios tejidos analizados ($3 \pm$

1.13‰). SIAR ofrece algunas ventajas frente a otros modelos de mezcla, como la incorporación de variabilidad en las fuentes y en los factores de enriquecimiento trófico; así mismo genera como resultados distribuciones de probabilidades (Parnell et al., 2010). Se utilizó el paquete SIBER (Stable Isotope Bayesian Ellipses in R), para comparar la amplitud y el grado de traslape en el espacio isotópico entre décadas, con respecto a los datos de colágeno del manatí; este análisis está basado en el principio de ajustar elipses a grupos de datos para comparar la dispersión en el espacio isotópico (Jackson 2020). La medida de tendencia central utilizada para describir y analizar las figuras de dispersión fue la media (\pm EE). Las pruebas estadísticas se realizaron usando funciones básicas del lenguaje R 4.0.2 (R Core Team 2019) y fue considerado el valor $p < 0.05$ en todos los casos.

Muestras de las vibrisas: el análisis de los datos de este tejido se hizo de manera descriptiva y para la interpretación de los mismos, se tuvo en cuenta la tasa de crecimiento de las vibrisas (0.55 ± 0.15 mm/día) descrita en el capítulo II. Para determinar la contribución proporcional de las fuentes de alimento en la dieta asimilada por el manatí, también se utilizó el modelo de mezcla para isótopos estables, SIAR (Stable Isotope Analysis in R). Ya que no se cuenta con los valores del TEF específicos para las vibrisas en sirenios, se tuvieron en cuenta los valores propuestos por Caut et al., (2009) de $\Delta^{13}\text{C}$ para mamíferos en general ($0.5 \pm 1.95\%$) y de $\Delta^{15}\text{N}$ para pelo de mamíferos ($2.59 \pm 1.97\%$). Por otra parte, para estimar la fecha aproximada de muerte de cada uno de los ejemplares, se tuvieron en cuenta las condiciones del ejemplar en el momento de la necropsia de acuerdo con los códigos de descomposición establecidas en el protocolo de operación de la Red de Atención a Varamientos de Mamíferos Marinos en Quintana Roo (Código 1: animal vivo; código 2: cadáver fresco; código 3: descomposición moderada; código 4: descomposición avanzada y código 5: momificado) (Pugliares et al., 2007). El código de descomposición no es suficiente para establecer una fecha aproximada de muerte de los ejemplares debido a los múltiples factores que afectan la tasa de descomposición, como la temperatura ambiente, la exposición directa a los rayos del sol, y la acción carroñera, entre otros. En ese sentido, los códigos utilizados para esta investigación fueron: Código 3 (2 - 7 días de muerto) y código 4 (5 - 13 días de muerto), propuestos por K. Tullies y M. L Goff, en Joseph y colaboradores (2011).

5. Resultados

5.1 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del tejido óseo (colágeno) del manatí

Se analizaron un total de 68 muestras de colágeno de huesos de manatíes, con valores de $\delta^{13}\text{C}$ que oscilaron entre -17.95‰ y -3.38‰ , con una media de -9.44‰ y una mediana de -9.48‰ y valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre 2.21‰ y 9.97‰ y una media de $6.03 \pm 0.19\text{‰}$ (Anexo 5).

No se encontraron diferencias significativas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ ni $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno entre décadas ($H = 3.08$, $gl = 4$, $p > 0.05$ / $F = 0.54$, $gl = 4$, $p > 0.05$), sexo ($U = 135$, $p > 0.05$ / $t = 0.77$, $p > 0.05$), ni categoría de edad ($H = 5.178$, $gl = 2$, $p > 0.05$ / $H = 1.488$, $gl = 2$, $p > 0.05$) (Figura 3.5 y 3.6).

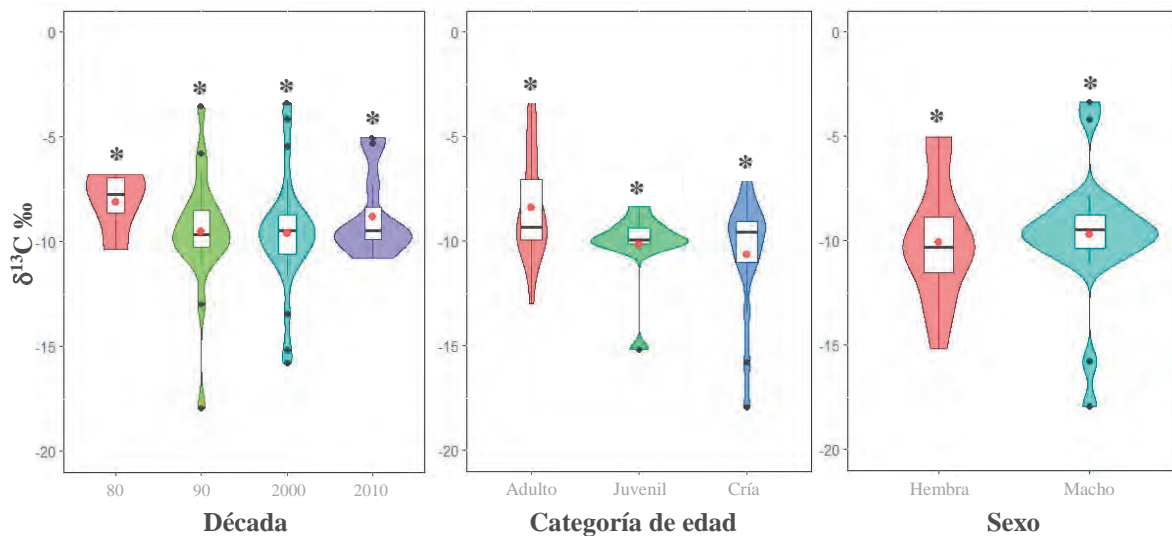


Figura 3.5 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ de colágeno, de acuerdo con la década, la categoría de edad y el sexo. El diagrama de cajas ubicado dentro de la gráfica de violín representa los tres cuartiles, donde la mediana está representada con la línea horizontal negra, mientras que la media aritmética se representa mediante un punto rojo. Diferencias significativas entre las categorías de cada factor se indican con símbolos diferentes.

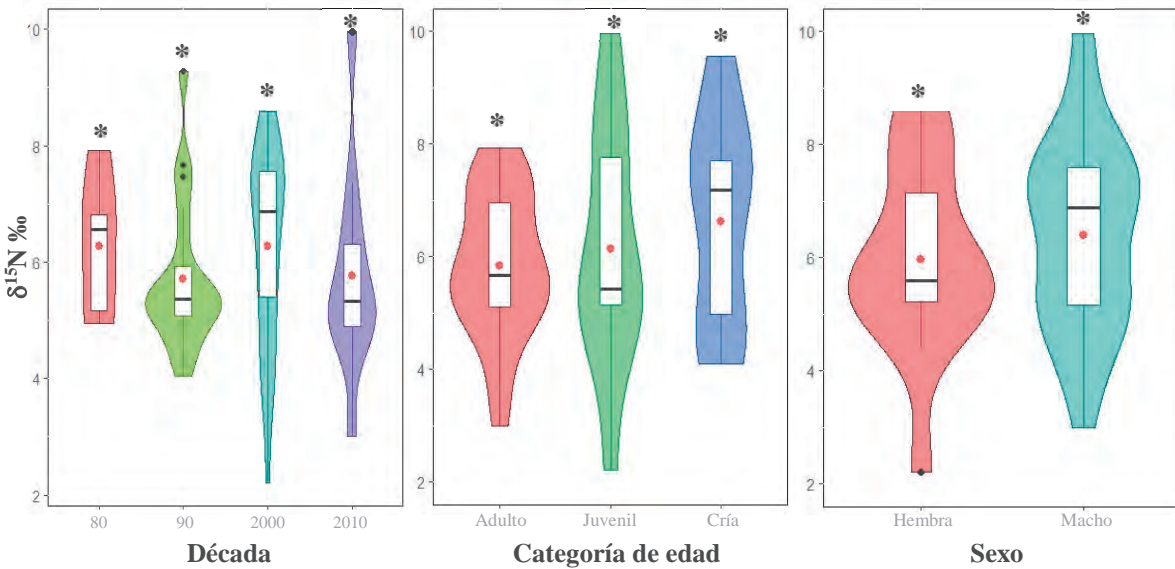


Figura 3.6 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ de colágeno de acuerdo con la década, el sexo y la categoría de edad. Todo lo demás igual que en la Figura 3.5.

5.2 Variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno, de acuerdo con cada uno de los factores

- Entre sexos y categorías de edad: se puede observar la conformación de dos grupos, uno integrado por las crías y el otro por los adultos, tanto machos como hembras. Para el caso del $\delta^{13}\text{C}$, el valor promedio de las muestras de las crías fue de $-11.25 \pm 0.88\text{‰}$, mientras que para los adultos este valor fue de $-8.79 \pm 0.78\text{‰}$. Para el caso de $\delta^{15}\text{N}$, el valor promedio del grupo conformado por las crías fue de $6.66 \pm 0.50\text{‰}$, mientras que el valor para el grupo de los adultos fue de $5.89 \pm 0.35\text{‰}$ (Figura 3.7).

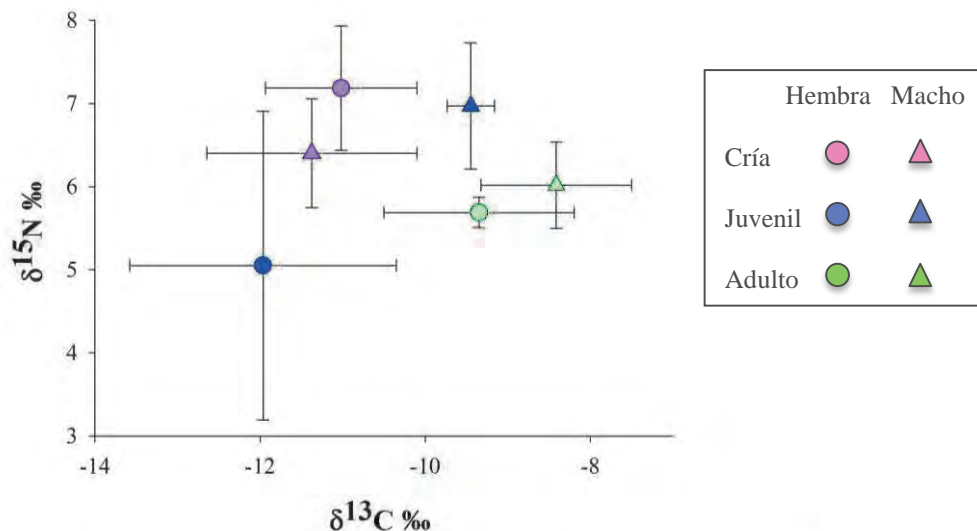


Figura 3.7 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con el sexo y la categoría de edad.

- Entre locaciones y zonas: se forma claramente un grupo con los valores de las muestras de la bahía de Chetumal, laguna Guerrero (ZS) y Holbox (ZN). Sin embargo, con respecto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$, se evidencia la separación de las muestras en dos grupos, siendo el primero el que está conformado por las locaciones de la ZS: bahía de Chetumal, laguna Guerrero, río Hondo y la locación de la ZN: Holbox, con valores promedio entre -8.99‰ y -12.06‰ , respectivamente y el segundo grupo conformado por las muestras de la ZC: Sian Ka'an y Tulum, con valores entre -16.61‰ y -17.95‰ , respectivamente. Con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$, se observa la conformación de los mismos dos grupos, presentando los valores más positivos la ZC (Sian Ka'an y Tulum), con valores entre 7.93‰ y 9.29‰ (Figura 3.8).

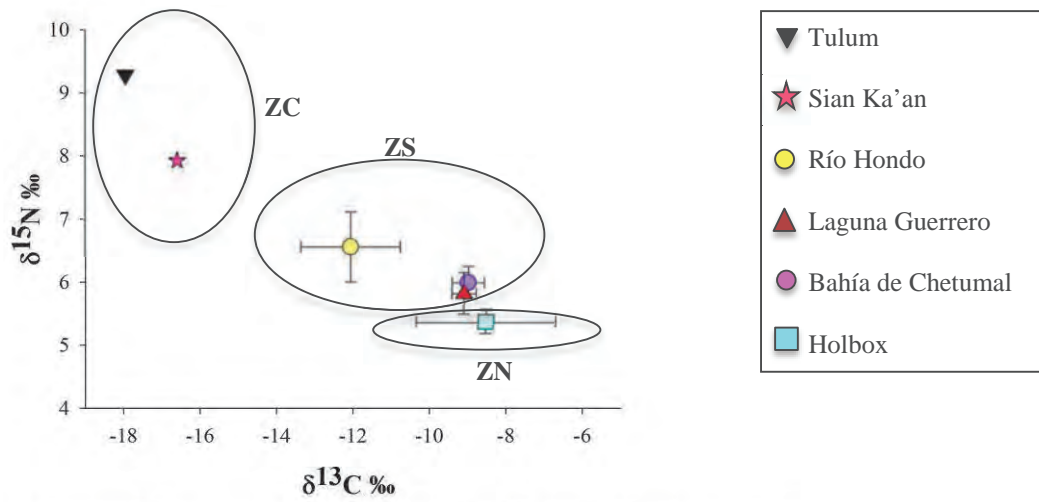


Figura 3.8 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la locación y la zona (ZN: zona norte; ZC: zona centro; ZS: zona sur).

➤ Entre décadas: los valores promedio entre décadas no presentan una alta variación en cuanto a $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Para el caso de $\delta^{13}\text{C}$, los valores promedio están entre -8.11‰ y -9.60‰ , siendo más positivos los valores para la década de los 80. Por su parte, los valores promedio para $\delta^{15}\text{N}$, se encuentran entre 5.71‰ y 6.28‰ , presentándose en la década de los 80 y 2000, los valores más positivos (Figura 3.9)

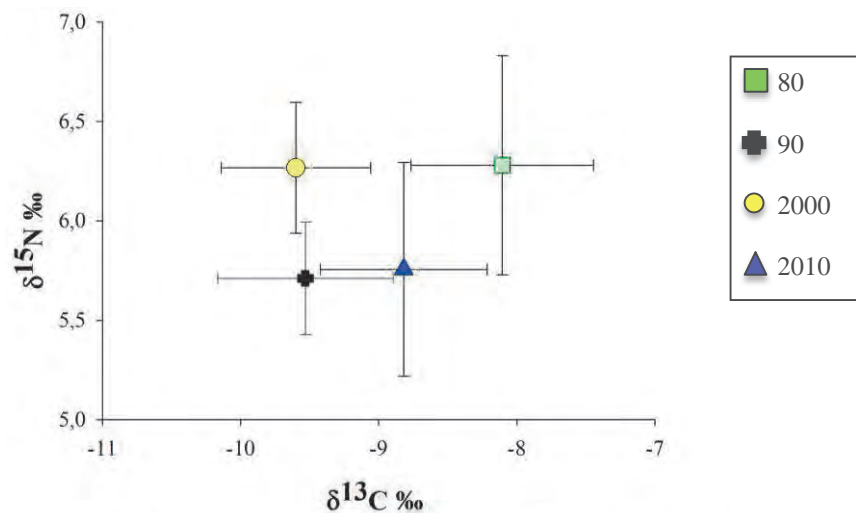


Figura 3.9 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década.

5.3 Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano

5.3.1 Dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y el colágeno

Las especies vegetales colectadas en el Caribe mexicano, varias de las cuales han sido reportadas como parte de la dieta del manatí, presentaron diferencias en la composición isotópica de acuerdo con el tipo de vegetación, particularmente para carbono. Los pastos presentaron los valores de $\delta^{13}\text{C}$ más positivos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$), los mangles y “otras plantas vasculares” los valores más negativos ($-29.31 \pm 0.29\text{‰}$), mientras que las algas presentaron valores intermedios ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$). Con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$, el grupo conformado por “otras plantas vasculares” presentó los valores más altos ($4.05 \pm 0.48\text{‰}$), los pastos los valores más bajos ($1.86 \pm 0.27\text{‰}$) y de igual manera que para el carbono, las algas presentaron valores intermedios ($3.83 \pm 0.18\text{‰}$). Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ de las muestras de colágeno del manatí ($-9.44 \pm 0.32\text{‰}$), sugieren que la alimentación para esta especie en el Caribe mexicano está compuesta principalmente por pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$). Sin embargo, a nivel inter-individual, se observa una variación en la composición isotópica de C y N del colágeno, sugiriendo que los manatíes analizados se separan en dos grupos de acuerdo a la fuente principal de su dieta, siendo los pastos la fuente principal para un grupo ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) y las algas para el otro ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$) (Figura 3.10B).

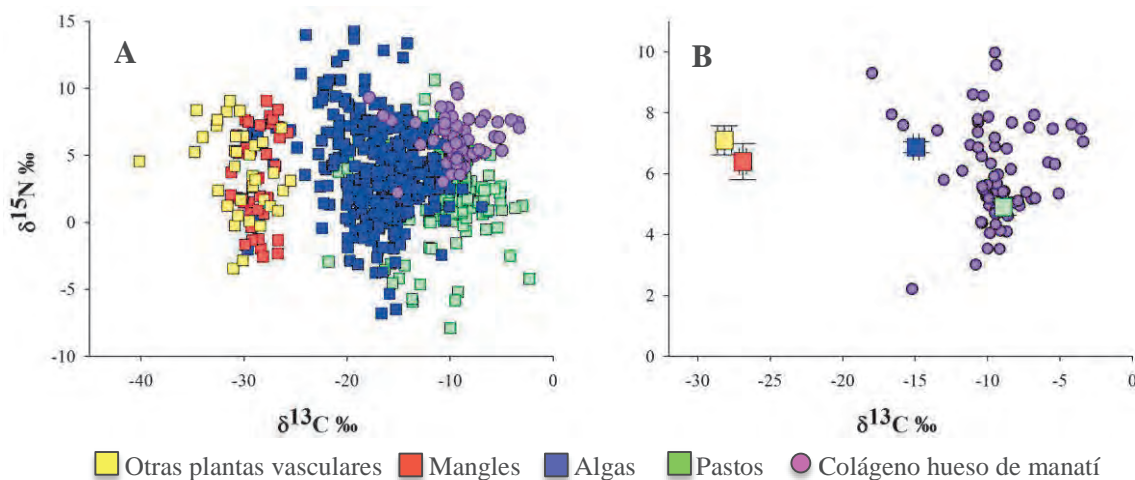


Figura 3.10 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores brutos de la vegetación **B.** Valor

promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 1.8 \pm 3.7\text{‰}$, Clementz et al., (2007); $\Delta^{17}\text{N} = 3 \pm 1.13\text{‰}$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

5.3.2 Variaciones espaciales y temporales en la dieta del manatí en el Caribe mexicano de acuerdo con el AIE de la vegetación y el colágeno

Los manatíes de la ZC (Tulum y Sian Ka'an) presentaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos ($-17.28 \pm 0.67\text{‰}$) con respecto a la ZN ($-8.52 \pm 1.83\text{‰}$) y a la ZS ($-9.22 \pm 0.28\text{‰}$), evidenciando variaciones en la dieta de los manatíes a nivel espacial en el Caribe mexicano, sugiriendo que las algas son el principal alimento ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$) para la ZC y los pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) para las otras dos zonas (Figura 3.11).

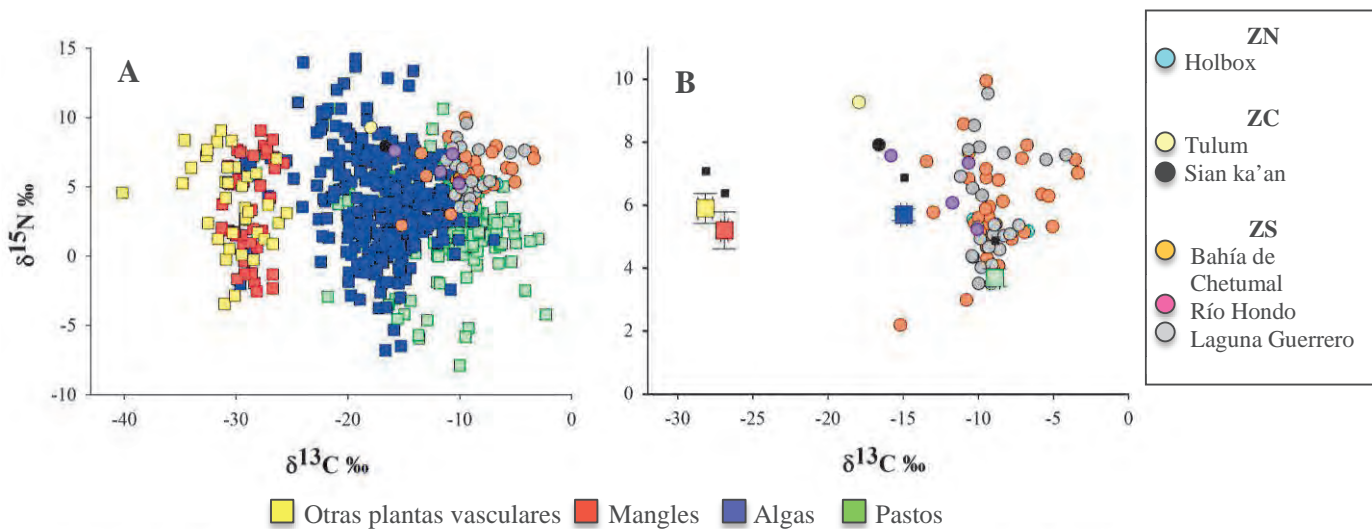


Figura 3.11 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la locación, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores brutos de la vegetación. **B.** Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 1.8 \pm 3.7\text{‰}$, Clementz et al., (2007); $\Delta^{17}\text{N} = 3 \pm 1.13\text{‰}$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

Por otra parte, no se evidencia una variación temporal en la dieta de los manatíes en el Caribe mexicano, ya que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ no mostraron una alta variabilidad entre décadas (-9.60‰ a -8.11‰ y 5.71‰ a 6.28‰ , respectivamente), sugiriendo que durante los últimos 30 años los manatíes en el área de estudio se han alimentado principalmente de pastos, especialmente representado por los valores de $\delta^{13}\text{C}$ ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) (Figura 3.12).

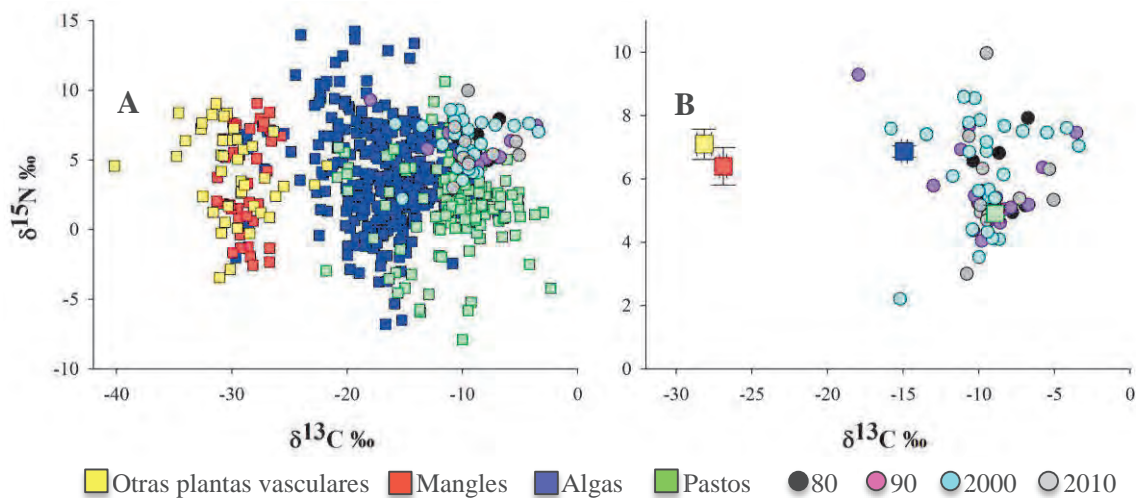


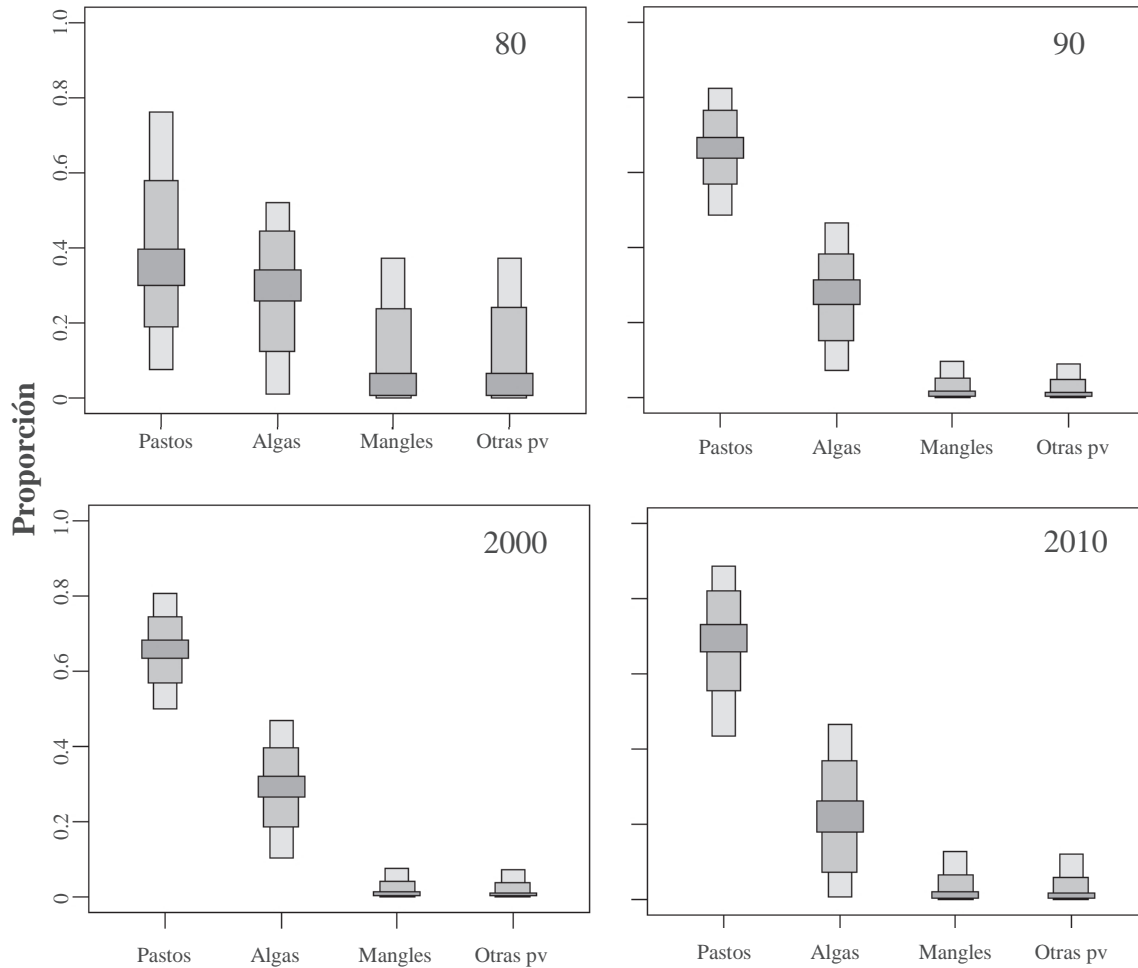
Figura 3.12 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores brutos de la vegetación. **B.** Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 1.8 \pm 3.7\%$, Clementz et al., (2007); $\Delta^{17}\text{N} = 3 \pm 1.13\%$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

5.3.3 Contribución de cada fuente de alimento en la dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y el colágeno

El modelo de mezcla bayesiano (SIAR) basado en las estimaciones de la composición de la dieta sugiere de manera general, que la mayor contribución a la dieta del manatí en el Caribe mexicano en los últimos 30 años ha sido por los pastos ($> 80\%$; 0.95 intervalo de confianza-IC), seguida por el grupo de las algas ($> 45\%$; 0.95 IC), mientras que los mangles y “otras plantas vasculares” tuvieron una contribución menor al 20% (0.95 IC) (Tabla 3.2 y Figura 3.13).

Tabla 3.2 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano durante los últimos 30 años, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.

Década	% pastos	% algas	% mangles	% otras plantas vasculares
80	8.6 - 78	0.86 - 52	0 - 37	0 - 37
90	49 - 82	7 - 46	0 - 9.9	0 - 8.9
2000	50 - 80	11 - 47	0 - 7.7	0 - 7.4
2010	44 - 88	0.69 - 46	0 - 13	0 - 12



Fuente de alimento por décadas

Figura 3.13 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en los últimos 30 años en el Caribe mexicano, de acuerdo con los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza (IC) de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.

Por otra parte, el modelo SIAR sugiere que la contribución de la dieta del manatí en el Caribe mexicano varía con respecto a la zona, siendo el principal alimento los pastos para la ZN (> 70%; 0.95 IC) y ZS (> 70%; 0.95 IC), seguido por las algas (ZN: > 60%; 0.95 IC; ZS: > 40%; 0.95 IC), mientras que para la ZC, la contribución de las tres fuentes de alimento (pastos, algas y mangles) fue similar (> 60%, 0.95 IC) (Tabla 3.3; Figuras 3.14).

Tabla 3.3 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano de acuerdo con la locación y zona, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.

Zona	Locación	% pastos	% algas	% mangles	% otras plantas vasculares
Norte	Holbox	1.6 - 75	0.41 - 65	0 - 53	-
Centro	Tulum	0 - 63	0 - 65	0.11 - 64	-
Centro	Sian Ka'an	0 - 63	0 - 65	0 - 63	-
Sur	Bahía de Chetumal	57 - 80	13 - 41	0 - 7.1	0 - 6.2
Sur	Laguna Guerrero	54 - 81	9.9 - 43	0 - 8.7	0 - 7.7
Sur	Río Hondo	9.7 - 67	1.2 - 53	0 - 38	0 - 37

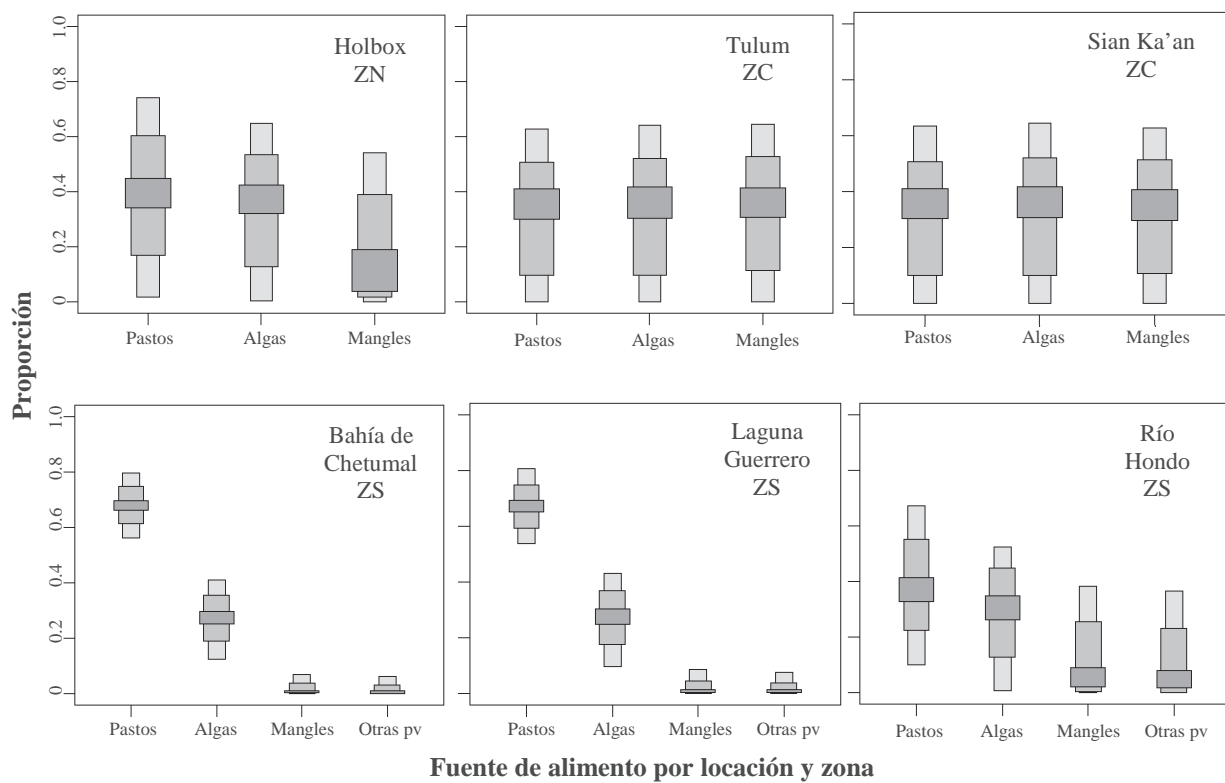


Figura 3.14 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en cada locación y zona, de acuerdo con los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.

Así mismo, los resultados sugieren que la mayor contribución en la dieta del manatí para la ZS, está dada por los pastos de ambiente marino (> 55%; 0.95 IC), mientras que en la ZN y ZC, la contribución de los pastos, algas y mangle fue similar tanto en ambiente marino como salobre (> 30%, 0.95 IC) (Tabla 3.4 y Figura 3.15).

Tabla 3.4 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta del manatí en el Caribe mexicano, de acuerdo con el ambiente, según los resultados de la composición isotópica de C y N del colágeno.

Zona	Locación	% pastos (M)	% pastos (S)	% algas (M)	% algas (S)	% algas (AD)	% mangle (M)	% mangle (S)	% mangle (AD)	% otras pv (S)	% otras pv (AD)
Norte	Holbox	0 - 36	0 - 33	0 - 34	0 - 32	-	0 - 30	0 - 31	-	-	-
Centro	Tulum	0 - 38	0 - 39	0 - 39	0 - 39	-	-	0 - 40	-	-	-
Centro	Sian Ka'an	0 - 38	0 - 39	0 - 39	0 - 39	-	-	0 - 39	-	-	-
Sur	Bahía de Chetumal	54 - 74	0 - 18	0 - 16	0 - 13	1.8 - 17	-	0 - 3.9	0 - 4.6	0 - 4.2	0 - 3.8
Sur	Laguna Guerrero	48 - 72	0.2 - 24	0 - 20	0 - 13	0 - 14	-	0 - 4.6	0 - 5.2	0 - 5	0 - 4.4
Sur	Río Hondo	0.2 - 30	0 - 23	0 - 25	0 - 21	0 - 20	-	0 - 21	0 - 20	0 - 22	0 - 20

Ambiente marino (M); ambiente salobre (S); ambiente de agua dulce (AD). Vegetación: otras plantas vasculares (otras pv).

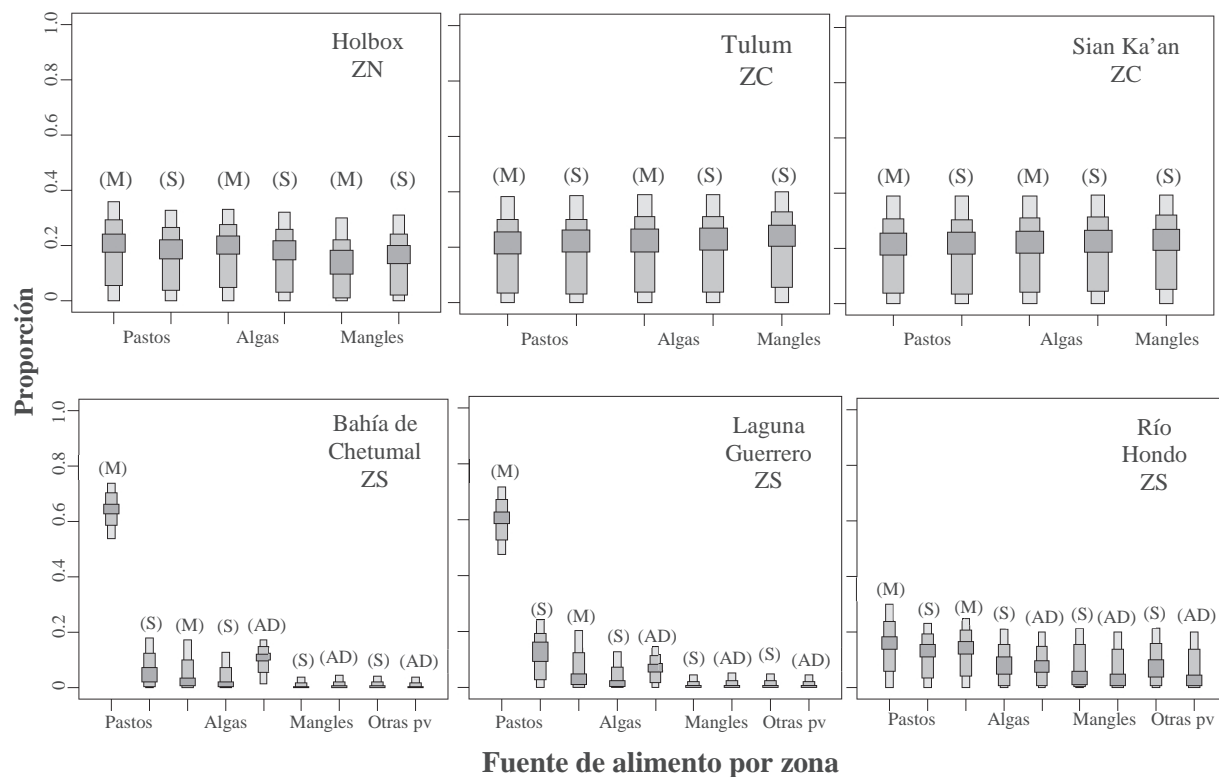


Figura 3.15 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta del manatí en cada locación y zona de acuerdo con el ambiente, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Ambiente (Marino: M; salobre: S; agua dulce: AD) Otras pv: otras plantas vasculares.

5.3.4 Nicho isotópico entre décadas

De acuerdo con la figura 3.16, se observa un traslape entre las elipses correspondientes a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de cada década, sugiriendo que el nicho isotópico no ha cambiado durante los últimos 30 años, a pesar de presentarse una mayor amplitud de nicho en la década de los 90 (elipse roja) y la década de los 2000 (elipse verde).

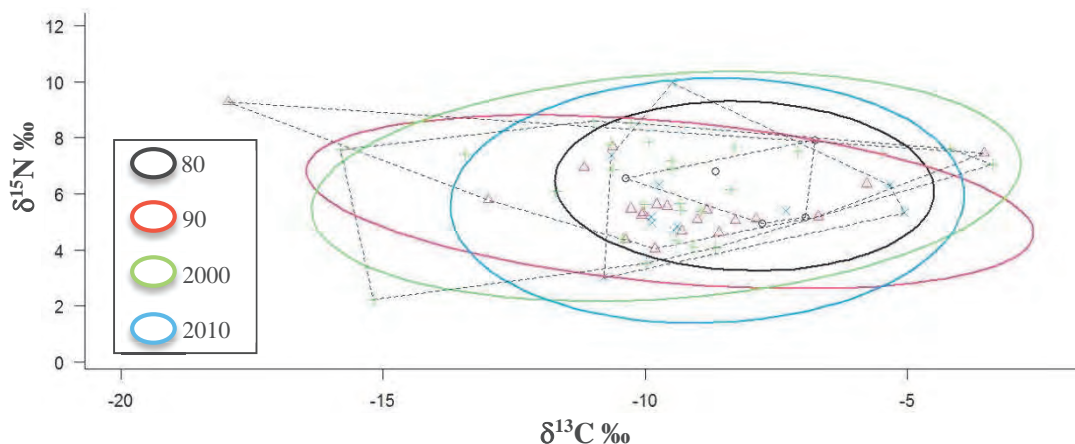


Figura 3.16 Representación de la amplitud del nicho isotópico mediante los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno del manatí de acuerdo con la década. Las líneas sólidas representan el área de las elipses estándar corregidas para muestras pequeñas (SEAc) y las líneas punteadas representan el área de los cascos convexos (TA).

5.4 Variación en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas

Se analizaron cuatro vibrisas correspondientes a cuatro ejemplares diferentes. Se obtuvo un total de 16 submuestras de las cuatro vibrisas colectadas, cinco para el manatí I, tres para el manatí II, tres para el manatí III y cinco para el manatí IV. Los valores más negativos de $\delta^{13}\text{C}$ los presentó el ejemplar IV, con una media de $-12.69 \pm 0.06\text{‰}$, oscilando entre -12.86‰ y -12.50‰ , mientras que los valores más positivos los presentó el ejemplar III, variando entre -7.08‰ y -6.31‰ , con una media de $-6.58 \pm 0.25\text{‰}$. Con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$, el ejemplar II fue el que presentó los valores más altos, con una media de $8.41 \pm 0.48\text{‰}$, oscilando entre 7.49‰ y 9.12‰ , mientras que los valores más bajos los presentó el ejemplar IV, con una media de $0.59 \pm 0.18\text{‰}$, variando entre 0‰ y 0.97‰ (Tabla 3.5).

Tabla 3.5 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para cada una de las vibrisas colectadas, teniendo en cuenta los valores por submuestra (el primer valor corresponde a la base de la vibrisa y el último a la parte apical de la misma).

Ejemplar	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)				$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)			
		min	max	media	error estándar		min	max	media	error estándar
I	-7.68					5.05				
	-7.83					5.03				
	-8.11	-8.78	-7.68	-8.05	0.19	5.82	5.03	7.51	5.97	0.47
	-8.78					6.44				
	-7.87					7.51				
II	-10.62					7.49				
	-9.07	-10.62	-8.36	-9.35	0.67	8.61	7.49	9.12	8.41	0.48
	-8.36					9.12				
III	-7.08					4.40				
	-6.37	-7.08	-6.31	-6.58	0.25	4.45	4.40	4.45	4.42	0.02
	-6.31					4.40				
IV	-12.86					0.97				
	-12.50					0.86				
	-12.75	-12.86	-12.50	-12.69	0.06	0.76	0.00	0.97	0.59	0.18
	-12.59					0.35				
	-12.75					0.00				

Cada submuestra representa un tiempo aproximado de información sobre la ecología alimentaria del manatí en el Caribe mexicano (Tabla 3.6). En ese sentido, cada vibrisa, dependiendo de la longitud, evidencia información de ~30 días máximo antes de su muerte, siendo la información más antigua (30 días), la que se encuentra en la parte apical de la vibrisa, mientras que la información más reciente (5 días) se encuentra en la base de la misma (Figura 3.17).

Tabla 3.6 Tiempo aproximado (en días), de la información isotópica inferida a partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de cada vibrisa. La primera submuestra corresponde a la base de la vibrisa y la última a la parte apical de la misma.

Ejemplar	Sexo	Categoría de edad	Año de colecta	Locación	Submuestra	Longitud de submuestra (mm)	Longitud total de la vibrisa (mm)	Información isotópica en días
I	H	A	2015	Bahía de Chetumal (ZS)	1.1	3	14	28
					1.2	3		
					1.3	3		
					1.4	3		
					1.5	2		
II	H	J	2014	Bahía de Chetumal (ZS)	3.1	4	10	20
					3.2	3		
					3.3	3		
III	H	C	2018	Bahía de Chetumal (ZS)	4.1	3	9	18
					4.2	3		
					4.3	3		
IV	M	A	2014	Holbox (ZN)	5.1	4	15	30
					5.2	2		
					5.3	2		
					5.4	3		
					5.5	4		

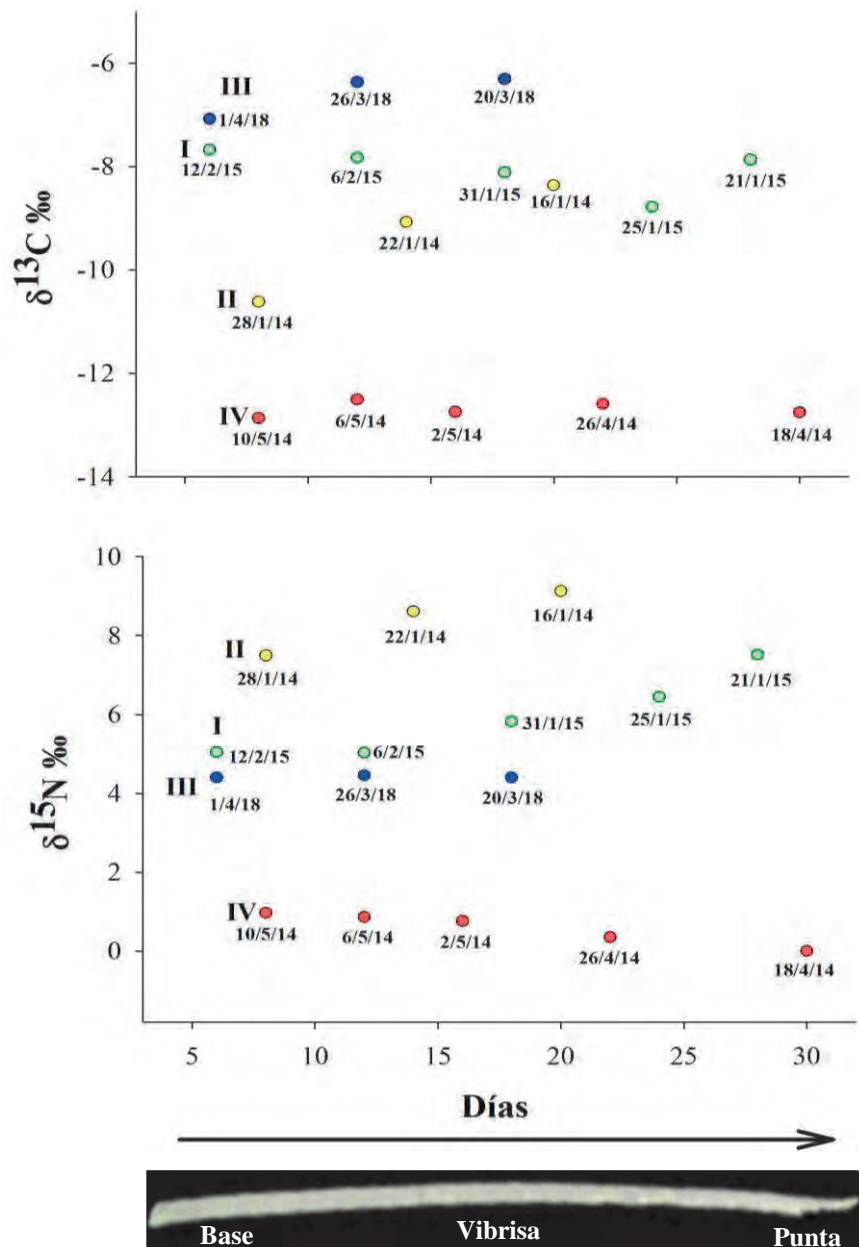


Figura 3.17 Representación de la información en una escala de tiempo sobre la ecología alimentaria del manatí, a partir de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrissas.

Se compararon los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ entre individuos y se observó que el individuo IV presenta un valor diferente a los demás manatíes, siendo este el valor más negativo. Así mismo, se compararon los valores promedio de $\delta^{15}\text{N}$ entre individuos y se

observó que el manatí IV presenta un valor diferente al resto de los manatíes, siendo este el valor más bajo, coincidiendo con los resultados más negativos en $\delta^{13}\text{C}$ para este mismo ejemplar (Figura 3.18).

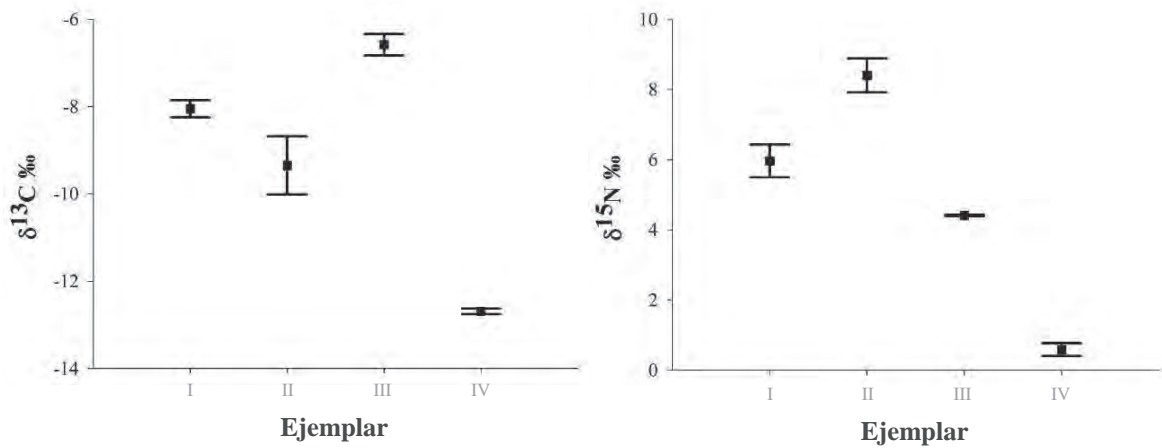


Figura 3.18 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas para cada uno de los manatíes muestreados.

5.5 Variaciones en $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas, de acuerdo con la locación y zona

De acuerdo con la gráfica de $\delta^{13}\text{C}$ vs $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas de los cuatro manatíes muestreados, se observa la conformación de un grupo con los ejemplares I, II y III, los cuales son de la bahía de Chetumal (ZS), mientras que el ejemplar IV, de Holbox (ZN), se encuentra solo. Se puede evidenciar que el grupo conformado por los ejemplares de la bahía de Chetumal (ZS) presenta valores de $\delta^{13}\text{C}$ más positivos y más altos en $\delta^{15}\text{N}$ con respecto al ejemplar de Holbox (ZN) (Figura 3.19).

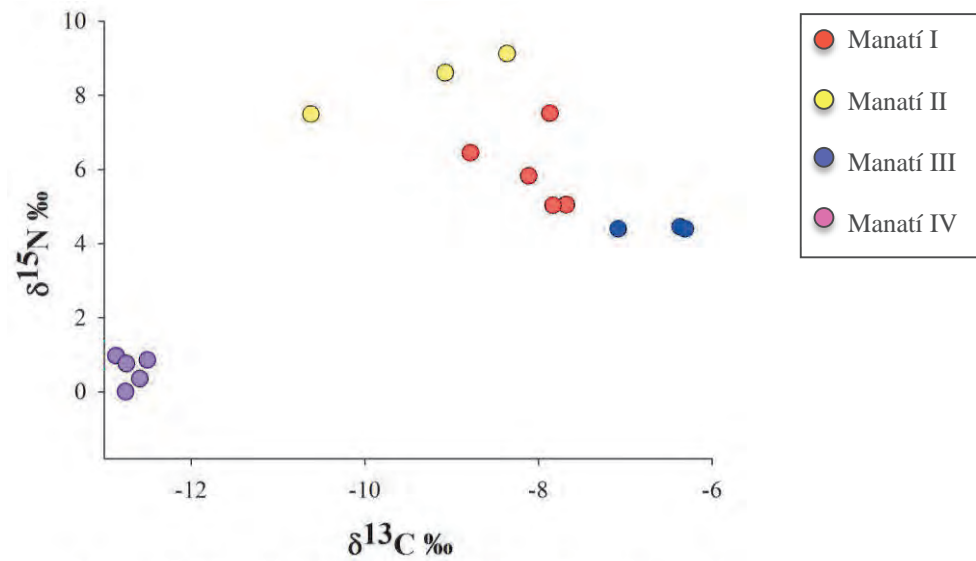


Figura 3.19 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas para los cuatro manatíes muestreados.

5.6 Ecología trófica del manatí en el Caribe mexicano

5.6.1 Dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y las vibrisas

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las vibrisas del manatí, los cuales se encuentran entre -12.69‰ y -6.58‰ , sugieren que la dieta está compuesta principalmente por pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) y posiblemente también por algas ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$) (Figura 3.20).

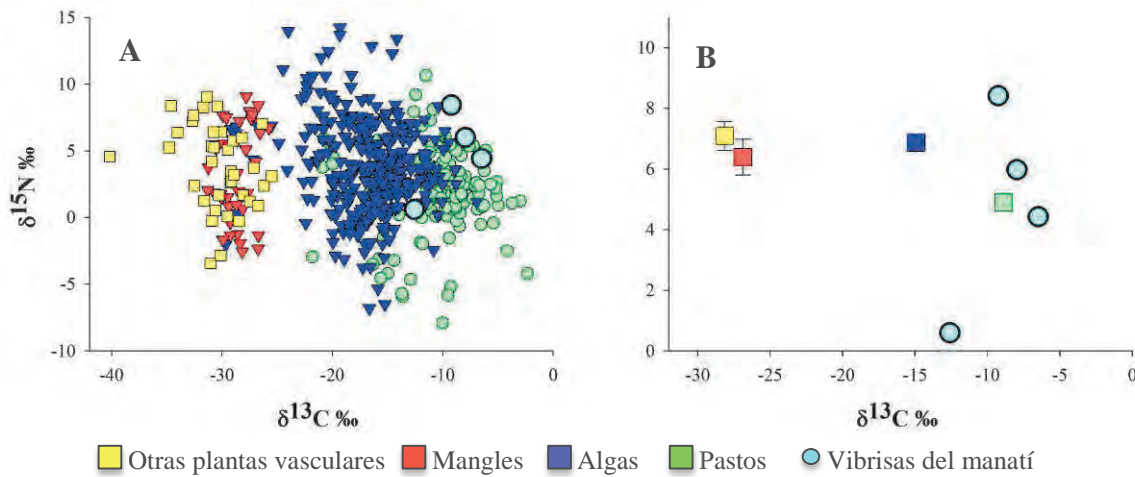


Figura 3.20 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas de cada manatí, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores brutos de la vegetación. **B.** Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 1.95\%$; $\Delta^{15}\text{N} = 2.59 \pm 1.97\%$, Caut et al., (2009)).
Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

5.6.2 Variaciones espaciales y temporales en la dieta del manatí en el Caribe mexicano de acuerdo con el AIE de la vegetación y las vibrisas

Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las vibrisas de los manatíes de la ZS (Bahía de Chetumal: -6.58% a -9.35%), sugieren que su principal fuente de alimento son los pastos ($-10.65 \pm 0.33\%$), mientras que el valor de $\delta^{13}\text{C}$ de la vibrisa del ejemplar de Holbox (ZN) (-12.69%), sugiere que podría haber una mezcla entre algas ($-16.67 \pm 0.2\%$) y pastos ($-10.65 \pm 0.33\%$). Por otra parte, se puede observar que los manatíes de la ZS (Bahía de Chetumal) presentan valores de $\delta^{15}\text{N}$ más altos (4.42% a 8.41%) con respecto al valor del ejemplar de la ZN (Holbox) (0.59%) (Figura 3.21).

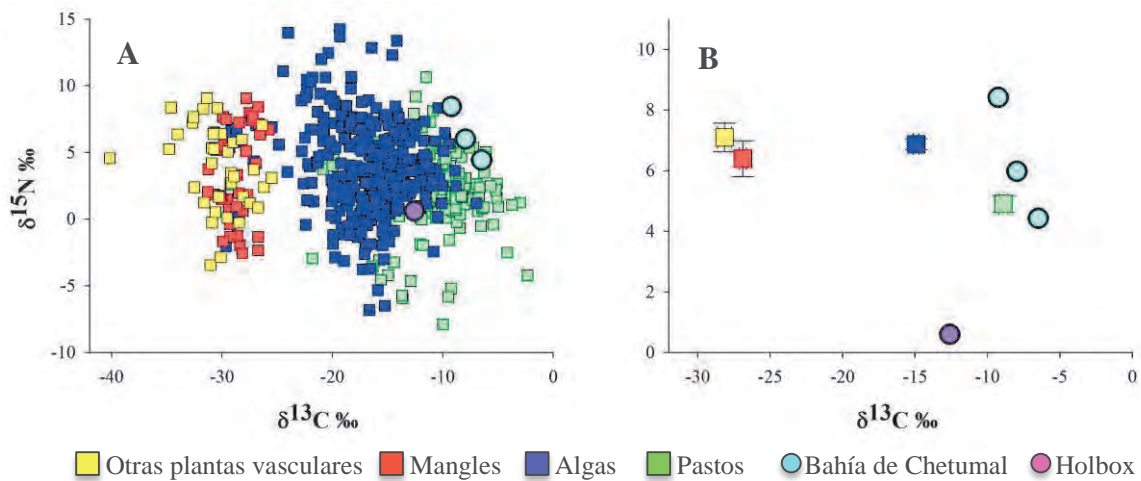


Figura 3.21 Valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las vibrisas de cada manatí por locación, relacionados con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores brutos de la vegetación. **B.** Valor promedio de la vegetación con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 1.95\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 2.59 \pm 1.97\text{‰}$, Caut et al., (2009)). Nota: las escalas de los ejes X y Y de A y B no son iguales.

En la figura 3.22 se puede observar que el AIE de C y N de las submuestras de cada una de las vibrisas sugiere que los ejemplares I, II y III que corresponden al círculo negro, aguamarina y gris, respectivamente, se estuvieron alimentando de manera general por pastos marinos, posiblemente de la especie *Thalassia testudinum* ($\delta^{13}\text{C} = -9.54 \pm 0.26\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 2.84 \pm 0.38\text{‰}$) y *Syringodium filiforme* ($\delta^{13}\text{C} = -6.84 \pm 0.51\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 1.26 \pm 0.38\text{‰}$), en el período de tiempo que representa la vibrisa de cada ejemplar (I: 28 días, II: 20 días y III: 18 días). Por su parte, para el ejemplar IV, los resultados sugieren que de igual manera se estaría alimentando de pastos marinos pero de especies diferentes, posiblemente *Halodule wrightii* ($\delta^{13}\text{C} = -12.65 \pm 0.55\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 0.51 \pm 0.49\text{‰}$) y *Ruppia* spp ($\delta^{13}\text{C} = -14.66 \pm 1.06\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 4.94 \pm 0.91\text{‰}$); sin embargo no se puede descartar la posibilidad que también se estuviera alimentando de algas, principalmente verdes ($\delta^{13}\text{C} = -16.50 \pm 0.25\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 4.09 \pm 0.22\text{‰}$) y pardas ($\delta^{13}\text{C} = -16.33 \pm 0.34\text{‰}$; $\delta^{15}\text{N} = 1.57 \pm 0.36\text{‰}$), en los últimos 30 días antes de su muerte (Figura 3.22B).

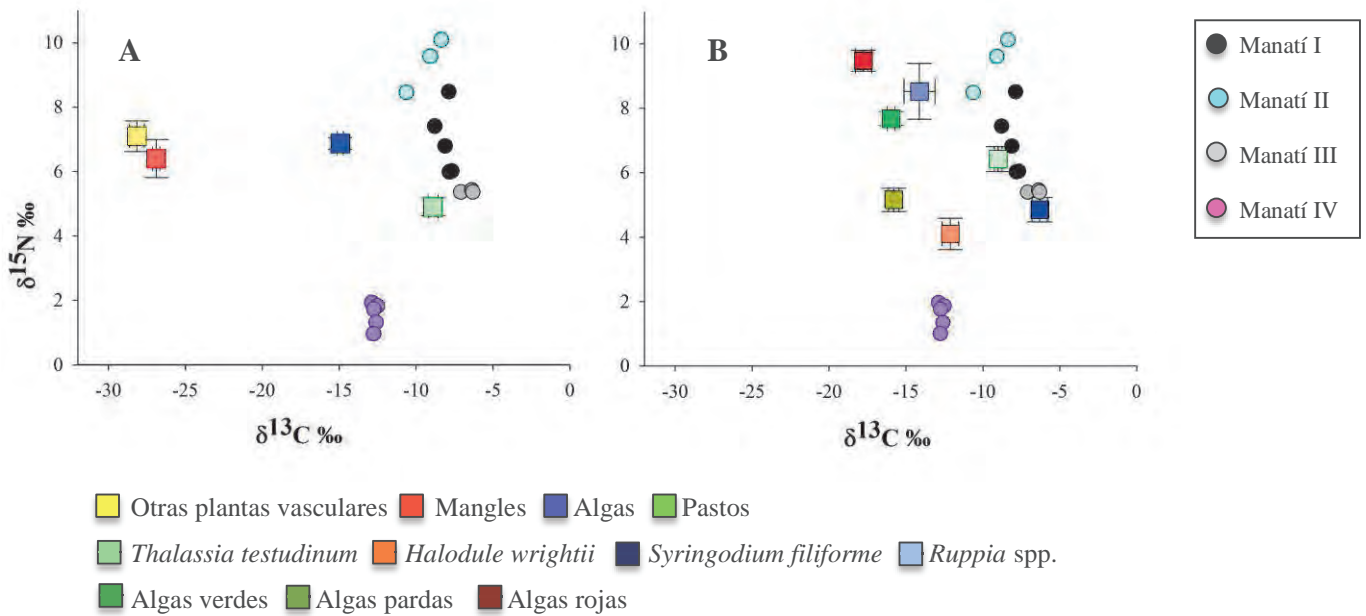


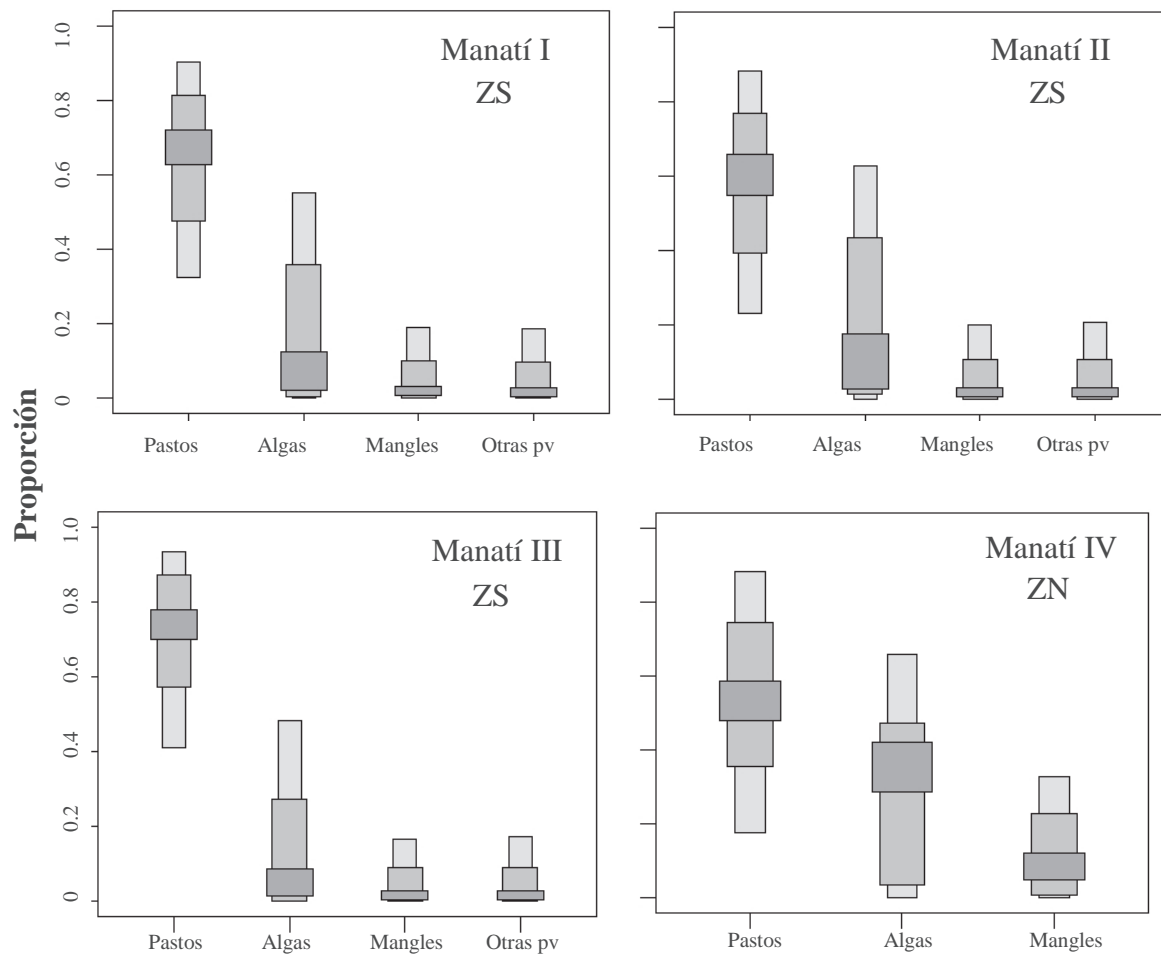
Figura 3.22 Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las submuestras de las vibrisas de cada manatí, relacionados con los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación colectada en el Caribe mexicano. **A.** Valores promedio brutos de la vegetación. **B.** Valor promedio de los pastos y las algas con fraccionamiento isotópico ($\Delta^{13}\text{C} = 0.5 \pm 1.95\text{‰}$; $\Delta^{15}\text{N} = 2.59 \pm 1.97\text{‰}$, Caut et al., (2009)).

5.6.3 Contribución de cada fuente de alimento en la dieta del manatí de acuerdo con el AIE de la vegetación y las vibrisas

El modelo de mezcla bayesiano (SIAR) basado en las estimaciones de la composición de la dieta sugiere, de manera general, que la mayor contribución a la dieta de estos ejemplares en el Caribe mexicano en los últimos ~30 días antes de su muerte se dio por los pastos (> 85%; 0.95 IC), seguida por el grupo de las algas (> 50%; 0.95 IC), mientras que los mangles y “otras plantas vasculares” tuvieron una contribución < 20% (0.95 IC). Por otra parte, el modelo sugiere que la contribución en la dieta del manatí no varía con respecto a la locación (Bahía de Chetumal y Holbox), ni a la zona (ZN y ZS) (Tabla 3.7; Figuras 3.23).

Tabla 3.7 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta para cada manatí durante los últimos ~ 30 días, de acuerdo con la locación y zona, según los resultados de la composición isotópica de C y N de las vibrisas.

Zona	Locación	Manatí	% pastos	% algas	% mangles	% otras plantas vasculares
Sur	Bahía de Chetumal	I	32 - 90	0 - 55	0 - 19	0 - 19
Sur	Bahía de Chetumal	II	23 - 88	0 - 63	0 - 20	0 - 21
Sur	Bahía de Chetumal	III	41 - 93	0 - 48	0 - 17	0 - 17
Norte	Holbox	IV	18 - 88	0 - 66	0 - 33	-



Fuente de alimento para cada manatí

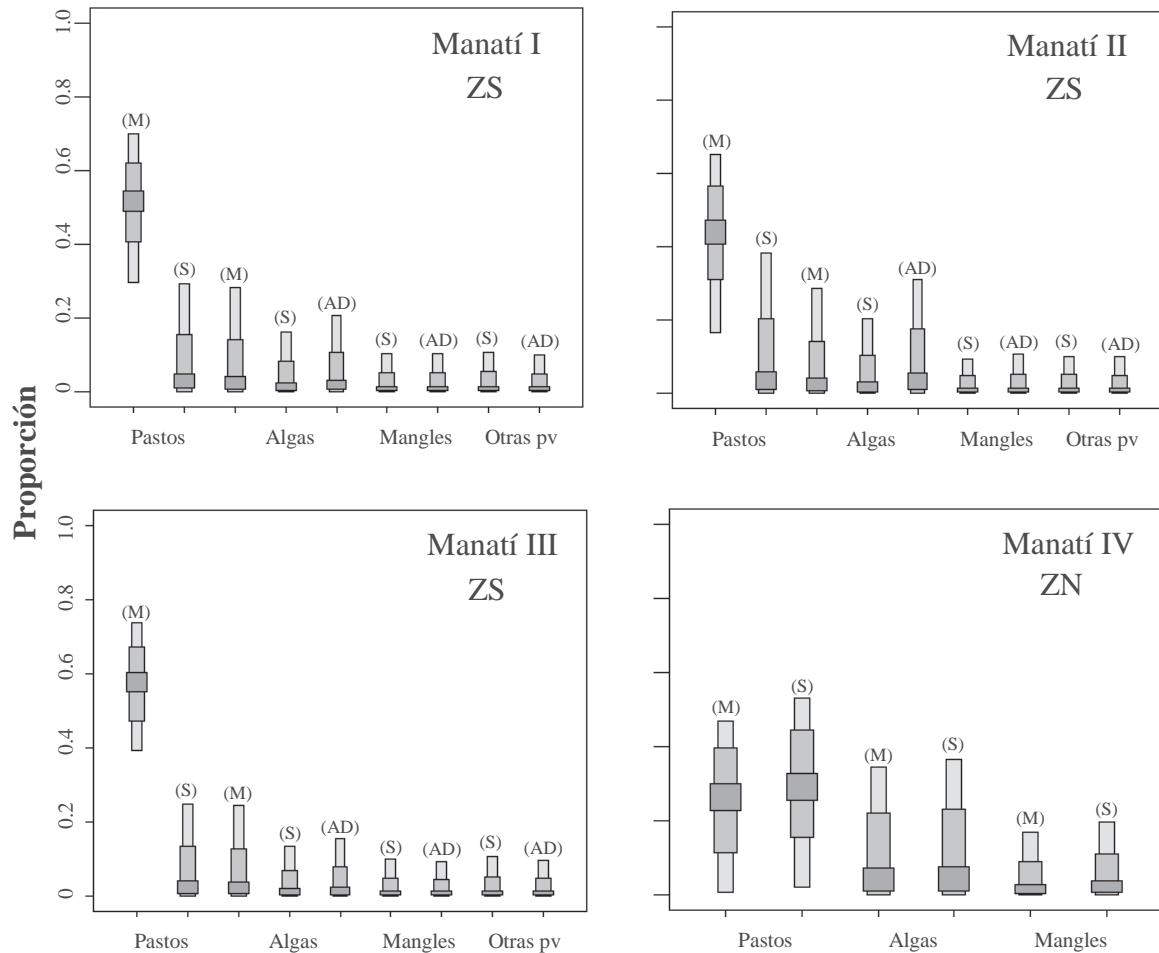
Figura 3.23 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta de cada manatí en los últimos ~30 días de vida, de acuerdo con la locación y la zona, en el Caribe mexicano, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza (IC) de 25%, 75% y 95%. Otras pv: otras plantas vasculares.

Si bien la mayor contribución tanto en la ZN como en la ZS estuvo representada por los pastos y las algas, los resultados del modelo analizado desde el punto de vista del ambiente (marino, salobre o agua dulce), sugieren que la mayor contribución en la dieta de los manatíes de la bahía de Chetumal (ZS), está dada principalmente por los pastos y las algas de ambiente marino (pastos: > 65%; 0.95 IC; algas: > 25%; 0.95 IC); sin embargo, para el ejemplar II (Bahía de Chetumal), los resultados sugieren que dentro del grupo de las algas, la mayor contribución está dada por las algas de agua dulce (> 30%; 0.95 IC). Para el ejemplar de Holbox (ZN), aunque la contribución fue similar en pastos y algas de ambiente marino y salobre, se observa que el porcentaje es mayor para las muestras de ambiente salobre (pastos: > 50%, 0.95 IC; algas: > 35%, 0.95 IC) (Tabla 3.8 y Figura 3.24).

Tabla 3.8 Contribución (intervalo) en la composición de la dieta de cada manatí, de acuerdo con el ambiente, según los resultados de la composición isotópica de C y N de las vibrisas.

Zona	Locación	Vibrisa	% pastos (M)	% pastos (S)	% algas (M)	% algas (S)	% algas (AD)	% mangle (M)	% mangle (S)	% mangle (AD)	% otras pv (S)	% otras pv (AD)
Sur	Bahía de Chetumal	I	32 - 69	0 - 28	0 - 28	0 - 17	0 - 20	-	0 - 10	0 - 11	0 - 11	0 - 10
Sur	Bahía de Chetumal	II	16 - 65	0 - 38	0 - 29	0 - 20	0 - 33	-	0 - 9.7	0 - 11	0 - 10	0 - 10
Sur	Bahía de Chetumal	III	36 - 74	0 - 28	0 - 27	0 - 14	0 - 15	-	0 - 9.6	0 - 9.7	0 - 11	0 - 9.5
Norte	Holbox	IV	1 - 47	2 - 53	0 - 34	0 - 37	-	0 - 17	0 - 20	-	-	-

Ambiente marino (M); ambiente salobre (S); ambiente de agua dulce (AD). Vegetación: otras plantas vasculares (otras pv).



Fuente de alimento para cada manatí

Figura 3.24 Contribución (%) de cada fuente de alimento en la dieta de cada manatí, de acuerdo con el ambiente, según los resultados del modelo de mezcla Bayesiano para isótopos estables (SIAR). El ancho de las cajas representa los intervalos de confianza de 25%, 75% y 95%. Ambiente (Marino: M; salobre: S; agua dulce: AD) Otras pv: otras plantas vasculares.

6. Discusión

6.1 Preferencia alimentaria del manatí en el Caribe mexicano

Los resultados del AIE proporcionados por la presente investigación sugieren que los manatíes del Caribe mexicano tienen ciertas preferencias alimentarias, a pesar de contar con una gran variedad de hábitats y especies de vegetación que podrían hacer parte de su dieta en la región de estudio, esto posiblemente, porque las condiciones ambientales han favorecido la disponibilidad del alimento seleccionado (Ciotti 2012). Los valores promedio de $\delta^{13}\text{C}$ del

colágeno de los huesos ($-9.44 \pm 0.32\text{‰}$) y las vibrisas ($-9.17 \pm 1.30\text{‰}$) sugieren de manera general, que los pastos son el principal alimento en la dieta del manatí en el Caribe mexicano, coincidiendo con lo reportado por diferentes autores a nivel global para la especie (Alves-Stanley et al., 2010, Mignucci-Giannoni & Beck 1998, Clementz et al., 2007, Flores-Cascante et al., 2013, Castelblanco-Martínez et al., 2009, Allen et al., 2018). Sin embargo, a nivel inter-individual, a partir de las muestras de colágeno, se observa una variación en la composición isotópica de C y N de este tejido, sugiriendo que los manatíes analizados se separan en dos grupos de acuerdo a la fuente principal de su dieta, siendo los pastos la fuente principal para un grupo y las algas para el otro (Figura 3.10). De igual manera, y con respecto a las muestras de las vibrisas, se observa que de acuerdo con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ a nivel inter-individual también existe una separación en dos grupos (bahía de Chetumal y Holbox), donde la diferencia parece radicar en las especies de pastos consumidas entre un grupo y el otro, ya que los resultados sugieren que los pastos son la fuente principal de la dieta para estos dos grupos. No obstante, no se puede descartar la posibilidad que el ejemplar de Holbox, también se estaría alimentando de algas, principalmente verdes y pardas (Figura 3.22). Los resultados del modelo de mezcla (SIAR), para los dos tejidos analizados, sugieren que los pastos son los que aportan la mayor contribución a la dieta del manatí en el Caribe mexicano ($> 80\%$), seguida por el grupo de las algas ($> 45\%$), y con una contribución $< 20\%$ por parte de los mangles y “otras plantas vasculares”.

Los manatíes son animales oportunistas, considerados como consumidores generalistas que se pueden alimentar de una gran variedad de especies de vegetación de agua dulce, salobre y marina (hasta 60 especies diferentes, casi exclusivamente angiospermas) (Reynolds III et al., 2017, Domning 2001), y la dieta y los hábitos alimentarios parecen estar relacionados en gran parte con la disponibilidad de las fuentes de alimento más dominantes en los diferentes ambientes (Lefebvre et al., 2001). Por ejemplo, en ambientes marinos la principal fuente de alimento para los manatíes son los pastos marinos, siendo *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme* y *Halodule wrightii* las especies más representativas (Powell et al., 1981, Mignucci-Giannoni & Beck 1998). Aunque también hay una gran disponibilidad de algas en estos ambientes, parece ser que evitan consumirlas cuando los

pastos marinos son abundantes (Provancha & Hall 1991, Hartman 1979). Si bien los altos valores de $\delta^{13}\text{C}$ y bajos valores de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados en el AIE coinciden con los valores para las áreas marino-costeras, (Hemminga & Mateo 1996b, Olin et al., 2013, Newsome et al., 2010, Alves-Stanley et al., 2010), sugiriendo que es en este ambiente donde se están alimentando principalmente, estos resultados varían de acuerdo con la locación y el tejido analizado, como se explicará más adelante.

El Caribe mexicano se caracteriza por presentar grandes extensiones de praderas de pastos marinos a lo largo de la zona marino-costera del estado de Quintana Roo, donde las principales especies son *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *H. engelmanni*, *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*, así como pastos de las especies *Ruppia maritima* y *R. mexicana* (Rioja-Nieto et al., 2019). Así mismo, en el litoral del Caribe mexicano se registran más de 100 especies de macroalgas, entre algas verdes, pardas y rojas (González-Solis et al., 2018). Ya que varias de estas especies de pastos y algas han sido registradas como fuente de alimento para el manatí a nivel global (Meneses-Rodriguez 2018, Allen et al., 2018, Mignucci-Giannoni & Beck 1998), se podría pensar que los manatíes del Caribe mexicano se estarían alimentando de la vegetación más común y abundante disponible en el área de estudio, como ha sido reportado para la misma especie en otras zonas (Lefebvre et al., 2001, Ciotti 2012, Provancha & Hall 1991). Los resultados isotópicos no evidencian al mangle como principal fuente de alimento para los manatíes en Quintana Roo, a pesar que estas especies se encuentran distribuidas a lo largo de la zona de estudio, y que ya han sido reportados como parte de la dieta del manatí según algunas investigaciones (Flores-Cascante et al., 2013, Allen et al., 2018, Castelblanco-Martínez et al., 2009). El estudio de Castelblanco-Martínez et al., (2009) encontró mangle en una alta proporción de contenidos digestivos y heces del manatí de la bahía de Chetumal. Sin embargo, los autores utilizaron el método microhistológico que tiene importantes desventajas con respecto al AIE. Primero, la información que proporciona este análisis es a corto plazo, registrando apenas los componentes de la dieta que el animal consumió en los últimos 10 días aproximadamente. Segundo, este análisis no permite determinar la relevancia de cada componente de la dieta, ya que cada planta responde de manera diferente a los procesos digestivos de acuerdo con

sus características físicas y químicas. De esta forma, el análisis microhistológico subestima la presencia de especies como las algas que se degradan fácilmente, y sobreestima otras como el mangle que presenta estructuras a nivel histológico (idioblastos) fácilmente identificables bajo microscopio óptico. En contraste, mediante el AIE del colágeno del manatí se puede obtener información sobre el promedio del alimento consumido durante los últimos 10 años aproximadamente, y los resultados no se ven afectados por la digestibilidad de las especies consumidas. Por esta razón, se concluye que los resultados aquí presentados reflejan de manera más precisa la dieta del manatí, permitiendo inferir que el mangle no es uno de los componentes principales en la misma, sino un alimento consumido de manera ocasional en el área de estudio.

Otra posible hipótesis del origen de la preferencia del manatí por ciertas especies de vegetación podría estar relacionada con el contenido de nutrientes, el cuál varía dependiendo de la especie (Provancha & Hall 1991, Dawes 1986, Dawes & Lawrence 1979), así como con la palatabilidad y digestibilidad de la vegetación (Hartman 1979, Heinsohn & Birch 1972). Se sabe que los manatíes evitan consumir vegetación fibrosa (Hartman 1979), y es posible que por esta razón, los manatíes prefieran consumir pastos marinos, ya que tienen menor porcentaje de fibra y lignina (difíciles de digerir), en comparación con las algas, las plantas de agua dulce y las terrestres (Clementz et al., 2007). Así mismo, un estudio reciente estableció que los pastos marinos representan un alimento con mayor aportación nutricional para los manatíes del Caribe mexicano gracias a su contenido proteico (Arévalo-González 2020).

6.2 Variaciones espaciales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano

Para el AIE del colágeno del manatí se tuvieron en cuenta seis localidades, donde fueron encontrados los restos de los ejemplares. De acuerdo con los resultados de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ del colágeno, los manatíes de la ZC (Tulum y Sian Ka'an) presentaron valores de $\delta^{13}\text{C}$ más negativos y más altos en $\delta^{15}\text{N}$ con respecto a los ejemplares de la ZN (Holbox) y a los de la ZS (Bahía de Chetumal, laguna Guerrero y río Hondo), evidenciando que existen diferencias a nivel espacial en la dieta de los manatíes en el Caribe mexicano. Así mismo, los resultados

del modelo de mezcla (SIAR) confirman que la contribución en la dieta del manatí en el Caribe mexicano varía con respecto a la zona, sugiriendo que la mayor contribución para la ZN y ZS está dada por los pastos, mientras que para la ZC, la contribución de las tres fuentes de alimento (pastos, algas y mangles) fue similar. Se sabe que en los ecosistemas acuáticos los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ presentan variaciones espaciales, siendo más positivos en $\delta^{13}\text{C}$ los ambientes marinos, en comparación con los ambientes salobres y dulceacuícolas (Clementz & Koch 2001). En ese sentido y de acuerdo con los resultados tanto del AIE del colágeno como del modelo SIAR, podría sugerirse que los manatíes de la ZC se estarían alimentando de las tres fuentes, tanto en ambientes salobres como marinos, mientras que los de la ZS se estarían alimentando principalmente de pastos en áreas marinas. Por su parte los ejemplares de la ZN, se estarían alimentando principalmente de pastos tanto en ambiente marino como salobre. Aunque los resultados del modelo SIAR sugieren que la mayor contribución a la dieta está dada por los pastos en la ZS, es importante tener en cuenta la proporción de las demás fuentes de acuerdo con cada locación, ya que estos resultados podrían estar evidenciando como los manatíes hacen uso de los diferentes hábitats en esta zona, en términos de alimentación. Los resultados sugieren que los manatíes de la bahía de Chetumal se estarían alimentando de algas principalmente marinas y de agua dulce, así como de mangles y “otras plantas vasculares” en ambiente salobre y de agua dulce. Por su parte, los ejemplares de laguna Guerrero y río Hondo, se estarían alimentando de algas marinas principalmente, así como de mangles y “otras plantas vasculares” en ambiente salobre y de agua dulce.

Con respecto a los resultados del AIE de las vibrisas, se observa que existen diferencias en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ entre los ejemplares de la ZS (Bahía de Chetumal: I, II, III) y el ejemplar de la ZN (Holbox: IV), evidenciando de igual manera, una variación espacial en la composición de la dieta de estos ejemplares en el Caribe mexicano, sugiriendo para este caso en particular, que los manatíes de la ZS (Bahía de Chetumal) se estarían alimentando principalmente de pastos, mientras que el ejemplar de la ZN (Holbox) se podría estar alimentando tanto de pastos como de algas. Se presentó una alta variación en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre las dos zonas (ZN: 0.59‰ y ZS: 4.42‰ a 8.41‰), posiblemente porque en

cada zona las especies de vegetación consumidas son diferentes, evidenciando que la fuente de N no es la misma para la ZN y la ZS (Figura 3.22). Sin embargo, los resultados del modelo de mezcla (SIAR), sugieren que la mayor contribución en la dieta de los manatíes de la bahía de Chetumal (ZS), está dada principalmente por los pastos de ambiente marino, mientras que para el ejemplar de Holbox (ZN), la mayor contribución es principalmente por los pastos de ambiente salobre, a pesar de presentar valores similares en los dos ambientes para esta fuente de alimento. Así mismo, cabe resaltar que para el ejemplar II de la bahía de Chetumal, las proporciones en la dieta de las demás fuentes, sugieren un comportamiento alimentario diferente a los demás ejemplares de esta locación, ya que la contribución de las algas fue principalmente para ambiente de agua dulce y no marino como en los ejemplares I y III.

Ya que los manatíes en el Caribe mexicano se encuentran principalmente en ambientes de agua salobre y/o de agua dulce (Landeró et al., 2014, Morales-Vela et al., 2000, Axis-Arroyo et al., 1998), se esperaría que la mayor contribución a la dieta fuera por la vegetación presente en estos ambientes, caso contrario a lo encontrado en los resultados de la presente investigación. Uno de los lugares donde se ha observado la mayor abundancia de manatíes es la bahía de Chetumal (ambiente salobre), donde la presencia de pastos al interior de la misma, está limitada debido a las condiciones de salinidad (Espinoza-Avalos et al., 2009), que varía entre 13 y 16 ups (Carrillo et al., 2009b). Sin embargo, cerca de la boca de la bahía, la densidad de los pastos marinos aumenta, pues las condiciones de salinidad son favorables para este tipo de vegetación (Espinoza-Avalos et al., 2009).

Otra zona de importancia para los manatíes es bahía Ascensión, ubicada en la ZC dentro de la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (RBSK), también con características estuarinas, pero con condiciones de salinidad diferentes a las de la bahía de Chetumal, ya que aunque hay presencia de manantiales subterráneos (ojos de agua), no cuenta con grandes aportes de agua dulce por ríos superficiales como en la bahía de Chetumal (Carrillo et al., 2009b). El promedio de la salinidad en bahía Ascensión es de 30 ups; no obstante, hacia la parte más interior de la bahía, la salinidad puede estar por debajo de 20 ups (Arellano-Méndez et al., 2011), donde la presencia de la vegetación acuática sumergida (VAS) es más escasa, en comparación con la zona externa de la bahía (Landeró Figueroa 2010, Valadez-Cruz et

al., 2014). Landero Figueroa (2010) menciona que en esta bahía, en las zonas de menores densidades de pastos marinos la probabilidad de ocurrencia de manatíes fue más alta; sin embargo, los censos aéreos y la información proporcionada por los pescadores, mostraron que los manatíes utilizan áreas cercanas a la boca, al norte de P. Hualastoc y al sur de Cayo Culebra y Punta Allen. Por su parte la Laguna de Yalahau, ubicada en Holbox (ZN), presenta condiciones de salinidad semejantes a las de bahía Ascensión, que varían dependiendo de la zona, oscilando entre 18 y 40 ups o más (Tran et al., 2002); *Thalassia testudinum*, es el pasto marino que predomina en la laguna, especialmente en aguas someras (< 2m) y en la zona marina adyacente (May-Kú et al., 2010). Al parecer esta laguna fue importante para los manatíes hace más de 40 años, donde se encontraban grupos cerca de los ojos de agua y en zonas de baja profundidad alimentándose; sin embargo, por esa época esta especie fue objeto de caza (CONANP 2018). Posteriormente en 2010, bajo el Programa para la Conservación y Desarrollo Sustentable (PROCOCODES) y con la participación de un grupo de monitores comunitarios, la asociación Manaholchi, S.C., se empezaron a hacer observaciones con el fin de documentar la presencia de la especie en la zona (CONANP 2018). Se registraron 15 avistamientos entre 2011 y 2016, la mayoría hacia el interior de la laguna, en individuos desarrollando comportamientos reproductivos y alimentarios (Ávila-Canto et al., 2017).

De acuerdo con estudios de telemetría realizados en Brasil (Normande et al., 2015, Normande et al., 2016, Lima 2008), México, Belice (Castelblanco - Martínez et al., 2013), la Florida (Deutsch et al., 2000) y Australia (para el caso de los dugones) (Sheppard et al., 2006), se ha demostrado que los sirenios pueden presentar dos tipos de comportamiento, uno que muestra una fuerte fidelidad a un lugar específico, siendo los animales mucho más sedentarios, donde se reduce el tamaño del área del ámbito hogareño y la tasa de viaje diaria es baja, mientras que en el otro, los manatíes se distribuyen ampliamente, realizando movimientos a larga distancia, presentando altas tasas de viaje diarias y grandes áreas de ámbito hogareño (Normande et al., 2016). Se cree que el comportamiento de realizar viajes de larga distancia en los manatíes puede estar relacionado con la actividad reproductiva, donde generalmente los machos salen en busca de pareja, o porque van a alimentarse a otras zonas (Normande et al., 2015), o bien, debido a migraciones estacionales (Colmenero-Rolón

& Hoz-Zavala 1986). El estudio de Castelblanco et al., (2013), encontró que de los ocho manatíes que se utilizaron para analizar el ámbito hogareño en la bahía de Chetumal, seis viajaron hasta Belice por la zona marino-costera, recorriendo más de 24 km en un máximo de 89 días, con áreas de ámbito hogareño entre 1.186 y 5.157 km².

De acuerdo con lo mencionado anteriormente, y según los resultados de la presente investigación, se puede sugerir que los manatíes, a pesar de distribuirse y emplear la mayor parte de su tiempo en hábitats como lagunas de ambiente salobre y ríos (en el caso del sur del estado), estarían haciendo uso de las áreas marinas para obtener la mayor proporción del alimento de su dieta (Ramírez Palomeque 2013), que de acuerdo con los resultados de este estudio son los pastos marinos. Cabe resaltar, que el hecho de haber colectado las muestras de los manatíes en diferentes zonas y hábitats, no necesariamente implica que ese fuera el área de uso habitual de los ejemplares, ya que las muestras no fueron tomadas *in situ* en animales silvestres y los resultados del AIE podrían estar sugiriendo que la mayoría de los animales analizados permanecían más tiempo en ambientes marinos que en estuarinos y/o de agua dulce. A pesar de saber que los manatíes tienen la capacidad de moverse grandes distancias, los estudios de telemetría publicados en el Caribe mexicano no han demostrado movimientos entre la ZS y la ZC (Castelblanco - Martínez et al., 2013); así mismo, los censos aéreos no han evidenciado movimientos de los manatíes entre la ZC y ZN (Morales-Vela & Olivera-Gómez 1997), por lo tanto con la información disponible no es posible saber si los individuos se desplazan a lo largo de todo el estado de Quintana Roo para hacer uso de las áreas de alimentación, o si por el contrario se restringen a las zonas donde habitualmente permanecen para buscar su alimento.

6.3 Variaciones temporales en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano

Los resultados del AIE del colágeno no evidencian una variación temporal en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano, ya que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ no mostraron una alta variabilidad entre décadas (-9.60‰ a -8.11‰ y 5.71‰ a 6.28‰, respectivamente), sugiriendo que durante los últimos 30 años los manatíes de la zona de

estudio se han alimentado principalmente del mismo recurso, esto representado especialmente por los valores de $\delta^{13}\text{C}$. Así mismo, el modelo de mezcla SIAR sugiere de manera general que la mayor contribución a la dieta del manatí en el Caribe mexicano en los últimos 30 años ha sido por los pastos marinos, seguida por el grupo de las algas, mientras que los mangles y “otras plantas vasculares” tuvieron una contribución menor al 20%. De igual manera, los resultados del análisis en SIBER, sugieren que el nicho isotópico no ha cambiado durante las últimas tres décadas, evidenciando que la dieta de los manatíes se ha mantenido sin cambios significativos durante este período de tiempo. Por otra parte, los resultados del AIE de las submuestras de las vibrisas, no evidencian una variación temporal en los hábitos alimentarios en los manatíes I, III y IV, ya que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ no mostraron una alta variabilidad dentro cada uno de los ejemplares, sugiriendo que durante los últimos ~30 días de vida, estos manatíes se estuvieron alimentado principalmente del mismo recurso (Pastos: $-10.65 \pm 0.33\text{‰}$), esto representado especialmente por los valores de $\delta^{13}\text{C}$. No obstante, el ejemplar II si presentó una variación con respecto a los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, sugiriendo que no se alimentó del mismo recurso en los últimos 20 días de vida, evidenciado en los valores más negativos del corte de la vibrisa que representa la información más reciente a la muerte y más positivos en el corte que representa la información más antigua con respecto a la fecha de su muerte. Aunque los valores de $\delta^{13}\text{C}$ siguen estando dentro del rango de los pastos, posiblemente la variación se atribuye a un cambio en la especie consumida en esas fechas. Por otra parte, cabe resaltar que si se encontraron diferencias entre individuos, siendo el ejemplar IV el que presentó los valores más negativos para $\delta^{13}\text{C}$ y más bajos para $\delta^{15}\text{N}$, lo que sugiere una dieta diferente al resto de los ejemplares, posiblemente mixta entre pastos ($-10.65 \pm 0.33\text{‰}$) y algas ($-16.67 \pm 0.2\text{‰}$). De igual manera, vale la pena mencionar que este ejemplar corresponde a la ZN (Holbox), mientras que los demás son de la ZS (Bahía de Chetumal).

Quintana Roo es uno de los estados de México con mayor tasa de crecimiento poblacional y desarrollo turístico (Salazar-Vallejo et al., 1993), lo que implica muchas veces la modificación y contaminación del hábitat de especies como el manatí, debido a factores antrópicos. En áreas de importancia como la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an y el área

de Protección de Flora y Fauna de Yum Balam, la calidad del agua se ha ido deteriorando por el incremento de las aguas residuales provenientes de los asentamientos humanos (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010), y algunas ensenadas que eran ocupadas por los manatíes, fueron modificadas por complejos y parques turísticos (Rubio Maldonado et al., 2010), haciendo que lo animales deban buscar otras zonas de uso. Sin embargo, y de acuerdo con los resultados de la presente investigación, estas modificaciones y alteraciones ambientales parecen no haber afectado los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano en los últimos 30 años. No obstante, se considera relevante seguir generando información sobre el estado de los ecosistemas de los que depende el manatí para su alimentación en el Caribe mexicano.

Para finalizar, es importante mencionar que la información isotópica obtenida a partir del colágeno ofrece una ventana de tiempo más amplia con respecto a la de las vibrisas (Hobson 1999). La tasa de recambio de los huesos es de ~ 10 años (Hedges et al., 2007), y aunque aún no se conoce cuál es la tasa de recambio de las vibrisas del manatí, a partir de la tasa de crecimiento de las mismas se pudo establecer que la máxima información isotópica para este tejido es de ~ 30 días. En ese sentido, los resultados a partir del colágeno, tendrán una mejor representación del promedio general de la dieta consumida durante los últimos 10 años antes de la muerte del animal, mientras que los resultados de las vibrisas, arrojarán información promedio de la dieta consumida recientemente (días antes de su muerte). Así mismo, es importante destacar que los resultados a partir de pocas muestras, como es el caso de las vibrisas y las muestras de colágeno de la ZC y ZN, se deben interpretar con precaución.

7. Conclusiones

- Los manatíes en el Caribe mexicano, a pesar de contar con una gran variedad de hábitats y una amplia disponibilidad y variedad de alimento, parecen tener una preferencia alimentaria por los pastos marinos.
- La dieta y las estrategias alimentarias de los manatíes en el Caribe mexicano varían a nivel espacial, ya que los ejemplares de la ZS y la ZN prefieren alimentarse de pastos, los primeros en áreas marinas, mientras que los segundos tanto en ambiente salobre como

marino; por su parte, los ejemplares de la ZC, no parecen tener preferencia por ninguna fuente de alimento en especial, ni por ninguno de los dos ambientes, mostrando un comportamiento alimentario más generalista en comparación con los ejemplares de las otras dos zonas.

- Durante los últimos 30 años no hubo cambios significativos en los hábitos alimentarios del manatí en el Caribe mexicano, sugiriendo que las modificaciones o alteraciones ambientales causadas por factores antrópicos, no estarían afectando los hábitos alimentarios del manatí en el área de estudio.

CAPÍTULO IV.

Isótopos estables de nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) en pastos y algas como indicador de impacto ambiental



1. Introducción

México, como la mayoría de los países costeros, ha vivido durante los últimos años una expansión poblacional desorganizada, que se ha dado de manera focalizada en algunas localidades urbanas (CIMARES 2015), siendo Quintana Roo uno de los estados con mayor tasa de crecimiento debido principalmente al desarrollo turístico que tuvo lugar en la región desde principios de los setentas, y el cual empezó a generar cambios ambientales radicales en la zona costera (Salazar-Vallejo et al., 1993). Anteriormente, el territorio de Quintana Roo contaba con características ambientales y de paisaje particulares, con una población de 87.098 habitantes, donde predominaban las actividades de agricultura y pesca (Rubio Maldonado et al., 2010). En la zona donde se encuentra la ciudad de Cancún, había 23.320 ha de selva media, 5.359 ha de manglares, 3.060 ha de tular y 650 ha de vegetación en zona inundada, ocupando alrededor de 32.380 hectáreas del territorio, donde se realizó el proyecto turístico a mediados de 1970 (Pérez-Villegas & Carrascal 2000). Hacia el sur del estado en la cuenca del río Hondo, se dio inicio a la industria azucarera durante los años treinta, iniciando la ocupación de las tierras en el margen Beliceño. En el lado mexicano de la ribera

del río, la población se concentró en los núcleos urbanos ubicados en las orillas del río, mientras que las áreas forestales se extendieron hacia el interior. Sin embargo, alrededor de los años sesenta, un grupo de Menonitas se instaló al sur de Quintana Roo implementando un modelo de agricultura tecnificado, que destruyó gran parte de la selva mediana local (Basnier 2002). Por esta misma época, se dio el inicio del proceso de modernización de la agricultura alrededor del cultivo de la caña, del arroz y más tarde con el fomento de una cuenca lechera, conformando unidades de riego con pozos profundos y una unidad de drenaje (Magnon 1993).

Con el inicio del desarrollo turístico en Quintana Roo en 1970, principalmente en la zona norte, se empezó a experimentar un acelerado crecimiento a nivel de infraestructura turística y población en toda la región, teniendo como consecuencia una modificación sustancial del espacio geográfico, con cambios en el uso del suelo, así como en las actividades económicas, sociales y culturales (Babinger 2012). Esto condujo a la transformación de áreas naturales como es el caso del área marino costera de Cancún, la cual fue convertida en el sistema lagunar Nichupté/Bojórquez. Sin embargo, el verdadero desarrollo turístico fue impulsado entre 1980 y 2005 por el Fondo Nacional de Fomento al Turismo (Fonatur), abarcando toda la Riviera Maya (Cancún, Playa del Carmen y Tulum) (Rubio Maldonado et al., 2010), ocasionando en algunas zonas un deterioro ambiental evidente sobre la hidrología subterránea, debido a la deforestación, el cambio de uso de suelo y la falta de infraestructura básica (Granel-Castro & Gález-Hita 2002). Así mismo, algunas ensenadas ubicadas entre Cancún y Tulum, que eran ocupadas por especies como los manatíes, fueron modificadas por complejos y parques turísticos (Rubio Maldonado et al., 2010). Áreas importantes de conservación como la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an y el área de Protección de Flora y Fauna de Yum Balam, experimentan una presión constante derivada de la invasión humana, afectando la calidad del agua por el incremento de aguas residuales (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010). Hacia el sur del estado, especialmente en Mahahual, la población se incrementó en un 89% entre 2000 y 2005 (Hirales-Cota et al., 2010), paralelo al crecimiento de la actividad turística en la zona, impulsado por la construcción del muelle y terminal de cruceros en esa población en el año 2001 (Daltabuit Godás et al., 2006). Por su parte, en la

cuenca del río Hondo, las fuentes principales de deterioro son los agroquímicos y pesticidas usados de manera intensiva en la agricultura, así como la extensión de la zona urbana tanto de Chetumal como de los pueblos de la ribera y de Belice, provocando la desaparición de ecosistemas estratégicos como los humedales (Basnier 2002).

Parte de la vulnerabilidad de los acuíferos y ecosistemas costeros de Quintana Roo, radica en la formación caliza de sus suelos (sistema cárstico), caracterizado por una gran heterogeneidad, alta tasa de infiltración y flujo rápido (Bakalowicz 2005, Aranda-Cirerol et al., 2011). El acelerado crecimiento poblacional y desarrollo, el turismo, las prácticas agrícolas con fertilizantes, las escorrentías urbanas y las aguas residuales, han ejercido una gran presión sobre los recursos costeros, generando contaminación en las aguas subterráneas y afectando la salud de los ecosistemas (Metcalf et al., 2011). Se ha demostrado que la concentración de nutrientes de fósforo y nitrógeno total en los pastos marinos ubicados cerca de algunos “ojos de agua”, ha provocado un incremento en las densidades de algas carnosas, quizá por las descargas de aguas residuales de las zonas hoteleras (Carruthers et al., 2005). De igual manera, se ha evidenciado que el deterioro de la cubierta vegetal regional va en aumento (Bray et al., 2004). Es el caso de Puerto Morelos, donde se ha evidenciado un decrecimiento en la productividad de las praderas de pastos marinos en los últimos 16 años, lo que parece estar relacionado con el incremento en la eutrofización a través de las descargas de aguas residuales (van Tussenbroek et al., 2014). Así mismo, y gracias a un estudio llevado a cabo con isótopos estables de nitrógeno en pastos marinos (McClelland et al., 1997), se evidenció que el incremento en las descargas de componentes nitrogenados derivados de actividades antrópicas ha generado una disminución en la cobertura de estas praderas (Hemminga & Duarte 2000), ya que la carga de materia orgánica derivada de acciones antrópicas limita la luz y promueve el florecimiento de fitoplancton y el crecimiento excesivo de epífitas, quienes compiten por luz y espacio con los pastos marinos (Ruiz-Halpern et al., 2008).

Mediante el análisis de isótopos estables de nitrógeno, es posible identificar el origen de la fuente de N de la red trófica (fijación, orgánica o inorgánica (Kohl et al., 1973), la cual se puede ver afectada por procesos naturales (e.g. florecimiento de fitoplancton) o por

factores antrópicos (e.g. descargas de aguas residuales domésticas o industriales) (Peterson 1999). De acuerdo con Heaton (1986) y Gormly & Spalding (1979), valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre 3‰ y 8‰, evidencian la entrada de nitrógeno derivado del nitrato orgánico del suelo como proceso natural. Así mismo, valores en $\delta^{15}\text{N}$ similares a los del N atmosférico (entre -2‰ y 1‰), estarían evidenciando que la principal fuente de N está dada por la fijación de N, como proceso natural (Wada & Hattori 1976). Por otra parte, valores de $\delta^{15}\text{N}$ que van desde -4‰ hasta +4‰, estarían indicando contaminación por la entrada de N derivada de los fertilizantes comerciales utilizados en la agricultura (Heaton 1986), y se considera que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ que oscilan entre 10‰ y 22‰ son producto de las descargas de aguas residuales derivado de las actividades humanas (Kreitler et al., 1978), debido a las transformaciones del N, que da como resultado un reservorio de nitratos enriquecido en ^{15}N (Bowen et al., 2007).

Investigaciones realizadas en el Caribe mexicano que aplicaron el análisis de isótopos estables de nitrógeno en algas y pastos marinos, pudieron inferir que los ecosistemas costeros en esta zona están siendo impactados por fuentes de nutrientes antropogénicos (Camacho-Cruz et al., 2019, Sánchez et al., 2013, Mutchler et al., 2007, Mutchler et al., 2010, Umezawa et al., 2002). Los nitratos provenientes de actividades humanas incluyen escorrentía de terrenos cultivados, efluentes de lagunas y taques sépticos, así como fertilización excesiva con N, entre otros (Heaton 1985), y se consideran contaminantes móviles en las aguas subterráneas, los cuales no son absorbidos por los materiales del acuífero, permaneciendo en el agua como nitrato disuelto, ya que por su solubilidad tienden a viajar grandes distancias en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Freeze & Cherry 1979). La contaminación derivada de altas concentraciones de nitratos es más visible en las zonas tropicales, como es el caso del área de estudio de la presente investigación, dado que la cantidad de nutrientes es generalmente baja, y por lo tanto una pequeña elevación en su concentración, genera cambios importantes en los ecosistemas costeros (van Tussenbroek et al., 1996, Lapointe et al., 2004).

En el litoral del Caribe mexicano se pueden encontrar grandes praderas de pastos marinos que cumplen un papel ecológico significativo en las zonas marino-costeras, ya que son una fuente importante de carbono en el ciclo del detritus. Una porción del carbono es

exportado al océano abierto, donde también suministra una cantidad importante de materia orgánica, y el resto es reciclado y almacenado en el sedimento, creando puntos significativos para la captación de carbono en la biósfera (Duarte et al., 2007). De igual manera, estos ecosistemas ayudan a amortiguar los impactos de fenómenos naturales como los huracanes, ya que gracias a sus componentes estructurales pueden modificar las corrientes y el oleaje, así como atrapar y almacenar nutrientes y sedimentos (Hemminga & Duarte 2000). Las praderas de pastos marinos sirven como hábitat y sitios de crianza para peces e invertebrados y proveen alimento a una gran variedad de especies, incluyendo mega-herbívoros acuáticos como los manatíes y las tortugas marinas (Green & Short 2003). En la zona marino-costera del estado de Quintana Roo se distribuyen comúnmente seis especies de pastos: *Thalassia testudinum*, *Syringodium filiforme*, *Halodule wrightii*, *Halophila decipiens*, *H. engelmanni*, *Ruppia maritima* y *R. mexicana*, ésta última reportada recientemente como nueva especie para la zona (Rioja-Nieto et al., 2019), y siendo las más representativas las tres primeras (Espinoza-Avalos 1996).

Así mismo, se puede encontrar una gran variedad de macroalgas, registrándose más de 100 especies, entre algas verdes, pardas y rojas (González-Solis et al., 2018, Vilchis et al., 2018, Aguilar Rosas et al., 1998). Este grupo de organismos fotosintéticos constituyen un elemento fundamental en la estructura de las comunidades del océano, ya que son el primer eslabón de la cadena trófica de la mayoría de los sistemas donde se desarrollan; son productores de oxígeno y biomasa, actúan como refugio para diversas especies de animales y representan alimento para muchas otras (León Álvarez et al., 2012). Se consideran buenos bioindicadores acuáticos, ya que dependen completamente del agua para sus procesos fisiológicos, y cualquier alteración en las características físicas y químicas del medio, producen cambios en su composición, abundancia y diversidad (Valdez-Cruz et al., 2015). Tanto algas como pastos marinos, son de gran importancia a nivel ecosistémico y en particular como fuente de alimento para el manatí. Además, en el caso de las praderas de pastos marinos, se evidencia un importante detrimento a nivel global (Waycott et al., 2009).

Por lo anterior, el objetivo del presente capítulo fue determinar si hay evidencia de impacto ambiental en el Caribe mexicano, a partir del análisis de isótopos estables de N

aplicado en algas y pastos, información que se considera relevante, puesto que la zona de estudio es área de uso del manatí del Caribe, especie que se alimenta de vegetación acuática como los pastos marinos, los cuales en la región, están adaptados a condiciones de nutrientes bajas, y cualquier cambio que pudiera darse por efecto de la contaminación antrópica (Lapointe & Clark 1992, van Tussenbroek et al., 1996), podría contribuir con la pérdida de coberturas de estas praderas. Así mismo, se podría presentar una reducción de la diversidad en el área (Kamermans et al., 2002), afectando de manera directa la disponibilidad de alimento para el manatí, especie que se encuentra amenazada tanto a nivel regional como global.

2. Hipótesis

Se ha documentado que los ecosistemas marino costeros del Caribe mexicano están afectados ambientalmente por presiones antrópicas (Aguilar et al., 2008), mostrando que existe una relación directa entre los valores de la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos marinos y las algas (alimento del manatí) (Sánchez et al., 2013), y el desarrollo y las actividades humanas. En ese sentido, se espera observar que los valores en la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos y las algas, evidencien algún tipo de impacto ambiental derivado de las principales actividades humanas, en cada una de las zonas de muestreo.

3. Objetivo

Determinar si la $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos y las algas, evidencian algún tipo de impacto ambiental derivado de las principales actividades humanas, en cada una de las zonas de muestreo.

4. Materiales y métodos

Para el desarrollo del presente capítulo se tuvo en cuenta la información obtenida en el capítulo I de este documento, con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las especies de pastos y algas colectadas en las 19 estaciones, a lo largo del Caribe mexicano, entre Holbox y la bahía de Chetumal. De las 19 estaciones de muestreo, diez estuvieron en ambiente marino, ocho en salobre y una en agua dulce (Figura 4.1). Así mismo, se tuvo en cuenta la información

relacionada con la concentración de nitratos reportada en la literatura para la zona de estudio (Tabla 4.1).

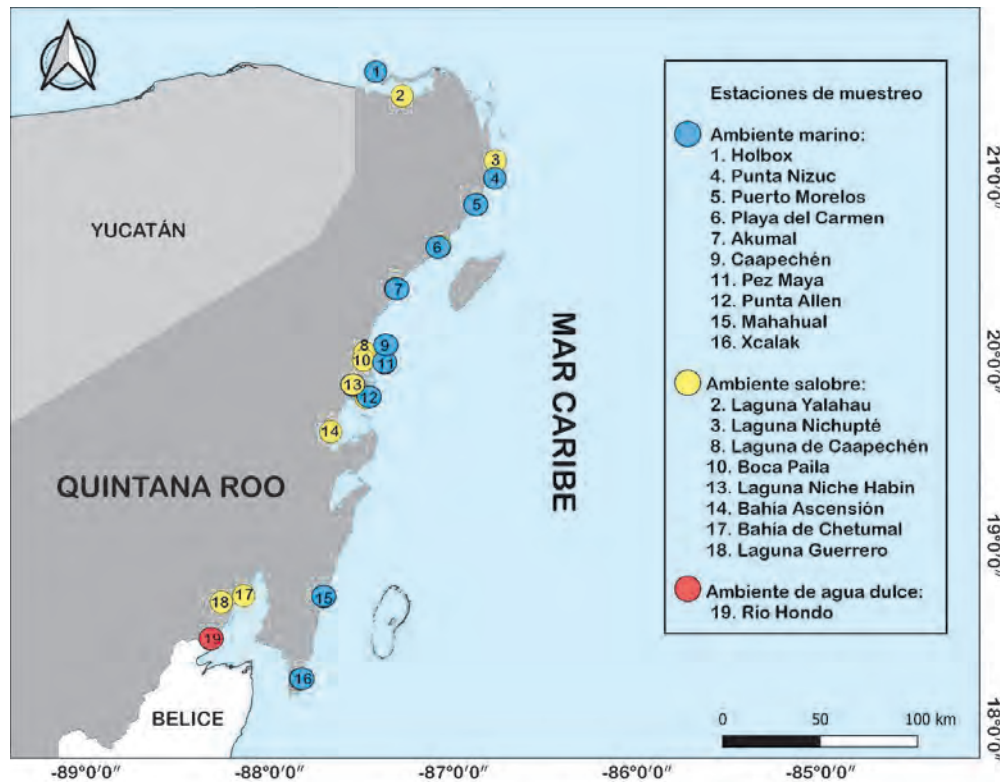


Figura 4.1 Estaciones donde se colectaron las muestras de los pastos y las algas en el Caribe mexicano.

Tabla 4.1 Valores de concentración de nitratos (μM) reportados para algunas estaciones de muestreo en la zona de estudio.

Locación	Nitratos (μM)	Fuente
Holbox		
Zona marina	3 y 0.2	Aguilar-Trujillo 2010 En: Rubio-Cisneros et al., 2018
	6.99 ± 2.08	May-Ku et al., 2016*
	0.08 y 0.16	Tran et al., 2002 (valores en estaciones cercanas a las del presente estudio)
Laguna costera	0.2 a 0.95	Tran et al., 2002 (valores en estaciones cercanas a las del presente estudio)
	0.72	Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010
	5.3 ± 2.06	May-Ku et al., 2016*

Cancún		
Punta Nizuc	16.2 y 4.3	Cortés-Balan 2006 En: Rubio-Cisneros et al., 2018
Laguna Nichupté	8.56	Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010
Laguna Bojorquez	8.96	Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010
Puerto Morelos	0.92 ± 0.19	Carruthers et al., 2005**
Akumal		
Bahía Akumal	3.3 ± 5.3	Mutchler et al., 2007***
Sian Ka'an		
Bahía Ascensión	0.98	Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010
Mahahual	0.1 a 0.87	Rodríguez 2011
Bahía de Chetumal	2.49	Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010
	5.8 ± 0.5	Urban et al., 1996**
	4.3 ± 0.4	

*mediana ± EE; **media ± EE; ***media ± DE

Para cada estación de muestreo se estableció una categoría de impacto ambiental, teniendo en cuenta los siguientes indicadores: tamaño de la población (INEGI 2010), intensidad de uso de actividades en áreas circundantes a las estaciones de muestreo como el turismo y la agricultura (SECTUR 2018, SCT 2008, Bello et al., 2009, Magnon 1993), y presencia/ausencia de plantas de tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT & CONAGUA 2015), de acuerdo con la sumatoria de cada indicador. Para cada indicador se estableció una categorización, donde el menor valor corresponde al menor impacto, de la siguiente manera:

Población		Turismo	
Tamaño de la población (Habitantes)	Categoría	Número de turistas/año	Categoría
1 a 999	1	< 1.000	1
1.000 a 9.999	2	1.000 a 5.000	2
10.000 a 99.999	3	5.000 a 500.000	3
> 100.000	4	500.000 a 1.000.000	4
		1.000.000 a 10.000.000	5

Agricultura		Plantas de tratamiento de aguas residuales	
Intensidad de uso	Categoría	Presencia/Ausencia	Categoría
Ninguno	0	Presente	1
Escaso	1	Ausente	2

Poco	2
Moderado	3
Alto	4
Muy alto	5

Finalmente el valor total de impacto para cada estación corresponde a la sumatoria de los valores por indicador, fluctuando entre 1 y 16. En ese sentido, valores entre 1 y 4 corresponden a la categoría de impacto ambiental baja, valores entre 5 y 9 a la categoría media y valores entre 10 y 16 a la categoría alta.

4.1 Análisis de datos

La proporción de isótopos estables se obtuvo a partir de la siguiente fórmula:

$$\delta X (\text{‰}) = [(R_{\text{muestra}}/R_{\text{estándar}}) - 1] \times 1.000 \quad (\text{eq. 1})$$

donde X es la proporción en unidades delta ($\delta^{13}\text{C}$ o $\delta^{15}\text{N}$) relativa a un estándar y R muestra y R estándar son las proporciones isotópicas absolutas de la muestra y el estándar. El estándar utilizado para $\delta^{13}\text{C}$ fue Beelemnita Pee Dee (PDB) y para $\delta^{15}\text{N}$ fue el nitrógeno atmosférico (AIR). Al multiplicar por 1.000 los valores son expresados en partes por mil (‰).

5. Resultados

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las muestras de los pastos (n = 130) colectadas a lo largo del Caribe mexicano, en ambiente marino (n = 78), salobre (n = 50) y agua dulce (n = 2), oscilaron entre -7.89‰ y 10.63‰ (Figura 4.2).

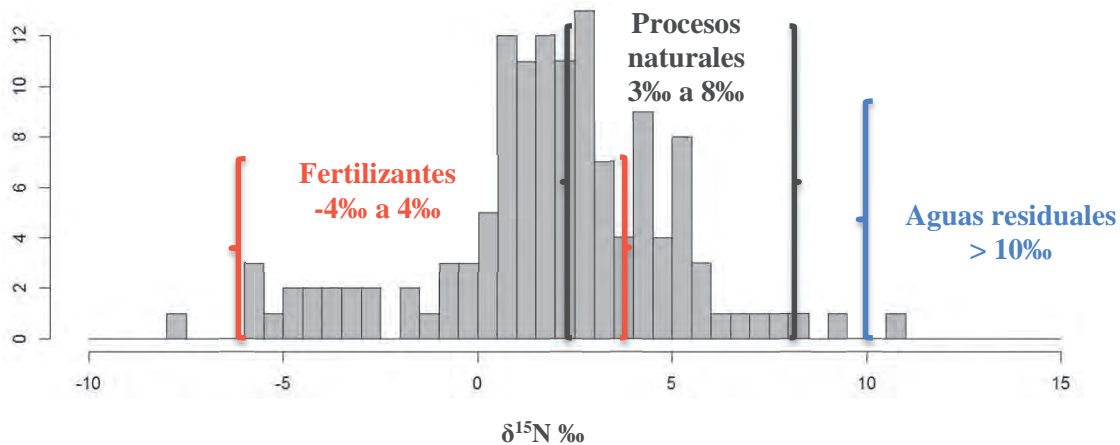


Figura 4.2 Distribución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las muestras de los pastos colectadas en el Caribe mexicano.

El rango de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada una de las especies de pastos colectadas (*Halodule wrightii*, *Ruppia* spp., *Syringodium filiforme* y *Thalassia testudinum*) se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 4.2 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada especie de pasto.

n	Especie	$\delta^{15}\text{N}$ ‰
49	<i>Halodule wrightii</i>	-7.89 a 5.90
11	<i>Ruppia</i> spp.	1.05 a 10.63
24	<i>Syringodium filiforme</i>	-4.21 a 3.80
46	<i>Thalassia testudinum</i>	-3.88 a 8.12

Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las muestras de las algas (n = 351) colectadas a lo largo del Caribe mexicano, en ambiente marino (n = 235), salobre (n = 108) y de agua dulce (n = 8), oscilaron entre -6.80‰ y 14.24‰ (Figura 4.3).

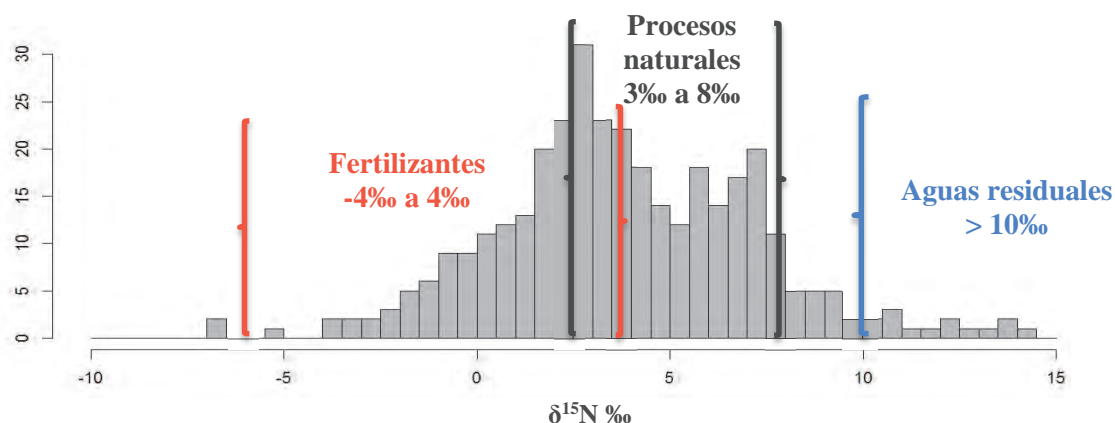


Figura 4.3 Distribución de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las muestras de algas colectadas en el Caribe mexicano.

El rango de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada grupo de algas (verdes, pardas y rojas) se muestra en la siguiente tabla.

Tabla 4.3 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ para cada grupo de algas.

n	Grupo	$\delta^{15}\text{N}$ ‰
242	Algas verdes	-6.80 a 14.24
65	Algas pardas	-3.72 a 8.92
44	Algas rojas	0.62 a 12.46

Los principales factores antrópicos que se identificaron cerca de las estaciones de muestreo y que pueden estar causando algún impacto ambiental evidenciado por los valores de $\delta^{15}\text{N}$ fueron: tamaño de la población, intensidad de uso en actividades como el turismo, y la agricultura, así como la presencia de plantas de tratamiento de aguas residuales (Figura 4.4).

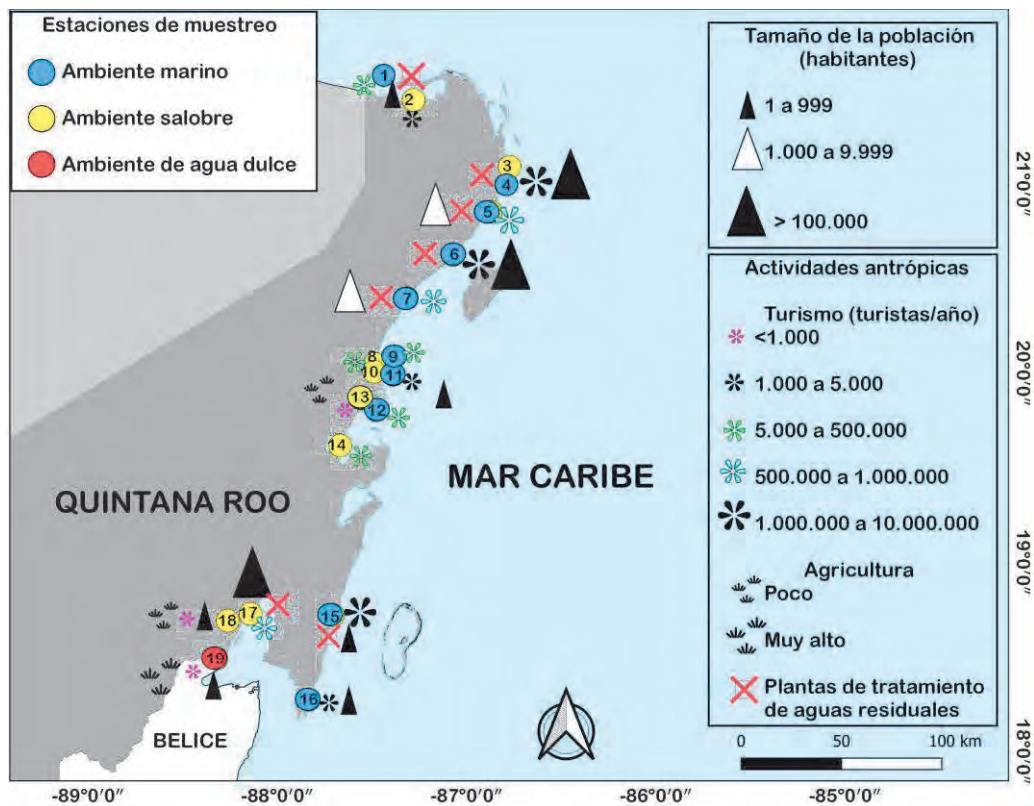


Figura 4.4 Principales factores antrópicos identificados cerca a las estaciones de muestreo.

De las 19 estaciones de muestreo, una quedó en categoría baja (1), 15 en categoría media (2) y tres en categoría alta (3), de acuerdo con la categorización de impacto ambiental (Tabla 4.4 y 4.5).

Tabla 4.4 Matriz categorización de impacto ambiental, teniendo en cuenta cada uno de los indicadores identificados cerca a cada estación de muestreo.

Indicador	Categoría																		
	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11	E12	E13	E14	E15	E16	E17	E18	E19
Población	1	1	4	4	2	4	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1	1
Turismo	3	2	5	5	4	5	4	3	3	3	2	3	1	3	5	2	4	1	1
Agricultura	0	0	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	0	0	0	2	5
Plantas de tratamiento	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	2	2	2	2	1	2	1	2	2
Total	5	4	10	10	7	10	7	8	8	8	7	8	6	8	7	5	9	6	9

*Categoría baja (1 a 4); Categoría media (5 a 9); Categoría alta (10 a 16)

Tabla 4.5 Categoría de impacto ambiental para cada estación de muestreo.

Estación	Categoría de impacto ambiental
1. Holbox	2
2. Laguna Yalahau (Holbox)	1
3. Laguna Nichupté (Cancún)	3
4. Punta Nizuc (Cancún)	3
5. Puerto Morelos	2
6. Playa del Carmen	3
7. Akumal	2
8. Laguna de Caapechén (RBSK)	2
9. Caapechén (RBSK)	2
10. Boca Paila (RBSK)	2
11. Pez Maya (RBSK)	2
12. Punta Allen (RBSK)	2
13. Laguna Niche Habin (RBSK)	2
14. Bahía Ascensión (RBSK)	2
15. Mahahual	2
16. Xcalak	2
17. Bahía de Chetumal	2
18. Laguna Guerrero	2
19. Río Hondo	2

RBSK: Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an

No se encontró relación entre los valores más altos en $\delta^{15}\text{N}$ y las estaciones con mayor impacto ambiental (categoría 3) (Figura 4.5).

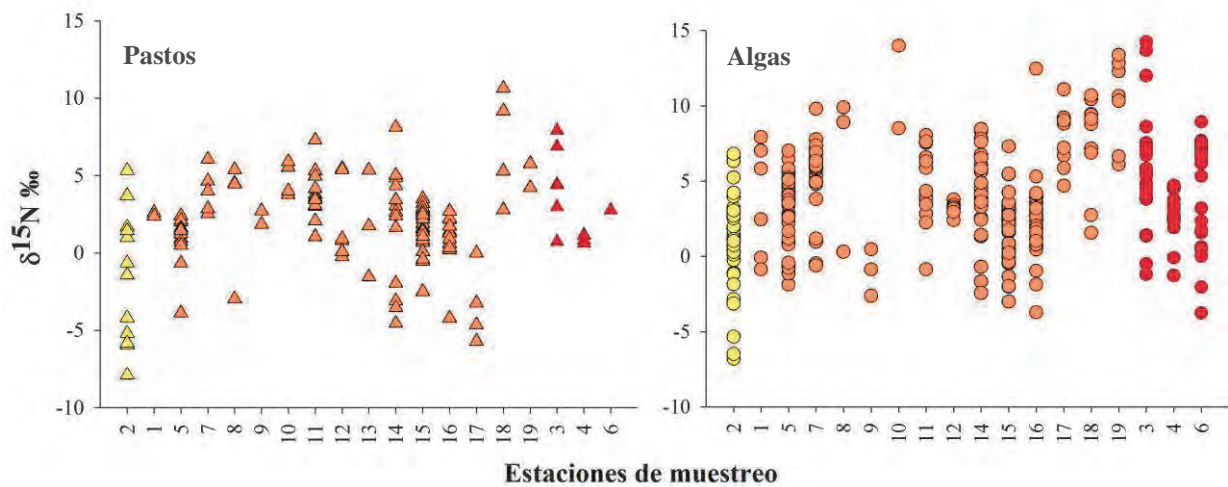


Figura 4.5 Valores de $\delta^{15}\text{N}$ en cada estación de muestreo. Categorías de impacto ambiental (Amarillo: categoría baja (1); naranja: categoría media (2) y rojo: categoría alta (3).

Los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ en los pastos se presentaron en las estaciones 3, 14 y 18, mientras que en el grupo de las algas, se presentaron en las estaciones 3, 6, 7, 8, 10, 11, 14, 16, 17, 18 y 19 (Figura 4.6).

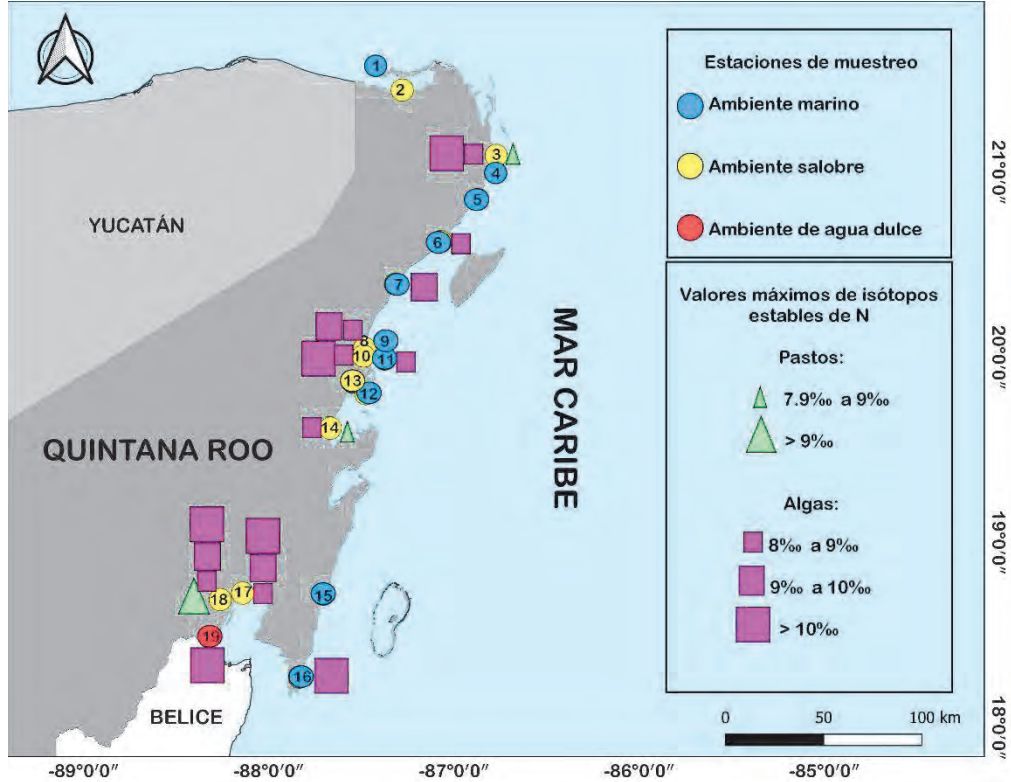


Figura 4.6 Valores máximos de $\delta^{15}\text{N}$ en las muestras de pastos y algas colectadas en el Caribe mexicano.

6. Discusión

De acuerdo con los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos en los pastos, se evidencia que hay una alta variabilidad en la composición isotópica que va desde -7.89‰ hasta 10.63‰ , concentrándose en su mayoría en un rango que va desde $\sim -0.6\text{‰}$ hasta 3.1‰ . Para el caso de las algas, se observa que hay una mayor variabilidad con respecto a los pastos, con valores de $\delta^{15}\text{N}$ que oscilan entre -6.80‰ y 14.24‰ . De igual manera, la mayoría de los datos se encuentran entre $\sim -1.9\text{‰}$ y 4.4‰ .

Mediante el análisis de isótopos estables de nitrógeno, es posible identificar el origen de la fuente N, además de establecer si existe contaminación por nitratos en los sistemas de aguas subterráneas (Aravena et al., 1993). La entrada de nitratos a las aguas subterráneas se puede dar tanto por procesos naturales, como por efectos directos o indirectos de actividades humanas (Pacheco Ávila & Cabrera Sansores 2003). Para el caso de los procesos naturales,

de acuerdo con Heaton (1986) y Gormly & Spalding (1979), valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre 3‰ y 8‰, evidencian la entrada de nitrógeno derivado del nitrato orgánico del suelo como proceso natural. Por otra parte, de acuerdo con Heaton (1986), valores de $\delta^{15}\text{N}$ que van desde -4‰ hasta +4‰, están relacionados con los efectos de las actividades humanas, los cuales indican contaminación por la entrada de N derivada de los fertilizantes comerciales utilizados en la agricultura. En el estado de Quintana Roo, los cultivos se encuentran principalmente cerca de la cuenca del río Hondo (estación 19), en laguna Guerrero (estación 18) y en la Reserva de la Biósfera de Sian Ka'an (RBSK) (estaciones 8-14). Para el caso de río Hondo, la principal actividad agrícola es el cultivo de caña, con una extensión de aproximadamente 22.000ha, ocupando la mayor parte de las localidades de Álvaro Obregón y Pucté (Magnon-Basnier 2002), aunque también se encuentran cultivos de maíz, frijol y chile jalapeño (Euán-Ávila et al., 2002). En el poblado de Laguna Guerrero, se cultivan frutas como plátano, papaya y sandía, entre otros, en pequeñas parcelas dentro de los terrenos de los habitantes de la zona (García Rubio et al., 2005), mientras que en la RBSK se registran cultivos de frijol, maíz y palma de coco, los cuales son considerados como agentes de presión ambiental en la zona (Bello et al., 2009). En México, al igual que en otros países, los fertilizantes nitrogenados se aplican en exceso al suelo con el fin de obtener una máxima producción en los cultivos. Dichas sustancias llegan al acuífero por el arrastre del N a través de las aguas pluviales, generando contaminación por nitratos (OPS & OMS 1980). De acuerdo con los resultados encontrados en el presente estudio tanto para pastos como algas, las únicas estaciones que tienen cultivos cerca, y que podrían estar evidenciando contaminación por parte de fertilizantes, son las que se encuentran dentro de la RBSK (8-14), presentando más del 50% de los datos, valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre -4‰ y 4‰. Por su parte, los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ encontrados en río Hondo (estación 19) para pastos y algas, no evidencian contaminación por fuente de fertilizantes, a pesar de tener uno de los cultivos más grandes y donde se esperaría encontrar contaminación por este tipo de fuente. De igual manera, los resultados de $\delta^{15}\text{N}$ de los pastos y las algas colectadas en laguna Guerrero (estación 18), no sugieren que haya contaminación derivada de la actividad agrícola.

Otra de las posibles fuentes de contaminación por factores antrópicos en las aguas subterráneas, son las descargas de aguas residuales que presentan valores de $\delta^{15}\text{N}$ que oscilan entre 10‰ y 22‰ (Kreitler et al., 1978), debido a las transformaciones del N, que da como resultado un reservorio de nitratos enriquecido en ^{15}N (Bowen et al., 2007). Las descargas de desechos municipales constituyen una fuente concentrada de compuestos nitrogenados que se encuentra principalmente en forma de urea, la cual es hidrolizada a amoníaco y convertida finalmente en nitrato (Heaton 1986), y que en gran medida, son depositados directa o indirectamente a las aguas superficiales. En Quintana Roo, solo el 32% de la población cuenta con sistemas de tratamiento de aguas residuales municipales, decreciendo la disponibilidad de sistemas de tratamiento en los municipios al sur del estado, y grandes cantidades de aguas residuales domésticas son depositadas en pozos sépticos, con la posibilidad de filtrarse al acuífero (Metcalf et al., 2011). De igual manera, se sabe que estas plantas de tratamiento eliminan menos de la mitad del nitrógeno generado por los desechos humanos (aproximadamente el 20%), representando una carga alta de nutrientes en el medio (Pacheco Ávila & Cabrera Sansores 2003). De las 19 estaciones de muestreo, 10 no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales (8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 18 y 19), en las cuales se esperaría encontrar valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ derivados de la contaminación por esta fuente. Sin embargo, para el caso de los pastos marinos, únicamente en laguna Guerrero (estación 18) se registraron algunos valores de $\delta^{15}\text{N}$ cercanos a 10‰, mientras que para el grupo de las algas, se encontraron valores de $\delta^{15}\text{N}$ superiores a 10‰ en las siguientes estaciones: laguna de Nichupté (estación 3), laguna Caapechén (estación 8), Boca Paila (estación 10), Xcalak (estación 16), bahía de Chetumal (estación 17), laguna Guerrero (estación 18) y río Hondo (estación 19), las cuales podrían estar evidenciando contaminación por este tipo de fuente, coincidiendo con los resultados obtenidos anteriormente por otros autores (Sánchez et al., 2013, Camacho-Cruz et al., 2019, Carruthers et al., 2005, Mutchler et al., 2010).

Laguna Guerrero (estación 18), es un poblado pequeño, que se encuentra a un costado de la laguna del mismo nombre, ubicado cerca de la bahía de Chetumal, donde hay poco turismo. Es una de las estaciones de muestreo que no cuenta con plantas de tratamiento para

las aguas residuales, y las descargas las hacen directamente al subsuelo, llegando finalmente al acuífero, generando un riesgo potencial de contaminación por nitratos (Pacheco Ávila & Cabrera Sansores 2003). Por otra parte, la laguna de Nichupté (estación 3), está ubicada en la zona hotelera más desarrollada de Cancún y hace parte del sistema lagunar Nichupté/Bojorquez que consiste en una serie de lagunas someras, con un tiempo medio de descarga larga, de hasta 1.9 años. En este sistema, el escaso intercambio con el mar ocurre a través de dos estrechas aberturas dragadas de aproximadamente 4 m de profundidad, ubicadas en el extremo norte y sur de la laguna (Merino et al., 1992), lo que resulta en una alta acumulación orgánica y sedimento fino (Merino et al., 1990). Se sabe que esta laguna presenta altas concentraciones de nitratos, evidenciando una degradación en la calidad del agua con signos de eutrofización, lo que refleja la influencia de la infraestructura turística circundante y la entrada de aguas residuales al sistema (Merino et al., 1992). Si bien es una de las estaciones que presenta planta de tratamiento de aguas residuales, estas descargas liberan de igual manera una carga alta de nutrientes en el sistema. Laguna Caapechén (estación 8) y Boca Paila (estación 10), son estaciones que se encuentran dentro de la RBSK, la cual se está viendo afectada por las descargas de aguas residuales provenientes de los municipios de Tulum y Carrillo Puerto (Valdez-Cruz et al., 2015). Se estima que entre el 70% y 90% de las aguas servidas de estos municipios, corresponden a aguas no tratadas y que el 68% de las aguas residuales (tratadas o no), llegan de manera directa al acuífero de la reserva, representando una amenaza para los ecosistemas y las especies que habitan allí (Valdez-Cruz et al., 2015). De igual manera, se estima que ingresan a la reserva más de 30 mil turistas al año (Bello et al., 2009), lo que representa un riesgo mayor, teniendo en cuenta que dentro de la reserva no existen sistemas de tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT & CONAGUA 2015). Xcalak (estación 16), se ubica dentro del Área Natural Protegida “Parque Nacional Arrecifes de Xcalak”, considerada como sitio Ramsar (CONANP 2010), y al igual que Laguna Guerrero, es un poblado pequeño, conformado principalmente por pescadores, donde actualmente, el turismo es la principal actividad económica promovida por el gobierno (Hirales-Cota et al., 2010), sin embargo no cuenta con plantas de tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT & CONAGUA 2015). Por su parte, la bahía de Chetumal

(estación 17), la cual hace parte de la Reserva Estatal Santuario del Manatí, ha presentado signos de eutrofización en áreas cercanas a la ciudad y a la desembocadura del río Hondo, principalmente debido a los efluentes de aguas residuales de la zona urbana (Herrera-Silveira 2006, Herrera-Silveira et al., 2005), a pesar de contar con plantas de tratamiento de aguas residuales (SEMARNAT & CONAGUA 2015). El río Hondo (estación 19), es el único río epicontinental del estado de Quintana Roo y está catalogado como Región Hidrológica Prioritaria Núm. 110 (Arriaga-Cabrera et al., 1998). Sin embargo, en la ribera del río se encuentran varios poblados rurales y balnearios ejidales que no cuentan con una infraestructura sanitaria adecuada, utilizando en su mayoría fosas sépticas y letrinas, que generalmente están mal construidas, incrementando el problema de la contaminación en el suelo y el agua (Magnon-Basnier 2002).

En Quintana Roo el impacto de las actividades antropogénicas se da en mayor o menor medida en todas las estaciones de muestreo; no obstante, el área de estudio cuenta con una gran variedad de comunidades vegetales (12), típicas de la región neotropical, las cuales podrían estar contribuyendo con la entrada de N al sistema (Pacheco Ávila & Cabrera Sansores 2003), lo que dificulta establecer si las variaciones en la $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática derivadas de las diferentes fuentes de N que entran al sistema, están dadas por factores naturales, factores antrópicos o por ambos (Aravena et al., 1993). La descomposición de la vegetación acuática sumergida y del mangle pueden contribuir a un incremento en los nitratos, generando un enriquecimiento en ^{15}N de los productores primarios, lo cual se verá reflejado en los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (Medina-Gómez & Herrera-Silveira 2003). Así mismo, valores en $\delta^{15}\text{N}$ similares a los del N atmosférico (entre -2% y 1%), estarían evidenciando que la principal fuente de N está dada por la fijación de N, como proceso natural (Wada & Hattori 1976). Según los resultados del presente estudio, no se podría asegurar que exista una sola fuente de entrada de N, debido a la alta variabilidad en los valores de $\delta^{15}\text{N}$, los cuales podrían estar evidenciado tanto el N derivado de procesos naturales, como el que ingresa por fuentes antrópicas, ya que a pesar que la zona de estudio cuenta con características naturales que pueden incidir en los valores de $\delta^{15}\text{N}$, se debe considerar que la mayoría de las muestras

fueron colectadas cerca de centros urbanos, con incidencia de actividades como el turismo y/o la agricultura. En ese sentido, es posible que de manera general los resultados del presente estudio, sugieran que el origen del N aportado al sistema provenga de ambos tipos de fuente.

Por otra parte, y aunque la hipótesis planteada sugería que los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ estarían relacionados directamente a zonas de mayor desarrollo y actividad turística, como el caso de la laguna de Nichupté en Cancún (Carruthers et al., 2005, Sánchez et al., 2013, Camacho-Cruz et al., 2019), y los valores más bajos relacionados con zonas de menor desarrollo y actividad turística como Mahahual (Camacho-Cruz et al., 2019, Sánchez et al., 2013, Rodríguez Juárez 2011), los resultados de este estudio, no evidencian dicha relación. Sin embargo, son consistentes con los resultados obtenidos por otras investigaciones realizadas en la zona de estudio, (Null et al., 2014, Mutchler et al., 2007), donde encontraron que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ (NO_3^-) del agua y $\delta^{15}\text{N}$ de pastos marinos, fueron más altos en ambientes con mayor influencia de agua dulce y no donde existe más desarrollo y actividad turística; así mismo, encontraron que la concentración de nutrientes en las aguas costeras del estado de Quintana Roo, no son diferentes entre zonas con mayor y menor desarrollo y actividades antropogénicas como el turismo. Generalmente, la alta concentración de nutrientes en agua dulce subterránea ha sido vinculada al uso de la tierra y al desarrollo (Null et al., 2014), contribuyendo con valores altos de $\delta^{15}\text{N}$ en los productores primarios (Mutchler et al., 2007). No obstante, Null y colaboradores (2014) no observaron que esta última variable tuviera una relación directa con la concentración de nutrientes en las aguas marino costeras del área de estudio. Así mismo, los resultados obtenidos por el presente estudio, no evidencian que los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ estén relacionados con la categoría de impacto ambiental alta (3), puesto que valores altos en $\delta^{15}\text{N}$ también se encontraron en estaciones con categoría media de impacto ambiental (2).

De manera general, los sistemas cársticos como los del Caribe mexicano, se consideran oligotróficos por sus bajas concentraciones en nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010) y los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los productores primarios como los pastos marinos y las macroalgas, tienden a ser más bajos en estas zonas,

con respecto a los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en zonas donde hay mayor concentración de nutrientes (valores de $\delta^{15}\text{N}$ cercanos a cero), debido a la fijación de ^{14}N , y a las bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico disuelto (NID) (Yamamuro et al., 2003). Para el caso de la laguna de Nichupté (estación 3), se pudo observar que hay una relación directa entre algunos valores de $\delta^{15}\text{N}$ de las algas colectadas en la presente investigación (12‰ a 14.24‰) y la alta concentración de nitratos (8.56 μM) registrada por otros autores para la misma zona (Herrera-Silveira & Morales-Ojeda 2010), sugiriendo en este caso puntual, que la entrada de N se podría estar dando principalmente por fuentes antrópicas como las descargas de aguas residuales (entre 10‰ y 22‰) (Kreitler et al., 1978).

Aunque existen investigaciones que han demostrado la utilidad en el análisis de isótopos estables aplicado en vegetación acuática como herramienta para identificar contaminación derivada de actividades antrópicas en la zona de estudio (Carruthers et al., 2005, Camacho-Cruz et al., 2019, Sánchez et al., 2013), los resultados encontrados en el presente estudio sugieren que se debe implementar herramientas complementarias como: la concentración de nutrientes (Duarte et al., 2018, Herrera-Silveira 2006, Mutchler et al., 2007, Null et al., 2014, Rodríguez Juárez 2011), la $\delta^{15}\text{N}$ (NO_3^-) del agua (Aravena et al., 1993, Umezawa et al., 2002, Kreitler 1975), o la cuantificación de bacterias fecales (enterococos) en el agua (Baker et al., 2010). Esto permitirá detectar correlación entre los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de la vegetación acuática y la fuente de contaminación, a fin de tener la certeza que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ están dados por contaminación antrópica y no por algún proceso natural.

La información encontrada por el presente estudio servirá como insumo para generar y/o mejorar las estrategias de conservación para el manatí y su hábitat, que a su vez podrán contribuir con el desarrollo sostenible del estado de Quintana Roo, ya que mediante el análisis de isótopos estables aplicado en la vegetación acuática, se pueden evidenciar cambios ecológicos en los productores primarios que logran tener impactos significativos en animales herbívoros (Ehleringer & Cerling 2002) como los manatíes.

7. Conclusiones

- Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en pastos y algas del Caribe mexicano presentan una alta variabilidad, concentrándose principalmente entre $\sim 0.6\text{‰}$ y 3.1‰ y $\sim 1.9\text{‰}$ y 4.4‰ , respectivamente, sugiriendo que existen dos fuentes de entrada de N al sistema, uno generado por procesos naturales y otro por actividades antrópicas.
- Las estaciones que podrían estar evidenciando algún tipo de contaminación antrópica por el uso de fertilizantes en las actividades agrícolas se encuentran en la RBSK y son: laguna Caapechén (estación 8), Caapechén (estación 9), Boca Paila (estación 10), Pez Maya (estación 11), Punta Allen (estación 12), laguna Niche Habin (estación 13) y bahía Ascensión (estación 14), con valores de $\delta^{15}\text{N}$ entre -4‰ y 4‰ .
- Los valores de $\delta^{15}\text{N} > 10\text{‰}$, registrados en estaciones como laguna de Nichupté (estación 3), laguna Caapechén (estación 9), Boca Paila (estación 10), Xcalak (estación 16), bahía de Chetumal (estación 17), laguna Guerrero (estación 18) y río Hondo (estación 19), sugieren un enriquecimiento en N derivado de las aguas residuales de esas áreas, siendo consistentes con la ausencia de plantas de tratamiento de aguas residuales, en la mayoría de esas estaciones.
- Se observó que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ que oscilaron entre 12‰ y 14.24‰ en la laguna de Nichupté coinciden con los valores más altos en la concentración de nitratos suministrada por otros autores ($8.56 \mu\text{M}$), sugiriendo en este caso puntual, contaminación por la entrada de N derivado de las descargas de aguas residuales.
- De manera general, no se encontró una relación directa entre los valores más altos de $\delta^{15}\text{N}$ y las estaciones con categoría de impacto ambiental alta (3), posiblemente porque la técnica utilizada no es suficiente para detectar este tipo de impacto, sugiriendo usarla de manera complementaria con otras herramientas metodológicas.

CAPÍTULO V.

Conclusiones generales y recomendaciones

Conclusiones

Los valores en la composición isotópica de C y N de la vegetación acuática y semiacuática del Caribe mexicano varían ampliamente de acuerdo con el tipo de vegetación (algas, pastos, mangles y “otras plantas vasculares”) y el ambiente (marino, salobre y agua dulce). Lo anterior, hace posible inferir a partir del AIE de los tejidos del manatí el alimento consumido durante una ventana de tiempo específica para el tipo de tejido analizado, y a nivel poblacional, si los hábitos alimentarios han variado a nivel temporal y con respecto a la distribución geográfica. De esta forma, y gracias a los resultados del análisis de la composición isotópica de C y N de los huesos y las vibrisas del manatí, así como de la composición isotópica de C y N de la vegetación acuática y semiacuática colectada en el área de estudio, se pudo establecer que el manatí tiene una preferencia alimentaria por los pastos presentes en las áreas marino costeras del Caribe mexicano. De igual manera, se sugiere que la dieta y los hábitos alimentarios del manatí no han variado significativamente durante los últimos 30 años en el área de estudio. Por otra parte, y con el fin de poder interpretar los resultados de la composición isotópica de C y N de las vibrisas, se estableció previamente, y por primera vez, la tasa de crecimiento de estos tejidos.

Los resultados del análisis isotópico de N de los pastos y las algas, sugieren que zonas de importancia para el manatí como la Reserva de la Biosfera de Sian Ka'an (RBBSK), Xcalak, bahía de Chetumal, laguna Guerrero y río Hondo, podrían estar presentando contaminación derivada de actividades antrópicas. Es el caso de la RBBSK, donde los resultados sugieren que el uso de fertilizantes es la principal fuente de contaminación en esa área. Así mismo, se cree que las demás zonas están experimentando un

enriquecimiento en N derivado de las aguas residuales, siendo consistente con la ausencia de plantas de tratamiento de aguas residuales en la mayoría de estos lugares.

- Los resultados encontrados por el presente trabajo proveen una línea base isotópica para una gran variedad de especies acuáticas y semiacuáticas del Caribe mexicano y amplían el conocimiento sobre la ecología trófica del manatí en el área de estudio, proporcionando herramientas para establecer y/o mejorar las estrategias de conservación para la especie y su hábitat. Así mismo, esta información será útil para futuros estudios ecológicos, principalmente para entender la estructura de la red trófica acuática, así como para inferir sobre la dieta y los hábitos alimentarios de especies de mega-herbívoros acuáticos en peligro de extinción, como los manatíes y las tortugas marinas. Toda esta información es fundamental para entender los impactos de la modificación del hábitat, la contaminación y el uso intensivo de los recursos marinos sobre las especies y los ecosistemas naturales, lo cual es particularmente relevante para Quintana Roo, un estado megadiverso que ha mostrado un crecimiento sostenido del turismo y otras actividades humanas durante los últimos 20 años.

Recomendaciones

- Ya que la principal fuente de alimento de los manatíes son los pastos marinos, los esfuerzos de conservación deben enfocarse a la protección de ecosistemas estratégicos, especialmente las praderas de pastos marinos, con el fin de propiciar hábitats alimentarios adecuados para los manatíes en el Caribe mexicano. Así mismo, y debido a que los manatíes del Caribe mexicano se distribuyen igualmente en aguas de Belice, se hace prioritario trabajar de manera conjunta en planes de manejo binacionales enfocados en la protección de la especie y de sus hábitats.
- De igual manera, se considera prioritario aumentar el esfuerzo de investigación en las zonas donde se colectaron pocas muestras de manatí, como la ZN y la ZC, con el fin de

complementar la información sobre la ecología alimentaria de los manatíes del Caribe mexicano encontrada por el presente estudio, específicamente en esas zonas.

Ya que las vibrisas de los manatíes proporcionan información a muy corto plazo (días), se considera que estos tejidos no son muy útiles para aplicar el análisis de isótopos estables si se quiere identificar variaciones temporales y/o espaciales en los hábitos alimentarios de esta especie a gran escala.

Si bien mediante el AIE de N de los pastos y las algas se puede inferir una posible contaminación derivada de actividades antrópicas, se considera relevante usar de manera paralela otras herramientas complementarias que puedan corroborar lo encontrado por los isótopos estables, ya que los valores isotópicos de N derivados de procesos naturales se pueden sobrelapar con algunos valores isotópicos de N que indican contaminación antrópica. Esto particularmente importante en la región de estudio, donde el aporte de materia orgánica es muy alto.

VII. Referencias

- Agraz-Hernández, C., R. Noriega-Trejo, J. López-Portillo, F. Flores-Verdugo & J. Jiménez-Zacarías. 2006. Guía de campo. Identificación de los manglares en México. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Aguilar Rosas, M. A., L. E. Aguilar Rosas & R. Aguilar Rosas. 1998. Algas marinas de la región central de Quintana Roo, México. *Polibotánica* 7:15-32.
- Aguilar, V., M. Kolb, D. Hernández, T. Urquiza & P. Koleff. 2008. Prioridades de conservación de la biodiversidad marina de México. *CONABIO. Biodiversitas* 79: 1-15.
- Aguirre, R. 2002. Los mares mexicanos a través de la percepción remota. *Temas Selectos de Geografía*, Instituto de Geografía, UNAM. Plaza y Valdés Ed, México, DF 95.
- Alves-Stanley, C. D., G. A. Worthy & R. K. Bonde. 2010. Feeding preferences of West Indian manatees in Florida, Belize, and Puerto Rico as indicated by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 402:255-267.
- Alves, C. D. 2007. Stable isotope turnover rates and diet-tissue discrimination in the skin of West Indian manatees: implications for evaluating their feeding ecology and habitat use. Master of Science, University of Central Florida, Orlando, Florida.
- Allen, A. C., C. A. Beck, R. K. Bonde, J. A. Powell & N. A. Gomez. 2018. Diet of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) in Belize, Central America. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 98:1831-1840.
- Ames, A. L., E. S. Vleet & W. M. Sackett. 1996. The use of stable carbon isotope analysis for determining the dietary habits of the Florida manatee, *Trichechus manatus latirostris*. *Marine Mammal Science* 12:555-563.
- Anderson, W. T. & J. W. Fourqurean. 2003. Intra-and interannual variability in seagrass carbon and nitrogen stable isotopes from south Florida, a preliminary study. *Organic Geochemistry* 34:185-194.

- Aragones, L. V., I. Lawler, H. Marsh, D. Domning & A. Hodgson. 2012. The role of sirenians in aquatic ecosystems. Sirenian conservation: issues and strategies in developing countries. University Press of Florida, Gainesville, FL:4-11.
- Aranda-Cirerol, N., F. Comín & J. Herrera-Silveira. 2011. Nitrogen and phosphorus budgets for the Yucatán littoral: an approach for groundwater management. *Environmental Monitoring and Assessment* 172:493-505.
- Araus, J. L., P. Santiveri, D. Bosch-Serra, C. Royo & I. Romagosa. 1992. Carbon isotope ratios in ear parts of triticale: influence of grain filling. *Plant Physiology* 100:1033-1035.
- Aravena, R., M. Evans & J. A. Cherry. 1993. Stable isotopes of oxygen and nitrogen in source identification of nitrate from septic systems. *Groundwater* 31:180-186.
- Arellano-Méndez, L. U., J. A. Herrera-Silveira, J. L. Montero-Muñoz & M. D. L. A. Liceaga-Correa. 2011. Morphometric trait variation in *Thalassia testudinum* (Banks ex König) associated to environmental heterogeneity in a subtropical ecosystem. *J Ecosys Ecograph S* 1:2.
- Arévalo-González, G. K. 2020. Aspectos de la ecología y fisiología alimentaria del manatí Antillano (*Trichechus manatus manatus*). Maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros, Universidad Veracruzana. México.
- Arriaga-Cabrera, L., V. Aguilar-Sierra, J. Alcocer-Durán, R. Jiménez-Rosenberg, E. Muñoz-López & E. Vázquez-Domínguez. 1998. Regiones hidrológicas prioritarias: fichas técnicas y mapa (escala 1:4,000,000). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D. F. 142 p.
- Aurioles-Gamboa, D., M. Rodríguez-Pérez, L. Sánchez-Velasco & M. Lavín. 2013. Habitat, trophic level, and residence of marine mammals in the Gulf of California assessed by stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 488:275-290.
- Ávila-Canto, J. G., C. Velázquez-Mendoza, N. Castelblanco-Martínez, C. Niño-Torres & F. Córdova-Tapia. 2017. Is the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) back in town? Presence of the species at the “Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam”, Quintana Roo, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88:999-1002.

- Axis-Arroyo, J., B. Morales-Vela, D. Torruco-Gómez & M. E. Vega-Cendejas. 1998. Variables asociadas con el uso de hábitat del manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), en Quintana Roo, México (Mammalia). *Revista de Biología Tropical* 46:791-803.
- Babinger, F. 2012. El turismo ante el reto de peligros naturales recurrentes: una visión desde Cancún. *Investigaciones Geográficas*:75-88.
- Bakalowicz, M. 2005. Karst groundwater: a challenge for new resources. *Hydrogeology Journal* 13:148-160.
- Baker, D. M., E. Jordán-Dahlgren, M. A. Maldonado & C. D. Harvell. 2010. Sea fan corals provide a stable isotope baseline for assessing sewage pollution in the Mexican Caribbean. *Limnology and Oceanography* 55:2139-2149.
- Bakker, E. S., J. F. Pagès, R. Arthur & T. Alcoverro. 2016. Assessing the role of large herbivores in the structuring and functioning of freshwater and marine angiosperm ecosystems. *Ecography* 39:162-179.
- Barros, H., A. C. Meirelles, F. O. Luna, M. Marmontel, P. Cordeiro - Estrela, N. Santos & D. Astúa. 2016. Cranial and chromosomal geographic variation in manatees (Mammalia: Sirenia: Trichechidae) with the description of the Antillean manatee karyotype in Brazil. *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research*.
- Basnier, C. M. 2002. El Río Hondo como componente hidrológico de la Bahía de Chetumal y como corredor biológico compartido amenazado. *Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la bahía de Chetumal y su área de influencia*:23.
- Beltran, R. S., M. C. Sadou, R. Condit, S. H. Peterson, C. Reichmuth & D. P. Costa. 2015. Fine-scale whisker growth measurements can reveal temporal foraging patterns from stable isotope signatures. *Marine Ecology Progress Series* 523:243-253.
- Bello, J., L. Gómez, V. Magaña, B. Graizbord & P. H. Rodríguez. 2009. Sitio piloto Sistema Lagunar Boca Paila (Punta Allen). in J. B. Friedman ed. *Adaptación a los impactos del cambio climático en los humedales costeros del Golfo de México*. Instituto Nacional de Ecología.
- Ben-David, M. & E. A. Flaherty. 2012. Stable isotopes in mammalian research: a beginner's guide. *Journal of Mammalogy* 93:312-328.

- Berry, J. A. 1989. Studies of mechanisms affecting the fractionation of carbon isotopes in photosynthesis. Pages 82-94 in P. W. Rundel, J. R. Ehleringer and K. A. Nagy eds. *Stable Isotopes in Ecological Research*. Springer.
- Berta, A., J. L. Sumich & K. M. Kovacs. 2005. *Marine Mammals: Evolutionary Biology*. Elsevier.
- Borum, J., C. M. Duarte, T. M. Greve & D. Krause-Jensen. 2004. European seagrasses: an introduction to monitoring and management. M&MS project.
- Boutton, T. W., W. W. Wong, D. L. Hachey, L. S. Lee, M. P. Cabrera & P. D. Klein. 1983. Comparison of quartz and pyrex tubes for combustion of organic samples for stable carbon isotope analysis. *Analytical Chemistry* 55:1832-1833.
- Bowen, J., K. Kroeger, G. Tomasky, W. Pabich, M. Cole, R. Carmichael & I. Valiela. 2007. A review of land–sea coupling by groundwater discharge of nitrogen to New England estuaries: Mechanisms and effects. *Applied geochemistry* 22:175-191.
- Bray, D. B., E. A. Ellis, N. Armijo-Canto & C. T. Beck. 2004. The institutional drivers of sustainable landscapes: a case study of the ‘Mayan Zone’ in Quintana Roo, Mexico. *Land Use Policy* 21:333-346.
- Burkepile, D. E. 2013. Comparing aquatic and terrestrial grazing ecosystems: is the grass really greener? *Oikos* 122:306-312.
- Burkholder, D. A., M. R. Heithaus, J. W. Fourqurean, A. Wirsing & L. M. Dill. 2013. Patterns of top - down control in a seagrass ecosystem: could a roving apex predator induce a behaviour - mediated trophic cascade? *Journal of Animal Ecology* 82:1192-1202.
- Cabana, G. & J. B. Rasmussen. 1996. Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 93:10844-10847.
- Camacho-Cruz, K. A., M. C. Ortiz-Hernández, A. Sánchez, L. Carrillo & A. D. J. Navarrete. 2019. Water quality in the eastern karst region of the Yucatan Peninsula: nutrients and stable nitrogen isotopes in turtle grass, *Thalassia testudinum*. *Environmental Science and Pollution Research*:1-17.

- Canché Uuh, J. A. 2002. Bahía de Chetumal: receptor principal de aguas residuales. Pages 205 in F. J. Rosado-May, R. Romero Mayo and A. D. J. Navarrete eds. *Contribuciones de la Ciencia al Manejo Costero Integrado de la Bahía de Chetumal y su Área de Influencia*.
- Caricomp. 2001. Manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the Caribbean. Kingston, Jamaica. 91pp.
- Carmona Jiménez, J., M. A. Hernández Muñoz & M. Ramírez Vázquez. 2004. Algas Glosario ilustrado. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Carrillo, L., E. Palacios-Hernández, A. Ramírez & B. Morales-Vela. 2009a. Características hidrometeorológicas y batimétricas. Pages 12-20 in J. Espinoza-Avalos, G. Islebe and H. Hernández-Arana eds. *El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe*.
- Carrillo, L., E. Palacios-Hernández, M. Yescas & A. M. Ramírez-Manguilar. 2009b. Spatial and seasonal patterns of salinity in a large and shallow tropical estuary of the Western Caribbean. *Estuaries and Coasts* 32:906-916.
- Carruthers, T., B. Van Tussenbroek & W. Dennison. 2005. Influence of submarine springs and wastewater on nutrient dynamics of Caribbean seagrass meadows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64:191-199.
- Carvalho Crema, L., V. M. Ferreira Da Silva, S. Botta, S. Trumbore & M. T. Fernandez Piedade. 2019. Does water type influence diet composition in Amazonian manatee (*Trichechus inunguis*)? A case study comparing black and clearwater rivers. *Hydrobiologia* 835:1-19.
- Castelblanco-Martínez, D. N., E. Barba, J. J. Schmitter-Soto, H. A. Hernández-Arana & B. Morales-Vela. 2012. The trophic role of the endangered Caribbean manatee *Trichechus manatus* in an estuary with low abundance of seagrass. *Estuaries and Coasts* 35:60-77.
- Castelblanco-Martínez, D. N., B. Morales-Vela, H. A. Hernández-Arana & J. Padilla-Saldívar. 2009. Diet of the manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Chetumal Bay, Mexico. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 7:39-46.

- Castelblanco-Martínez, D. N., J. Padilla-Saldívar, H. A. Hernández-Arana, D. Slone, J. Reid & B. Morales-Vela. 2013. Movement patterns of Antillean manatees in Chetumal Bay (Mexico) and coastal Belize: A challenge for regional conservation. *Marine Mammal Science* 29:E166-E182.
- Caut, S., E. Angulo & F. Courchamp. 2009. Variation in discrimination factors ($\Delta^{15}\text{N}$ and $\Delta^{13}\text{C}$): the effect of diet isotopic values and applications for diet reconstruction. *Journal of Applied Ecology* 46:443-453.
- Cerling, T. E., G. Wittemyer, H. B. Rasmussen, F. Vollrath, C. E. Cerling, T. J. Robinson & I. Douglas-Hamilton. 2006. Stable isotopes in elephant hair document migration patterns and diet changes. *PNAS* 103:371-373.
- Cimares. 2015. Política Nacional de Mares y Costas de México. Gestión Integral de las Regiones más Dinámicas del Territorio Nacional.
- Ciotti, L. L. 2012. Isótopos estáveis de carbono e nitrogênio aplicados ao estudo da ecologia trófica do peixe-boi marinho (*Trichechus manatus*) no Brasil. Mestre, Universidade Federal do Rio Grande
- Ciotti, L. L., F. O. Luna & E. R. Secchi. 2014. Intra-and interindividual variation in $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ composition in the Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* from northeastern Brazil. *Marine Mammal Science* 30:1238-1247.
- Clementz, M., P. Holden & P. Koch. 2003. Are calcium isotopes a reliable monitor of trophic level in marine settings? *International Journal of Osteoarchaeology* 13:29-36.
- Clementz, M., P. Koch & C. Beck. 2007. Diet induced differences in carbon isotope fractionation between sirenians and terrestrial ungulates. *Marine Biology* 151:1773-1784.
- Clementz, M., S. Sorbi & D. Domning. 2009. Evidence of Cenozoic environmental and ecological change from stable isotope analysis of sirenian remains from the Tethys-Mediterranean region. *Geology* 37:307-310.
- Clementz, M. T., A. Goswami, P. D. Gingerich & P. L. Koch. 2006. Isotopic records from early whales and sea cows: contrasting patterns of ecological transition. *Journal of Vertebrate Paleontology* 26:355-370.

- Clementz, M. T. & P. L. Koch. 2001. Differentiating aquatic mammal habitat and foraging ecology with stable isotopes in tooth enamel. *Oecologia* 129:461-472.
- Colmenero-Rolón, L. C. & M. E. Hoz-Zavala. 1986. Distribución de los manatíes, situación y su conservación en México. *Anales del Instituto de Biología. Universidad Nacional Autónoma de México. Serie Zoología* 56:955-1020.
- Conabio. 2009. Manglares de México: Extensión y distribución. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad:100.
- Conabio. 2016. Estrategia Nacional sobre Biodiversidad de México y Plan de Acción 2016-2030.
- Conanp. 2010. Humedales de México. Sitios Ramsar.
- Conanp. 2016. Estudio Previo Justificativo para la declaratoria de la Reserva de la Biósfera Caribe Mexicano, Quintana Roo.
- Conanp. 2018. Programa de Manejo del Área de Protección de Flora y Fauna Yum Balam. Isla Holbox. Quintana Roo.
- Condon, A., R. Richards & G. Farquhar. 1992. The effect of variation in soil water availability, vapour pressure deficit and nitrogen nutrition on carbon isotope discrimination in wheat. *Australian Journal of Agricultural Research* 43:935-947.
- Conrad, F., U. Ohnemus, E. Bodo, A. Bettermann & R. Paus. 2004. Estrogens and human scalp hair growth-Still more questions than answers [3]. *Journal of Investigative Dermatology* 122:840-842.
- Courbis, S. S. & G. A. Worthy. 2003. Opportunistic carnivory by Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Aquatic Mammals* 29:104-107.
- Craig, H. 1954. Carbon-13 in plants and the relationships between carbon-13 and carbon-14 variations in nature. *The Journal of Geology* 62:115-149.
- Czech-Damal, N. U., G. Dehnhardt, P. Manger & W. Hanke. 2013. Passive electroreception in aquatic mammals. *Journal of Comparative Physiology A* 199:555-563.
- Czech-Damal, N. U., A. Liebschner, L. Miersch, G. Klauer, F. D. Hanke, C. Marshall, G. Dehnhardt & W. Hanke. 2011. Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 279:663-668.

- Chanton, J. & F. G. Lewis. 2002. Examination of coupling between primary and secondary production in a river-dominated estuary: Apalachicola Bay, Florida, USA. *Limnology and Oceanography* 47:683-697.
- Cherel, Y., L. Kernaléguen, P. Richard & C. Guinet. 2009. Whisker isotopic signature depicts migration patterns and multi-year intra-and inter-individual foraging strategies in fur seals. *Biology Letters* 5:830-832.
- Christianen, M. J., P. M. Herman, T. J. Bouma, L. P. Lamers, M. M. Van Katwijk, T. Van Der Heide, P. J. Mumby, B. R. Silliman, S. L. Engelhard & M. Van De Kerk. 2014. Habitat collapse due to overgrazing threatens turtle conservation in marine protected areas. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281:20132890.
- Daltabuit Godás, M., H. Cisneros Reyes & E. Valenzuela Valdivieso. 2006. Globalización y turismo en el sur de Quintana Roo. *Estudios de cultura maya* 27:99-124.
- Dawes, C. J. 1986. Seasonal proximate constituents and caloric values in seagrasses and algae on the west coast of Florida. *Journal of Coastal Research*:25-32.
- Dawes, C. J. & J. M. Lawrence. 1979. Effects of blade removal on the proximate composition of the rhizome of the seagrass *Thalassia testudinum* Banks ex König. *Aquatic Botany* 7:255-266.
- De La Lanza Espino, G. 2004. Gran escenario de la zona costera y oceánica de México. *Ciencias*.
- De La Lanza Espino, G., M. A. Ortiz-Pérez & J. L. Carbajal-Pérez. 2013. Diferenciación hidrogeomorfológica de los ambientes costeros del Pacífico, del Golfo de México y del Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas* 2013:33-50.
- Del Río Salas, M. M. 2014. Estructura de la trama trófica en la laguna el Tóbari (Golfo de California) mediante isótopos estables de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Maestría en Biociencias, Universidad de Sonora, México.
- Deniro, M. J. & S. Epstein. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42:495-506.
- Deniro, M. J. & S. Epstein. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 45:341-351.

- Deutsch, C. J., J. P. Reid, R. K. Bonde, D. E. Easton, H. I. Kochman & T. J. O'shea. 2000. Seasonal movements, migratory behavior, and site fidelity of West Indian manatees along the Atlantic coast of the United States as determined by radio-telemetry, Final Report. Research Work Order No. 163. Florida cooperative fish and wildlife research unit, U.S. Geological Survey and University of Florida.
- Díaz-Ortíz, M., C. Nourisson & D. N. Castelblanco-Martínez. 2014. Presence and persistence of the West Indian manatee (*Trichechus manatus manatus*) after 15 years in the north of Quintana Roo, Mexico. *Sirenews* 61.
- Díaz López, C., J. M. Carrión Jiménez & J. L. González Bucio. 2006. Estudio de la contaminación por Hg, Pb, Cd y Zn en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Revista de la Sociedad Química del Perú* 72:19-31.
- Dillon, K. S. & J. P. Chanton. 2008. Nitrogen stable isotopes of macrophytes assess stormwater nitrogen inputs to an urbanized estuary. *Estuaries and Coasts* 31:360-370.
- Dirzo, R. 2001. Plant-mammal interactions: Lessons for our understanding of nature, and implications for biodiversity conservation. *Ecology: Achievement and challenge*:319-335.
- Dof. 1921. Diario Oficial de la Federación . Secretaría de Agricultura y Fomento. 25 de noviembre, México, D.F.
- Dof. 1994. Diario Oficial de la Federación. Norma Oficial Mexicana (NOM-059-ECOL-1994) que determina las especies y subespecies de flora y fauna silvestres terrestres y acuáticas en peligro de extinción, amenazadas, raras y las sujetas a protección especial, y que establece especificaciones para su protección. Tomo CDLXXXVIII (10), 16 de mayo. México, D. F.60 pp.
- Domning, D. P. 2001. Sirenians, seagrasses, and Cenozoic ecological change in the Caribbean. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 166:27-50.
- Duarte, C. M., A. Delgado-Huertas, A. Anton, P. Carrillo-De-Albornoz, D. C. López-Sandoval, S. Agusti, H. Almahasheer, N. Marbá, I. E. Hendriks & D. Krause-Jensen. 2018. Stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, $\delta^{18}\text{O}$, δD) composition and nutrient concentration of Red Sea primary producers. *Frontiers in Marine Science* 5:298.

- Duarte, C. M., J. W. Fourqurean, D. Krause-Jensen & B. Olesen. 2007. Dynamics of seagrass stability and change. Pages 271-294 in A. W. D. Larkum, R. J. Orth and C. M. Duarte eds. *Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation* Springer.
- Ehleringer, J. R. & T. E. Cerling. 2002. Stable Isotopes. The Earth system: biological and ecological dimensions of global environmental change, pp 544–550. in T. Munn ed. *Encyclopedia of Global Environmental Change*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Espinoza-Avalos, J. 1996. Distribution of seagrasses in the Yucatan Peninsula, Mexico. *Bulletin of Marine Science* 59:449-454.
- Espinoza-Avalos, J., H. Hernández-Arana, T. Álvarez-Legorreta, L. Quan-Young, J. Oliva-Rivera, M. Valdéz-Hernández, A. Zavala-Mendoza, G. Cruz-Piñón, C. López, A. Sepúlveda-Lozada, P. Worum-Ference, A. Villegas-Castillo & B. van-Tussenbroek. 2009. Vegetación acuática sumergida. Pages 28-40 in J. Espinoza-Avalos, G. Islebe and H. Hernández-Arana eds. *El sistema ecológico de la bahía de Chetumal/Corozal: costa occidental del Mar Caribe*.
- Euán-Ávila, J. I., M. D. L. Á. Liceaga-Correa & H. Rodríguez Sánchez. 2002. Caracterización de fuentes no puntuales de contaminación agrícola en el municipio de Othón P. Blanco en Quintana Roo, y su potencial influencia en la Bahía de Chetumal. Pages 197-204 in F. J. Rosado-May, R. Romero Mayo and A. D. J. Navarrete eds. *Contribuciones de la Ciencia al Manejo Costero Integrado de la Bahía de Chetumal y su Área de Influencia*. .
- Farquhar, G. D., J. R. Ehleringer & K. T. Hubick. 1989. Carbon isotope discrimination and photosynthesis. *Annual Review of Plant Biology* 40:503-537.
- Farquhar, G. D., M. H. O'leary & J. A. Berry. 1982. On the relationship between carbon isotope discrimination and the intercellular carbon dioxide concentration in leaves. *Functional Plant Biology* 9:121-137.
- Finner, A. M. 2013. Nutrition and hair: deficiencies and supplements. *Dermatologic Clinics* 31:167-172.
- Flores-Cascante, L., B. Morales-Vela, D. N. Castelblanco-Martínez, J. Padilla-Saldívar & N. Auil. 2013. Elementos de la dieta del manatí *Trichechus manatus manatus* en tres

- sitios importantes para la especie en México y Belice. *Revista Ciencias Marinas y Costeras*:25-36.
- France, R. 1995. Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: foodweb implications. *Marine Ecology Progress Series* 124:307-312.
- Freeze, R. A. & J. A. Cherry. 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc.
- Fry, B. 1984. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ ratios and the trophic importance of algae in Florida *Syringodium filiforme* seagrass meadows. *Marine Biology* 79:11-19.
- Fry, B. 2002. Conservative mixing of stable isotopes across estuarine salinity gradients: a conceptual framework for monitoring watershed influences on downstream fisheries production. *Estuaries* 25:264-271.
- Fry, B. 2006. *Stable isotope ecology*. Springer.
- Fry, B. & P. L. Parker. 1979. Animal diet in Texas seagrass meadows: $\delta^{13}\text{C}$ evidence for the importance of benthic plants. *Estuarine and Coastal Marine Science* 8:499-509.
- Fry, B., S. Saupe, M. Hullar & B. J. Peterson. 1993. Platinum-catalyzed combustion of DOC in sealed tubes for stable isotopic analysis. *Marine Chemistry* 41:187-193.
- Galbraith, H. 1998. Nutritional and hormonal regulation of hair follicle growth and development. *Proceedings of the Nutrition Society* 57:195-205.
- García Rubio, G., B. Schmook & I. Espejel Carvajal. 2005. Dinámica en el uso del suelo en tres ejidos cercanos a la ciudad de Chetumal, Quintana Roo. *Investigaciones Geográficas*:122-139.
- Gaspard, J. C., G. B. Bauer, D. A. Mann, K. Boerner, L. Denum, C. Frances & R. L. Reep. 2017. Detection of hydrodynamic stimuli by the postcranial body of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Journal of Comparative Physiology A* 203:111-120.
- Gomes-Borges, J. C., P. Guimarães-Araújo, D. Garcia-Anzolin & G. E. Cavalcanti De Miranda. 2008. Identificação de itens alimentares constituintes da dieta dos peixes-boi marinhos (*Trichechus manatus*) na região Nordeste do Brasil. *Biotemas* 21:77-81.

- González-Solis, A., D. Torruco & Á. D. Torruco-González. 2018. Biodiversidad de macroalgas en arrecifes coralinos de la Sonda de Campeche, el Caribe Mexicano y Belice. *Gayana Botánica* 75:501-511.
- Gormly, J. R. & R. F. Spalding. 1979. Sources and Concentrations of Nitrate-Nitrogen in Ground Water of the Central Platte Region, Nebraska. *Ground Water* 17:291-301.
- Grael-Castro, E. & L. Gález-Hita. 2002. Deterioro de la calidad de agua subterránea por el desarrollo poblacional: Cancún, Q. Roo. *Ingeniería* 6.
- Greaves, D. K., M. O. Hammill, J. D. Eddington, D. Pettipas & J. F. Schreer. 2004. Growth rate and shedding of vibrissae in the gray seal *Halichoerus grypus*: a cautionary note for stable isotope diet analysis. *Marine Mammal Science* 20:296-304.
- Green, E. P. & F. T. Short. 2003. World atlas of seagrasses. Prepared by the UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press, Berkeley, USA.
- Guerrero, R. & M. Berlanga. 2000. Isótopos estables: Fundamento y aplicaciones. *Actualidad. SEM* (29):30-17.
- Gunaratnam, P. & G. Wilkinson. 1983. A study of normal hair growth in the dog. *Journal of Small Animal Practice* 24:445-453.
- Guterres, M. G., M. Marmontel, D. M. Ayub, R. F. Singer & R. B. Singer. 2008. Anatomia e morfologia de plantas aquáticas da Amazônia utilizadas como potencial alimento por peixe-boi amazônico. Instituto Mamirauá.
- Hall-Aspland, S. A., T. L. Rogers & R. B. Canfield. 2005. Stable carbon and nitrogen isotope analysis reveals seasonal variation in the diet of leopard seals. *Marine Ecology Progress Series* 305:249-259.
- Handley, L. & J. A. Raven. 1992. The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. *Plant, Cell & Environment* 15:965-985.
- Harkey, M. R. 1993. Anatomy and physiology of hair. *Forensic Science International* 63:9-18.
- Harrigan, P., J. Zieman & S. Macko. 1989. The base of nutritional support for the gray snapper (*Lutjanus griseus*): an evaluation based on a combined stomach content and stable isotope analysis. *Bulletin of Marine Science* 44:65-77.

- Hartman, D. S. 1979. Ecology and behavior of the manatee (*Trichechus manatus*) in Florida. Special Publication No. 5. The American Society of Mammalogists. 153 pp.
- Heaton, T. 1985. Isotopic and chemical aspects of nitrate in the groundwater of the Springbok Flats. *Water, SA* 11:199-208.
- Heaton, T. H. 1986. Isotopic studies of nitrogen pollution in the hydrosphere and atmosphere: a review. *Chemical Geology: Isotope Geoscience Section* 59:87-102.
- Hedges, R. E., J. G. Clement, C. D. L. Thomas & T. C. O'Connell. 2007. Collagen turnover in the adult femoral mid-shaft: modeled from anthropogenic radiocarbon tracer measurements. *American Journal of Physical Anthropology: The Official Publication of the American Association of Physical Anthropologists* 133:808-816.
- Heinsohn, G. E. & W. R. Birch. 1972. Foods and feeding habits of the dugong, *Dugong dugong* (Erxleben), in northern Queensland, Australia. *Mammalia* 36:414-422.
- Hemminga, M. & M. Mateo. 1996a. Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology Progress Series* 140:285-298.
- Hemminga, M. A. & C. M. Duarte. 2000. *Seagrass ecology*. Cambridge University Press.
- Hemminga, M. A. & M. A. Mateo. 1996b. Stable carbon isotopes in seagrasses: variability in ratios and use in ecological studies. *Marine Ecology Progress Series* 140:285-298.
- Herrera-Sansores, J. C. 2011. Capítulo 1. Descripción física. Clima. in C. Pozo, N. Armijo-Canto and S. Calmé eds. *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I. EL Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD). México. D. F.*
- Herrera-Sansores, J. C. & J. D. Heredia-Escobedo. 2011. Capítulo 1. Descripción física. Recursos hídricos. in C. Pozo, N. Armijo-Canto and S. Calmé eds. *Riqueza Biológica de Quintana Roo. Un análisis para su conservación, Tomo I. EL Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (Conabio), Gobierno del Estado de Quintana Roo y Programa de Pequeñas Donaciones (PPD). México. D. F.*

- Herrera-Silveira, J. A. 2006. Lagunas Costeras de Yucatan (SE, México) Investigación, Diagnóstico y Manejo. ECOTROPICOS 19 (2): 94-108 2006 19:94-108.
- Herrera-Silveira, J. A., N. Aranda, L. Troccoli-Ghinaglia, F. A. Comín & C. Madden. 2005. Eutrofización costera en la Península de Yucatán. Pages 28 *in* Semarnat, Inecc and Harte_Research_Institute_for_Gulf_of_Mexico_Studies eds. *Diagnóstico Ambiental del Golfo de México 2*.
- Herrera-Silveira, J. A. & S. M. Morales-Ojeda. 2010. Subtropical Karstic Coastal Lagoon Assessment, Southeast Mexico. Pages 307-333 *in* M. J. Kennish and H. W. Paerl eds. *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change*. CRC. Press, Florida.
- Hirales-Cota, M., J. Espinoza-Avalos, B. Schmook, A. Ruiz-Luna & R. Ramos-Reyes. 2010. Agentes de deforestación de manglar en Mahahual-Xcalak, Quintana Roo, sureste de México. *Ciencias marinas* 36:147-159.
- Hirons, A. C., D. M. Schell & D. J. St. Aubin. 2001. Growth rates of vibrissae of harbor seals (*Phoca vitulina*) and Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Canadian Journal of Zoology* 79:1053-1061.
- Hobson, K. A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia* 120:314-326.
- Hobson, K. A., D. M. Schell, D. Renouf & E. Noseworthy. 1996. Stable carbon and nitrogen isotopic fractionation between diet and tissues of captive seals: implications for dietary reconstructions involving marine mammals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:528-533.
- Hobson, K. A., J. L. Sease, R. L. Merrick & J. F. Piatt. 1997. Investigating trophic relationships of pinnipeds in Alaska and Washington using stable isotope ratios of nitrogen and carbon. *Marine Mammal Science* 13:114-132.
- Hood, G. A. & D. G. Larson. 2015. Ecological engineering and aquatic connectivity: a new perspective from beaver-modified wetlands. *Freshwater Biology* 60:198-208.
- Ine-Semarnap. 2000. Estrategia ambiental para la gestión integrada de la zona costera de México, Propuesta, México.
- Inegi. 2010. Censo de Población y Vivienda 2010.

- Inger, R., A. Jackson, A. Parnell & S. Bearhop. 2010. SIAR V4 (Stable Isotope Analysis in R): an ecologist's guide.
- Jackson, A. 2020. Introduction to SIBER.
- Jaramillo Londoño, Á. 2009. Estudio de la biología trófica de cinco especies de peces bentónicos de la costa de Cullera. Relaciones con la acumulación de metales pesados.
- Jefferson, T. A., S. Leatherwood & M. A. Webber. 1993. Marine mammals of the world. Food & Agriculture Org.
- Joseph, I., D. G. Mathew, P. Sathyan & G. Vargheese. 2011. The use of insects in forensic investigations: An overview on the scope of forensic entomology. *Journal of Forensic Dental Sciences* 3:89.
- Kamermans, P., M. A. Hemminga, J. F. Tack, M. A. Mateo, N. Marbà, M. Mtolera, J. Stapel, A. Verheyden & T. Van Daele. 2002. Groundwater effects on diversity and abundance of lagoonal seagrasses in Kenya and on Zanzibar Island (East Africa). *Marine Ecology Progress Series* 231:75-83.
- Keeley, J. E. & D. Sandquist. 1992. Carbon: freshwater plants. *Plant, Cell & Environment* 15:1021-1035.
- Kernaléguen, L., B. Cazelles, J. P. Arnould, P. Richard, C. Guinet & Y. Cherel. 2012. Long-term species, sexual and individual variations in foraging strategies of fur seals revealed by stable isotopes in whiskers. *PLoS ONE* 7:e32916.
- Kernaléguen, L., N. Dorville, D. Ierodiaconou, A. J. Hoskins, A. M. Baylis, M. A. Hindell, J. Semmens, K. Abernathy, G. J. Marshall & Y. Cherel. 2016. From video recordings to whisker stable isotopes: a critical evaluation of timescale in assessing individual foraging specialisation in Australian fur seals. *Oecologia* 180:657-670.
- Khan, S., N. Ishikawa, T. Hattori, A. Tajima & M. Qureshi. 2012. Effect Of Pregnancy On Body Hair Growth In Dairy Cattle. *J Anim Plant Sci* 22:2012.
- Kohl, D. H., G. B. Shearer & B. Commoner. 1973. Variation of ^{15}N in corn and soil following application of fertilizer Nitrogen. *Soil Science Society of America Journal* 37:888-892.

- Kreitler, C. W. 1975. Determining the source of nitrate in ground water by nitrogen isotope studies. University of Texas. Bur. Econ. Geol. Rep. Invest. No. 83. Pages 57.
- Kreitler, C. W., S. E. Ragone & B. G. Katz. 1978. $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ Ratios of Ground-Water Nitrate, Long Island, New York. *Groundwater* 16:404-409.
- Kuntner, M., L. J. May-Collado & I. Agnarsson. 2011. Phylogeny and conservation priorities of afrotherian mammals (Afrotheria, Mammalia). *Zoologica Scripta* 40:1-15.
- Kurle, C. M. & G. A. Worthy. 2002. Stable nitrogen and carbon isotope ratios in multiple tissues of the northern fur seal *Callorhinus ursinus*: implications for dietary and migratory reconstructions. *Marine Ecology Progress Series* 236:289-300.
- Landero Figueroa, M. M. 2010. Distribución espacial del manatí (*Trichechus manatus manatus*) en bahía de la Ascensión, Quintana Roo. Maestro en Ciencias Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (CINVESTAV-IPN), Unidad Mérida.
- Landero, M. M., M. D. L. Á. Liceaga-Correa & B. Morales-Vela. 2014. Ecological distribution of manatee (*Trichechus manatus manatus*) in Bahía de la Ascensión, Mexico. *Marine Mammal Science* 30:1581-1588.
- Langdon, J. H. 1999. Parsimony of aquatic and terrestrial hypotheses: how many hypotheses do we need? . Water and Human Evolution Symposium Proceedings: 30 April, 1999.
- Lapointe, B. E., P. J. Barile & W. R. Matzie. 2004. Anthropogenic nutrient enrichment of seagrass and coral reef communities in the Lower Florida Keys: discrimination of local versus regional nitrogen sources. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308:23-58.
- Lapointe, B. E. & M. W. Clark. 1992. Nutrient inputs from the watershed and coastal eutrophication in the Florida Keys. *Estuaries* 15:465-476.
- Lebeau, M. A., M. A. Montgomery & J. D. Brewer. 2011. The role of variations in growth rate and sample collection on interpreting results of segmental analyses of hair. *Forensic Science International* 210:110-116.
- Lefebvre, L., M. Marmontel, J. P. Reid, G. B. Rathbun & D. P. Domning. 2001. Status and biogeography of the West Indian manatee. In: Woods, Ch.A., Sergile, F.E. (Eds.),

- Biogeography of the West Indies, Patterns and perspectives, second ed. CRC, Boca Raton, FL.:pp. 425–474.
- León Álvarez, D., C. Candelaria Silva, P. Hernández Almaraz & H. León Tejera. 2012. Géneros de algas marinas tropicales de México I. Algas Verdes. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Lesage, V. 1999. Trophic relationships, seasonal diving activity and movements of harbour seals, *Phoca vitulina concolor*, in the St. Lawrence River Estuary, Canada.
- Lima, R. P. 2008. Distribuição espacial e temporal de peixes-bois (*Trichechus manatus*) reintroduzidos no litoral nordestino e avaliação da primeira década (1994-2004) do programa de reintrodução. Doutor em Oceanografia, Universidad Federal de Pernambuco.
- Ling, J. 1977. Vibrissae of marine mammals. In 'Functional Anatomy of Marine Mammals. Vol. 3' (Ed. RJ Harrison.) pp. 387–415. Academic Press: London.
- Littler, D. S. & M. M. Littler. 2000. Caribbean reef plants. Offshore Graphics, Washington , D. C.
- Lodge, D. M. 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. Aquatic Botany 41:195-224.
- Loneragan, N., S. E. Bunn & D. Kellaway. 1997. Are mangroves and seagrasses sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable-isotope study. Marine Biology 130:289-300.
- Lübcker, N., R. Condit, R. S. Beltran, P. N. De Bruyn & M. N. Bester. 2016. Vibrissal growth parameters of southern elephant seals *Mirounga leonina*: obtaining fine-scale, time- based stable isotope data. Marine Ecology Progress Series 559:243-255.
- Maberly, S., J. Raven & A. Johnston. 1992. Discrimination between ^{12}C and ^{13}C by marine plants. Oecologia 91:481-492.
- Macavoy, S., V. Bacalan, M. Kazantseva, J. Rhodes & K. Kim. 2015. Sulfur isotopes show importance of freshwater primary production for Florida manatees. Marine Mammal Science 31:720-725.

- Macfadden, B., P. Higgins, M. Clementz & D. Jones. 2004. Diets, habitat preferences, and niche differentiation of Cenozoic sirenians from Florida: evidence from stable isotopes. *Paleobiology* 30:297-324.
- Magnon-Basnier, C. 2002. El Río Hondo como componente hidrológico de la Bahía de Chetumal y como corredor biológico compartido amenazado. *in* F. J. Rosado-May, R. Romero Mayo and A. D. J. Navarrete eds. *Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la bahía de Chetumal y su área de influencia*.
- Magnon, C. 1993. Diagnóstico del Distrito de riego 102, Rio Hondo. Gerencia estatal de la Comisión Nacional de Agua en Quintana Roo.
- Mariotti, A. 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ^{15}N abundance measurements. *Nature* 303:685.
- Mariotti, A., F. Mariotti, N. Amarger, G. Pizelle, J. Ngambi, M. Champigny & A. Moyses. 1980. Fractionnements isotopiques de l'azote lors des processus d'absorption des nitrates et de fixation de l'azote atmosphérique par les plantes. *Physiologie Végétale*.
- Marshall, C. D., G. D. Huth, V. M. Edmonds, D. L. Halin & R. L. Reep. 1998. Prehensile use of perioral bristles during feeding and associated behaviors of the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Marine Mammal Science* 14:274-289.
- Marshall, C. D., P. S. Kubilis, G. D. Huth, V. M. Edmonds, D. L. Halin & R. L. Reep. 2000. Food-handling ability and feeding-cycle length of manatees feeding on several species of aquatic plants. *Journal of Mammalogy* 81:649-658.
- Marshall, C. D., H. Maeda, M. Iwata, M. Furuta, S. Asano, F. Rosas & R. L. Reep. 2003. Orofacial morphology and feeding behaviour of the dugong, Amazonian, West African and Antillean manatees (Mammalia: Sirenia): functional morphology of the muscular-vibrissal complex. *Journal of Zoology* 259:245-260.
- Marshall, K. N., N. T. Hobbs & D. J. Cooper. 2013. Stream hydrology limits recovery of riparian ecosystems after wolf reintroduction. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 280:20122977.

- Mateo, M. A., J. P. Ferrio & J. L. Arais. 2004. Isótopos estables en fisiología vegetal. Pages 113-160 in M. J. Reigosa, N. Pedrol and A. Sánchez eds. *La ecofisiología vegetal, una ciencia de síntesis*. Paraninfo, SA Madrid.
- May-Kú, M. A., P.-L. Ardisson & U. Ordóñez-López. 2010. Morphological variation of *Thalassia testudinum* in two shallow coastal environments from the southeastern Gulf of Mexico. *Botanica Marina* 53:449-455.
- Mcclelland, J. W., I. Valiela & R. H. Michener. 1997. Nitrogen-stable isotope signatures in estuarine food webs: a record of increasing urbanization in coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* 42:930-937.
- Mccusker, E. M., P. H. Ostrom, N. E. Ostrom, J. D. Jeremiason & J. E. Baker. 1999. Seasonal variation in the biogeochemical cycling of seston in Grand Traverse Bay, Lake Michigan. *Organic Geochemistry* 30:1543-1557.
- Mchuron, E., S. Walcott, J. Zeligs, S. Skrovan, D. Costa & C. Reichmuth. 2016. Whisker growth dynamics in two North Pacific pinnipeds: implications for determining foraging ecology from stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series* 554:213-224.
- Mchuron, E. A., R. R. Holser & D. P. Costa. 2018. What's in a whisker? Disentangling ecological and physiological isotopic signals. *Rapid Communications in Mass Spectrometry* 33:57-66.
- Medina-Gómez, I. & J. A. Herrera-Silveira. 2003. Spatial characterization of water quality in a karstic coastal lagoon without anthropogenic disturbance: a multivariate approach. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 58:455-465.
- Meneses-Rodrigues, F. 2018. Ecologia alimentar e composição bromatológica de alimentos do peixe-boi-marinho (*Trichechus manatus*) na Paraíba. Mestre, Universidade Federal de Goiás.
- Merino, M., S. Czitrom, E. Jordán, E. Martín, P. Thomé & O. Moreno. 1990. Hydrology and rain flushing of the Nichupté lagoon system, Cancún, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 30:223-237.

- Merino, M., A. González, E. Reyes, M. Gallegos & S. Czitrom. 1992. Eutrophication in the lagoons of Cancún, México. Pages 861-870 in R. A. Vollenweider, R. Marchetti and R. Viviani eds. *Marine Coastal Eutrophication*. Elsevier.
- Metcalf, C. D., P. A. Beddows, G. G. Bouchot, T. L. Metcalfe, H. Li & H. Van Lavieren. 2011. Contaminants in the coastal karst aquifer system along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Environmental Pollution* 159:991-997.
- Mignucci-Giannoni, A. A. & C. A. Beck. 1998. The diet of the manatee (*Trichechus manatus*) in Puerto Rico. *Marine Mammal Science* 14:394-397.
- Mignucci-Giannoni, A. A., R. A. Montoya-Ospina, N. M. Jiménez-Marrero, M. A. Rodríguez-López, E. H. Williams Jr & R. K. Bonde. 2000. Manatee mortality in Puerto Rico. *Environmental Management* 25:189-198.
- Morales-Vela, B. & L. D. Olivera-Gómez. 1994a. Distribución espacial y estimación poblacional de los manatíes en la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Rev. Inv. Cient., UABCS* 2.
- Morales-Vela, B. & L. D. Olivera-Gómez. 1994b. Distribución y abundancia del manatí en la reserva de la Biósfera de Sian Ka'an, Q. Roo, México: 1992-1994. Sian Ka'an, Serie Documentos 2.
- Morales-Vela, B. & L. D. Olivera-Gómez. 1997. Distribución del manatí (*Trichechus manatus*) en la costa norte y centro-norte del estado de Quintana Roo, México. *Anales del Instituto de Biología Universidad Autónoma de México. Serie Zoología* 68.
- Morales-Vela, B., L. D. Olivera-Gómez & 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. NMM01-CONACYTN9301-2017. 131 pp.
- Morales-Vela, B., L. D. Olivera-Gómez, J. E. Reynolds & G. B. Rathbun. 2000. Distribution and habitat use by manatees (*Trichechus manatus manatus*) in Belize and Chetumal Bay, Mexico. *Biological Conservation* 95:67-75.
- Morales-Vela, B. & J. Padilla-Saldívar. 2001. Los manatíes en Quintana Roo. ECOFRONTERAS. *Gaceta ECOSUR* 14:7-9.

- Morales-Vela, B. & J. Padilla-Saldívar. 2009. Demografía, ecología y salud de la población de manatíes (*Trichechus manatus manatus*) en Quintana Roo, y su variación y representación genética en México.
- Morales-Vela, B., J. Saldívar-Padilla & A. A. Mignucci-Giannoni. 2003. Status of the manatee (*Trichechus manatus*) along the northern and western coasts of the Yucatan Peninsula, Mexico. *Caribbean Journal of Science* 39:42-49.
- Murphy, W. J., T. H. Pringle, T. A. Crider, M. S. Springer & W. Miller. 2007. Using genomic data to unravel the root of the placental mammal.
- Mutchler, T., K. H. Dunton, A. Townsend-Small, S. Fredriksen & M. K. Rasser. 2007. Isotopic and elemental indicators of nutrient sources and status of coastal habitats in the Caribbean Sea, Yucatan Peninsula, Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 74:449-457.
- Mutchler, T., R. F. Mooney, S. Wallace, L. Podsim, S. Fredriksen & K. H. Dunton. 2010. Origins and fate of inorganic-nitrogen from land to coastal ocean on the Yucatan Peninsula, Mexico. Pages 285-305 in M. J. Kennish and H. W. Paerl eds. *Coastal Lagoons Critical Habitats of Environmental Change*. CRC. Press, Florida.
- Myers, R. J. & J. B. Hamilton. 1951. Regeneration and rate of growth of hairs in man. *Annals of the New York Academy of Sciences* 53:562-568.
- Newsome, S. D., M. T. Clementz & P. L. Koch. 2010. Using stable isotope biogeochemistry to study marine mammal ecology. *Marine Mammal Science* 26:509-572.
- Niño-Torres, C. A., J. P. Gallo-Reynoso, F. Galván-Magaña, E. Escobar-Briones & S. A. Macko. 2006. Isotopic analysis of $\delta^{13}\text{C}$, $\delta^{15}\text{N}$, and $\delta^{34}\text{S}$ “a feeding tale” in teeth of the longbeaked common dolphin, *Delphinus capensis*. *Marine Mammal Science* 22:831-846.
- Normande, I. C., F. D. O. Luna, A. C. Mendes Malhado, J. C. Gomes Borges, P. C. Viana Junior, F. L. Niemeyer Attademo & R. J. Ladle. 2015. Eighteen years of Antillean manatee *Trichechus manatus manatus* releases in Brazil: lessons learnt. *Oryx* 49:338-344.

- Normande, I. C., A. C. Malhado, J. Reid, P. Viana, P. Savaget, R. Correia, F. Luna & R. Ladle. 2016. Post-release monitoring of Antillean manatees: an assessment of the Brazilian rehabilitation and release programme. *Animal Conservation* 19:235-246.
- Nourisson, C., B. Morales-Vela, J. Padilla-Saldívar, K. P. Tucker, A. Clark, L. D. Olivera-Gómez, R. Bonde & P. McGuire. 2011. Evidence of two genetic clusters of manatees with low genetic diversity in Mexico and implications for their conservation. *Genetica* 139:833-842.
- Null, K. A., K. L. Knee, E. D. Crook, N. R. De Sienes, M. Rebolledo-Vieyra, L. Hernández-Terrones & A. Paytan. 2014. Composition and fluxes of submarine groundwater along the Caribbean coast of the Yucatan Peninsula. *Continental Shelf Research* 77:38-50.
- O'leary, M. H. 1981. Carbon isotope fractionation in plants. *Phytochemistry* 20:553-567.
- O'leary, M. H. 1988. Carbon isotopes in photosynthesis. *Bioscience* 38:328-336.
- Ohnemus, U., M. Uenalan, J. Inzunza, J.-A. Gustafsson & R. Paus. 2006. The hair follicle as an estrogen target and source. *Endocrine Reviews* 27:677-706.
- Olin, J. A., N. E. Hussey, S. A. Rush, G. R. Poulakis, C. A. Simpfendorfer, M. R. Heupel & A. T. Fisk. 2013. Seasonal variability in stable isotopes of estuarine consumers under different freshwater flow regimes. *Marine Ecology Progress Series* 487:55-69.
- Olivera-Gómez, L. D. & E. Mellink. 2005. Distribution of the Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) as a function of habitat characteristics, in Bahía de Chetumal, Mexico. *Biological Conservation* 121:127-133.
- Onu. 2015. Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.
- Ops & Oms. 1980. Organización Panamericana de la Salud. Organización Mundial de la Salud. Nitratos, nitritos y compuestos de N-nitroso. *Criterios de salud ambiental* 5. pp. 21-25. .
- Ortiz, P. & G. De La Lanza. 2006. Diferenciación del espacio costero de México: un inventario regional. Instituto de Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 138 p.

- Owen-Smith, R. N. 1988. Megaherbivores: the influence of very large body size on ecology. Cambridge university press.
- Pablo-Rodríguez, N., L. D. Olivera-Gómez, D. Aurióles-Gamboa & M. E. Vega-Cendejas. 2016. Seasonal differences in the feeding habits of the Antillean manatee population (*Trichechus manatus manatus*) in the fluvial-lagoon systems of Tabasco, Mexico. Marine Mammal Science 32:363-375.
- Pacheco Ávila, J. & A. Cabrera Sansores. 2003. Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas. Ingeniería 7:47-54.
- Park, R. & S. Epstein. 1960. Carbon isotope fractionation during photosynthesis. Geochimica. et Cosmochimica Acta 21.
- Parnell, A. C., R. Inger, S. Bearhop & A. L. Jackson. 2010. Source partitioning using stable isotopes: coping with too much variation. PLoS ONE 5.
- Pérez-Villegas, G. & E. Carrascal. 2000. El desarrollo turístico en Cancún, Quintana Roo y sus consecuencias sobre la cubierta vegetal. Investigaciones Geográficas:145-166.
- Perry, C. & W. Dennison. 1999. Microbial nutrient cycling in seagrass sediments. AGSO Journal of Australian Geology and Geophysics 17:227-232.
- Peterson, B. J. 1999. Stable isotopes as tracers of organic matter input and transfer in benthic food webs: a review. Acta Oecologica 20:479-487.
- Peterson, B. J. & B. Fry. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. Annual Review of Ecology and Systematics:293-320.
- Pnuma. 1995. Plan de Manejo Regional para el Manatí Antillano, *Trichechus manatus*. Informe Técnico del PAC No. 35. Programa Ambiental del Caribe del PNUMA, Kingston, Jamaica, 1995.
- Powell, J. A., D. W. Belitsky & G. B. Rathbun. 1981. Status of the West Indian manatee (*Trichechus manatus*) in Puerto Rico. Journal of mammalogy 62:642-646.
- Provancha, J. A. & C. R. Hall. 1991. Observations of association between seagrass beds and manatees in East Central Florida. Florida Scientist 54:87-98.
- Pugliares, K. R., A. Bogomolni, K. M. Touhey, S. M. Herzig, C. T. Harry & M. J. Moore. 2007. Marine mammal necropsy: an introductory guide for stranding responders and

- field biologists. Pages 117. Woods Hole Oceanographic Institution Technical Document.
- Quintana-Rizzo, E., & Reynolds, J. E. I. 2010. Plan de Manejo Regional para el Manatí de las Indias Occidentales (*Trichechus manatus*).
- R Core, Team. 2019. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ramírez Palomeque, T. L. 2013. Contribución al conocimiento de la dinámica trófica de la Bahía de Chetumal basado en uso de isótopos estables $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$. Licenciada en Manejo de Recursos Naturales, Universidad de Quintana Roo. México.
- Randall, V. A. & F. Ebling. 1991. Seasonal changes in human hair growth. *British Journal of Dermatology* 124:146-151.
- Rao, R., A. Woitchik, L. Goeyens, A. Van Riet, J. Kazungu & F. Dehairs. 1994. Carbon, nitrogen contents and stable carbon isotope abundance in mangrove leaves from an east African coastal lagoon (Kenya). *Aquatic Botany* 47:175-183.
- Rashed, M. N. & M. Soltan. 2005. Animal hair as biological indicator for heavy metal pollution in urban and rural areas. *Environmental Monitoring and Assessment* 110:41-53.
- Rau, G., A. Mearns, D. Young, R. Olson, H. Schafer & I. Kaplan. 1983. Animal C/C correlates with trophic level in pelagic food webs. *Ecology* 64:1314-1318.
- Rau, G., J. Tetssie, F. Rassoulzadegan & S. Fowler. 1990. $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ and $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ variations among size fractionated marine particles: implications for their origin and trophic relationship. *Marine Ecology Progress Series* 59:33-38.
- Rea, L. D., A. M. Christ, A. B. Hayden, V. K. Stegall, S. D. Farley, C. A. Stricker, J. a. E. Mellish, J. M. Maniscalco, J. N. Waite & V. N. Burkanov. 2015. Age - specific vibrissae growth rates: a tool for determining the timing of ecologically important events in Steller sea lions. *Marine Mammal Science* 31:1213-1233.

- Reep, R., C. Marshall, M. Stoll & D. Whitaker. 1998. Distribution and innervation of facial bristles and hairs in the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Marine Mammal Science* 14:257-273.
- Reep, R. L., J. C. Gaspard, D. K. Sarko, F. L. Rice, D. A. Mann & G. B. Bauer. 2011. Manatee vibrissae: evidence for a “lateral line” function. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1225:101-109.
- Reep, R. L., C. D. Marshall & M. L. Stoll. 2002. Tactile hairs on the postcranial body in Florida manatees: a mammalian lateral line? *Brain, Behavior and Evolution* 59:141-154.
- Reep, R. L., M. L. Stoll, C. D. Marshall, B. L. Homer & D. A. Samuelson. 2001. Microanatomy of facial vibrissae in the Florida manatee: the basis for specialized sensory function and oripulation. *Brain, Behavior and Evolution* 58:1-14.
- Reich, K. J., K. A. Bjorndal & C. Martínez Del Rio. 2008. Effects of growth and tissue type on the kinetics of ^{13}C and ^{15}N incorporation in a rapidly growing ectotherm. *Oecologia* 155:651-663.
- Reich, K. J. & G. A. Worthy. 2006. An isotopic assessment of the feeding habits of free-ranging manatees. *Marine Ecology Progress Series* 322:303-309.
- Reynolds Iii, J. E., J. a. J. Powell & C. R. Taylor. 2017. Manatees: *Trichechus manatus*, *T. senegalensis*, and *T. inunguis*. Pages 1190 in W. F. Perrin, B. Würsig and J. G. M. Thewissen eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, C.A.
- Reynolds Iii, J. E. & J. J. A. Powell. 2000. The manatees -Family Trichechidae (*Trichechus manatus*, *T. senegalensis*, and *T. inunguis*). En: W.F. Perrin, B. Würsig y H. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*, Academic Press, San Diego, California.709–720.
- Rice, F. L., A. Mance & B. L. Munger. 1986. A comparative light microscopic analysis of the sensory innervation of the mystacial pad. I. Innervation of vibrissal follicle-sinus complexes. *Journal of Comparative Neurology* 252:154-174.

- Rioja-Nieto, R., R. Garza-Pérez, L. Álvarez-Filip, M.-T. Ismael & E. Cecilia. 2019. The Mexican caribbean: from Xcalak to holbox. Pages 637-653 in C. Sheppard ed. *World Seas: an Environmental Evaluation*. Elsevier.
- Roca, A. L., Y. Ishida, N. Nikolaidis, S.-O. Kolokotronis, S. Fratpietro, K. Stewardson, S. Hensley, M. Tisdale, G. Boeskorov & A. D. Greenwood. 2009. Genetic variation at hair length candidate genes in elephants and the extinct woolly mammoth. *BMC Evolutionary Biology* 9:232.
- Rodelli, M., J. Gearing, P. Gearing, N. Marshall & A. Sasekumar. 1984. Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia* 61:326-333.
- Rodríguez Juárez, L. A. 2011. $\delta^{15}\text{N}$ en *Thalassia testudinum* como indicador de impacto antropogénico en la región costera de Mahahual, Quintana Roo, México. Maestría en Ciencias en Manejo de Recursos Marinos, Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. México.
- Rojas-Minguer, A. & B. Morales-Vela. 2002. Metales en hueso y sangre de manatíes (*Trichechus manatus manatus*) de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. Contribuciones de la ciencia al manejo costero integrado de la Bahía de Chetumal y su área de influencia. Universidad de Quintana Roo, Chetumal, QR, México:133142.
- Rosas, R. & P. L. Andrade. 2015. Isotopos estables de nitrógeno y carbono para entender la ecología trófica de los organismos marinos. *Boletín de la Asociación Argentina de Malacología* 02/2015; 4(2):19-22.19-22.
- Rubio Maldonado, E., M. Murad Robles, R. Sanroque & J. Vicente. 2010. Crisis ambiental en la costa de Quintana Roo como consecuencia de una visión limitada de lo que representa el desarrollo sustentable. *Argumentos* (México, DF) 23:161-185.
- Ruiz-Halpern, S., S. A. Macko & J. W. Fourqurean. 2008. The effects of manipulation of sedimentary iron and organic matter on sediment biogeochemistry and seagrasses in a subtropical carbonate environment. *Biogeochemistry* 87:113-126.
- Rushton, D. 2002. Nutritional factors and hair loss. *Clinical and Experimental Dermatology: Clinical Dermatology* 27:396-404.

- Salazar-Vallejo, S., J. C. Zurita, N. González, F. Pérez-Castillo & H. Gamboa. 1993. Areas costeras protegidas de Quintana Roo. Biodiversidad marina y costera de México. CONABIO-CIQRO. Chetumal, QR:687-708.
- Sánchez-Páez, H., R. Álvarez-Leon, O. Guevara-Mancera, A. Zamora-Guzmán, H. Rodríguez-Cruz & H. Bravo-Pazmiño. 1997. Diagnóstico y zonificación preliminar de los manglares del Pacífico de Colombia. MINAMBIENTE/OIMT. Bogotá.
- Sánchez, A., M. C. Ortiz-Hernández, A. Talavera-Sáenz & S. Aguíñiga-García. 2013. Stable nitrogen isotopes in the turtle grass *Thalassia testudinum* from the Mexican Caribbean: implications of anthropogenic development. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 135:86-93.
- Sarko, D. K., R. L. Reep, J. E. Mazurkiewicz & F. L. Rice. 2007. Adaptations in the structure and innervation of follicle - sinus complexes to an aquatic environment as seen in the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Journal of Comparative Neurology* 504:217-237.
- Sarko, D. K., F. L. Rice & R. L. Reep. 2011. Mammalian tactile hair: divergence from a limited distribution. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1225:90-100.
- Sarukhán, J., P. Koleff, J. Carabias, J. Soberón, R. Dirzo, J. Llorente-Bousquets & S. Anta. 2009. Capital natural de México. Síntesis: conocimiento actual, evaluación y perspectivas de sustentabilidad. México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, 100.
- Sct. 2008. Programa Rector de Desarrollo Costero del Estado de Quintana Roo.
- Schneider, C. A., W. S. Rasband & K. W. Eliceiri. 2012. NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods* 9:671-675.
- Schramm, K.-W. 2008. Hair-biomonitoring of organic pollutants. *Chemosphere* 72:1103-1111.
- Sectur. 2018. Compendio estadístico del turismo en México.
- Seewald, J. S., W. E. Seyfried Jr & W. C. Shanks Iii. 1994. Variations in the chemical and stable isotope composition of carbon and sulfur species during organic-rich sediment

- alteration: an experimental and theoretical study of hydrothermal activity at Guaymas Basin, Gulf of California. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 58:5065-5082.
- Self-Sullivan, C. & A. Mignucci-Giannoni. 2008. *Trichechus manatus* ssp. *manatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T22105A9359161.
- Semarnat. 2000. Ley General de Vida Silvestre, Conservación y Aprovechamiento Sustentable. Diario Oficial de la Federación. Julio 3 de 2000.
- Semarnat & Conagua. 2015. Inventario Nacional de Plantas Municipales de Potabilización y de Tratamiento de Aguas Residuales en Operación.
- Shearer, G., D. H. Kohl & S. H. Chien. 1978. The Nitrogen-15 abundance in a wide variety of soils. *Soil Science Society of America Journal* 42:899-902.
- Sheppard, J. K., A. R. Preen, H. Marsh, I. R. Lawler, S. D. Whiting & R. E. Jones. 2006. Movement heterogeneity of dugongs, *Dugong dugon* (Müller), over large spatial scales. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 334:64-83.
- Sutherland, W. J., I. Newton & R. Green. 2004. Diet and foraging behavior. In: *Bird ecology and conservation: a handbook of techniques*. Oxford University Press, New York.
- Tieszen, L. L., T. W. Boutton, K. G. Tesdahl & N. A. Slade. 1983. Fractionation and turnover of stable carbon isotopes in animal tissues: implications for $\delta^{13}\text{C}$ analysis of diet. *Oecologia* 57:32-37.
- Torres, M. & M. Rivera. 1989. Plan de manejo para los manglares de Puerto Rico.
- Tran, K. C., D. Valdes, J. Euan, E. Real & E. Gil. 2002. Status of water quality at Holbox Island, Quintana Roo State, Mexico. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 5:173-189.
- Tyrrell, L. P., S. D. Newsome, M. L. Fogel, M. Viens, R. Bowden & M. J. Murray. 2013. Vibrissae growth rates and trophic discrimination factors in captive southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *Journal of Mammalogy* 94:331-338.
- U.S.Fish & Wildlifeservice. 2001. Florida manatee recovery plan, (*Trichechus manatus latirostris*), Third revision. U.S. Fish and Wildlife Service. Atlanta, Georgia. .

- Umezawa, Y., T. Miyajima, M. Yamamuro, H. Kayanne & I. Koike. 2002. Fine-scale mapping of land-derived nitrogen in coral reefs by $\delta^{15}\text{N}$ in macroalgae. *Limnology and Oceanography* 47:1405-1416.
- Valadez-Cruz, F., G. Rosiles-González & A. Ortega-Rubio. 2014. Diversidad de algas en la Reserva de la Biósfera Sian Ka'an, Quintana Roo. *Investigación y Ciencia* 22:23-36.
- Valadez-Cruz, F., G. Rosiles-González & A. Ortega-Rubio. 2015. Potenciales bioindicadores del elenco ficológico de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. Pages 285-313 in A. Ortega-Rubio, M. J. Pinkus-Rendón and I. C. Espitia-Moreno eds. *Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México. Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S. C., La Paz B. C. S., Universidad Autónoma de Yucatán, Mérida, Yucatán y Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán, México*
- Valderrama-Landeros, L. H., M. T. Rodríguez-Zúñiga, C. Troche-Souza, S. Velázquez-Salazar, E. Villeda-Chávez, J. A. Alcántara-Maya, B. Vázquez-Balderas, M. I. Cruz-López & R. Ressler. 2017. Manglares de México: actualización y exploración de los datos del sistema de monitoreo 1970/1980–2015. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. Ciudad de México, 128 pp.
- Valdez-Cruz, F., G. Rosiles-González & A. Ortega-Rubio. 2015. Potenciales Bioindicadores del Elenco Ficológico de la Reserva de la Biosfera Sian Ka'an. in A. Ortega-Rubio, M. J. Pinkus-Rendón and I. C. Espitia-Moreno eds. *Las Áreas Naturales Protegidas y la Investigación Científica en México.*
- van Tussenbroek, B., K. Hermus & T. Tahey. 1996. *Thalassia testudinum* (Banks ex König) biomass and growth in a shallow tropical lagoon system, in relation to tourist development. *Caribbean Journal of Science* 32:357-364.
- van Tussenbroek, B. I., M. G. Barba Santos, J. G. R. Wong, J. K. Van Dijk & M. Waycott. 2010. Guía de los pastos marinos tropicales del Atlántico oeste. A guide to The tropical seagrasses of the Western Atlantic. Universidad Nacional Autónoma de México.

- van Tussenbroek, B. I., J. Cortés, R. Collin, A. C. Fonseca, P. M. Gayle, H. M. Guzmán, G. E. Jácome, R. Juman, K. H. Koltés & H. A. Oxenford. 2014. Caribbean-wide, long-term study of seagrass beds reveals local variations, shifts in community structure and occasional collapse. *PLoS ONE* 9:e90600.
- Vander Zanden, M., G. Cabana & J. Rasmussen. 1997. Comparing the trophic position of littoral fish estimated using stable nitrogen isotopes ($\delta^{15}\text{N}$) and dietary data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54:1142-1158.
- Vilchis, M. I., K. M. Dreckmann, E. García-Trejo, O. E. Hernández & A. Sentías. 2018. Patrones de distribución de las grandes macroalgas en el Golfo de México y Caribe mexicano. Una contribución a la biología de la conservación. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 89:183-192.
- Vogel, J. C. 1993. Variability of carbon isotope fractionation during photosynthesis. in J. R. Ehleringer, A. E. Hall and G. D. Farquhar eds. *Stable Isotopes and Plant Carbon-Water Relations*. Academic Press San Diego.
- Wada, E. & A. Hattori. 1976. Natural abundance of ^{15}N in particulate organic matter in the North Pacific Ocean. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 40:249-251.
- Walker, J. L. & S. A. Macko. 1999. Dietary studies of marine mammals using stable carbon and nitrogen isotopic ratios of teeth. *Marine Mammal Science* 15:314-334.
- Walker, J. L., C. W. Potter & S. A. Macko. 1999. The diets of modern and historic bottlenose dolphin populations reflected through stable isotopes. *Marine Mammal Science* 15:335-350.
- Wallace, M. L. & B. R. Smoller. 1998. Estrogen and progesterone receptors in androgenic alopecia versus alopecia areata. *The American Journal of Dermatopathology* 20:160-163.
- Waycott, M., C. M. Duarte, T. J. Carruthers, R. J. Orth, W. C. Dennison, S. Olyarnik, A. Calladine, J. W. Fourqurean, K. L. Heck & A. R. Hughes. 2009. Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106:12377-12381.

- Yamamuro, M., K. Aketa & S. Uchida. 2004. Carbon and nitrogen stable isotope ratios of the tissues and gut contents of a dugong from the temperate coast of Japan. *Mammal Study* 29:179-183.
- Yamamuro, M., H. Kayanne & H. Yamano. 2003. $\delta^{15}\text{N}$ of seagrass leaves for monitoring anthropogenic nutrient increases in coral reef ecosystems. *Marine Pollution Bulletin* 46:452-458.
- Zar, J. H. 2010. *Biostatistical Analysis*. 5th (ed).
- Zhao, L. & D. M. Schell. 2004. Stable isotope ratios in harbor seal *Phoca vitulina* vibrissae: effects of growth patterns on ecological records. *Marine Ecology Progress Series* 281:267-273.

VIII. ANEXOS

Anexo 1. Especies de vegetación acuática y semiacuática colectadas en el Caribe mexicano, indicando el año, época, ambiente y zona de colecta.

No.	Especie	Año	Época	Ambiente	Zona
Pastos					
1	<i>Halodule wrightii</i> (n: 49)	2017/2018	LL, S, N	M, S	N, C, S
2	<i>Ruppia marítima</i> (n: 7)	2017	LL, N	M, S	C, S
3	<i>Ruppia</i> sp. (n: 4)	2017/2018	S, N	M, S, AD	C, S
4	<i>Syringodium filiforme</i> (n: 24)	2017/2018	LL, S, N	M	N, C, S
5	<i>Thalassia testudinum</i> (n: 46)	2017/2018	LL, S, N	M, S	N, C, S
Algas					
6	<i>Acanthophora spicifera</i> (n: 1)	2017	S	M	N
7	<i>Acanthophora muscoides</i> (n: 1)	2018	S	M	S
8	<i>Acetabularia crenulata</i> (n: 1)	2017	LL	M	S
9	<i>Acetabularia schenckii</i> (n: 9)	2017	LL	S	N, C
10	<i>Acetabularia</i> sp. (n: 4)	2017	LL, N	M, S	N, C
11	<i>Avrainvillea nigricans</i> (n: 3)	2017	LL	S	N
12	<i>Avrainvillea</i> sp. (n: 6)	2017/2018	LL, S	M, S	N, C
13	<i>Batophora</i> sp. (n: 20)	2017/2018	LL, S, N	M, S, AD	C, S
14	<i>Bostrychia moritziana</i> (n: 1)	2017	S	M	N
15	<i>Canistrocarpus cervicornis</i> (n: 3)	2017/2018	LL	M, S	C, S
16	<i>Caulerpa brachypus</i> (n: 2)	2017	LL	S	N
17	<i>Caulerpa mexicana</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
18	<i>Caulerpa paspaloides</i> (n: 4)	2017/2018	LL, S	M, S	N
19	<i>Caulerpa prolifera</i> (n: 3)	2017/2018	S	M, S	N
20	<i>Caulerpa sertularioides</i> (n: 1)	2018	S	M	S
21	<i>Caulerpa sertularioides</i> f. <i>longiseta</i> (n: 1)	2017	LL	S	C
22	<i>Caulerpa</i> sp. (n: 16)	2017	LL	M, S	N, S
23	<i>Centroceras clavulatum</i> (n: 2)	2017	LL	M	C
24	<i>Ceramium nitens</i> (n: 6)	2017/2018	LL, S	M, S	N, C
25	<i>Chaetomorpha</i> cf. <i>Crassa</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
26	<i>Chaetomorpha clavata</i> (n: 2)	2018	S	M	N
27	<i>Chaetomorpha gracilis</i> (n: 4)	2017	LL	M, S	C, S
28	<i>Chara</i> sp. (n: 10)	2017/2018	LL, S, N	S, AD	S
29	<i>Chondria capillaris</i> (n: 1)	2017	LL	M	C
30	<i>Chondria cnicophylla</i> (n: 6)	2017	LL	S	C
31	<i>Chondria collinsiana</i> (n: 1)	2017	S	M	N
32	<i>Chondria floridana</i> (n: 2)	2017	S	M	N

33	<i>Chondria</i> sp. (n: 1)	2018	S	S	N
34	<i>Cladophora laetevirens</i> (n: 2)	2018	S	S	N
35	<i>Cladophora prolifera</i> (n: 1)	2017	LL	M	C
36	<i>Cladophora</i> sp. (n: 4)	2017/2018	S	M	N, S
37	<i>Cladophoropsis macromeres</i> (n: 1)	2017	LL	M	S
38	<i>Cladophoropsis membranacea</i> (n: 1)	2017	S	M	N
39	<i>Cladophoropsis</i> sp. (n: 1)	2017	S	M	N
40	<i>Dasycladus vermicularis</i> (n: 3)	2017	LL	S	S
41	<i>Dasycladus</i> sp. (n: 3)	2017	LL	S	N
42	<i>Dictyota bartayresiana</i> (n: 1)	2018	S	M	S
43	<i>Dictyota menstrualis</i> (n: 1)	2017	S	M	N
44	<i>Dictyota pulchella</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
45	<i>Dictyota</i> sp. (n: 7)	2017	LL, S, N	M	N, S
46	<i>Digenea simplex</i> (n: 2)	2017	LL	S	C
47	<i>Gelidiopsis</i> sp. (n: 2)	2018	S	S	N
48	<i>Gracilaria blodgettii</i> (n: 1)	2017	LL	M	S
49	<i>Gracilaria bursa-pastoris</i> (n: 1)	2017	S	M	N
50	<i>Halimeda incrassata</i> (n: 8)	2017/2018	LL, S	M, S	N, S
51	<i>Halimeda monile</i> (n: 5)	2017	LL	M	N, S
52	<i>Halimeda opuntia</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
53	<i>Halimeda</i> sp. (n: 20)	2017/2018	LL, S, N	M	N, C, S
54	<i>Hypnea spinella</i> (n: 1)	2017	LL	M	S
55	<i>Laurencia</i> sp. (n: 7)	2017	LL	M, S	N
56	<i>Padina</i> sp. (n: 5)	2017/2018	LL, S, N	M, S	N, S
57	<i>Palisada perforata</i> (n: 1)	2017	LL	M	C
58	<i>Penicillus capitatus</i> (n: 26)	2017/2018	LL, S	M, S	N, C, S
59	<i>Penicillus dumetosus</i> (n: 8)	2017	LL, S	M, S	N
60	<i>Penicillus</i> sp. (n: 18)	2017/2018	LL, S, N	M	N, S
61	<i>Rhipocephalus oblongus</i> (n: 3)	2017	LL	M	S
62	<i>Rhipocephalus phoenix</i> (n: 3)	2017/2018	S	M	N
63	<i>Rhipocephalus</i> sp. (n: 9)	2017	LL	M	N, S
64	<i>Sargassum fluitans</i> (n: 26)	2017/2018	LL, S, N	M, S	N, C, S
65	<i>Sargassum natans</i> (n: 9)	2017/2018	LL, S	M	N, C, S
66	<i>Sargassum</i> sp. (n: 1)	2017	N	M	C
67	<i>Spyridia filamentosa</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
68	<i>Turbinaria tricostata</i> (n: 3)	2017	LL	M	C
69	<i>Turbinaria turbinata</i> (n: 3)	2017/2018	S	M, S	N
70	<i>Turbinaria</i> sp. (n: 4)	2017/2018	S, N	M	S
71	<i>Udotea fibrosa</i> (n: 2)	2017	LL	M	S
72	<i>Udotea flabellum</i> (n: 8)	2017	LL	M	N, C, S
73	<i>Udotea luna</i> (n: 3)	2017	LL	S	N

74	<i>Udotea spinulosa</i> (n: 1)	2017	S	M	N
75	<i>Udotea wilsonii</i> (n: 1)	2017	S	M	N
76	<i>Udotea</i> sp. (n: 19)	2017/2018	LL, S, N	M, S	N, C, S
77	<i>Yuzurua poiteaui</i> (n: 4)	2017	LL	M, S	N, C
78	<i>Yuzurua poiteaui</i> var <i>gemmaifera</i> (n: 1)	2017	S	M	N

Mangles

79	<i>Conocarpus erectus</i> (n: 8)	2017/2018	LL, S, N	AD	S
80	<i>Laguncularia racemosa</i> (n: 16)	2017	LL	M, S	N, C, S
81	<i>Rhizophora mangle</i> (n: 13)	2017/2018	LL, S, N	M, S, AD	N, S

Otras plantas vasculares

82	<i>Bucida buceras</i> (n: 4)	2018	S	AD	S
83	<i>Cabomba palaeformis</i> (n: 6)	2017/2018	S, N	AD	S
84	<i>Chrysobalanus icaco</i> (n: 6)	2017/2018	LL, S, N	AD	S
85	<i>Cladium jamaicense</i> (n: 5)	2017/2018	LL, S	S, AD	S
86	<i>Coccoloba uvifera</i> (n: 1)	2018	N	S	S
87	<i>Crinum erubescens</i> (n: 1)	2018	N	AD	S
88	<i>Cyperus</i> sp. (n:1)	2018	N	AD	S
89	<i>Pontedeira crassipes</i> (n: 4)	2018	S, N	AD	S
90	<i>Manilkara zapota</i> (n: 2)	2018	N	S	S
91	<i>Nymphaea ampla</i> (n: 3)	2018	S, N	AD	S
92	<i>Salvinia</i> sp. (n: 2)	2017	N	AD	S
93	<i>Thrinax radiata</i> (n: 4)	2017/2018	S, N	AD	S
94	<i>Typha domingensis</i> (n: 1)	2018	N	AD	S
95	<i>Vallisneria</i> sp. (n: 2)	2018	S	AD	S

Época climática (LL: lluvia; S: seca; N: nortes). Ambiente (M: marino; S: salobre; AD: agua dulce). Zona (ZN: zona norte; ZC: zona centro; ZS: zona sur).

Anexo 2. Recurso alimentario del manatí Americano *Trichechus manatus* reportado a nivel global.

Especie/Género/Familia	Localidad	Fuente
<i>Montrichardia arborescens</i>	Guyana	Bertram & Bertram (1964)
<i>Thalassia testudinum</i>	República Dominicana	Crombie (1975b)
<i>Montrichardia arborescens</i>		Duplaix & Reichart (1978); Husson (1978)
<i>Machaerium lunatum</i>	Suriname	Husson (1978)
<i>Caladium arborescens</i>		
<i>Panicum</i>		
<i>Thalassia testudinum</i>	Bahamas	Odell et al., (1978)
<i>Hydrilla verticillata</i>		Hartman (1979)
<i>Pontedeira crassipes</i>		Bengtson (1981)
<i>Vallisneria</i>	Estados Unidos	
<i>Najas</i>		
<i>Paspalum</i>		
<i>Avicennia germinans</i>		
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Montrichardia arborescens</i>	Brasil	Domning (1981a)
<i>Rhabdadenia biflora</i>		
<i>Spartina brasiliensis</i>		
<i>Pontedeira crassipes</i>		
<i>Halodule wrightii</i>		
<i>Syringodium filiforme</i>	Puerto Rico	Powell et al., (1981)
<i>Thalassia testudinum</i>		
<i>Avicennia germinans</i>		
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Montrichardia arborescens</i>	Brasil	Best & Teixeira (1982)
<i>Rhabdadenia biflora</i>		
<i>Spartina brasiliensis</i>		
<i>Pontedeira crassipes</i>		
<i>Halodule wrightii</i>	Estados Unidos	Powell & Rathbun (1984)
<i>Halodule wrightii</i>	Brasil	Banks (1985)
<i>Avicennia germinans</i>		
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Montrichardia arborescens</i>	Venezuela	O'Shea et al., (1986)
<i>Pontedeira crassipes</i>		
<i>Quercus virginiana</i>	Estados Unidos	O'Shea (1986)
<i>Phragmites</i>	Jamaica	Shaul & Haynes (1986)
<i>Spartina alterniflora</i>	Estados Unidos	Baugh et al., (1987)
<i>Syringodium filiforme</i>		
<i>Thalassia testudinum</i>	Cuba	Estrada & Ferrer (1987)

<i>Ceratophyllum</i>		Hurst (1987)
<i>Phragmites</i>		
<i>Potamogeton</i>	Jamaica	
<i>Ceratophyllum</i>		Domning (1989)
<i>Phragmites</i>		
<i>Potamogeton</i>		
<i>Potamogeton pectinatus</i>	Estados Unidos	Rathbun et al., (1990)
<i>Ruppia maritima</i>		
Poaceae	Panamá	Sue et al., (1990)
<i>Spartina alterniflora</i>	Estados Unidos	Zoodsma (1991)
<i>Pistia stratiotes</i>		
<i>Leersia hexandra</i>	Trinidad	Boyle & Khan (1993)
<i>Ipomoea aquatica</i>		
<i>Hydrocotyle umbellata</i>		
<i>Chara</i> sp.		
<i>Nymphaea ampla</i>	Guatemala	Quintana (1993)
<i>Pistia stratiotes</i>		
<i>Halodule wrightii</i>		
<i>Syringodium filiforme</i>		
<i>Thalassia testudinum</i>	Puerto Rico	Mignucci et al., (1998)
<i>Ulva lactuca</i>		
<i>Caulerpa prolifera</i>		
<i>Paspalum</i> sp.		En Lefebvre et al., (2001)
<i>Chloris</i> sp.		
<i>Panicum</i> sp.		
<i>Pontedeira crassipes</i>		
<i>Thalassia testudinum</i>	México	Castelblanco-Martínez et al., (2009)
<i>Ruppia maritima</i>		
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Halodule wrightii</i>		
<i>Chara</i> sp.		
<i>Najas</i> sp.		
<i>Halodule wrightii</i>		Flores-Cascante et al., (2013)
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Ruppia</i> sp.		
<i>Thalassia testudinum</i>		
<i>Chara</i> sp.		Allen et al., (2018)
<i>Halodule wrightii</i>	Belice	
<i>Halophila</i> sp.		
<i>Lyngbias</i> sp.		
<i>Rhizophora mangle</i>		
<i>Ruppia maritima</i>		
<i>Syringodium filiforme</i>		

Thalassia testudinum

Ulva sp.

Culerpa prolifera

Caulerpa mexicana

Caulerpa sertularioides

Dictyopteris sp.

Dictyota sp.

Sargassum sp.

Cryptonemia crenulata

Brasil

Meneses-Rodrigues (2018)

Hypnea musciformis

Gracilaria sp.

Gracilaria domingensis

Sesuvium portulacastrum

Blutaparo portulacoides

Anexo 3. Tasa de crecimiento (TC) de las vibrisas en mamíferos marinos. Modificado de McHuron et al., 2016.

	TC (mm/día)	Diferencias entre sexo	Método	Referencia
Carnivora				
<i>Mirounga angustirostris</i>	0.8 (H) (durante la muda)	sd	Medición directa	McHuron et al., (2018)
	0.3 (H) (durante la post-muda)	sd		
<i>Phoca largha</i>	0.36 ± 0.15 (SA)	sd	Fotogrametría	McHuron et al., (2016)
<i>Zalophus californianus</i>	0.07 ± 0.04 (A) (> 10 cm largo)	sd	Fotogrametría	McHuron et al., (2016)
	0.02 ± 0.03 (A) (< 10 cm largo)	sd		
<i>Arctocephalus pusillus</i>	0.09 ± 0.03 (H)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2016)
<i>Mirounga leonina</i>	0.42 (J)	sd	Cortar/dejar crecer	Lübcker et al., (2016)
<i>Eumetopias jubatus</i>	0.15 ± 0.05 (A)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Rea et al., (2015)
	0.20 ± 0.03 (SA)	sd	Coincidencia de isótopos Múltiple	
	0.29 ± 0.09 (C)	sd		
	0.24 ± 0.02 (Fe)	sd		
<i>Mirounga angustirostris</i>	0.13 ± 0.07 (A)	sd	Fotogrametría	Beltran et al., (2015)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.05–0.08 (H)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2015)
<i>Arctocephalus tropicalis</i>	0.09 (H)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2015)
<i>Arctocephalus pusillus</i>	0.09 ± 0.03 (H)	SI	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2015b)
	0.17 ± 0.04 (M)			
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.10 ± 0.04 (H)	sd	Cortar/dejar crecer Oscilación de los valores isotópicos	Walters (2014)
<i>Enhydra lutris nereis</i>	0.21 (A)	sd	Marcadores isotópicos	Tyrrel et al., (2013)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.14 ± 0.02 (M)	SI	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2012)
	0.08 ± 0.02 (H)			
<i>Arctocephalus tropicalis</i>	0.14 ± 0.04 (M)	SI	Oscilación de los valores isotópicos	Kernaléguen et al., (2012)
	0.09 ± 0.02 (H)			

<i>Erignathus barbatus</i>	0.87 ± 0.24 (C)	sd	Cortar/dejar crecer	Hindell et al., (2012)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.13 ± 0.02 (M)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Cherel et al., (2009)
<i>Hydrurga leptonyx</i>	0.1	sd	Múltiple	Hall-Aspland et al., (2005)
<i>Halichoerus grypus</i>	0.24 (J)	sd	Fotogrametría	Greaves et al., (2004)
<i>Phoca vitulina</i>	0.075 (A)	sd	Marcadores isotópicos	Zhao & Schell (2004)
	0.47 ± 0.16 (A/SA)	sd		
<i>Phoca vitulina</i>	0.08 (A)	sd	Coincidencia de isótopos Marcadores isotópicos	Hirons et al., (2001)
	0.33–0.37 (A)	sd		
<i>Eumetopias jubatus</i>	0.10–0.14 (A)	sd	Oscilación de los valores isotópicos	Hirons et al., (2001)
	0.05–0.09 (A)	sd	Marcadores isotópicos	
	0.14–0.17 (SA)	sd	Cortar/dejar crecer	
Sirenia				
<i>Trichechus manatus manatus</i>	0.67 ± 0.06 (H)	SI	Cortar/dejar crecer	Presente estudio
	0.51 ± 0.04 (M)			

Se presentan los valores con media ± DE cuando los datos están disponibles. A: adulto; SA: subadulto; Fe: feto; F: female; M: male; C: cría; J: juvenile; sd: sin datos.

Anexo 4. Garcés-Cuartas N, Niño-Torres CA, Castelblanco-Martínez DN. Vibrissae growth rate of captive Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758). *Mar Mam Sci.* 2019;1–10. <https://doi.org/10.1111/mms.12638>


Received: 12 November 2018 | Revised: 12 July 2019 | Accepted: 12 July 2019

DOI: 10.1111/mms.12638

NOTES

Marine Mammal Science 

Vibrissae growth rate of captive Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758)

Natalia Garcés-Cuartas¹  | Carlos Alberto Niño-Torres^{2,3} |
Delma Nataly Castelblanco-Martínez^{2,3,4}

¹División de Desarrollo Sustentable, Universidad de Quintana Roo, Cozumel, Quintana Roo, Mexico

²División de Ciencias e Ingeniería, Universidad de Quintana Roo, Chetumal, Quintana Roo, Mexico

³Fundación Internacional para la Naturaleza y la Sostenibilidad-FINS, Chetumal, Quintana Roo, Mexico

⁴Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Cátedras CONACYT, Ciudad de México, Mexico

Correspondence

Natalia Garcés-Cuartas, División de Desarrollo Sustentable, Universidad de Quintana Roo, Cozumel, Quintana Roo, Mexico.
Email: garcenatalia@gmail.com

Funding information

PADI Foundation. Grant/Award Number: 28521

The Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) is a subspecies of the West Indian manatee, one of the extant species of the order Sirenia, whose closest living relatives include proboscideans and hyraxes (Kuntner, May Colado & Agnarsson, 2011). Manatees (family Trichechidae) of all age classes, have specialized sensory vibrissae or tactile hairs comprised of keratin which are distributed over the surface of the body (Reep, Marshall, Stoll & Whitaker, 1998; Reep, Stoll, Marshall, Homer & Samuelson, 2001). Manatee hairs are classified as vibrissae according to the criteria for follicle–sinus complex (F-SC) structure established by Rice, Manse & Munger (1986): substantial innervation, a dense connective tissue capsule, and a prominent circumferential blood sinus complex. Manatee vibrissae can be divided into three major categories based on location, microscopic anatomy, and functional role: (1) perioral bristles, used during feeding to grasp and manipulate food or other objects in a prehensile manner (oripulation), with sirenians being the only mammals with this kind of vibrissae (Marshall, Huth, Edmonds, Halin & Reep, 1998; Marshall et al., 2000; Marshall et al., 2003); (2) bristle-like hairs (BLHs) of the oral disk (the expanded mystacial region of the sirenian face), used in active tactile scanning; and (3) postfacial body hairs, which appear to detect hydrodynamic stimuli passively (Reep et al., 1998; Reep et al., 2011; Reep, Marshall & Stoll, 2002; Reep et al., 2001), allowing manatees to recognize movement and vibrations in the surrounding water associated with significant environmental stimuli, analogous to the lateral line system in fish (Gaspard et al., 2017; Reep et al., 2011). Six types of perioral bristles and approximately 600 bristle-like hairs (Reep et al., 1998) are each innervated by about 50 axons for a total of approximately 30,000 axons (Reep et al., 2001). The oral disk is the region situated between the mouth and orofacial ridge and has a role in tactile scanning and exploration (Hartman, 1979; Marshall et al., 1998). The supradisk region extends from the orofacial ridge, caudally to the postnasal crease. Supradisk F-SCs are small and their hairs are thin compared to the F-SCs of the perioral and oral disk regions; these also have a reduced innervation compared to

F-SCs from the other facial regions (Reep et al., 2001). Hair having the external appearance of body hair is located in this region and on the chin. Finally, the orofacial ridge demarcates the boundary between the supradisk region and the oral disk (Reep et al., 1998).

Mammals typically have some kind of hair during at least a portion of their lives (Reep et al., 2002). Vibrissae, if present, are generally restricted to specific distributions on the mammalian face and body. Most marine mammals exhibit a restricted distribution of vibrissae: pinnipeds and mysticete cetaceans have vibrissae on their heads only (Ling, 1977), whereas in most odontocete cetaceans, hair is present only as prenatal vibrissae that atrophy, resulting in vibrissal crypts that are electroreceptive in some taxa (Czech-Damal, Dehnhardt, Manger & Hanke, 2013; Czech-Damal et al., 2011; Ling, 1977). Sirenians and hyraxes (Paenungulata) are unique, in that evolutionary pressures have driven tactile hair expansion over the entire postcranial body (Reep et al., 2002; Sarko, Rice & Reep, 2011).

In general, the growth activity of hair-shaft follicle is cyclical, and involves an anagen (growing) phase, separated by a quiescence or telogen (resting) phase, during which the fully grown hair-shaft remains anchored within F-SC by an expanded base known as a hair papilla (Randall & Ebling, 1991; Sarko, Reep, Mazurkiewicz & Rice, 2007). A wide range of systemic hormones, and systemic and local growth factors are known to influence follicle activity (Galbraith, 1998). Otherwise, hair follicle cells have an active metabolism that requires a good supply of nutrients and energy (Finner, 2013).

Hair growth has been studied in numerous mammals including African elephants (*Loxodonta africana*) (Cerling et al., 2006), humans (LeBeau, Montgomery & Brewer, 2011), and domestic dogs (Gunaratnam & Wilkinson, 1983), as well as the vibrissae growth rate in some pinnipeds (Kernaléguen et al., 2016; Lübcker, Condit, Beltran, de Bruyn & Bestér, 2016; McHuron, Holser & Costa, 2018) and in sea otters (*Erhydra lutris nereis*) (Tyrrell et al., 2013). This research note is the first attempt to estimate vibrissae growth rate in sirenians in order to determine in future studies, possible temporal shifts in the feeding habits of wild Antillean manatees, e.g., through stable isotope analysis of vibrissae (Hückstädt et al., 2012; Beltran et al., 2015). An understanding of hair growth rate may inform regarding dietary shifts if the longitudinal chemical characteristics of hair can be examined, e.g., shifts in stable isotope signatures measured along the length of the hair shaft. Likewise, understanding the VGR in manatees could help to monitor environmental contamination, since animals' hair reflects accumulated heavy metals and other pollutants that have concentrated in forage and soil (Rashed & Soltan, 2005; Schramm, 2008).

Several methods have been applied to establish hair or vibrissae growth rate (VGR) in mammals: photogrammetry (Beltran et al., 2015; Greaves, Hammill, Eddington, Pettipas & Schreer, 2004; McHuron et al., 2016), stable isotope oscillations (Cerling et al., 2006; Hall-Aspland, Rogers & Canfield, 2005), and ^{15}N -labeled or ^{13}C -labeled amino acids as tracers to mark vibrissae (Hirons, Schell & St. Aubin, 2001; Zhao & Schell, 2004). Other researchers have selected areas of the body in which to clip or shave the hair to measure regrowth (Gunaratnam & Wilkinson, 1983).

A pilot study to test and standardize protocols that measure VGRs in manatees was performed at four captive facilities in Quintana Roo, Mexico, between July and October 2017. Three of the four facilities are run by Dolphin Discovery, i.e., Puerto Aventuras (PA), Dreams (D), and Cozumel (C); the fourth is run by Xcaret Park (X). Initially we tried photogrammetry using a scale bar, and methods to stain attached vibrissae to the manatee to measure vibrissae growth, with poor results. Subsequently, we opted to trim the vibrissae, following ethics regulations imposed by each aquarium, in order to perform the procedure in accordance with chapter VI from Mexico General Wildlife Law, regarding dignified and respectful treatment of wildlife. We sampled 13 Antillean manatees (nine males and four females, one of which was pregnant) ranging between 3 and 34 years old (Table 1). All individuals had been trained to remain stationary with their bodies relaxed to facilitate minor medical procedures, such as blood sampling and ultrasonography. An area of approximately 15 cm² was delineated with chalk on the left-upper quadrant of each individual's oral disk (Figure 1); then, as many vibrissae as possible were severed at the base, with fine-tipped surgical scissors, without additional pressure placed on the relaxed disc. Cut vibrissae were stored in vials of ethyl alcohol (>99.8%). Once the initial vibrissae collection was finished, the delineated area was kept trimmed with scissors every 14 days over the course of three months (March–May 2018), achieving (when possible) a total of five repetitions per individual manatee (Table 1).

TABLE 1 Antillean manatees *Trichechus manatus manatus* sampled to determine vibrissae growth rate (VGR).

ID	Location	Age (years)	Sex	Number of samplings
Claudia	PA	3.3	F	5
Concha	PA	3.7	F	3
Lorenzo	D	5.4	M	5
Edgar	C	7.6	M	5
Roberto	D	9	M	5
Angel	C	10	M	5
Yoltzin	C	10	M	5
Buul	X	10	M	4
Quijote	PA	10	M	2
Mach	X	12	M	4
Julieta	PA	31	F	2
Doroty	PA	31	F	2
Nohoch	X	34	M	5

Note: PA: Puerto Aventuras; D: Dreams; C: Cozumel; X: Xcaret; F: female; M: male.

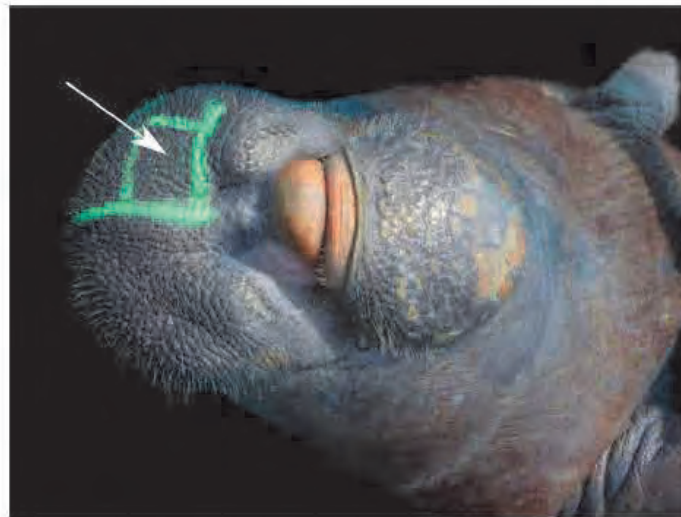


FIGURE 1 Anterior-ventral position of the manatee during the sampling. The arrow indicates delimited area for vibrissae sampling (~15 cm²).

The collected vibrissae were analyzed at the Laboratory of Ecology and Molecular Biology at the University of Quintana Roo, where digital micrographs were collected using a 5.0MP video microscope camera (Velab VE-MC5), mounted on a binocular stereoscopic microscope at 2x magnification, with scale included (Figure 2). Each vibrissa was measured using ImageJ, (Schneider, Rasband & Eliceiri, 2012); when a vibrissa was curved, we measured total length along the curve. Finally, to better preserve the vibrissae, they were stored dry in vials after measurements.

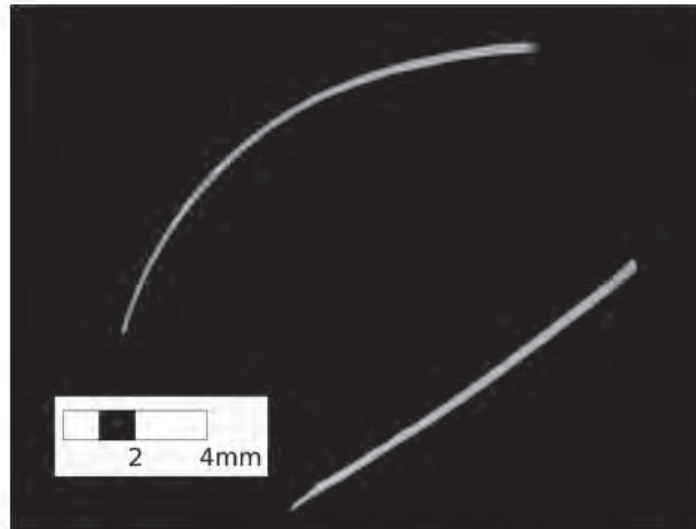


FIGURE 2 Vibrissae of Antillean manatee (*Trichechus manatus manatus*) measured to determine vibrissae growth rate (VGR).

The daily growth rate of vibrissae for each individual was reported as the mean of the total length of all vibrissae collected during a sampling event, divided by the number of days elapsed since the previous sampling (14 days), and expressed as:

$$(\text{growth/day})_m = \frac{(\sum TL)/n}{t} \quad (1)$$

where TL = total length of vibrissa of an individual manatee (m), n = number of vibrissae collected from individual m , t = time in days passed since the previous sampling.

To make comparisons between sexes and age classes, we used mean daily vibrissae growth rate as a global growth rate for each manatee. The data were tested for normality and heteroscedasticity using STATISTICA software (StatSoft, Tulsa, OK). The nonparametric Mann-Whitney-Wilcoxon U test was used to compare two independent samples.

A total of 1,911 vibrissae were collected and measured, ranging from 62 to 242 vibrissae per individual. The vibrissae growth rates (VGR) per manatee are shown in Figure 3. Mean VGR was 0.55 ± 0.15 mm/day and ranged from 0.29 to 1.45 mm/day (up to a five-fold difference between individuals). VGR was significantly different between sexes so that VGRs were significantly greater in females (0.67 ± 0.06 mm/day) than in males (0.51 ± 0.04 mm/day U test, $p = .005$). We failed to find significant differences between age classes, i.e., adults and juveniles (adult: 0.55 ± 0.08 mm/day; juvenile: 0.59 ± 0.10 mm/day, U Test, $p = .612$) (Figure 4), nor between aquaria (Dolphin Discovery facilities (PA, D, and C): 0.59 ± 0.09 mm/day; Xcaret: 0.49 ± 0.04 mm/day, U test, $p = .063$).

Our results suggest that females have higher VGR than males, which concurs with Cerling *et al.* (2006) who found significantly faster tail hair growth rates in female African elephants (*Loxodonta africana*) (0.81 ± 0.13 mm/day) than in males (0.55 ± 0.11 mm/day). Both elephants (proboscideans) and manatees (sirenians) belong to superorder Afrotheria and although anatomically and biologically dissimilar, they share a common ancestor, belonging to

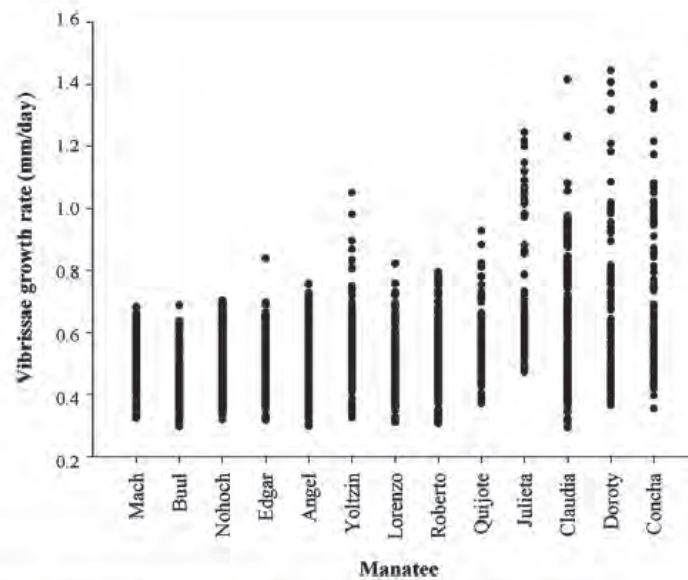


FIGURE 3 Vibrissae growth rate per animal, including all collected and measured vibrissae.

Paenungulata (Kuntner et al., 2011) and seem to have the same relatively hairless lineage (Langdon, 1999). This phylogenetic relationship may suggest possible similarities in hair growth, despite possessing distinctive hair types. Among living mammals, hairlessness is most pronounced in the fully aquatic species of sirenians and cetaceans (Langdon, 1999).

Gene FGF5 has been shown to influence hair length in the different superordinal placental clades that diverged approximately 97 million years ago (Murphy, Pringle, Crider, Springer & Miller, 2007), suggesting that FGF5 may be a critical determinant of hair length across mammals (Roca et al., 2009). According to our results, the highest VGR occurred in the longer hairs of female manatees (9.08 ± 3.09 mm mean \pm SD), similar to the results obtained for two species of fur seals, (*Arctocephalus gazella*: 213 ± 64 and *A. tropicalis*: 191 ± 49), despite the fact that in those cases, the highest VGR measured was for males (Kernaléguen et al., 2012). Differences in hair growth rates between sexes have also been reported for humans; for example, scalp hair growth was found to be slightly faster in women than in men (Myers & Hamilton, 1951), because the hair growth cycle is influenced by hormones (Randall & Ebling, 1991). In humans, hair patterns develop differently after puberty depending on the gender. In females, the ambosexual (common to both sexes) hair follicles change according to androgens produced by adrenal glands and ovaries, whereas in males, both ambosexual and male sexual hair follicles develop due to an increase of androgens produced by the testes (Harkey, 1993). Likewise, female hormones (estrogens, prolactin, or progesterone) affect the hair growth cycle (Ohnemus, Uenalan, Inzunza, Gustafsson & Paus, 2006). Conrad, Ohnemus, Bodo, Bettermann, and Paus (2004) have shown that estrogen (17- β estradiol, E2) has an important role in hair growth in all mammals and this effect varies according to species, sex, and body site. Throughout pregnancy, hormones are known to affect hair growth, including thyroid, secondary androgen, and estrogens rise significantly (Khan, Ishikawa, Hattori, Tajima & Qureshi, 2012). There is a significant increase in hair length in the anagen phase in pregnant female, because estrogen appears to prolong this phase, making the body hair grow faster and thicker (Wallace & Smoller, 1998). This may explain why

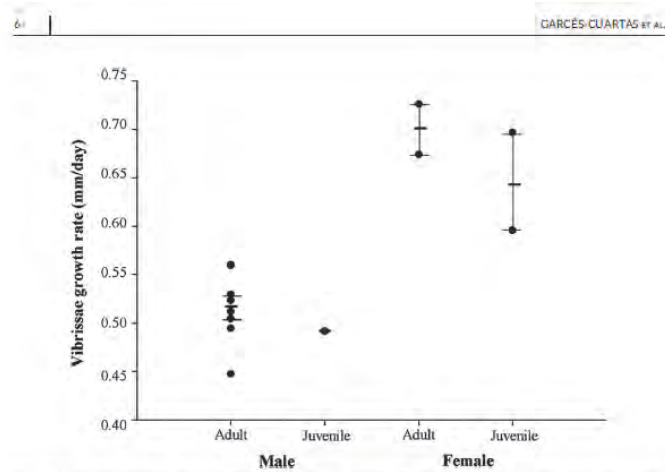


FIGURE 4 Vibrissae growth rate (VGR) in Antillean manatees (millimeters per day) (A) according to sex and (B) age class. Age classes were defined according to Hartman (1979) for *Trichechus manatus* as follows: calf (<2 years old), juvenile (2–5 years old), and adult (>5 years old).

the pregnant manatee in our study had the highest vibrissae growth rate (0.73 ± 0.22 mm/day) compared to the other individuals (mean: 0.55 ± 0.07 mm/day).

Vibrissae growth rate has been determined in other marine mammals, e.g., pinnipeds and sea otters (Table 2); however, pinnipeds molt their hair (McHuron et al., 2016) and thus exhibit seasonal hair growth, which is not the case for sirenians (Berta, Sumich & Kovacs, 2005). Little research has been conducted on sex differences in hair growth rate in pinnipeds (Kernaléguen et al., 2012; Kernaléguen, Cherel, Knox, Baylis & Arnould, 2015), so that comparisons cannot be made to the present study.

Our results exhibit a lower variability in mean VGRs in males compared to females (Figure 3). Conforming to Randall & Ebling (1991), hair growth cycles, and therefore VGRs (Hirons et al., 2001), can be markedly accelerated or retarded by systemic factors, such as diet or environment (Hirons et al., 2001). According to Rushton (2002), the integrity of hair growth and optimal functioning of the hair follicle relies largely on an adequate and balanced nutritional intake including proteins, vitamins, minerals, and amino acids (Galbraith, 1998). Causes of the marked variation in VGRs between individual manatees were not examined in this study but may include intrinsic factors (McHuron et al., 2016). We failed to find differences in VGR of manatees housed at different aquaria, despite the fact that the diets (vegetables and fruits in Dolphin Discovery and vegetables and leaf eater primate diet biscuit in Xcaret) and environmental conditions between facilities were different.

In conclusion, a variety of external and systemic factors may affect VGR in manatees, and our study does not provide clear evidence of the ecological or physiological factors that influence VGR variability within an individual or between different manatees. Therefore, further research is necessary to address this topic. Hirons et al. (2001) found that variation in seasonal metabolic rate may have some connection to the period of rapid growth in harbor seal (*Phoca vitulina*) vibrissae. Since this current study was conducted over three months, measurement of the growth rate of the same vibrissa over a longer period of time (>1 year) would be necessary to establish a seasonal growth rate model. Also, to obtain information on the entire vibrissa, we recommend pulling instead of cutting the hair,

TABLE 2 Vibrissae growth rate in marine mammals. Modified from McHuron et al. (2016).

	Growth rate (mm/day)	Differences between sex	Method	Reference
Carnivora				
<i>Mirounga angustirostris</i>	0.8 (F) (across the molt)	nd	Direct measure	McHuron et al. (2018)
	0.3 (F) (across the postmolt)	nd		
<i>Phoca largha</i>	0.36 ± 0.15 (SA)	nd	Photogrametry	McHuron et al. (2016)
<i>Zalophus californianus</i>	0.07 ± 0.04 (A) (> 10 cm length)	nd	Photogrametry	McHuron et al. (2016)
	0.02 ± 0.03 (A) (< 10 cm length)	nd		
<i>Arctocephalus pusillus</i>	0.09 ± 0.03 (F)	nd	Isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2016)
<i>Mirounga leonina</i>	0.42 (J)	nd	Clip and regrow	Lübcker et al. (2016)
<i>Eumetopias jubatus</i>	0.15 ± 0.05 (A)	nd	Isotope oscillations	Rea et al. (2015)
	0.20 ± 0.03 (SA)	nd	Isotope oscillations	
	0.29 ± 0.09 (YoY)	nd	Isotope matching	
	0.24 ± 0.02 (Fe)	nd	Multiple	
<i>Mirounga angustirostris</i>	0.13 ± 0.07 (A)	nd	Photogrametry	Beltran et al. (2015)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.05–0.08 (F)	nd	Isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2015)
<i>Arctocephalus tropicalis</i>	0.09 (F)	nd	Isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2015)
<i>Arctocephalus pusillus</i>	0.09 ± 0.03 (F)	Yes	Isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2015b)
	0.17 ± 0.04 (M)			

<i>Arctocephalus gazella</i>	0.10 ± 0.04 (F)	nd	Clip and regrow/ isotope oscillations	Walters (2014)
<i>Enhydra lutris nereis</i>	0.21 (A)	nd	isotope tracers	Tyrrel et al. (2013)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.14 ± 0.02 (M) 0.08 ± 0.02 (F)	Yes	isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2012)
<i>Arctocephalus tropicalis</i>	0.14 ± 0.04 (M) 0.09 ± 0.02 (F)	Yes	isotope oscillations	Kernaléguen et al. (2012)
<i>Erignathus barbatus</i>	0.87 ± 0.24 (P)	nd	Clip and regrow	Hindell et al. (2012)
<i>Arctocephalus gazella</i>	0.13 ± 0.02 (M)	nd	isotope oscillations	Cherel et al. (2009)
<i>Hydrurga leptonyx</i>	0.1	nd	Multiple	Hall-Aspland et al. (2005)
<i>Halichoerus grypus</i>	0.24 (J)	nd	Photogrametry	Greaves et al. (2004)
<i>Phoca vitulina</i>	0.075 (A)	nd	isotope tracers	Zhao & Schell (2004)
	0.47 ± 0.16 (A/SA)	nd		
<i>Phoca vitulina</i>	0.08 (A)	nd	isotope matching	Hirons et al. (2001)
	0.33-0.37 (A)	nd	isotope tracers	
<i>Eumetopias jubatus</i>	0.10-0.14 (A)	nd	isotope oscillations	Hirons et al. (2001)
	0.05-0.09 (A)	nd	isotope tracers	
	0.14-0.17 (SA)	nd	Clip and regrow	

(Continues)

TABLE 2 (Continued)

	Growth rate (mm/day)	Differences between sex	Method	Reference
Sirenia				
<i>Trichechus manatus manatus</i>	0.67 ± 0.06 (F) 0.51 ± 0.04 (M)	Yes	Cut and regrow	Present study

Note: Mean values ± SD are presented when data are available. A: adult; SA: subadult; YoY: young of the year; Fe: fetus; F: female; M: male; P: pup; J: juvenile; nd: no data.

applying local anesthesia (lidocaine 2%) used during minor surgical procedures, aiming to minimize any possible pain to the animal. In this way, we may obtain longer-term and more accurate information on manatee VGR. In addition, future research should consider mechanical abrasion as an important factor affecting VGR and vibrissae lengths, because abrasion of the vibrissae tip would result in an underestimation of VGR (McHuron et al., 2016).

Understanding manatee VGR is the first step in using vibrissae to monitor diet and movement of individuals and groups of animals, as well as monitoring biomarkers for exposure to persistent bioaccumulative toxic chemicals from agriculture and industrial activities. Such monitoring efforts provide important information to understand and protect endangered wild manatee populations.

ACKNOWLEDGMENTS

We thank Dolphin Discovery Aquarium and Xcaret Park, especially the trainers (D. Lazo, E. Miranda, I. Osorio, P. Loman, A. L. Varas, D. Campos, and G. Y. López), for their help in manatee vibrissae collection. Also, thanks to A. Vera, D. Duque and S. Landeo for support in some samples collection. Thanks to CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) for providing a Ph.D. grant to N. Garcés-Cuartas. We also thank Dr. J. D. Cuevas and Dr. R. Ortiz-Pulido for guidance in statistical analyses, A. Garcés-Cuartas for manatee vibrissae photography, D. Anderson for the comments and manuscript review, and C. Gibson for an English review of the manuscript. We thank Dr. Janet Lanyon and three anonymous reviewers for the very helpful suggestions that improved this manuscript. PADI Foundation funded this work (Program: Mammals, Turtles and Birds, App # 28521). This research is part of N. Garcés-Cuartas' Ph.D. thesis, which is part of the Monitoring Program of Aquatic Megafauna from the Mexican Caribbean (PROMMAC) of the University of Quintana Roo (permit: SGPA/DGVS/006294/18).

ORCID

Natalia Garcés-Cuartas  <https://orcid.org/0000-0003-1034-685X>

REFERENCES

- Beltran, R. S., Sadou, M. C., Condit, R., Peterson, S. H., Reichmuth, C., & Costa, D. P. (2015). Fine-scale whisker growth measurements can reveal temporal foraging patterns from stable isotope signatures. *Marine Ecology Progress Series*, 523, 243–253.
- Berta, A., Sumich, J. L., & Kovacs, K. M. (2005). *Marine mammals: Evolutionary biology*. London, U.K.: Academic Press.
- Cerling, T. E., Wittemyer, G., Rasmussen, H. B., Vollrath, F., Cerling, C. E., Robinson, T. J., & Douglas-Hamilton, I. (2006). Stable isotopes in elephant hair document migration patterns and diet changes. *PNAS*, 103(2), 371–373.
- Conrad, F., Ohnemus, U., Bodo, E., Bettermann, A., & Paus, R. (2004). Estrogens and human scalp hair growth: Still more questions than answers. *Journal of Investigative Dermatology*, 122(3), 840–842.

- Czech-Damal, N. U., Dehnhardt, G., Manger, P., & Hanke, W. (2013). Passive electroreception in aquatic mammals. *Journal of Comparative Physiology A*, 199, 555–563.
- Czech-Damal, N. U., Liebschner, A., Miersch, L., Klauer, G., Hanke, F. D., Marshall, C., ... Hanke, W. (2011). Electroreception in the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*). *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1729), 663–668.
- Finner, A. M. (2013). Nutrition and hair: Deficiencies and supplements. *Dermatologic Clinics*, 31, 167–172.
- Galbraith, H. (1998). Nutritional and hormonal regulation of hair follicle growth and development. *Proceedings of the Nutrition Society*, 57, 195–205.
- Gaspard, J. C., Bauer, G. B., Mann, D. A., Boerner, K., Denum, L., Frances, C., & Reep, R. L. (2017). Detection of hydrodynamic stimuli by the postcranial body of Florida manatees (*Trichechus manatus latirostris*). *Journal of Comparative Physiology A*, 203, 111–120.
- Greaves, D. K., Hammill, M. O., Eddington, J. D., Pettipas, D., & Schreer, J. F. (2004). Growth rate and shedding of vibrissae in the gray seal *Halichoerus grypus*: A cautionary note for stable isotope diet analysis. *Marine Mammal Science*, 20, 296–304.
- Gunaratnam, P., & Wilkinson, G. (1983). A study of normal hair growth in the dog. *Journal of Small Animal Practice*, 24, 445–453.

- Hall-Aspland, S. A., Rogers, T. L., & Canfield, R. B. (2005). Stable carbon and nitrogen isotope analysis reveals seasonal variation in the diet of leopard seals. *Marine Ecology Progress Series*, 305, 249–259.
- Harkey, M. R. (1993). Anatomy and physiology of hair. *Forensic Science International*, 63(1–3), 9–18.
- Hartman, D. S. (1979). *Ecology and behavior of the manatee (Trichechus manatus) in Florida*. Special Publication No. 5. Pittsburgh, PA: American Society of Mammalogists.
- Hirons, A. C., Schell, D. M., & St. Aubin, D. J. (2001). Growth rates of vibrissae of harbor seals (*Phoca vitulina*) and Steller sea lions (*Eumetopias jubatus*). *Canadian Journal of Zoology*, 79, 1053–1061.
- Hückstädt, L., Koch, P., McDonald, B., Goebel, M., Crocker, D., & Costa, D. (2012). Stable isotope analyses reveal individual variability in the trophic ecology of a top marine predator, the southern elephant seal. *Oecologia*, 169, 395–406.
- Kernaléguen, L., Cazelles, B., Arnaud, J. P., Richard, P., Guinet, C., & Cherel, Y. (2012). Long-term species, sexual and individual variations in foraging strategies of fur seals revealed by stable isotopes in whiskers. *PLoS ONE*, 7(3), e32916.
- Kernaléguen, L., Cherel, Y., Knox, T. C., Baylis, A. M., & Arnaud, J. P. (2015). Sexual niche segregation and gender-specific individual specialisation in a highly dimorphic marine mammal. *PLoS ONE*, 10(8), e0133018.
- Kernaléguen, L., Dorville, N., Ierodiakonou, D., Hoskins, A. J., Baylis, A. M., Hindell, M. A., ... Cherel, Y. (2016). From video recordings to whisker stable isotopes: A critical evaluation of timescale in assessing individual foraging specialisation in Australian fur seals. *Oecologia*, 180, 657–670.
- Khan, S., Ishikawa, N., Hattori, T., Tajima, A., & Qureshi, M. (2012). Effect of pregnancy on body hair growth in dairy cattle. *Journal of Animal and Plant Sciences*, 22(2 Suppl), 87–91.
- Kuntner, M., May Collado, L. J., & Agnarsson, I. (2011). Phylogeny and conservation priorities of afrotherian mammals (Afrotheria, Mammalia). *Zoologica Scripta*, 40, 1–15.
- Langdon, J. H. (1999). *Parsimony of aquatic and terrestrial hypotheses: How many hypotheses do we need?* Paper presented at the Water and Human Evolution Symposium, 30 April, 1999, Ghent, Belgium. Retrieved from <https://users.ugent.be/~mvaneech/langdon.htm>
- LeBeau, M. A., Montgomery, M. A., & Brewer, J. D. (2011). The role of variations in growth rate and sample collection on interpreting results of segmental analyses of hair. *Forensic Science International*, 210(1–3), 110–116.
- Ung, J. (1977). Vibrissae of marine mammals. In R. J. Harrison (Ed.), *Functional anatomy of marine mammals* (Vol. 3, pp. 387–415). London, U.K.: Academic Press.
- Lübcker, N., Condit, R., Beltran, R. S., de Bruyn, P. N., & Bester, M. N. (2016). Vibrissal growth parameters of southern elephant seals *Mirounga leonina*: Obtaining fine-scale, time based stable isotope data. *Marine Ecology Progress Series*, 559, 243–255.
- Marshall, C. D., Huth, G. D., Edmonds, V. M., Halin, D. L., & Reep, R. L. (1998). Prehensile use of perioral bristles during feeding and associated behaviors of the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Marine Mammal Science*, 14, 274–289.
- Marshall, C. D., Kubilis, P. S., Huth, G. D., Edmonds, V. M., Halin, D. L., & Reep, R. L. (2000). Food-handling ability and feeding-cycle length of manatees feeding on several species of aquatic plants. *Journal of Mammalogy*, 81, 649–658.
- Marshall, C. D., Maeda, H., Iwata, M., Furuta, M., Asano, S., Rosas, F., & Reep, R. L. (2003). Orofacial morphology and feeding behaviour of the dugong, Amazonian, West African and Antillean manatees (Mammalia: Sirenia): Functional morphology of the muscular vibrissal complex. *Journal of Zoology*, 259, 245–260.
- McHuron, E., Walcott, S., Zeligs, J., Skrovan, S., Costa, D., & Reichmuth, C. (2016). Whisker growth dynamics in two North Pacific pinnipeds: Implications for determining foraging ecology from stable isotope analysis. *Marine Ecology Progress Series*, 554, 213–224.
- McHuron, E. A., Holser, R. R., & Costa, D. P. (2018). What's in a whisker? Disentangling ecological and physiological isotopic signals. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 33, 57–66.

- Murphy, W. J., Pringle, T. H., Crider, T. A., Springer, M. S., & Miller, W. (2007). Using genomic data to unravel the root of the placental mammal. *Genome Research*, 17, 413–421.
- Myers, R. J., & Hamilton, J. B. (1951). Regeneration and rate of growth of hairs in man. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 53, 562–568.
- Ohnemus, U., Uenal, M., Inzunza, J., Gustafsson, J.-Å., & Paus, R. (2006). The hair follicle as an estrogen target and source. *Endocrine Reviews*, 27, 677–706.
- Randall, V. A., & Ebling, F. (1991). Seasonal changes in human hair growth. *British Journal of Dermatology*, 124, 146–151.
- Rashed, M. N., & Soltan, M. (2005). Animal hair as biological indicator for heavy metal pollution in urban and rural areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1–3), 41–53.

- Rashed, M. N., & Soltan, M. (2005). Animal hair as biological indicator for heavy metal pollution in urban and rural areas. *Environmental Monitoring and Assessment*, 110(1-3), 41-53.
- Reep, R. L., Gaspard, J. C., Sarko, D. K., Rice, F. L., Mann, D. A., & Bauer, G. B. (2011). Manatee vibrissae: Evidence for a "lateral line" function. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1225, 101-109.
- Reep, R. L., Marshall, C. D., Stoll, M. L., & Whitaker, D. (1998). Distribution and innervation of facial bristles and hairs in the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Marine Mammal Science*, 14, 257-273.
- Reep, R. L., Marshall, C. D., & Stoll, M. L. (2002). Tactile hairs on the postcranial body in Florida manatees: A mammalian lateral line? *Brain, Behavior and Evolution*, 59, 141-154.
- Reep, R. L., Stoll, M. L., Marshall, C. D., Homer, B. L., & Samuelson, D. A. (2001). Microanatomy of facial vibrissae in the Florida manatee: The basis for specialized sensory function and oripulation. *Brain, Behavior and Evolution*, 58, 1-14.
- Rice, F. L., Mance, A., & Munger, B. L. (1986). A comparative light microscopic analysis of the sensory innervation of the mystacial pad. I. Innervation of vibrissal follicle sinus complexes. *Journal of Comparative Neurology*, 252, 154-174.
- Roca, A. L., Ishida, Y., Nikolaidis, N., Kolokotronis, S.-O., Fratpietro, S., Stewardson, K., ... Greenwood, A. D. (2009). Genetic variation at hair length candidate genes in elephants and the extinct woolly mammoth. *BMC Evolutionary Biology*, 9, 232.
- Rushton, D. (2002). Nutritional factors and hair loss. *Clinical and Experimental Dermatology: Clinical Dermatology*, 27, 396-404.
- Sarko, D. K., Reep, R. L., Mazurkiewicz, J. E., & Rice, F. L. (2007). Adaptations in the structure and innervation of follicle sinus complexes to an aquatic environment as seen in the Florida manatee (*Trichechus manatus latirostris*). *Journal of Comparative Neurology*, 504, 217-237.
- Sarko, D. K., Rice, F. L., & Reep, R. L. (2011). Mammalian tactile hair: Divergence from a limited distribution. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1225, 90-100.
- Schneider, C. A., Rasband, W. S., & Eliceiri, K. W. (2012). NIH Image to ImageJ: 25 years of image analysis. *Nature Methods*, 9, 671-675.
- Schramm, K.-W. (2008). Hair-biomonitoring of organic pollutants. *Chemosphere*, 72, 1103-1111.
- Tyrrell, L. P., Newsome, S. D., Fogel, M. L., Viens, M., Bowden, R., & Murray, M. J. (2013). Vibrissae growth rates and trophic discrimination factors in captive southern sea otters (*Enhydra lutris nereis*). *Journal of Mammalogy*, 94, 331-338.
- Wallace, M. L., & Smoller, B. R. (1998). Estrogen and progesterone receptors in androgenic alopecia versus alopecia areata. *American Journal of Dermatopathology*, 20, 160-163.
- Zhao, L., & Schell, D. M. (2004). Stable isotope ratios in harbor seal *Phoca vitulina* vibrissae: Effects of growth patterns on ecological records. *Marine Ecology Progress Series*, 281, 267-273.

How to cite this article: Garcés-Cuatas N, Niño-Torres CA, Castelblanco-Martínez DN. Vibrissae growth rate of captive Antillean manatees (*Trichechus manatus manatus* Linnaeus, 1758). *Mar Mam Sci*. 2019;1-10. <https://doi.org/10.1111/mms.12638>

Anexo 5. Datos generales de las muestras de hueso de *Trichechus manatus manatus* colectadas en el Caribe mexicano.

Código de muestra	Sexo	Categoría de edad	Año de colecta	Locación	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
ECOSUR 8	ND	adulto	1986	Bahía de Chetumal	-7.78	4.94
ECOSUR 26	ND	ND	1987	Bahía de Chetumal	-8.66	6.81
ECOSUR 11	ND	adulto	1987	Bahía de Chetumal	-6.76	7.92
ECOSUR 12	ND	ND	1987	Bahía de Chetumal	-6.95	5.16
ECOSUR 44	ND	ND	1988	Laguna Guerrero	-10.38	6.56
ECOSUR 1	M	adulto	1990	Río Hondo	-10.07	5.24
ECOSUR 4	ND	adulto	1990	Laguna Guerrero	-9.81	4.04
ECOSUR 6	ND	adulto	1990	Laguna Guerrero	-8.59	4.61
ECOSUR 3	M	juvenil	1991	Laguna Guerrero	-10.04	5.32
ECOSUR 36	ND	adulto	1991	Bahía de Chetumal	-3.54	7.46
ECOSUR 7	ND	adulto	1992	Bahía de Chetumal	-9.78	5.62
ECOSUR 5	H	cría	1992	Laguna Guerrero	-9.01	5.08
ECOSUR 9	ND	adulto	1992	Bahía de Chetumal	-5.78	6.36
ECOSUR 45	H	adulto	1993	Bahía de Chetumal	-13.00	5.79
ECOSUR 13	ND	ND	1994	Laguna Guerrero	-10.37	4.37
ECOSUR 15	H	adulto	1995	Bahía de Chetumal	-8.83	5.41
ECOSUR 17	ND	ND	1996	Holbox	-6.70	5.18
ECOSUR 46	M	adulto	1996	Laguna Guerrero	-8.29	5.04
ECOSUR 53	ND	ND	1995	Bahía de Chetumal	-9.59	5.56
ECOSUR 16	ND	cría	1996	Laguna Guerrero	-9.31	4.68

ECOSUR 47	M	cría	1996	Laguna Guerrero	-7.89	5.10
ECOSUR 24	M	cría	1997	Tulum	-17.95	9.29
ECOSUR 21	ND	adulto	1998	Bahía de Chetumal	-10.27	5.46
ECOSUR 23	M	cría	1998	Laguna Guerrero	-11.17	6.93
ECOSUR 2	H	cría	1999	Bahía de Chetumal	-10.62	7.67
ECOSUR 29	ND	juvenil	2000	Bahía de Chetumal	-9.33	5.42
ECOSUR 18	H	cría	2001	Bahía de Chetumal	-13.44	7.41
ECOSUR 50	M	cría	2001	Bahía de Chetumal	-8.66	4.09
ECOSUR 51	M	adulto	2001	Laguna Guerrero	-4.18	7.61
ECOSUR 52	M	adulto	2002	Bahía de Chetumal	-9.48	6.88
ECOSUR 19	M	adulto	2002	Bahía de Chetumal	-3.38	7.04
ECOSUR 31	ND	ND	2002	Bahía de Chetumal	-10.63	6.85
ECOSUR 22	ND	adulto	2003	Laguna Guerrero	-9.98	3.53
ECOSUR 54	M	adulto	2003	Bahía de Chetumal	-9.49	7.17
ECOSUR 20	ND	cría	2004	Bahía de Chetumal	-7.10	7.50
ECOSUR 27	ND	adulto	2004	Laguna Guerrero	-5.49	7.46
ECOSUR 28	ND	adulto	2004	Bahía de Chetumal	-9.34	5.66
ECOSUR 30	H	juvenil	2004	Laguna Guerrero	-10.27	8.55
ECOSUR 55	M	juvenil	2004	Laguna Guerrero	-9.93	7.86
ECOSUR 56	M	cría	2004	Laguna Guerrero	-10.66	7.77
ECOSUR 32	ND	adulto	2005	Bahía de Chetumal	-8.36	6.14
ECOSUR 33	H	juvenil	2005	Laguna Guerrero	-10.42	4.40
ECOSUR 57	M	cría	2005	Río Hondo	-15.81	7.58

ECOSUR 58	H	juvenil	2005	Bahía de Chetumal	-15.19	2.21
ECOSUR 34	M	cría	2006	Laguna Guerrero	-9.10	4.12
ECOSUR 35	H	adulto	2006	Río Hondo	-11.72	6.09
ECOSUR 59	M	juvenil	2006	Laguna Guerrero	-8.94	5.39
ECOSUR 60	M	juvenil	2006	Laguna Guerrero	-8.30	7.67
ECOSUR 61	M	juvenil	2006	Bahía de Chetumal	-10.01	5.62
ECOSUR 38	H	cría	2008	Bahía de Chetumal	-10.99	8.59
UQROO 1	ND	cría	2009	Bahía de Chetumal	-9.42	4.33
ECOSUR 40	M	juvenil	2013	Bahía de Chetumal	-9.48	9.97
ECOSUR 41	H	adulto	2013	Laguna Guerrero	-7.32	5.38
ECOSUR 42	M	adulto	2013	Bahía de Chetumal	-10.79	3.00
ECOSUR 43	ND	juvenil	2013	Laguna Guerrero	-9.87	4.95
ECOSUR 62	H	adulto	2013	Bahía de Chetumal	-9.89	5.17
ECOSUR 39	M	adulto	2013	Bahía de Chetumal	-9.40	4.84
UQROO 5	H	adulto	2015	Bahía de Chetumal	-5.33	6.31
UQROO 7	H	ND	2015	Bahía de Chetumal	-5.06	5.33
UQROO 4	ND	ND	2016	Bahía de Chetumal	-9.46	4.69
UQROO 6	M	adulto	2016	Río Hondo	-10.65	7.36
UQROO 8	M	cría	2017	Laguna Guerrero	-9.75	6.33
UQROO 2	ND	cría	ND	Laguna Guerrero	-9.37	9.56
UQROO 3	ND	ND	ND	Sian Ka'an	-16.61	7.93
ECOSUR 14	ND	ND	ND	Holbox	-10.34	5.56
ECOSUR 25	ND	ND	ND	Laguna Guerrero	-9.15	3.52
ECOSUR 48	ND	ND	ND	Bahía de Chetumal	-9.26	5.96

ECOSUR 49	ND	ND	ND	Bahía de Chetumal	-9.52	5.90
-----------	----	----	----	----------------------	-------	------

ND: no determinado; H: hembra; M: macho. A: adulto; J: juvenil; C: cría. Las categorías de edad fueron definidas de acuerdo a Mignucci-Giannoni et al., (2000) para *T. m. manatus*: crías (< 2 años, < 175cm); juveniles (3-7 años, 176-225 cm); adultos (> 7 años, > 225 cm).