

**Centro de Investigación Científica y de Educación  
Superior de Ensenada, Baja California**



---

**Maestría en Ciencias  
en Ecología Marina**

---

**Interacción entre el tursi3n (*Tursiops truncatus*) y la pesca  
artesanal de Alvarado, Veracruz, en funci3n de la captura,  
calidad nutricional y composici3n isot3pica de la comunidad  
de peces**

Tesis

para cubrir parcialmente los requisitos necesarios para obtener el grado de  
Maestro en Ciencias

Presenta:

**Karina Ch3vez Mart3nez**

Ensenada, Baja California, M3xico  
2017

Tesis defendida por

**Karina Chávez Martínez**

y aprobada por el siguiente Comité

---

Dra. Sharon Zinah Herzka Llona  
**Codirectora de tesis**

---

Dr. Eduardo Morteo Ortiz  
**Codirector de tesis**

**Dra. Gisela Heckel Dziendzielewski**

**Dr. Modesto Ortiz Figueroa**



---

**Dra. María Lucila del Carmen Lares Reyes**  
Coordinadora del Posgrado en Ecología Marina

---

**Dra. Rufina Hernández Martínez**  
Directora de Estudios de Posgrado

*Karina Chávez Martínez © 2017*

*Queda prohibida la reproducción parcial o total de esta obra sin el permiso formal y explícito del autor y director de la tesis.*

Resumen de la tesis que presenta **Karina Chávez Martínez** como requisito parcial para la obtención del grado de Maestra en Ciencias en Ecología Marina.

**Interacción entre el tursi3n (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, en funci3n de la captura, calidad nutricional y composici3n isot3pica de la comunidad de peces**

Resumen aprobado por:

---

Dra. Sharon Zinah Herzka Llona  
**Codirectora de tesis**

---

Dr. Eduardo Morteo Ortiz  
**Codirector de tesis**

El tursi3n (*Tursiops truncatus*) se considera como la especie de mamífero marino implicado con mayor frecuencia en la interacci3n operacional con las pesquerías artesanales, principalmente con las que involucran el uso de redes de arrastre y agalleras. Debido a los riesgos que esto conlleva para los tursiones, así como los posibles efectos negativos sobre la pesquería en sí, los tursiones han sido objeto de extensas investigaciones sobre su interacci3n con la pesca artesanal. Sin embargo, los factores que influyen sobre la ocurrencia de interacciones con los artes de pesca son poco conocidos. El objetivo de este trabajo es evaluar si la interacci3n del tursi3n con la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz, se relaciona con las características ecológicas y nutricionales de las presas capturadas. Se examinaron las características de la captura [biomasa, riqueza, diversidad, CPUE (captura por unidad de esfuerzo)], composici3n isot3pica (*i.e.*, proxy de las zonas de alimentaci3n y nivel tr3fico), proximal (lípidos y proteínas) y contenido energético de las capturas correspondientes a 67 faenas de pesca (lances) con red agallera durante dos ciclos anuales (2009-2010 y 2015-2016). Considerando ambos periodos, el tursi3n interactu3 con las redes en 31 (46.2%) de los 67 lances y de éstos, 12 (38.7%) tenían evidencia de depredaci3n de los peces por los tursiones. No se encontraron diferencias significativas en la riqueza, diversidad de especies, biomasa, ni CPUE (Mann-Whitney,  $p > 0.05$ ) entre lances con y sin interacci3n con tursiones, aunque estos últimos tendieron a presentar una menor biomasa y CPUE. Durante 2015-2016 se recolectaron un total de 123 individuos de 25 especies de peces representativos de la captura total, en los cuales se determinó la composici3n isot3pica (valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ ) y porcentaje de lípidos y proteínas y se estimó el contenido energético de peces enteros. No se encontraron diferencias significativas en la distribuci3n de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de los peces entre lances con y sin interacci3n (K-S,  $p > 0.05$ ), ni en el valor promedio de la composici3n isot3pica de carbono y nitr3geno entre presas potenciales y no potenciales (Mann-Whitney,  $p > 0.05$ ). Tampoco hubo diferencias en el nivel tr3fico entre ambos tipos de lance ( $t = -0.48$ ,  $p = 0.63$ ), ni entre tipos de presas (Mann-Whitney,  $p = 0.76$ ). Por lo tanto, los tursiones de esta zona costera interactúan con las redes agalleras independientemente de la zona de alimentaci3n y nivel tr3fico de las presas. Se detectó una diferencia estacional en el contenido de proteínas y energía de los peces entre tipos de lance durante la temporada de secas ( $t = -2.33$ ,  $p = 0.024$ ) y nortes (Mann-Whitney,  $p = 0.02$ ), respectivamente. Esto puede deberse a la combinaci3n de factores ecológicos (*i.e.*, productividad del área, abundancia y disponibilidad de las presas) y/o biológicos (*i.e.*, ciclo de vida y zonas de alimentaci3n de las presas). Para las presas potenciales y no potenciales sólo se encontraron diferencias ( $t = 2.61$ ,  $p = 0.03$ ) en su contenido energético durante la temporada de lluvias, lo cual puede atribuirse a la mayor productividad de la zona costera como consecuencia de aportes de agua dulce. Durante la temporada de lluvias, la CPUE también fue mayor y hubo una mayor frecuencia de evidencia de depredaci3n sobre los peces capturados en los lances. Adicionalmente, no se encontró una relaci3n significativa entre la capacidad de producci3n de sonido de los peces y el tipo de lance (con y sin interacci3n;  $\chi^2 = 1.65$ ,  $p = 0.20$ ), ni el tipo de presas (potenciales y no potenciales;  $\chi^2 = 1.17$ ,  $p = 0.28$ ), por lo que los tursiones interactúan con las redes indistintamente de que en estas se capturen presas que producen sonido y pudiesen facilitar su localizaci3n. Por lo anterior, sólo la composici3n proximal y el contenido energético de las presas capturadas en redes agalleras parece estar relacionado sobre la

probabilidad de interacción del tursión con este arte de pesca. Estos resultados implican que una disminución en la disponibilidad y calidad nutricional de las presas potenciales del tursión podría propiciar mayor interacción con la pesca, afectando directamente sus parámetros poblacionales (*e.g.*, supervivencia, éxito reproductivo) a través de la competencia intra e interespecífica, lo cual podría poner en riesgo la conservación de la población de tursiones de las costas de Alvarado.

**Palabras clave:** *Tursiops truncatus*, pesca artesanal,  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , composición proximal, Alvarado.

Abstract of the thesis presented by **Karina Chávez Martínez** as a partial requirement to obtain the Master of Science degree in Marine Ecology.

**Interaction between the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery of Alvarado, Veracruz, according to the capture, nutritional quality and isotopic composition of catch**

Abstract approved by:

---

Dra. Sharon Zinah Herzka Llona  
**Thesis codirector**

---

Dr. Eduardo Morteo Ortiz  
**Thesis codirector**

The bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) is considered the marine mammal most frequently involved in the operational interaction with artisanal fisheries, and mainly with those involving the use of trawls and gillnets. Due to the risks that this implies for bottlenose dolphins, as well as the possible negative effects on the fishery itself, this species has been the subject of extensive research regarding its interaction with artisanal fisheries. However, the factors that drive the interaction with the fishing gear are poorly understood. The aim of this work is to evaluate if the interaction of the bottlenose dolphin with the artisanal gillnet fishery of Alvarado, Veracruz, is related to the ecological and nutritional characteristics of the captured prey. The characteristics of the catch [biomass, richness, diversity, CPUE (catch per unit effort)], isotopic composition (*i.e.*, as proxy of feeding areas and trophic level), proximate composition (lipids and proteins) and energy content of the catch was examined by analyzing 67 gillnet casts during two annual cycles (2009-2010 and 2015-2016). Considering both periods, the bottlenose dolphin interacted with the gillnet casts in 31 (46.2%) of the 67 hauls. Of these, 12 (38.7%) showed evidence of fish predation by dolphins. There were no significant differences in species richness and diversity, biomass, or CPUE (Mann-Whitney,  $p > 0.05$ ) between hauls with and without interaction with dolphins, although the latter tended to present lower biomass and CPUE. During 2015-2016 a total of 123 individuals from 25 fish species representative of the total catch were collected and their isotopic composition ( $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values), percentage of lipids and proteins and the energy content of whole fish were determined. There were no significant differences in the distribution of  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$  values of fish between hauls with and without interaction (KS,  $p > 0.05$ ), nor in the average value of the isotopic composition of carbon and nitrogen between potential and non-potential prey (Mann-Whitney,  $p = 0.05$ ). There were also no differences in the trophic level between haul types ( $t = -0.48$ ,  $p = 0.63$ ), or between potential and non-potential prey (Mann-Whitney,  $p = 0.76$ ). Therefore, the dolphins of this coastal zone interact with gillnets regardless of the feeding zone and trophic level of the catch. A seasonal difference in fish protein and energy content was detected between hauls with and without interaction with dolphins during the dry ( $t = -2.33$ ,  $p = 0.024$ ) and winter seasons (Mann-Whitney,  $p = 0.02$ ), respectively. This may be due to the combination of ecological (*i.e.*, area productivity, prey abundance and availability) and/or biological factors (*i.e.*, life cycle of the fish and their feeding areas). For potential and non-potential prey differences were only found in their energy content ( $t = 2.61$ ,  $p = 0.03$ ) during the rainy season, which can be attributed to the greater productivity of the coastal zone as a consequence of freshwater inputs. During the rainy season, CPUE was also higher and there was a greater frequency of evidence of predation on the fish caught in the hauls. Additionally, no significant relationship was found between the fish sound production capacity and the haul types (with vs without interaction,  $\chi^2 = 1.65$ ,  $p = 0.20$ ) or prey types (potential vs non-potential,  $\chi^2 = 1.17$ ,  $p = 0.28$ ). Hence, the dolphins interact with the nets regardless of whether the fish that were caught produce sound. Due to the above, only the proximate composition and energy content of the prey captured in gillnets seems to influence the probability of interaction of the bottlenose dolphin with this fishing gear. These results imply that lower nutritional quality and availability of potential prey for the bottlenose dolphins could produce higher interactions with fisheries directly affect its population parameters (*e.g.*, survival, reproductive success).

through intra and interspecific competition, which could jeopardize the conservation of the bottlenose dolphins population off Alvarado.

**Keywords:** *Tursiops truncatus*, artisanal fishery,  $\delta^{13}\text{C}$  and  $\delta^{15}\text{N}$ , proximate composition, Alvarado.

## Dedicatoria

*A Dios.*

*A la memoria de mi primo Gregorio Martínez Reyes "Junior", te quiero y extraño.*

*A mis papás y hermanos por su infinito amor y apoyo.*

*A Toño, por ser y estar.*

*A "Tucita"... te extraño.*

*"If you want to go fast, go alone. If you want to go far, go together"*  
*African proverb*

## Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por su apoyo económico a través de una beca de posgrado nacional con número 339291 y una beca mixta nacional que me permitieron continuar con mi formación académica. Al Proyecto “Ecología trófica de las interacciones entre delfines costeros (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal en aguas veracruzanas” apoyado por el Fondo Sectorial de Investigación para la Educación CONACyT-Ciencia Básica 2013 (No. 221750) que permitió la realización de esta investigación.

Al Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE) por brindarme la oportunidad de ingresar al Posgrado en Ecología Marina y así cumplir con mi meta.

Quiero agradecer infinitamente a mis asesores la Dra. Sharon Herzka y el Dr. Eduardo Morteo por su ayuda, guía y paciencia a nivel académico, pero sobre todo a nivel personal. Sin ustedes esto no hubiera sido posible...¡Gracias por no dejarme tirar la toalla ☺!

A mi comité revisor, la Dra. Gisela Heckel y el Dr. Modesto Ortiz, quienes siempre estuvieron en la mejor disposición para apoyarme en lo que fuese necesario. Gracias a ambos por sus comentarios y revisiones que permitieron enriquecer esta investigación.

Esta investigación no hubiera sido posible sin la invaluable ayuda de la M.C. Nataly Morales y Erick Bolaños, quienes realizaron casi la totalidad de las navegaciones y la colecta de las muestras... gracias por los momentos compartidos durante las navegaciones. Erick, muchas gracias por tu amistad y por ayudarme con parte del trabajo de laboratorio (identificación de peces, medición, procesamiento)...¡Nunca cambies ☺! También agradezco a Monica Tenorio (Moni) por haberme acompañado durante la última salida de campo...¡Gracias por todo!

Gracias a Erick (Chucho) y su familia por permitirnos acompañarles a pescar, ayudarnos con la colecta de las muestras y sobre todo por compartir con nosotros su conocimiento de “la mar” ☺. A María Emilia Rechimont por facilitarme los datos del periodo 2009-2010, los cuales fueron parte importante de esta investigación.

Al Dr. Luis Gerardo Abarca Arenas y a la Dra. Elizabeth Valero Pacheco (Dra. Eli) por brindarme las herramientas necesarias para realizar la identificación y disección de las especies capturadas.

Al personal de los laboratorios de Calidad de Alimentos de la Facultad de Nutrición de la Universidad Veracruzana (UV) y de Microscopía en la Facultad de Biología de la UV, por brindarme un espacio para el procesamiento de una parte de las muestras y la determinación de su contenido de humedad. Especialmente agradezco a la M.C. Lol ki Itzél López Galindo por mostrarme la forma correcta de manejar los materiales y equipos de laboratorio.

A mis compañer@s de los Laboratorios de Ecología Pesquera I y II del Departamento de Oceanografía Biológica de CICESE, por aguantar el ruido y “los aromas” durante el procesamiento de los peces. Gracias por facilitarme algunos de los materiales y equipos necesarios para procesar los peces.

Al Dr. Juan Pablo Lazo Corvera, por abrirme las puertas del Laboratorio de Alimentación y nutrición del Departamento de Acuicultura de CICESE y facilitarme los reactivos y materiales para realizar la extracción de los lípidos. Le agradezco por tomarse el tiempo de revisar junto con la Dra. Sharon mi trabajo y ayudarme a resolver muchas dudas relacionadas con los análisis proximales en peces.



Al Dr. Luis Eduardo Calderón Aguilera, por abrirme las puertas del Laboratorio de Esclerocronología, ecología y pesquerías de la zona costera de CICESE y facilitarme el equipo necesario para determinar el contenido de cenizas de las muestras. También agradezco al M.C. Juan Manuel Galaviz López, M.C. Abigail Pañola Madrigal y Biól. Francisco Castañeda Rivero por siempre estar en la mejor disposición para ayudarme en lo que fuese necesario...¡Perdón por apestar por semanas enteras su laboratorio!

Muy especialmente agradezco a la D.C. Maria Teresa Nuche (Tere) por compartir su conocimiento sobre los análisis proximales en peces, ayudarme a resolver muchas de mis dudas y enseñarme a utilizar el equipo para realizar la extracción de los lípidos...¡Muchas gracias por tu amistad, compañía y charlas aún en momentos de inmenso cansancio físico y mental! ☺

Agradezco al Dr. Jesús Cano Comparé por tomarse un momento de su tiempo y ayudarme con una parte de los análisis de los datos de campo.

A los D.C. Emiliano García Rodríguez (Emi), Jorge Madrid Hernández y José Pablo Fuentes Quesada (Pablo) por ayudarme a resolver dudas relacionadas con las pesquerías y la nutrición de los peces. Jorge y Pablo, gracias por su compañía en el laboratorio y por ser un ejemplo de compromiso con su trabajo ☺

Con gratitud y cariño para mi familia, familiares y novio por siempre alentarme a seguir adelante...¡Los amo ☺! A mis amigos de siempre Yosh, Ani, Gabylú, Gude, Naylú, Iris, Álvarito, Ana Gaby, Pau y Edgarsucho...¡Los quiero latosos!

Al Dr. Oscar Sosa Nishizaki y a su familia por brindarme su amistad, por las pláticas, comidas y por siempre tener “un chiste guardado bajo la manga” para hacerme sonreír ☺ ¡Gracias por todo!

Quiero agradecer a las D.C. Luz De Lourdes Aurora Coronado Álvarez (Lulú) e Isabel del Carmen Hernández Candelario (Isa), por su amistad, apoyo moral y por ayudarme en muchas ocasiones a aclarar mis dudas académicas.

A mis amigas y compañeras de generación M.C. Zurisaday Ramírez Mendoza (Zuri) y M.C. Abigail Pañola Madrigal (Abbygueil) por estar en las buenas y en las malas conmigo...¡Las quiero ☺!

A la secretaria de mi posgrado, Elizabeth Farias Barajas por brindarme su amistad y apoyo moral durante mi estancia en CICESE.

De manera especial agradezco a Enedina Barba (Doña Ene), por alimentarme cuando no tenía dinero y/o tiempo para cocinar e ir al super porque tenía que estudiar; por su compañía y pláticas tan amenas... la voy a extrañar.

A Don Rafa, Conchis, Lauris, Pau, Ré, Jesús, Reyna, Gonzálo, Ceci, Carmencita, Masao, Oscar, Emi, Luz, Elea, Rafa, Richie, Abraham, Cynthia, Felipe, Gina, Adolfo, Jose Luis, Don Leo y a su hermana jeje...¡Gracias por las risas y por los momentos compartidos!

A mis profesores y compañeros de generación Zuri, Abby, Marianne, Daisy, Manet, Anahí, Eli, Laura y Pepe por el tiempo compartido y por todo lo que aprendí de ustedes. También agradezco a Jocelyn, Ceci, Ivón y Lubby porque de ustedes también aprendí y me llevo un grato recuerdo ☺

Finalmente a mis nuevos amigos Ale y Pepe ☺ ¡Gracias por hacer tan amena mi estancia en Xalapa! ¡Los quiero!

## Tabla de contenido

	Página
Resumen en español.....	ii
Resumen en inglés.....	iv
Dedicatoria.....	vi
Agradecimientos.....	vii
Lista de figuras.....	xii
Lista de tablas.....	xiv
<b>Capítulo 1. Introducción.....</b>	<b>1</b>
1.1 Descripción de la especie.....	4
1.1.1 Características generales.....	4
1.1.2 Distribución y hábitat.....	5
1.1.3 Alimentación.....	6
1.1.4 Comportamiento y organización social.....	7
1.1.5 Estado de conservación.....	8
1.2 Antecedentes.....	8
1.2.1 Interacción con pesquerías.....	8
1.2.1.1 Relación costo-beneficio de la interacción con pesquerías.....	11
1.2.2 Calidad de la dieta del tursión.....	12
1.2.3 Zonas de alimentación y nivel trófico de las presas del tursión.....	14
1.3 Pregunta de investigación.....	15
1.4 Justificación.....	15
1.5 Hipótesis.....	16
1.6 Objetivos.....	17
1.6.1 Objetivo general.....	17
1.6.2 Objetivos específicos.....	17
<b>Capítulo 2. Métodos.....</b>	<b>18</b>
2.1 Área de estudio.....	18
2.2 Trabajo de campo.....	19
2.2.1 Colecta de datos.....	19
2.3 Trabajo de laboratorio.....	21
2.3.1 Identificación de especies y presas potenciales.....	21
2.3.2 Análisis de isótopos estables.....	21
2.3.3 Análisis proximales.....	22
2.4 Análisis de datos.....	24

	x
2.4.1 Características de la captura en la pesca artesanal .....	24
2.4.2 Composición isotópica y nivel trófico .....	25
2.4.3 Composición proximal y contenido de energía.....	27
<b>Capítulo 3. Resultados</b> .....	<b>28</b>
3.1 Esfuerzo de muestreo .....	28
3.2 Características de la captura en la pesca artesanal .....	28
3.2.1 Riqueza y diversidad de especies .....	28
3.2.2 Biomasa y CPUE.....	29
3.2.3 Interacción con tursiones y depredación de las presas en redes agalleras .....	30
3.3 Caracterización de las muestras de peces .....	35
3.3.1 Tamaño, peso y producción de sonidos.....	35
3.3.2 Análisis de isótopos estables.....	36
3.3.2.1 Variación temporal y por tipo de presas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ .....	37
3.3.2.2 Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ por tipo de lance.....	39
3.3.2.3. Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las presas según su tipo de hábitat .....	41
3.3.2.4 Nivel trófico.....	41
3.3.3 Composición proximal y contenido de energía.....	42
3.3.3.1 Variación temporal por especie .....	44
3.3.3.1.1 Lípidos .....	44
3.3.3.1.2 Proteínas .....	44
3.3.3.1.3 Energía.....	45
3.3.3.2 Variación temporal de lípidos, proteínas y energía para todas las especies .....	46
3.3.3.3 Variación en el contenido proximal y energético por tipo de presas y tipo de lance.....	47
<b>Capítulo 4. Discusión</b> .....	<b>49</b>
4.1 Caracterización de la captura (riqueza, diversidad, biomasa y CPUE) en la pesca artesanal .....	49
4.1.1 Riqueza y diversidad.....	49
4.1.2 Biomasa y CPUE.....	50
4.2 Composición isotópica y características ecológicas de las especies capturadas .....	52
4.2.1 Variación temporal y por tipo de presas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ .....	54
4.2.2 Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ , $\delta^{15}\text{N}$ y nivel trófico por tipo de lance.....	55
4.3 Composición proximal y contenido de energía de los peces .....	56
4.3.1 Variación temporal de lípidos, proteínas y energía .....	58
4.3.2 Variación en el contenido proximal y energético por tipo de presas y tipo de lance.....	59

**Capítulo 5. Conclusiones .....61**

**Literatura citada .....64**

**Anexo .....76**

## Lista de figuras

Figura		Página
1	Morfología externa y patrón de coloración del tursiÓN <i>Tursiops truncatus</i> (Tomada del catálogo de aletas dorsales del Laboratorio Veracruzano de Mamíferos Marinos, Universidad Veracruzana).....	4
2	Distribución geográfica de <i>T. truncatus</i> (Tomada de IUCN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2012).....	5
3	Localización geográfica del área de estudio en la costa de Alvarado, Veracruz, México. Las líneas discontinuas muestran los contornos de profundidad (m) (Tomado de Morteo, 2011).....	18
4	Proporción de la biomasa total por especie capturada durante la pesca artesanal con red agallera en las costas de Alvarado, Veracruz durante 2009-2010 (1,198 kg) y 2015-2016 (217.6 kg).....	29
5	Abundancia de familias de peces capturadas en las costas de Alvarado, Veracruz durante los periodos 2009-2010 (rombos) y 2015-2016 (triángulos).....	30
6	Abundancia por lance de las familias de peces capturadas en las costas de Alvarado, Veracruz durante los lances con interacción (rombos) y los lances sin interacción (triángulos), de los periodos 2009-2010 y 2015-2016. ND1: familia no determinada número 1; ND2: Familia no determinada número 2.....	31
7	Biomasa (promedio±DE) capturada en lances con interacción (35.1±103.7 kg/lance, barra azul) y sin interacción (9.1±11.3 kg/lance, barra gris) del tursiÓN ( <i>T. truncatus</i> ) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz.....	32
8	CPUE (promedio±DE) capturada en lances con interacción (125.9±262, barra azul) y sin interacción (75.2±203.6, barra gris) del tursiÓN ( <i>T. truncatus</i> ) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz.....	33
9	Fotografías en las que se muestra el tipo de daño ocasionado a algunas especies durante la interacción del tursiÓN ( <i>T. truncatus</i> ) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz. a) Sólo queda cabeza; b) Una o más partes removidas; c) Sólo quedan fragmentos.....	34
10	Figura 10. Valores promedio (±DE, en ‰) de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las especies potenciales (rombos rojos) y no potenciales (rombos azules) capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. Ch: <i>C. hippos</i> ; Af: <i>A. felis</i> ; Sm: <i>S. maculatus</i> ; Da: <i>D. auratus</i> ; At: <i>A. thazard</i> ; Cc: <i>C. chrysurus</i> ; Oo: <i>O. oglinum</i> ; Ha: <i>H. amblyrhynchus</i> ; Ps: <i>P. saltatrix</i> ; Os: <i>O. saurus</i> ; Ca: <i>C. crysos</i> ; Sc: <i>S. cavalla</i> ; Ce: <i>C. edentulus</i> ; As: <i>A. surinamensis</i> ; Sf: <i>S. foetens</i> ; Hu: <i>H. aurolineatum</i> ; Ea: <i>E. alletteratus</i> ; Cn: <i>C. nobilis</i> ; Uc: <i>U. coroides</i> ; Es: <i>E. saurus</i> ; Ci: <i>C. abbotti</i> ; Lc: <i>L. campechanus</i> ; Pr: <i>P. rubio</i> ; Bc: <i>B. caprisicus</i> ; Ma: <i>M. americanus</i> .....	39

11	Distribución de valores de $\delta^{13}\text{C}$ (en ‰) de los peces capturados en los lances con interacción y sin interacción con tursiones, durante el periodo 2015-2016.....	40
12	Distribución de valores de $\delta^{15}\text{N}$ (en ‰) de los peces capturados en los lances con interacción y sin interacción con tursiones, durante el periodo 2015-2016.....	40
13	Variación en el contenido (promedio $\pm$ DE) de lípidos de <i>S. maculatus</i> (rombos, n=17), <i>S. cavalla</i> (cuadrados, n=11) y <i>C. nobilis</i> (triángulos, n=36), durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016.....	44
14	Variación en el contenido (promedio $\pm$ DE) de proteínas de <i>S. maculatus</i> (rombos, n=17), <i>S. cavalla</i> (cuadrados, n=11) y <i>C. nobilis</i> (triángulos, n=36), durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016.....	45
15	Contenido de energía promedio ( $\pm$ DE, en kJ/g) de las especies analizadas durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016. Ch: <i>C. hippos</i> ; Af: <i>A. felis</i> ; Sm: <i>S. maculatus</i> ; Da: <i>D. auratus</i> ; At: <i>A. thazard</i> ; Cc: <i>C. chrysurus</i> ; Oo: <i>O. oglinum</i> ; Ha: <i>H. amblyrhynchus</i> ; Ps: <i>P. saltatrix</i> ; Os: <i>O. saurus</i> ; Ca: <i>C. crysos</i> ; Sc: <i>S. cavalla</i> ; Ce: <i>C. edentulus</i> ; As: <i>A. surinamensis</i> ; Sf: <i>S. foetens</i> ; Ea: <i>E. alletteratus</i> ; Cn: <i>C. nobilis</i> ; Uc: <i>U. coroides</i> ; Es: <i>E. saurus</i> ; Ci: <i>C. abbotti</i> ; Lc: <i>L. campechanus</i> ; Pr: <i>P. rubio</i> ; Bc: <i>B. capriscus</i> ; Ma: <i>M. americanus</i> .....	46

## Lista de tablas

Tabla	Página
1	7
Especies de importancia económica reportadas como presas potenciales del tursión en otras zonas geográficas y que se capturaron durante el estudio de Rechimont (2015) en las costas de Alvarado, Veracruz. Las especies aparecen ordenadas alfabéticamente por familia y especie.....	
2	20
Variables registradas en los lances con redes de enmalle (agalleras) durante el estudio de Rechimont (2015) realizado en dos comunidades pesqueras de la costa central de Veracruz. Las variables aparecen en el formato de LaVMMar-012.....	
3	24
Métodos empleados para la determinación de la composición proximal de los peces capturados en las artes de pesca, en Alvarado, Veracruz. El componente proteico y lipídico se reportan en peso seco.....	
4	28
Esfuerzo de muestreo realizado durante las temporadas climáticas de secas, lluvias y nortes de 2009-2010 (datos de Rechimont, 2015) y 2015-2016, en las costas de Alvarado, Veracruz.....	
5	34
Especies depredadas en redes agalleras durante la interacción del tursión con la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, entre los años 2009-2010 y 2015-2016. * Lances en los que la depredación se determinó a través de la observación en campo de tursiones alimentándose directamente de la captura de las redes agalleras.....	
6	36
Especies colectadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. <sup>1</sup> Especies que producen sonidos; <sup>0</sup> especies que no producen sonidos; <sup>Ni</sup> no hay información sobre la producción de sonidos en la especie.....	
7	37
Valores (promedio±DE) de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de las especies capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. n: número de individuos analizados; LP: longitud patrón de los peces analizados.....	
8	43
Contenido (promedio±DE) de lípidos, proteínas y energía (kJ/g) de las especies capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. El contenido proximal de los lípidos y proteínas se reportan en base seca y la energía en base húmeda; n: número de individuos analizados; N: nortes; S: secas; LI: lluvias; ND: no hubo datos.....	

## Capítulo 1. Introducción

---

Los estudios sobre el uso que las especies hacen de su ambiente, particularmente sobre el tipo de presas que consumen y los factores relacionados con la selección de su alimento son de vital importancia en la investigación sobre ecología animal (Johnson, 1980; Spitz *et al.*, 2010a), ya que permiten la comprensión del papel y las relaciones tróficas que éstas desempeñan en su ecosistema, así como su posible impacto sobre otras poblaciones de organismos de relevancia ecológica y económica (Bowen, 1997; McCabe *et al.*, 2010; Bowen y Iverson, 2013).

Dentro de este contexto los mamíferos marinos son depredadores de especial interés para el hombre, debido a que con frecuencia habitan en zonas donde la distribución de sus presas coincide con la de especies de importancia comercial, dando como resultado el surgimiento de interacciones biológicas (*i.e.*, competencia por los mismos recursos dentro del hábitat) y operacionales (*i.e.*, depredación directa de las artes de pesca) entre éstos y las pesquerías (Fertl y Leatherwood, 1997; Lauriano *et al.*, 2004). Dichas interacciones constituyen una problemática global de gran relevancia, ya que ocasionan daños económicos para el sector pesquero y ponen en riesgo los esfuerzos de conservación de muchas poblaciones de mamíferos marinos (Northridge, 1984; 1991; Fertl y Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002). En las pesquerías, esta problemática se origina principalmente por la reducción del valor comercial de la captura y los daños y/o pérdida total o parcial del equipo de pesca; mientras que en los mamíferos marinos se debe a las heridas y muerte incidental y/o deliberada (Bearzi, 2002).

El tursión (*Tursiops truncatus*) es considerado como la especie de mamífero marino involucrado con mayor frecuencia en interacciones operacionales con la pesca no industrial (Northridge, 1991; Lauriano *et al.*, 2004), debido principalmente a su distribución en zonas costeras y a que comparte presas con las pesquerías (Barros y Odell, 1990). Estas interacciones ocurren principalmente con la pesca artesanal, en particular con las que usan redes de arrastre y agalleras (Fertl y Leatherwood, 1997; Reeves *et al.*, 2001; Bearzi, 2002; Cox *et al.*, 2003; Lauriano *et al.*, 2009; Pennino *et al.*, 2015). Por esta razón, gran parte de la literatura sobre la interacción entre mamíferos marinos y pesquerías, que en su mayoría se centra en el mar Mediterráneo y la costa este de los Estados Unidos de Norteamérica, se ha enfocado al estudio de esta especie (*e.g.*, Reeves *et al.*, 2001; Cox *et al.*, 2003; Read *et al.*, 2003; Brotons *et al.*, 2008; Rocklin *et al.*, 2009; Pennino *et al.*, 2015).



A pesar de la extensa investigación en torno a la interacción operacional del tursi3n con la pesca artesanal (*e.g.*, Lauriano *et al.*, 2004; Rocklin *et al.*, 2009), a3n se desconocen algunos aspectos relacionados con el comportamiento alimentario de la especie durante dicha interacci3n, como por ejemplo los factores relacionados con la selecci3n de sus presas en las artes de pesca. En el caso de los depredadores marinos como el tursi3n, la evaluaci3n del comportamiento alimentario ha sido compleja, dado que en la mayor3a de los casos su dieta ha sido cuantificada a partir de an3lisis de contenido estomacal en organismos varados o capturados incidentalmente, lo cual tiene como inconveniente el no contar con suficientes muestras y rara vez se logra caracterizar con precisi3n su comportamiento alimentario y sitios de alimentaci3n (Barros y Wells, 1998; MacLeod *et al.*, 2006; McCabe *et al.*, 2010). Aunado a lo anterior, la falta de informaci3n sobre la abundancia de presas en t3rminos espacio-temporales dificultan esta tarea (MacLeod *et al.*, 2006) y con frecuencia los organismos cuyas dietas est3n conformadas por una gran diversidad taxon3mica han sido considerados como oportunistas o generalistas, lo cual implica que consumen presas de manera proporcional a su abundancia en el ambiente y sin ninguna selecci3n (Spitz *et al.*, 2010a; Spitz *et al.*, 2012; Laporta *et al.*, 2016).

El tursi3n ha sido descrito como especie generalista y oportunista (Shane *et al.*, 1986; Reeves *et al.*, 2002; Mehseu *et al.*, 2005; Rossman *et al.*, 2015a). Sin embargo, estudios recientes reportan la especializaci3n en los h3bitos alimentarios en algunas poblaciones, y que distintos grupos demogr3ficos (*i.e.*, j3venes, machos y hembras) explotan h3bitats y presas con caracter3sticas espec3ficas (*e.g.*, que producen sonido o se encuentran en niveles tr3ficos distintos) (McCabe *et al.*, 2010; Hernandez-Milian *et al.*, 2015; Rossman *et al.*, 2015a; 2015b; Milmann *et al.*, 2016). Adem3s, en el tursi3n y en otros cet3ceos (familias Balaenopteridae, Delphinidae, Kogiidae, Phocoenidae, Physeteridae y Ziphiidae), se ha observado que la selecci3n de sus presas est3 relacionada con los requerimientos y costos metab3licos (*i.e.*, energ3a requerida para funciones vitales, actividades fisiol3gicas y f3sicas) particulares de cada especie. Por lo tanto, depredadores cuyos requerimientos energ3ticos sean elevados deber3n consumir presas de mayor calidad (*i.e.*, contenido energ3tico), que les permitan compensar la energ3a invertida durante la persecuci3n de 3stas con la energ3a ganada al consumirlas (Spitz *et al.*, 2010a; Spitz *et al.*, 2012).

En M3xico, y espec3ficamente en las costas veracruzanas, los trabajos en los que se reporta la interacci3n del tursi3n con la pesca artesanal son escasos (ver Vidal *et al.*, 1994; Zavala-Gonz3lez *et al.*, 1994; Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morales, 2016), a pesar de que la especie se distribuye a lo largo de todo el litoral mexicano (Urb3n y Guerrero-Ruiz, 2008) y de la importancia socioecon3mica de la pesca artesanal en la poblaci3n de Veracruz. De acuerdo con datos oficiales de CONAPESCA (2013), esta

entidad ocupa el 5° lugar a nivel nacional y el 1° en el golfo de México en cuanto a producción pesquera, de la cual 98% proviene de la pesca artesanal (Arena-Fuentes y Jiménez-Badillo, 2004). Además, posee la flota artesanal más numerosa del golfo de México (11,549 embarcaciones ribereñas activas), por lo que es de esperarse que en algunas zonas pesqueras haya conflicto entre tursiones y pescadores, como es el caso del puerto de Alvarado (Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morales, 2016; Morteo *et al.*, 2017b).

Las costas de Alvarado albergan a una población relativamente estable de tursiones (Morteo *et al.*, 2017b) que ha sido estudiada de manera sistemática desde el 2002 y donde se reporta la foto-identificación de 232 individuos (Morteo, 2011, Ruíz-Hernández, 2014; Morteo *et al.*, 2017b). Aunque esta población ha sido objeto de diversas investigaciones enfocadas a algunos aspectos como su estructura y dinámica poblacional, la ecología alimentaria e interacciones con las pesquerías locales aún son poco conocidas. Hasta el momento, se sabe que los tursiones interactúan principalmente con las faenas que involucran el uso de redes agalleras (Morteo *et al.*, 2012) y que la frecuencia de interacción es alta (en el 80% de los lances) (Rechimont, 2015; Morales, 2016), registrándose un aumento en la probabilidad de depredación cuando los valores estandarizados de captura total (CPUE) son elevados y están presentes algunas especies que posiblemente forman parte de su dieta (Rechimont, 2015). También se ha observado que los tursiones exhiben comportamientos orientados a la búsqueda, persecución y captura de alimento durante su interacción con las redes agalleras (Morales, 2016). Se tienen registradas un total de 13 especies de importancia comercial y que además, son presas potenciales (*i.e.*, forman parte de la dieta) del tursión en algunas de sus zonas de distribución (Rechimont, 2015). A pesar de lo anterior, se desconoce si algunos factores relacionados con las características de la captura (como la calidad nutricional y el nivel trófico de las presas) pudieran estar relacionados con la ocurrencia de la interacción del tursión con redes agalleras.

El presente trabajo tiene por objetivo evaluar la depredación de los tursiones sobre la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, en relación con (1) el valor nutricional de especies de presas específicas y (2) la composición isotópica de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) y nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ), a partir de lo cual se pueden inferir las zonas de alimentación y nivel trófico. Lo anterior permitirá conocer las características nutricionales específicas o el nicho ecológico particular que las presas ocupan dentro del ecosistema y que están relacionadas con la ocurrencia de interacción entre tursiones y la pesca artesanal agallera en la zona de Alvarado, Veracruz.

## 1.1 Descripción de la especie

### 1.1.1 Características generales

La especie *Tursiops truncatus* fue descrita en 1821 por Montagü y de acuerdo con su clasificación taxonómica pertenece al orden *Cetacea*, suborden *Odontoceti* y familia *Delphinidae*, la cual está conformada por 38 especies de delfines distribuidas en aguas costeras y oceánicas (Committee on Taxonomy, 2016). En nuestro país los principales nombres de uso común que recibe son tursión o tonina (Urbán y Guerrero-Ruiz, 2008).

La especie se caracteriza por presentar un cuerpo robusto, de tamaño medio en comparación con otros delfines (e.g., *Stenella attenuata*: 1.7 a 2 m, *Orcinus orca*: 5.5 a 9.8 m) y con una aleta dorsal mediana, delgada y falcada (Morteo *et al.*, 2017a). El tursión posee una marcada demarcación entre el melón y el rostro, el cual es corto y achatado en la punta. Su patrón de coloración es gris claro a negro en el dorso, aclarándose en los costados y con el vientre claro o rosáceo; además su cuerpo suele presentar marcas de dientes hechas por otros delfines y sus depredadores (Reeves *et al.*, 2002; Wells y Scott, 2002; Urbán y Guerrero-Ruiz, 2008) (Figura 1).

En cuanto a su tamaño corporal, los tursiones adultos miden usualmente entre 1.9 a 3.8 m de longitud y en promedio pesan ~250 kg, alcanzando un peso máximo de hasta 650 kg. En tanto, las crías al nacer presentan una longitud de 1 a 1.3 m y un peso de 15 a 30 kg (Wells y Scott, 2002; Urbán y Guerrero-Ruiz, 2008; Niño-Torres *et al.*, 2011). Se distinguen dos ecotipos de *T. truncatus*: el costero y el oceánico, ambos con base en la variación de su morfología externa, diferencias genéticas, distribución geográfica, dieta y tipos de hemoglobina (Hersh y Duffield, 1990; Mead y Potter 1995; Torres *et al.*, 2003).



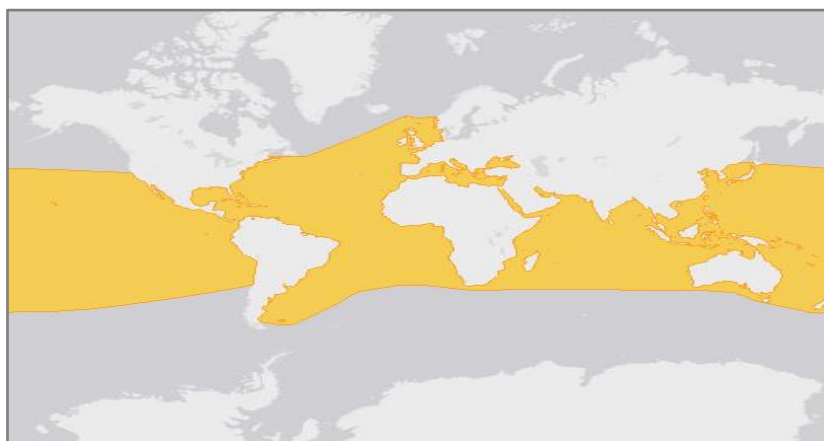
**Figura 1.** Morfología externa y patrón de coloración del tursión *Tursiops truncatus* (Tomada del catálogo de aletas dorsales del Laboratorio Veracruzano de Mamíferos Marinos, Universidad Veracruzana).

Aunque la especie no presenta dimorfismo sexual evidente, los machos de ambos ecotipos comúnmente son más grandes que las hembras; éstas alcanzan la madurez sexual entre los 5 y 13 años de edad, mientras que en los machos esto ocurre entre los 9 y 14 años (Wells *et al.*, 1999; Niño-Torres *et al.*, 2011). El periodo de gestación de la especie es de 10 a 11 meses con un intervalo de reproducción de 1.2 a 5 años y con un periodo de lactancia de 1 a 2 años (Niño-Torres *et al.*, 2011). La esperanza de vida de los tursiones silvestres es de 40 a 45 años para los machos y de aproximadamente 50 años para las hembras (Reeves *et al.*, 2002; Wells y Scott, 2002).

### 1.1.2 Distribución y hábitat

El tursión es una especie cosmopolita distribuida en aguas costeras y oceánicas de latitudes templadas y tropicales. Puede ocupar una gran variedad de hábitats, como bahías, estuarios, lagunas costeras y alrededor de islas (Reeves *et al.*, 2002; Niño-Torres *et al.*, 2011) (Figura 2). De acuerdo con algunos autores, en América del Norte, la especie suele encontrarse en zonas con una temperatura superficial del mar que varía entre 10 y 32 °C (Reeves *et al.*, 2002; Wells y Scott, 2002).

De manera similar al resto de los mamíferos marinos, la distribución espacial y temporal del tursión se relaciona con las características fisiográficas (*e.g.*, profundidad) y oceanográficas de su hábitat (temperatura superficial del mar y salinidad), así como con factores ecológicos (*e.g.*, abundancia y distribución de presas) y antrópicos (*e.g.*, contaminación, así como los tipos y niveles de actividades humanas) (Davis *et al.*, 1998; Davis *et al.*, 2002; Reeves *et al.*, 2002; Ortega-Ortiz *et al.*, 2004; Hernández-Candelario, 2009; Morteo *et al.*, 2012; Pérez-Jorge *et al.*, 2016).



**Figura 2.** Distribución geográfica de *T. truncatus* (Tomada de IUCN, Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, 2012).

En el golfo de México la especie se distribuye principalmente en aguas con profundidades comúnmente menores a los 200 m (Fulling *et al.*, 2003; Ortega-Ortíz, 2004; Ramírez *et al.*, 2005; Martínez-Serrano, 2011). Para la zona de Alvarado, Morteo (2011) reporta que se observa más frecuentemente al tursión cerca de la desembocadura del sistema estuarino-lagunar de Alvarado y a profundidades menores a los 20 m.

### 1.1.3 Alimentación

En cuanto a la alimentación del tursión, tradicionalmente se ha considerado que la especie es generalista y oportunista debido a la gran variedad de presas (principalmente de peces y cefalópodos) que se han reportado como parte de su dieta (Shane *et al.*, 1986; Barros y Odell, 1990; Wells y Scott, 2002; Mehsen *et al.*, 2005; Santos *et al.*, 2007; Niño-Torres *et al.*, 2011; Hernandez-Milian *et al.*, 2015; Laporta *et al.*, 2016). En las cuencas del golfo de California, océano Pacífico y el Atlántico, más de un centenar de especies son consideradas como presas del tursión, mientras que en el golfo de México se han identificado 59 especies de peces como alimento de *T. truncatus* (Gunter, 1942; Barros y Odell, 1990; Delgado-Estrella, 2002; Olivares-Rodríguez *et al.*, 2014). Para las costas de Alvarado, recientemente Rechimont (2015) hizo observaciones sobre las interacciones del tursión con las faenas de la pesca artesanal, y reportó un total de 13 especies de importancia comercial que forman parte de la dieta de *T. truncatus* (Tabla 1). Documentó que la captura de algunas especies por la pesca artesanal no estaba asociada con el consumo por los tursiones, a pesar de estar enmalladas en redes agalleras y lo cual sugiere que los tursiones exhiben selección alimentaria durante sus interacciones con las faenas pesqueras.

Otros estudios recientes también presentan evidencia de que el tursión explota sólo una parte de las presas disponibles dentro de su hábitat y que diferentes grupos demográficos (*i.e.*, jóvenes, machos, hembras) pueden especializarse en cierto tipo de hábitats de alimentación (*e.g.*, pastos marinos) y presas de un determinado nivel trófico (Rossman *et al.*, 2015a; 2015b), y/o especies que producen sonidos que facilitan su localización (McCabe *et al.*, 2010; Dunshea *et al.*, 2013). Tal especialización puede relacionarse con factores tanto sociales (*i.e.*, sexo, edad) que influyen sobre el uso de los recursos (Rossman *et al.*, 2015a), como ecológicos, al operar como una posible medida para reducir la competencia intraespecífica (Rossman *et al.*, 2015b). Posiblemente debido a lo anterior, la dieta de los tursiones del ecotipo costero es distinta a la del oceánico (Reeves *et al.*, 2002).

**Tabla 1.** Especies de importancia económica reportadas como presas potenciales del tursi3n en otras zonas geogr3ficas y que se capturaron durante el estudio de Rechimont (2015) en las costas de Alvarado, Veracruz. Las especies aparecen ordenadas alfab3ticamente por familia y especie.

Familia	Especie	Nombre com3n	Referencia
Carangidae	<i>Caranx crysos</i>	Cojinuda	Barros y Wells (1998)
	<i>Caranx hippos</i>	Jurel com3n	Barros y Odell (1990)
	<i>Trachinotus carolinus</i>	P3mpano Amarillo	Shane (1990)
Gerreidae	<i>Gerres cinereus</i>	Mojarra blanca	Barros y Odell (1990)
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco	Pansard <i>et al.</i> (2011)
	<i>Haemulon plumierii</i>	Chac-ch3	Barros y Odell (1990); Olivares-Rodr3guez <i>et al.</i> (2014).
Lutjanidae	<i>Lutjanus campechanus</i>	Huachinango com3n	McCabe <i>et al.</i> (2010)
	<i>Lutjanus synagris</i>	Villajaiba	Pansard <i>et al.</i> (2011)
	<i>Lutjanus vivanus</i>	Huachinango cola amarilla	McCabe <i>et al.</i> (2010)
	<i>Ocyurus chrysurus</i>	Rubia	Eirman y Connor (2014)
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	Lisa	Barros y Odell (1990); Gunter (1942); Leatherwood (1975); Van Waerebeek <i>et al.</i> (1990)
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	Zollet y Read (2006)
	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	Gunter (1942)

#### 1.1.4 Comportamiento y organizaci3n social

El tursi3n presenta una organizaci3n social de tipo fusi3n-fisi3n, la cual consiste en la formaci3n de grupos cuyo tama3o y composici3n var3an al haber un intercambio continuo entre sus miembros (Connor *et al.*, 1992; Connor *et al.*, 2000). En general los grupos de tursiones que habitan en zonas costeras tienden a ser m3s peque3os (2 a 15 individuos) que los de aguas oce3nicas (decenas a cientos de individuos) (Reeves *et al.*, 2002; Wells y Scott, 2002). La composici3n de los grupos var3a en funci3n de factores tales como el sexo, edad, estado reproductivo, las relaciones parentales y su propio comportamiento (Wells y Scott, 2002; Garc3a-Vital *et al.*, 2015; La Fauci, 2015).

Por otra parte, se ha observado una organizaci3n social diferencial entre machos y hembras (Connor *et al.*, 2000; Smolker *et al.*, 1992; Morteo *et al.*, 2014). Esta diferencia radica en que los machos usualmente se agrupan con otros para formar alianzas (de primer o segundo orden) muy estables que pueden perdurar por varios a3os, brind3ndoles protecci3n (contra depredadores y otros grupos de machos) y aumentando sus oportunidades de aparearse (Smolker *et al.*, 1992; Connor *et al.*, 2000). En contraste, las hembras suelen relacionarse con determinados miembros femeninos, formando una red de asociados, que aunque numerosa, es menos estable que las alianzas existentes entre los machos. Dentro de esta red de asociados, algunas hembras pueden o no establecer uniones perdurables denominadas "bandas" (Smolker *et al.*, 1992; Connor *et al.*, 2000; Morteo *et al.* 2014), las cuales de acuerdo con

algunos autores, incrementan el éxito en la competencia por alimento, ayudan en la crianza de la descendencia y ofrecen protección contra los depredadores y el acoso de los machos (Whitehead *et al.*, 2000; Rogers *et al.*, 2004).

Lo anterior es importante dentro del contexto de la interacción operacional entre tursiones y pesquerías, ya que los machos adultos son los individuos que más frecuentemente participan en este tipo de interacción, debido posiblemente a que tienden a viajar solos o en pares, y a su comportamiento curioso y depredatorio (Morteo *et al.*, 2011; Adimey *et al.*, 2014; Morales, 2016). Por lo tanto, este sexo estaría más expuesto a los peligros derivados de su interacción con las pesquerías. Adicionalmente, algunos autores mencionan que los hábitos de alimentación parecen transmitirse de manera social de madre a cría (Tinker *et al.*, 2009; Pennino *et al.*, 2013; Rossman *et al.*, 2015b), por lo que es muy probable que la estrategia de alimentarse directamente o no de las redes de pesca se transmita de manera social entre tursiones (Pennino *et al.*, 2013).

### **1.1.5 Estado de conservación**

La especie se enlista dentro de diferentes categorías de conservación de instituciones tanto nacionales, como internacionales. De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana (NOM-059-SEMARNAT-2010), *T. truncatus* se encuentra dentro de la categoría de “protección especial”, ya que podría estar amenazada por factores que inciden negativamente en su viabilidad (SEMARNAT, 2010). En el caso de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES), el tursión se enlista en el Apéndice II para especies no amenazadas (CITES, 2010); mientras que en la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN), se encuentra en la categoría de menor preocupación (LC), debido a su gran abundancia y amplia distribución (IUCN, 2012).

## **1.2 Antecedentes**

### **1.2.1 Interacción con pesquerías**

De manera general, la presencia de mamíferos marinos se relaciona con distintos factores, de los cuales la abundancia y distribución de sus presas es uno de los más importantes (Reeves *et al.*, 2002; Ortega-Ortiz *et al.*, 2004). En aquellas zonas donde su distribución coincide espacial y temporalmente con especies de interés comercial, se espera que haya una mayor probabilidad de interacción entre mamíferos marinos y pesquerías (Fertl y Leatherwood, 1997; Lauriano *et al.*, 2004; Fruet *et al.*, 2010).

El término *interacción* puede definirse como “la observación simultánea de mamíferos marinos y artes de pesca dentro de un radio de 200 m” (Lauriano *et al.*, 2004; Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morales, 2016). Usualmente se distinguen dos tipos de interacción: biológica y operacional (IUCN, 1981; Northridge, 1984; Lauriano *et al.*, 2004). La interacción biológica implica una competencia indirecta entre mamíferos marinos y pesquerías por las presas comunes, mientras que la operacional consiste en una competencia directa en la que ciertos individuos se alimentan directamente de los artes de pesca, y generalmente provocan daños al equipo pesquero y a las capturas, o bien, quedan enmarañados en las mismas, causándoles heridas o incluso la muerte (Northridge, 1984). Dadas las características de la pesca artesanal (uso de embarcaciones pequeñas que involucran familias enteras que subsisten de esta actividad, y en las cuales los productos se destinan al consumo local o pueden ser exportados: FAO, 2015), los viajes de pesca y captura de presas se realizan en aguas costeras donde habita el tursi3n. Por lo tanto, la depredaci3n de especies de inter3s pesquero puede afectar la econom3a de los pescadores (Reeves *et al.*, 2001; Rechimont, 2015; Milmann *et al.*, 2016).

Los primeros reportes cient3ficos sobre la interacci3n operacional del tursi3n con las pesquer3as datan de finales del siglo XIX (True, 1891) y desde entonces la interacci3n se ha registrado en casi todas las 3reas de pesca de la FAO (Northridge, 1991), incluyendo el Atl3ntico oeste central (3rea 31), el Mediterr3neo y mar Negro (3rea 37). Estas 3reas conforman los sitios con mayor conflicto entre tursiones y pescadores, en las cuales se registran las cifras m3s elevadas de captura incidental de tursiones y los pescadores constantemente se quejan del da3o ocasionado a sus redes (Northridge, 1991; Fertl y Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002). Por lo anterior, en varios pa3ses de ambas 3reas (31 y 37) se han realizado investigaciones con la finalidad de comprender y describir las interacciones entre tursiones y pesquer3as (Zavala-Gonz3lez *et al.*, 1994; Lauriano *et al.*, 2004; 2009; D3az-L3pez, 2006; Rocklin *et al.*, 2009; Fruet *et al.*, 2010; Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morales, 2016) con el fin de evaluar su impacto econ3mico y monitorear el grado de depredaci3n de los tursiones sobre las artes de pesca, sobre todo en aquellas interacciones con la pesca artesanal.

En el Mediterr3neo, Lauriano *et al.* (2004) y Rocklin *et al.* (2009) analizaron las interacciones entre el tursi3n y las pesquer3as artesanales del Parque Nacional de la Isla Asinara (Sardinia, Italia) y la Reserva Natural del Estrecho de Bonifacio (C3rcega, Francia), respectivamente. En ambas investigaciones el tursi3n mostr3 una preferencia por ciertas presas, donde el salmonete de roca (*Mullus surmuletus*: ambos estudios) y la breca (*Pagellus erythrinus*: Rocklin *et al.*, 2009) fueron las especies m3s depredadas en las redes, mientras que el cabracho (*Scorpaena scrofa*: Rocklin *et al.*, 2009) fue la especie m3s abundante en las redes que no son depredadas. Sin embargo, los autores indicaron que el da3o



económico fue mínimo y que sólo afectó considerablemente la pesca estacional del salmonete de roca y el peto (*Symphodus tinca*) (Lauriano *et al.*, 2004). La biomasa promedio de las presas atacadas en las redes fue menor a la biomasa removida por otros depredadores (*e.g.*, peces) (Rocklin *et al.*, 2009). Adicionalmente, los lances sobre los cuales los tursiones mostraron actividades de alimentación se caracterizaron por capturas más elevadas y un número promedio de presas mayor (Rocklin *et al.*, 2009). Lauriano *et al.* (2004), sugirieron que las redes pueden representar un “supermercado” para los tursiones dada su alta concentración de presas preferidas, lo cual permite que estos depredadores no sólo seleccionen la mejor presa, sino además la mejor porción de ésta.

Por otra parte, en el Atlántico oeste central se ha reportado la interacción del tursión con las faenas pesqueras de varias entidades en E.U.A., Guayana Francesa, Colombia y golfo de México (Northridge, 1991). En esta última región se ha observado que la especie interactúa frecuentemente con la pesquería de arrastre del camarón (Reynolds, 1985; Northridge, 1991; Fertl, 1994), y la principal causa de su muerte es su captura incidental en redes camaroneras, así como en agalleras (Northridge, 1991). Asimismo, en la porción norte del golfo de México se ha documentado la presencia de preferencias alimentarias durante las interacciones operativas. Por ejemplo, Fertl (1994) observó en la bahía de Galveston (Texas) que los tursiones asociados con la pesca del camarón mostraron una preferencia por el consumo de peces de la familia Sciaenidae y desinterés por el bagre gato (*Arius felis*).

En México, la información sobre la interacción del tursión con las pesquerías del golfo de México era escasa hasta antes de 1994. No obstante, sí se consideraba a *T. truncatus* como una especie en riesgo por dicha actividad (Vidal *et al.*, 1994). Zavala-González *et al.* (1994) mencionaron que la muerte incidental del tursión en esta región ocurre principalmente en redes agalleras y que también se le mata de manera deliberada para emplearse como carnada de tiburón.

En Veracruz, son pocos los trabajos en los que se ha estudiado y documentado la interacción del tursión con las pesquerías artesanales. Uno de los primeros estudios se realizó a mediados de la década de los 90's en las costas de Alvarado, donde García (1995) observó que la especie se alimenta de la fauna de acompañamiento del camarón. Posteriormente, Morteo *et al.* (2012) analizaron las variaciones espaciales y temporales de las interacciones del tursión con las faenas pesqueras de Alvarado durante un periodo de dos años. Sus resultados indican que tanto tursiones como pescadores no se distribuyen de manera aleatoria en el área de estudio, sino que en general tienden a evitarse y sólo co-ocurren e interactúan en la boca de la laguna de Alvarado. Además, el 18.9% de los grupos de tursiones (correspondiente al 44.8% del total de individuos fotoidentificados en Alvarado, N=172) interactuaron

con las faenas pesqueras, pero sólo con aquellas que involucraban el uso de redes agalleras. Los autores mencionan que los individuos residentes (N=23) interactuaron con menor frecuencia con las embarcaciones pesqueras que los no residentes, posiblemente como resultado de sus experiencias negativas con los pescadores (Morteo *et al.*, 2012), por lo que el 42% de los animales residentes presentan heridas en su cuerpo atribuibles a dicha interacción y se ha documentado la muerte de 9 tursiones a causa de las actividades pesqueras (Morteo *et al.*, 2017b).

Recientemente, Rechimont (2015) evaluó la interacción entre el tursión y la pesca artesanal en las zonas de Alvarado y en el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. De manera concreta se enfocó en estudiar cómo se desarrolla esta interacción y si el comportamiento de depredación de los tursiones (*i.e.*, individuos removiendo peces de las redes o presencia de por lo menos un pez dañado en las capturas de los lances) sobre la captura en redes agalleras afecta la captura total por unidad de esfuerzo (CPUE) y la composición de especies (*i.e.*, riqueza de especies) de los lances. Aunque en ambas zonas hubo interacción, ésta fue superior en Alvarado (se registró en 80% de los lances), donde además se capturaron 13 especies de importancia económica que a su vez han sido reportadas como presas potenciales\* del tursión. Por otra parte, la autora observó que la mayor probabilidad de depredación sobre la captura en las redes estuvo relacionada con valores altos de captura por unidad de esfuerzo (CPUE) y con la presencia de *Scomberomorus maculatus*, mientras que CPUE baja y la presencia de *Caranx latus* tenían un efecto opuesto. Por último, encontró que la depredación no afectó significativamente la composición de especies capturadas en los lances y que en general, las pérdidas en la captura de presas fueron bajas, pero que los daños a las artes de pesca fueron sustanciales.

### **1.2.1.1 Relación costo-beneficio de la interacción con pesquerías**

De acuerdo con algunos autores, la sobreexplotación de los recursos pesqueros ha provocado la reducción de las presas disponibles para los tursiones, lo cual ha llevado al aumento en las interacciones operacionales (Fertl y Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002). Los tursiones también han modificado su comportamiento alimentario y “aprendido” que las capturas de la actividad pesquera conforman una fuente nueva de alimento (Reeves *et al.*, 2001); esta modificación usualmente tiene efectos negativos tanto para las pesquerías como para los tursiones (Bearzi, 2002; Lauriano *et al.*, 2004; Rocklin *et al.* 2009; Lauriano *et al.*, 2009; Morteo *et al.*, 2017b). Entre los principales riesgos que implica el interactuar con

---

\* Presas potenciales: aquellas que de acuerdo con algunos autores (*e.g.*, Barros y Wells, 1998; McCabe *et al.*, 2010) son consumidas por el tursión en algunas de sus zonas de distribución; mientras que las “no potenciales” son las que no han sido reportadas como parte de su dieta.

las pesquerías se encuentran los siguientes: exposición a tóxicos existentes en los sedimentos removidos por algunos tipos de artes de pesca (*i.e.* redes de arrastre), heridas producidas por el equipo de pesca que pueden resultar en la pérdida parcial o total de algún miembro (*e.g.*, aletas), sofocación por la ingesta de algún equipo pesquero y ahogamiento al quedar enmarañados en las redes (Chilvers y Corkeron, 2001; Adimey *et al.*, 2014). Además, los pescadores también pueden envenenar, herir e incluso matar a los tursiones, debido al daño que ocasionan al equipo pesquero, el robo de peces directamente de la red y la reducción de las capturas (Rocklin *et al.*, 2009; Lauriano *et al.*, 2004; 2009; Fruet *et al.*, 2010; Morteo *et al.*, 2011; Morales, 2016).

Dado el riesgo que esta interacción supone, es de esperarse que haya un balance positivo entre el costo y los beneficios de alimentarse directamente de las artes de pesca en comparación con la alimentación independiente (Lauriano *et al.*, 2004). Algunos autores sugieren que la captura de las redes conforma una fuente predecible de alimento que de otra manera sería poco accesible (*e.g.*, presas de zonas profundas) (Chilvers y Corkeron, 2001), o bien un “supermercado” con una densidad elevada de presas preferidas para el tursión (Lauriano *et al.*, 2004). Además, las redes también pueden funcionar como una barrera en la cual se “detienen” los peces que tratan de huir (Lauriano *et al.*, 2004).

Por lo tanto, los tursiones de Alvarado están expuestos frecuentemente al riesgo por interacción con la pesca artesanal (Morteo *et al.*, 2017b), y en particular los machos adultos (solos o en pares) ya que interactúan con mayor frecuencia con la pesca local, mientras que las hembras tienden a evitar la actividad pesquera (Morteo, 2011; Morales, 2016).

### **1.2.2 Calidad de la dieta del tursión**

Dentro del contexto de la alimentación humana no existe un concepto universal de “calidad de la dieta”. Sin embargo, ésta puede entenderse como el conjunto de atributos tanto positivos (*e.g.*, aroma, textura, contenido de nutrientes) como negativos (*e.g.*, olor desagradable, contaminación) de un alimento, los cuales influyen sobre su valor nutricional y su probabilidad de consumo (FAO y OMS, 2003). Uno de los atributos de la calidad de la dieta es su contenido nutricional, el cual se determina comúnmente por medio de análisis proximales que permiten conocer el porcentaje de humedad, proteínas, carbohidratos, lípidos y cenizas (minerales) (FAO, 1993; Greenfield y Southgate, 2006; Spitz *et al.*, 2010).

Debido a la importancia del pescado en la dieta humana, se han realizado una gran cantidad de estudios sobre la composición proximal del filete o la parte comestible del pescado (*i.e.*, músculo) (Krzynowek y Murphy, 1987; Cortez-Solís, 1992). El contenido de agua (66-81%) y el componente lipídico (0.2-25%) del músculo de pescado son los que presentan mayor variación, mientras que el componente proteico varía entre 16-25% (Huss, 1995). En general, la composición proximal del pescado varía con la especie, sexo, edad, ciclo reproductivo, sitio y época de colecta, así como con el régimen alimenticio de los peces y métodos de manejo y almacenamiento (Krzynowek y Murphy, 1987; Cortez-Solís, 1992; Huss, 1995; Slifka *et al.*, 2013; Ardente y Hill, 2015). Este conocimiento puede aplicarse en estudios sobre la calidad de la dieta de depredadores tope y cuya alimentación es primordialmente piscívora, como es el caso de *T. truncatus* (Spitz *et al.*, 2012; Slifka *et al.*, 2013).

Los estudios sobre la calidad de la dieta en mamíferos marinos en general, y en tursiones en particular, son escasos y hasta el momento sólo se tiene referencia de dos trabajos en los que se determina la composición proximal de algunas presas del tursión. El primero, evalúa la composición proximal de las presas (completas) que integran la dieta de tursiones en cautiverio (*Clupea harengus*, *S. maculatus* y *Thaleichthys pacificus*), e indica que ésta presenta un contenido de proteínas, lípidos, minerales, aminoácidos y vitaminas (a excepción de la vitamina E) adecuado para el tursión y para otras especies cuyos requerimientos nutricionales han sido determinados (Bernard y Ullrey, 1989). Mientras tanto, el segundo compara la composición proximal de las presas (completas) de tursiones mantenidos en cautiverio con las obtenidas en vida libre; sus resultados revelaron diferencias en el contenido de materia seca, proteínas, lípidos y concentración de minerales entre las especies de presas analizadas (*i.e.*, *Clupea harengus*, *Mallotus villosus*, *Lagodon rhomboides*, *Orthopristis chrysoptera*, *Mugil cephalus*) (Slifka *et al.*, 2013).

Otro atributo empleado como proxy de la calidad de la dieta es su contenido energético (Spitz *et al.*, 2010b; 2012) que dependerá del porcentaje de proteínas, lípidos y carbohidratos presentes en un alimento; en el caso de los peces, los lípidos y proteínas constituyen las principales fuentes energéticas (Webster y Lim, 2002). Spitz *et al.* (2010) y Spitz *et al.* (2012) encontraron una relación significativa entre la calidad de la dieta y el costo energético asociado al mantenimiento de las funciones vitales de varias especies de mamíferos marinos del Atlántico norte (*i.e.*, *Delphinus delphis*, *Stenella coeruleoalba*, *T. truncatus*, *Phocoena phocoena*, *Globicephala melas*, *Ziphius cavirostris*, *Mesoplodon spp.*, *Kogia breviceps*, *Physeter macrocephalus*, *Balaenoptera acutorostrata*, *B. physalus*). Observaron que especies con mayores requerimientos energéticos consumían presas de mayor calidad y de acuerdo con Spitz *et*

*al.* (2012), el tursión es una especie con costos energéticos moderados y cuya dieta es de calidad media en términos de su suministro energético (*i.e.*, 4-5.5 kJ g<sup>-1</sup>).

### **1.2.3 Zonas de alimentación y nivel trófico de las presas del tursión**

El nivel trófico representa la posición relativa que ocupa un organismo dentro de la red alimentaria y es de gran relevancia para la ecología, ya que caracteriza el papel funcional y facilita la estimación de los flujos de materia o energía en el hábitat bajo estudio (Post, 2002). En este contexto, el análisis de la abundancia relativa de isótopos estables de elementos ligeros como el C y N es una herramienta de gran utilidad en la determinación de fuentes de carbono y el nivel trófico de organismos terrestres y marinos (Casey y Post, 2011). Esta técnica se basa en la comparación de la relación entre los isótopos pesados y ligeros de una muestra con respecto al resto de la cadena alimentaria para estimar el nivel trófico e identificar las fuentes de producción primaria. Su principal desventaja consiste en la baja resolución taxonómica y temporal que presenta, ya que no brinda información cuantitativa sobre la dieta de los organismos (Bowen y Iverson, 2013).

En la ecología trófica se utilizan principalmente los isótopos estables de carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ) y nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) (Post, 2002; Fernández *et al.*, 2011; Bowen y Iverson, 2013), cuyos valores muestran un enriquecimiento isotópico (incremento en la abundancia relativa de los isótopos pesados) conforme aumenta el nivel trófico (DeNiro y Epstein, 1978; 1981; Fernández *et al.*, 2011). En el caso de los isótopos estables de nitrógeno, los consumidores usualmente presentan un enriquecimiento isotópico de 3-4‰ con respecto al alimento asimilado, lo cual permite la estimación de su nivel trófico siempre y cuando se establezcan los valores isotópicos correspondientes a la base de la cadena alimentaria (DeNiro y Epstein, 1981; Post, 2002; Fernández *et al.*, 2011). En contraste, el enriquecimiento isotópico en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  es de ca. 1‰, y provee información sobre las distintas fuentes de producción primaria que sustenta a los consumidores, lo que permite diferenciar entre dietas costera y oceánica, o pelágicas y otras bentónicas (DeNiro y Epstein, 1978; Post, 2002). Los organismos consumidores de zonas costeras presentan valores de composición isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  más enriquecidos en comparación con los de zonas oceánicas (Hobson, 1999; Das *et al.*, 2003).

El nivel trófico de los peces generalmente varía con el tamaño corporal debido a cambios ontogénicos en su dieta. Los peces de tallas superiores y cuya dieta es piscívora tendrán un elevado nivel trófico en comparación con peces pequeños que consumen invertebrados (Magnan y FitzGerald, 1984; Werner y

Gilliam, 1984; Werner, 1986; France *et al.*, 1998; Jennings *et al.*, 2001; Layman *et al.*, 2005). Sin embargo, en algunos casos los cambios ontogénicos en la dieta de estos organismos pueden no estar asociados con un mayor nivel trófico, ya que peces de tallas grandes no necesariamente consumirán presas de mayor tamaño o de un nivel trófico más elevado conforme aumentan su tamaño (Vander Zanden *et al.*, 2000).

De acuerdo con France *et al.* (1998), la relación entre el nivel trófico y tamaño corporal posiblemente se deba a que la depredación es función de la talla relativa entre depredador y presa. En general, el tamaño de un depredador determina las presas que puede consumir (Cohen *et al.*, 1993). Fernández *et al.* (2011) encontraron que una de las presas preferidas por los tursiones (*i.e.*, merluza: *Merluccius merluccius*) en las costas de Galicia (España), presentó un nivel trófico mayor en función de su tamaño. No obstante, se desconoce si el nivel trófico de las presas está relacionado con la preferencia alimentaria de los tursiones que recientemente se ha documentado en el área de estudio (Rechimont, 2015).

### 1.3 Pregunta de investigación

*¿Hay diferencias en las características de la captura, el nivel trófico, valor nutricional y características ecológicas (hábitat y producción de sonido) entre las especies de peces potenciales y no potenciales del tursión durante su interacción con la pesca artesanal agallera en Alvarado, Veracruz?*

### 1.4 Justificación

El tursión *Tursiops truncatus* es uno de los cetartiodáctilos mejor estudiados a nivel mundial (Barros y Wells, 1998; Wells y Scott, 2002) y la especie más frecuentemente reportada en interacciones operacionales con las pesquerías artesanales de distintas zonas geográficas (Northridge, 1991; Fertl y Leatherwood, 1997; Bearzi, 2002; Lauriano *et al.*, 2004). A pesar de esto, algunos aspectos sobre la ecología alimentaria del tursión y particularmente los factores relacionados con su alimentación sobre la captura en artes de pesca son poco conocidos; por ejemplo, si las características nutricionales y el nicho ecológico de las presas capturadas promueven este comportamiento (McCabe *et al.*, 2010; Spitz *et al.*, 2012; Pennino *et al.*, 2013; 2014; Rossman *et al.*, 2015b). La evaluación de algunas características de las presas potenciales del tursión, como su hábitat y características isotópicas, nivel trófico y contenido

nutricional (porcentaje de lípidos y proteínas y contenido energético) contribuirá a mejorar la comprensión de los factores que se relacionan con la depredación sobre la captura en artes de pesca. Esta investigación también aportará una línea base sobre el contenido nutricional, la composición isotópica y zonas de alimentación de las presas potenciales del tursi3n, la cual podr3a emplearse en estudios posteriores sobre la ecología alimentaria de *T. truncatus* en el 3rea de estudio (e.g., Spitz *et al.*, 2010b; Rossman *et al.*, 2015a).

El 3rea de estudio se considera una zona de alimentaci3n importante para el tursi3n y el segundo sitio de mayor relevancia en la distribuci3n de esta especie en las aguas costeras mexicanas del golfo de M3xico (Morteo, 2011). Adem3s, se ha registrado una elevada interacci3n del tursi3n con las pesquer3as artesanales locales y un da3o considerable al equipo de pesca, por lo que los pescadores de esta 3rea muestran comportamientos agresivos (Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morteo *et al.*, 2017b). La existencia de una relaci3n entre la ocurrencia de la interacci3n con el contenido nutricional y nivel tr3fico de las presas, que adem3s sean especies objetivo de las pesquer3as artesanales, podr3an poner en riesgo la conservaci3n de *T. truncatus* cuando la pesca causa efectos negativos en las poblaciones locales (e.g., por disminuci3n de la calidad de sus presas potenciales, sobrepesca y enmara3amiento en redes) (Rossman *et al.*, 2014; 2015; Morteo *et al.*, 2017b). Finalmente, esta investigaci3n aportará informaci3n sobre la dieta de la especie en las costas mexicanas del golfo de M3xico.

## 1.5 Hip3tesis

Con base en estudios previos sobre los tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, se conoce que estos interactúan con mayor frecuencia con la pesca artesanal principalmente cuando la composici3n de captura involucra a especies de su preferencia (i.e., *Scomberomorus maculatus*), entre otros factores. Considerando (1) la relaci3n entre el costo energ3tico involucrado en el esfuerzo de la captura del alimento y la calidad de la dieta de un consumidor, la cual influye sobre la calidad de presas que consume, (2) la relaci3n positiva entre el tama3o corporal de las presas y su nivel tr3fico, y (3) el posible balance entre el costo y beneficio del riesgo que conlleva para el tursi3n el alimentarse directamente de las redes agalleras, se plantearon las siguientes hip3tesis:

El contenido proteico y lipídico y los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (proxy del nivel tr3fico) de las presas potenciales de los tursiones que interactúan con la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, ser3n m3s elevados que los de las presas no potenciales.

La biomasa, riqueza, CPUE de los peces capturados en la pesca artesanal serán mayores en los lances en los cuales se observe una interacción operacional con los tursiones y en los cuales se observa evidencia de depredación.

Los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los peces capturados por la pesca artesanal tendrán composiciones isotópicas consistentes con hábitat costero dadas las características de la zona de pesca y la zona de alimentación de los tursiones.

## **1.6 Objetivos**

### **1.6.1 Objetivo general**

Evaluar si la interacción del tursión con la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz se relaciona con las características de la captura (biomasa, riqueza, diversidad, CPUE) y el nivel trófico, zonas de alimentación y valor nutricional de las presas capturadas.

### **1.6.2 Objetivos específicos**

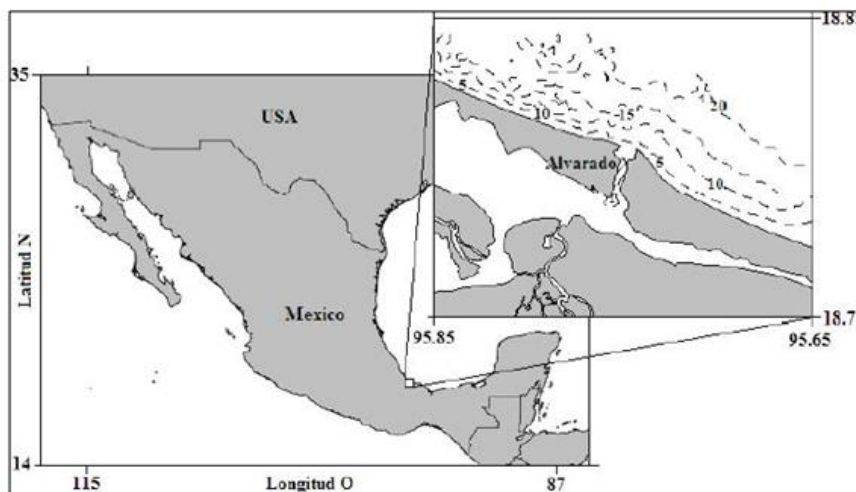
- ✓ Caracterizar la captura (biomasa, riqueza, diversidad y CPUE) de la pesca artesanal agallera durante las tres temporadas climáticas (nortes, secas y lluvias) típicas del golfo de México.
- ✓ Determinar los niveles tróficos de los peces capturados, su contenido nutricional (porcentaje de lípidos y proteínas y contenido energético) y sus características ecológicas (hábitat y capacidad de producción de sonido).
- ✓ Comparar el nivel trófico y zonas de alimentación de las especies de presas potenciales y no potenciales del tursión utilizando la composición isotópica de nitrógeno ( $\delta^{15}\text{N}$ ) y carbono ( $\delta^{13}\text{C}$ ).
- ✓ Evaluar si hay diferencias en el contenido nutricional (porcentaje de lípidos y proteínas y contenido energético) de las presas potenciales y no potenciales del tursión por medio de análisis proximales.



## Capítulo 2. Métodos

### 2.1 Área de estudio

El área de estudio comprende la zona costera de Alvarado, Veracruz, en el golfo de México y se encuentra delimitada por los paralelos 18°42' y 18°51'N y los meridianos 95°39' y 95°51'O (INEGI, 1995) (Figura 3).



**Figura 3.** Localización geográfica del área de estudio en la costa de Alvarado, Veracruz, México. Las líneas discontinuas muestran los contornos de profundidad (m) (Tomado de Morteo, 2011).

Se trata de un hábitat abierto, sin barreras físicas que lo protejan de los vientos y corrientes costeras (Sumich, 1992). Parte de la zona costera está bajo la influencia del sistema estuarino-lagunar de Alvarado, el cual está conformado por más de 100 lagunas y ríos conectados entre sí. El río Papaloapan es el más importante debido a que aporta un promedio de 40 millones de  $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$  de agua continental (Contreras, 1985; Morán-Silva *et al.*, 2005). La región presenta una estacionalidad climática conformada por las temporadas de secas (marzo-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-febrero), durante las cuales hay variación en el aporte de agua dulce, temperatura, salinidad y concentración de nutrientes en el sistema estuarino-lagunar de Alvarado y la costa adyacente (Morán-Silva *et al.*, 2005).

De manera general la flora de las costas de Alvarado está integrada por pastos marinos y manglares en zonas muy someras, además de la presencia de otros productores primarios tales como macroalgas (pardas, verdes y rojas) y 45 géneros de fitoplancton que sustentan la producción primaria sobre la plataforma (RSIS, 2003; Cruz-Escalona, 2005).

Con respecto a la fauna acuática, en la zona habitan de manera estacional o permanente especies dulceacuícolas, eurihalinas y marinas de importancia comercial para la pesca artesanal, la cual constituye la principal actividad económica de Alvarado (Morteo *et al.*, 2012; Carrillo-Alejandro *et al.*, 2014). De acuerdo con Carrillo-Alejandro *et al.* (2014) las pesquerías de la zona son multiespecíficas y tanto las especies a capturar como el tipo de arte de pesca empleado dependen de la abundancia y temporadas de veda de los recursos. Entre las principales pesquerías que se desarrollan en el sistema estuarino-lagunar de Alvarado y la costa adyacente se encuentran la de escama, jaiba, camarón, langostino, almeja, ostión y cangrejo (Carrillo-Alejandro *et al.*, 2014). De relevancia para este estudio son las especies explotadas por la pesquería de escama, como la cojinuda (*Caranx crysos*), jurel (*C. hippos*), sierra (*Scomberomorus maculatus*), peto (*S. cavalla*), huachinango (*Lutjanus campechanus*) y ronco (*Conodon nobilis*), que han sido documentadas como parte de la dieta del tursión (Rechimont, 2015). El equipo de pesca utilizado en la zona está conformado por embarcaciones menores o “pangas” (2.9-8.2 m de eslora con motores fuera de borda de 2-75 hp) y los artes de pesca más frecuentemente empleados son las redes camaroneras, agalleras (red atravesada, calado) y líneas (cimbras o palangres) (Morteo *et al.*, 2012; Carrillo-Alejandro *et al.*, 2014; Rechimont, 2015).

## 2.2 Trabajo de campo

### 2.2.1 Colecta de datos

Para la evaluación de la captura se usó el método empleado por Rechimont (2015). Los datos se recolectaron durante faenas que simulaban la pesca artesanal de Alvarado, para lo cual se realizaron un total de 30 navegaciones (viajes realizados en un día específico y con duración variable) entre agosto de 2009 a enero de 2010 (datos de Rechimont, 2015) y noviembre de 2015 a agosto de 2016. Éstas se hicieron a bordo de embarcaciones pesqueras (“pangas”) con motores fuera de borda de 40 a 60 hp y bajo condiciones de mar menores a Beaufort 3 (velocidad de viento  $< a 15 \text{ m h}^{-1}$ ). La distancia cubierta y el tipo de artes de pesca utilizados durante las navegaciones fue decidido por los pescadores y cada “lance” se consideró como un experimento independiente (Lauriano, 2004; Rocklin *et al.*, 2009; Rechimont, 2015; Morales, 2016). Cada vez que los pescadores realizaban un lance (especialmente los que involucraban el uso de redes agalleras) y se detectaba la interacción con tursiones, definida como la observación simultánea de éstos y redes agalleras dentro de un radio de 200 m (Morteo *et al.*, 2012; Rechimont, 2015; Morales, 2016), se procedía a llenar el formato LaVMMar-012 (**Anexo**). En este formato se registraban la duración de la interacción, el número de tursiones observados, información

sobre las variables operacionales y ambientales de cada lance y según fuese el caso, la depredación y daños al equipo de pesca (*e.g.*, agujeros en las redes), entre otras cosas (Tabla 2).

**Tabla 2.** Variables registradas en los lances con redes de enmalle (agalleras) durante el estudio de Rechimont (2015) realizado en dos comunidades pesqueras de la costa central de Veracruz. Las variables aparecen en el formato de LaVMMar-012.

Interacción	Variables operacionales	Variables ambientales
1. Duración	1. Esfuerzo de pesca	1. Estado del mar (escala Beaufort)
2. No. de tursiones involucrados	2. Luz de malla	
3. Depredación y tipo de daño a los peces: a) Sólo queda cabeza b) Sólo queda cola c) 1 o más partes removidas d) sólo quedan fragmentos e) sólo queda piel y/o huesos	3. Longitud y altura de la red (m)	
4. Daño al equipo de pesca	4. Composición de captura (riqueza de especies)	
	5. Peso total de captura	
	6. Posición geográfica (Garmin GPS 72H)	
	7. Profundidad (m)	
	8. Número de embarcaciones	

Se consideró como depredación a la observación de tursiones alimentándose directamente de los peces capturados y/o a la presencia de por lo menos un pez con evidencia de daño físico (*e.g.*, partes del cuerpo removidas). Por otra parte, de cada especie capturada (con o sin evidencia de depredación) por lance, se seleccionaban cinco ejemplares por especie si su abundancia lo permitía. El rango de tallas de las presas considerado (100 a 1,027 mm de longitud total) corresponde al tamaño de presas potenciales comúnmente reportadas en los análisis de contenido estomacal del tursión (Barros y Odell, 1990; Barros y Wells, 1998; McCabe *et al.*, 2010; Hernandez-Milian *et al.*, 2015; Milmann *et al.*, 2016). A continuación, los peces se etiquetaban y refrigeraban ( $\approx 4$  °C) en campo hasta su llegada al laboratorio, donde se congelaban ( $-20$  °C) para su análisis posterior.

## 2.3 Trabajo de laboratorio

### 2.3.1 Identificación de especies y presas potenciales

Los peces colectados se identificaron hasta el nivel de especie con base en sus características morfológicas sirviéndose del “Catálogo de especies y artes de pesca del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano” (Jiménez-Badillo *et al.*, 2006) y la base de datos de acceso libre “FishBase” (Froese y Pauly, 2017). Posteriormente, con base en la literatura y en la evidencia de daño en los peces capturados durante los lances, se discriminaron las presas potenciales y no potenciales del tursión para el periodo 2015-2016.

Adicionalmente y con base en la literatura se determinó la capacidad de producción de sonido de las especies identificadas (Fish y Mowbray, 1970, citado por McCabe *et al.*, 2010; Jiménez-Badillo *et al.*, 2006; FishBase; IUCN) y las cuales fueron asignadas con una clave donde: <sup>1</sup>=producen sonidos, <sup>0</sup>=no producen sonidos y <sup>NI</sup>=no hay información sobre la producción de sonidos en la especie.

### 2.3.2 Análisis de isótopos estables

De manera general, en los estudios sobre ecología trófica con peces se emplean tanto el músculo, hígado, vértebras y ejemplares completos para el análisis de isótopos estables (*e.g.*, Sholto-Douglas *et al.*, 1991; Vander Zanden *et al.*, 2000; Jennings *et al.*, 2001; Sotiropoulos *et al.*, 2004; Gaston y Suthers, 2004; Schielke y Post, 2010). Para este estudio se procesaron los peces completos, dado que representa el alimento ingerido y asimilado por los tursiones. Sin embargo, se retiró el estómago para evitar sesgos debido a la inclusión de los tejidos de las presas de los peces.

Las muestras se procesaron en el Laboratorio de Ecología Pesquera del Departamento de Oceanografía Biológica del Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), así como en el Laboratorio de Calidad de Alimentos de la Facultad de Nutrición de la Universidad Veracruzana (UV) y en el Laboratorio de Microscopía en la Facultad de Biología (UV).

Una vez en el laboratorio cada pez fue medido, pesado e inmediatamente lavado con agua destilada. Enseguida se partía en trozos que se molían con ayuda de un procesador de alimentos (Magic Bullet Deluxe) hasta obtener una mezcla homogénea, la cual se colocaba sobre una charola de aluminio previamente rotulada con la clave del ejemplar procesado. Luego, la charola se introducía al horno a 60 °C por ~48 h o hasta obtener peso constante. Una vez transcurrido este tiempo la muestra se molía con

el procesador de alimentos y/o un mortero grande hasta obtener un polvo fino (harina), del cual se colocaba ~1 mg dentro de cápsulas de estaño. Las muestras fueron enviadas al Stable Isotope Facility de la Universidad de California Davis (SIF UC Davis), E.U.A, donde se analizaron en un espectrómetro de masas Carlo-Erba Finnigan Delta Plus XL en interfase con un analizador elemental CN 2500. Los valores isotópicos de carbono y nitrógeno se expresan en notación delta ( $\delta$ ) y se reportan en partes por mil (‰) de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\delta = \left( \frac{R_{muestra}}{R_{estandar}} - 1 \right) \times 1000\text{‰}$$

Dónde:  $R_{muestra}$  es la razón del isótopo pesado al ligero de la muestra y  $R_{estandar}$  indica la razón del isótopo pesado al ligero del estándar. Los estándares contra los cuales se comparó la composición isotópica de carbono y nitrógeno de las muestras son el PeeDee Belemnita (PDB) y el  $N_2$  atmosférico, respectivamente. Los estándares secundarios empleados en SIF UC Davis durante el análisis de las muestras fueron hígado bovino, nylon 5, ácido glutámico y hojas de durazno, las cuales tuvieron una DE de 0.03, 0.04, 0.09 y 0.05‰, respectivamente para  $\delta^{13}C$ ; mientras que para  $\delta^{15}N$  la DE fue de 0.1, 0.1, 0.07 y 0.07‰, respectivamente. Por lo anterior, la precisión de los análisis isotópicos fue de por lo menos 0.09‰ para carbono y 0.1‰ para nitrógeno.

### 2.3.3 Análisis proximales

Los análisis proximales conforman una evaluación química de los ingredientes utilizados en la formulación de una dieta y/o de alimentos terminados para verificar que cuenten con los requerimientos establecidos durante su formulación (FAO, 1993). En pescado para consumo humano se analiza el filete o partes comestibles, pero también peces completos y órganos como el hígado (Krzynowek y Murphy, 1987; Cortez-Solís, 1992; Murray y Burt, 2001). En contraste, los estudios sobre el contenido nutricional de los peces consumidos por el tursión analizan ejemplares completos (Slifka *et al.*, 2013). Aunque la información sobre este tema es limitada, la composición proximal de los peces varía dependiendo del tipo de muestra analizada (filete, pescado entero, hígado, etc.) y en este estudio se analizaron los peces completos (exceptuando el estómago) dado que es representativo del alimento de los tursiones.

Los análisis se realizaron en el Laboratorio de Calidad de Alimentos de la Facultad de Nutrición (UV) y del Laboratorio de Alimentación y nutrición del Departamento de Acuicultura de CICESE; se determinó el contenido de humedad, proteínas y lípidos de los peces (Castro-González *et al.*, 2007; Slifka *et al.*, 2013),

para lo cual se usó el mismo material molido de las muestras procesadas y homogeneizadas para los análisis de isótopos estables de nitrógeno y carbono.

Para la determinación de humedad y lípidos se emplearon los métodos descritos en el “Manual de técnicas para laboratorio de nutrición de peces y crustáceos” (FAO, 1993). El contenido de proteínas se determinó a partir del porcentaje de nitrógeno medido en el analizador de elementos y reportado por SIF UC Davis para cada muestra y luego este porcentaje se multiplicaba por el factor de conversión de nitrógeno a proteína de 6.25 (Tabla 3); el valor nutricional proteico de las muestras se expresó como el porcentaje de proteína. Cabe señalar que todos los análisis se hicieron por triplicado cuando la cantidad de muestra lo permitía.

Por otra parte, para estimar el contenido de energía en base húmeda y que los resultados fueran comparables con los de otros autores que evalúan la composición proximal de peces presa de depredadores tope (*e.g.*, Spitz *et al.*, 2010b; 2012; Vollenweider *et al.*, 2011), se aplicó la siguiente corrección al contenido de proteínas y lípidos para poderlos transformar en base húmeda:

$$\text{Porcentaje del nutriente en base húmeda} = ((A \times (100-B))/100)$$

Dónde: A=porcentaje del nutriente en base seca y B=porcentaje de humedad del material. Una vez hecho lo anterior, el porcentaje de proteínas y lípidos en base húmeda se multiplicó por sus factores de conversión de energía (5.6 y 9.4 kcal/g, respectivamente) y luego ambos resultados se sumaban para poder obtener el contenido de energía en 100 g de pescado húmedo completo (en kcal/g). Este resultado se convertía por regla de tres a kJ/g (1 kcal=4.184 kJ) y finalmente se dividía entre 100 para obtener el contenido de energía en 1 g de pescado húmedo completo.

**Tabla 3.** Métodos empleados para la determinación de la composición proximal de los peces capturados en las artes de pesca, en Alvarado, Veracruz. El componente proteico y lipídico se reportan en peso seco.

Componente	Método	Muestra requerida (g)	Cálculo del componente
Humedad	Secado en horno a 60 °C por mínimo 12 h.	5 a 10	Determinación por una diferencia de peso entre la muestra seca y húmeda:  $\text{Humedad (\%)} = 100 \left( \frac{(B-A) - (C-A)}{(B-A)} \right)$ Donde: A = Peso de la charolilla seca y limpia (g) B = Peso de la charolilla + muestra húmeda (g) C = Peso de la charolilla + muestra seca (g)
Proteínas	Analizador de elementos	~1 mg	El porcentaje de nitrógeno en la muestra se multiplica por el factor general de conversión de nitrógeno a proteína (6.25).  $\text{Proteína} = \% \text{ de nitrógeno en la muestra (mg)} * 6.25$
Lípidos	Extracción en equipo Soxhlet	3 a 5	Se extraen las grasas con éter de petróleo y éstas se evalúan como porcentaje del peso después de evaporar el solvente.  $\text{Lípidos (\%)} = 100 \left( \frac{B - A}{C} \right)$ Donde: A = Peso del matraz limpio y seco (g) B = Peso del matraz con grasa (g) C = Peso de la muestra (g)

## 2.4 Análisis de datos

Se utilizó estadística descriptiva (media, moda y mediana) y se verificó que los datos pesqueros y ecológicos (riqueza, diversidad, biomasa y CPUE), los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$ , así como de la composición proximal y contenido de energía de las muestras analizadas cumplieran con los supuestos de normalidad (prueba de normalidad Shapiro-Wilk) y homocedasticidad (prueba de Bartlett), con la finalidad de definir el tipo de pruebas estadísticas que se emplearían (*i.e.*, paramétricas vs. no paramétricas). Enseguida se describen los análisis posteriores que se aplicaron a cada tipo de datos.

### 2.4.1 Características de la captura en la pesca artesanal

Se estimó la biomasa y la captura por unidad de esfuerzo (CPUE, en  $\text{kg m}^{-1} \text{h}^{-1}$ ) para cada periodo (2009-2010 vs. 2015-2016), tipo de lance (con interacción vs. sin interacción con tursiones) y temporada climática (nortes, secas y lluvias). La CPUE se definió como el peso total de captura (kg) dividido por la

longitud de la red (m) y el tiempo de calado (h); debido a la variación en la longitud de esta arte de pesca (2009-2010: 150-668 m; 2015-2016: 334-802 m), se estandarizó a 1,000 m de longitud de red agallera.

Se construyeron curvas de rango-abundancia para determinar las principales familias que conforman la biomasa capturada en la pesquería local (Rechimont, 2015); también se calculó la riqueza (número de especies) y el índice de diversidad Shannon-Weiner por cada periodo, tipo de lance y temporada climática. Se emplearon pruebas de Mann-Whitney para detectar diferencias en la riqueza y diversidad de especies, biomasa capturada y CPUE entre años y entre tipos de lance. En cambio, para determinar diferencias en estos parámetros entre temporadas climáticas se emplearon pruebas K-W. Adicionalmente, se cuantificó el número de lances en los que se documentó la depredación, así como el número de individuos por especie con evidencia de depredación (partes del cuerpo removidas) y el tipo de daño (Tabla 2).

Por otra parte, se realizó un análisis de correspondencia entre la producción de sonido de los peces y el tipo de lance (con y sin interacción), para evaluar si la interacción ocurre cuando en las redes hay especies que producen sonido. Para esto, los peces capturados en los lances con y sin interacción fueron asignados con una clave de producción de sonido (ver sección 2.3.1) y luego estos datos individuales se usaron para hacer la comparación entre tipos de lance.

#### **2.4.2 Composición isotópica y nivel trófico**

Se obtuvo el valor promedio de composición isotópica ( $\pm$ DE en ‰) por especie y se realizó un análisis de correlación de Pearson entre la talla (LP) y los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$  de los peces analizados (N=123). Este análisis se repitió para las especies que contaron con datos suficientes (*C. nobilis*, *S. maculatus* y *S. cavalla*) utilizando los datos correspondientes a peces individuales. Después se realizaron pruebas K-W y/o *t-Student* para identificar diferencias entre temporadas (dos o tres en algunos casos) en los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$  por especie.

Una vez identificadas las presas potenciales y no potenciales del tursiÓN (ver sección 2.3.1), se realizaron pruebas de Mann-Whitney y K-S para evaluar diferencias en los valores promedio y la distribución de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$  ( $\pm$ DE en ‰) entre ambos tipos de presas, respectivamente. Los datos de composición isotópica también se agruparon en lances con interacción y sin interacción (según los registros de las navegaciones) para lo cual se usaron los valores individuales de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$  para cada



fecha y lance específicos. Cuando no se contaba con estos se utilizaban los valores isotópicos promedio de la especie. Para evaluar diferencias en la distribución de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$  entre tipos de lance se hicieron pruebas K-S.

Por otra parte y con base en la literatura (Fry y Parker, 1979; Peterson y Fry, 1987; France, 1995; Raz-Guzmán *et al.* 1993; Nyunja *et al.*, 2009), se establecieron los valores típicos de  $\delta^{13}\text{C}$  para las principales fuentes de producción primaria del área de estudio (*i.e.*, pastos marinos, manglares, macroalgas, fitoplancton marino y materia orgánica  $\text{C}_3$  terrestre) y se agruparon las especies analizadas según su tipo de hábitat predominante (*i.e.*, zonas de alimentación) en estuarinas, pelágicas, demersales y las asociadas a arrecifes (FishBase; IUCN; Jiménez-Badillo *et al.*, 2006). Además, se realizó una prueba K-W para evaluar la presencia de diferencias en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  entre peces clasificados con base en su tipo de hábitat. También se evaluó si había diferencias entre los tipos de hábitats de las especies potenciales y no potenciales del tursión.

En cuanto al nivel trófico, éste se estimó de dos maneras:

- 1) A través de la revisión bibliográfica (García-Contreras, 2011; Dávila-Camacho, 2014) y consulta de la base de datos de libre acceso FishBase (Froese y Pauly, 2017), de donde se obtuvo el nivel trófico promedio para cada especie.
- 2) Utilizando los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de los consumidores primarios como indicadores de la base de la cadena alimentaria usando la fórmula propuesta por Post (2002):  $\text{NT} = \lambda + (\delta^{15}\text{N}_{\text{pez}} - \delta^{15}\text{N}_{\text{base}}) / \Delta \delta^{15}\text{N}$ , donde  $\lambda = 2.3$  (promedio del nivel trófico de *C. edentulus* y *O. oglinum*),  $\delta^{15}\text{N}_{\text{base}}$  es el promedio de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  para *C. edentulus* y *O. oglinum* (especies filtradoras de plancton que sirven como proxy de la composición isotópica en la base de la cadena alimentaria) y  $\Delta \delta^{15}\text{N} = 2.3\text{‰}$  es el factor de discriminación isotópica para nitrógeno (apropiado para peces: McCutchan *et al.*, 2003).

Una vez hecho lo anterior, se evaluaron diferencias en el nivel trófico promedio entre tipo de presas (potenciales vs. no potenciales) mediante pruebas de Mann-Whitney. Además, las estimaciones del nivel trófico se agruparon por lances con interacción y sin interacción y se estimó el promedio por cada lance (ponderando por el número de individuos de cada especie que se capturó). Posteriormente se comparó el promedio ponderado del nivel trófico entre tipos de lance, a través de pruebas de Mann-Whitney y/o *t-Student*.

### 2.4.3 Composición proximal y contenido de energía

Se estimó el contenido promedio de proteínas y lípidos ( $\pm$ DE, en %), así como de energía ( $\pm$ DE, en kJ/g) por especie para cada una de las temporadas climáticas. Para evaluar diferencias en el contenido promedio de proteínas, lípidos y energía entre temporadas climáticas por especie, se realizaron pruebas K-W y/o de Mann-Whitney. También se realizaron análisis de varianza (ANOVA) y/o K-W para determinar diferencias en el contenido de proteínas, lípidos y energía de los peces analizados entre temporadas climáticas.

Por otra parte, mediante pruebas de Mann-Whitney y/o *t-Student* se comparó el contenido promedio de lípidos, proteínas y energía entre presas potenciales y no potenciales (previamente identificadas) por temporada climática. También se realizaron pruebas de Mann-Whitney y/o *t-Student* para evaluar diferencias en el contenido de lípidos, proteínas y energía entre tipos de lance (con y sin interacción) por temporada climática. Para esto se calculó el promedio del contenido de lípidos, proteínas y energía de todos los peces analizados por tipo de lance (*i.e.*, con y sin interacción) y por temporada climática. Cuando no se contaba con el contenido de lípidos, porque no se alcanzó a procesar o porque no se analizaron muestras para el periodo 2009-2010), se usó el valor promedio para la especie y temporada (lluvias, secas o nortes). En los casos en los que sólo se analizó un pez por especie porque la captura fue reducida (*i.e.*, ratón, bagre, chile, San Pedro, burriquete, cochino, bonito, jurelito chato, quiebra cuchillo y charchis), este único valor se usaba para asignar el contenido de lípidos y proteínas.

## Capítulo 3. Resultados

### 3.1 Esfuerzo de muestreo

Durante las temporadas climáticas de secas (marzo-junio), lluvias (julio-octubre) y nortes (noviembre-febrero) de los periodos 2009-2010 (datos de Rechimont, 2015) y 2015-2016, se realizaron 30 navegaciones con una duración promedio de 8 h cada una y que en total representan 212 h de esfuerzo. En las navegaciones se registraron 114 faenas de pesca, de las cuales 67 (58.8%) involucraron el uso de redes agalleras, por lo que únicamente éstas fueron consideradas para su análisis (Figura 4).

**Tabla 4.** Esfuerzo de muestreo realizado durante las temporadas climáticas de secas, lluvias y nortes de 2009-2010 (datos de Rechimont, 2015) y 2015-2016, en las costas de Alvarado, Veracruz.

Periodo	Temporada	No. de navegaciones	No. de faenas	No. de lances con red agallera	No. de lances con interacción	No. de lances depredados
2009-2010	Secas	4	8	4	4	2
	Lluvias	6	20	14	8	4
	Nortes	6	18	13	11	2
2015-2016	Secas	4	24	15	2	0
	Lluvias	3	18	12	5	3
	Nortes	7	26	9	1	1
<b>TOTAL</b>		<b>30</b>	<b>114</b>	<b>67</b>	<b>31</b>	<b>12</b>

### 3.2 Características de la captura en la pesca artesanal

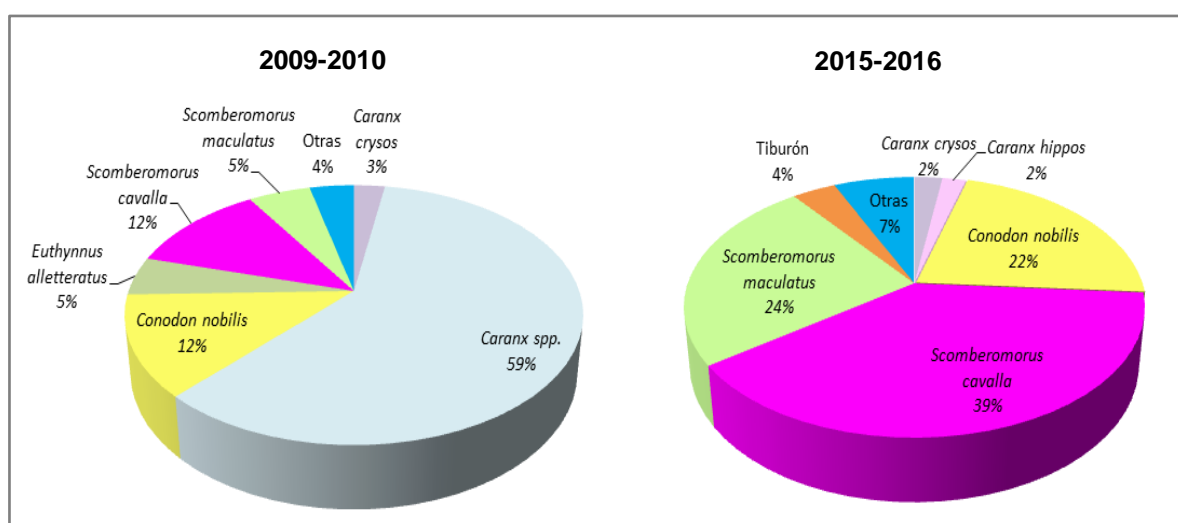
#### 3.2.1 Riqueza y diversidad de especies

De manera general en los lances analizados se capturaron 46 especies, que incluyen peces óseos (familias: Ariidae, Balistidae, Carangidae, Clupeidae, Elopidae, Engraulidae, Gerreidae, Haemulidae, Lutjanidae, Paralichthyidae, Pomatomidae, Sciaenidae, Scombridae, Synodontidae y Triglidae) y cartilaginosos (tiburones y rayas), así como crustáceos (camarones y jaibas), de las cuales varias (44%) son de importancia comercial en Alvarado. Para los lances de 2009-2010 se obtuvo una riqueza de 29, mientras que para 2015-2016 fueron 30, con un valor promedio por lance de 3.7 (DE=2.17) y 3.0 (DE=2.18), respectivamente. Al comparar la riqueza en las capturas no se encontraron diferencias significativas entre años (Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=444.5$ ,  $p=0.15$ ). En cuanto a la diversidad, el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) indicó un valor medio para ambos periodos ( $H'_{2009-2010}=2.02$ ,  $H'_{2015-2016}=1.97$ ) y tampoco se observaron diferencias significativas (Mann-Whitney:  $U_{(29,30)}=365$ ,  $p=0.29$ ).

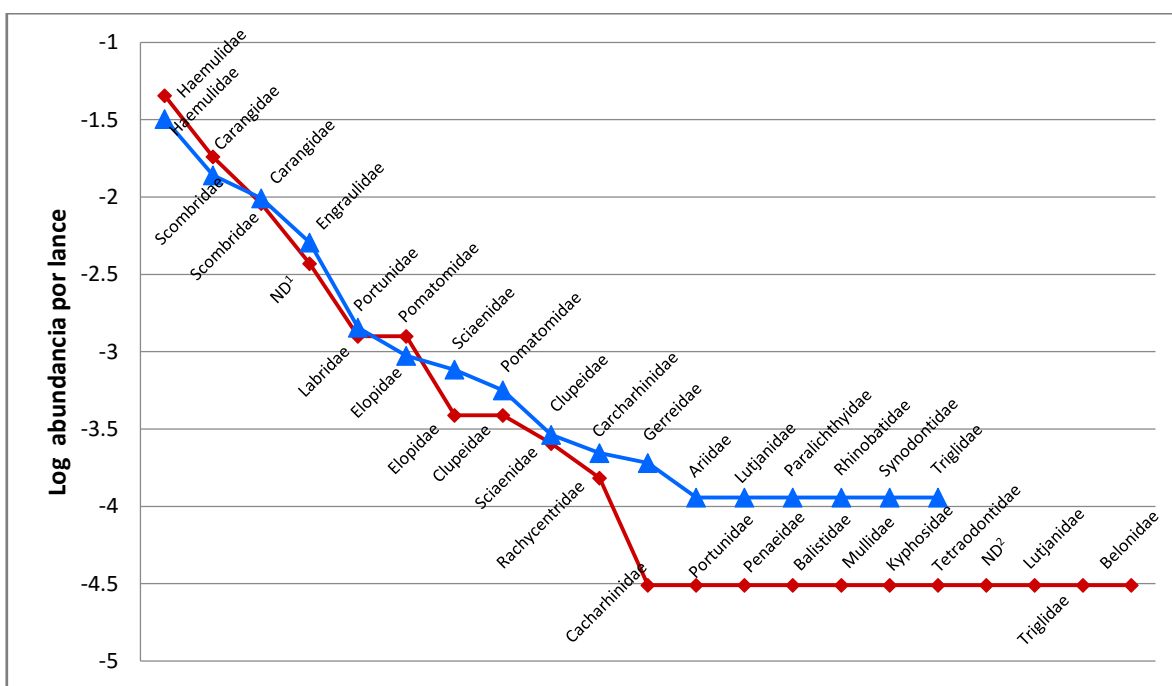
Al agrupar los datos por temporada climática, se observó que los lances de las épocas de nortes y secas presentaron una riqueza total acumulativa de 28 y 26, respectivamente, y valores promedio de riqueza por lance ( $\bar{x}=3.4\pm 2.2$  y  $\bar{x}=3.5\pm 2.3$ , respectivamente) superiores a los registrados durante la época de lluvias (19,  $\bar{x}=3\pm 2.2$ ). Sin embargo no se detectaron diferencias significativas (K-W,  $p=0.78$ ) entre temporadas. Adicionalmente, los lances presentaron una diversidad media ( $H'_{\text{Nortes}}=1.74$ ,  $H'_{\text{Secas}}=1.77$ ,  $H'_{\text{Lluvias}}=1.95$ ) a lo largo de las tres temporadas climáticas, y no hubo diferencias significativas entre éstas (K-W,  $p=0.96$ ).

### 3.2.2 Biomasa y CPUE

La biomasa promedio capturada en las redes agalleras durante 2009-2010 ( $\bar{x}=38.6\pm 102.9$ ; 0-551 kg/lance) fue significativamente mayor a la del periodo 2015-2016 ( $\bar{x}=6\pm 9.3$ ; 0-36 kg/lance) (Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=352$ ,  $p=0.009$ ). Las principales especies capturadas durante 2009-2010 fueron el jurel (*Caranx* spp.), ronco (*C. nobilis*), peto (*S. cavalla*), sierra (*S. maculatus*), cojinuda (*C. crysos*) y el bonito (*E. alletteratus*), las cuales representaron el 96.3% de la biomasa total capturada. Mientras tanto, para 2015-2016 el 93.2% de la biomasa total capturada estuvo conformada por sierra, ronco, cojinuda, jurel (*C. hippos*) y tiburón (Figura 4), por lo que a pesar de las diferencias en sus proporciones, las familias Haemulidae, Carangidae y Scombridae fueron las mejor representadas en cuanto a su abundancia para ambos periodos (Figura 5).



**Figura 4.** Proporción de la biomasa total por especie capturada durante la pesca artesanal con red agallera en las costas de Alvarado, Veracruz durante 2009-2010 (1,198 kg) y 2015-2016 (217.6 kg).



**Figura 5.** Abundancia de familias de peces capturadas en las costas de Alvarado, Veracruz durante los periodos 2009-2010 (rombos) y 2015-2016 (triángulos).

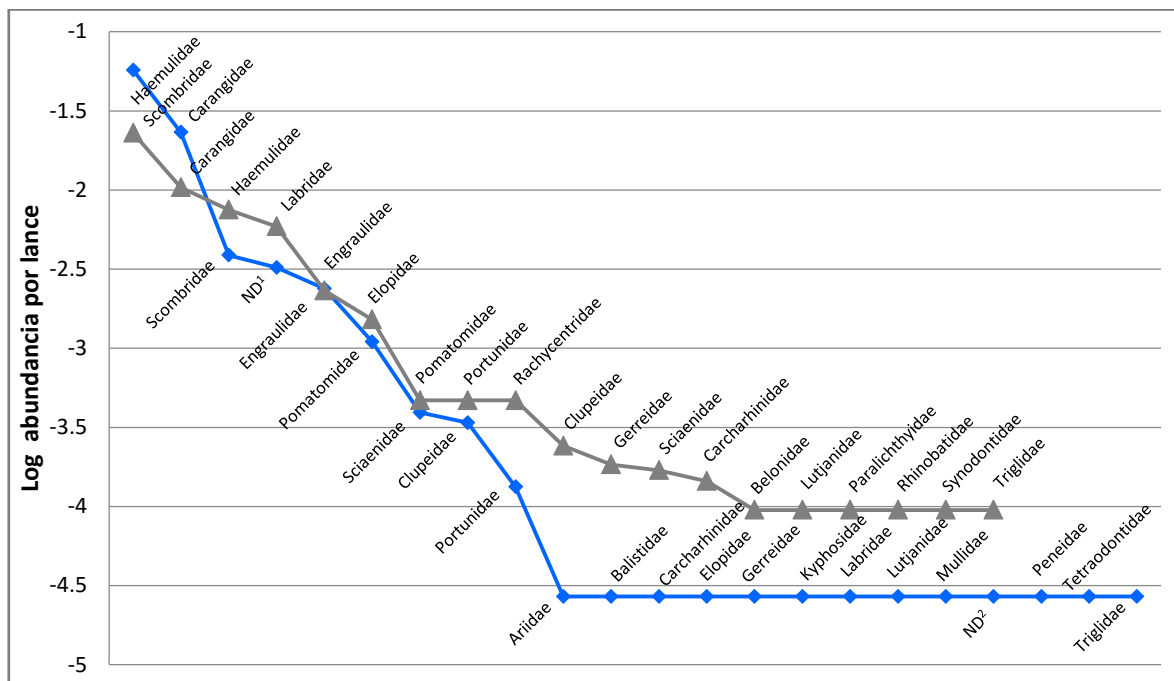
Con respecto a la captura total por unidad de esfuerzo (CPUE), se observó que en promedio esta fue significativamente mayor para 2009-2010 ( $\bar{x}=149\pm 263.6$ ; Min=0, Max=1,302.4 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), y casi tres veces más alta en comparación con 2015-2016 ( $\bar{x}=55\pm 194.2$ ; Min=0, Max=1,150.1 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>) (Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=387$ ,  $p=0.03$ ).

Por otra parte, la biomasa promedio durante la época de nortes ( $\bar{x}=29.7\pm 109.4$ ; intervalo de valores de 0-551 kg/lance) fue mayor a la de las temporadas de secas y lluvias ( $\bar{x}=12.8\pm 38.5$ ; 0-182.7 kg/lance y  $\bar{x}=15.6\pm 25.6$ ; 0-132.5 kg/lance, respectivamente), pero no se observaron diferencias significativas (K-W,  $p=0.24$ ). En contraste, la CPUE promedio de esta última temporada ( $\bar{x}=155.5\pm 246.2$ ; Min=0, Max=1,150.1 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>), fue significativamente mayor a la registrada en época de nortes y secas ( $\bar{x}=91.3\pm 293.8$ ; 0-1,302.4 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> y  $\bar{x}=29.9\pm 52.9$ ; 0-202.6 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente) (K-W,  $p=0.007$ ).

### 3.2.3 Interacción con tursiones y depredación de las presas en redes agalleras

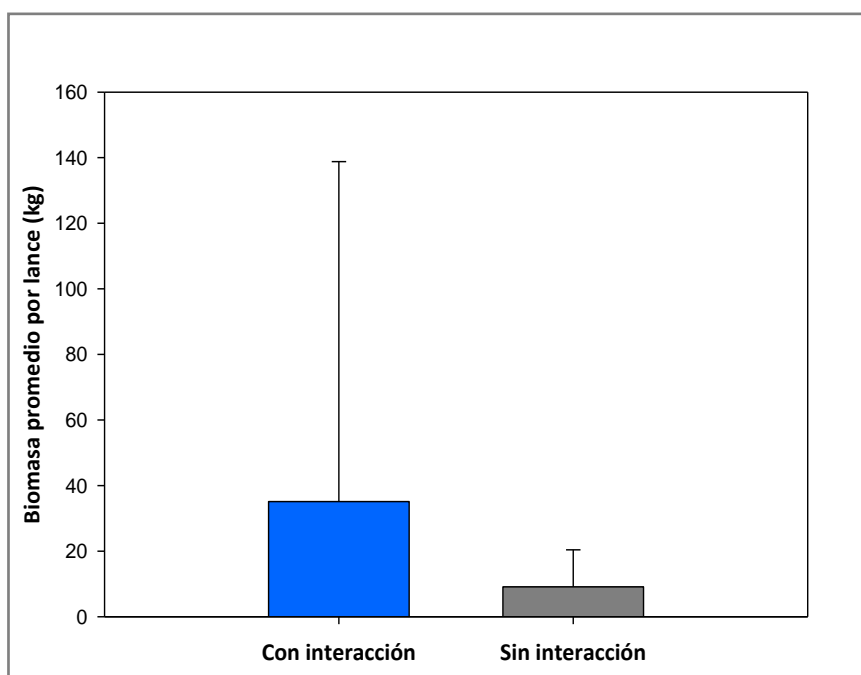
Al agrupar los datos por tipo de lance (con y sin interacción) se obtuvieron un total de 31 faenas (46.2%, N=67) de pesca en las cuales se documentó la interacción entre tursiones con redes agalleras (N<sub>2009-2010</sub>=23, N<sub>2015-2016</sub>=8; ver Tabla 4). Los lances con interacción presentaron una riqueza total acumulativa de 32 especies, con un valor promedio por lance de 3 (DE=2.03). Por otra parte, los lances sin interacción (N<sub>2009-2010</sub>=8, N<sub>2015-2016</sub>=28) tuvieron una riqueza total acumulativa de 34 especies y un valor promedio por

lance de 3.6 (DE=2.31) y no se observaron diferencias significativas (Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=485$ ,  $p=0.36$ ). En cuanto a la diversidad, el índice de Shannon-Wiener ( $H'$ ) indicó un valor medio para ambos tipos de lance ( $H'_{\text{con interacción}}=1.9$ ,  $H'_{\text{sin interacción}}=2.2$ ), y tampoco se encontraron diferencias significativas (Mann-Whitney:  $U_{(32,34)}=406$ ,  $p=0.07$ ). Los resultados anteriores indican que la composición y abundancia de las especies más frecuentemente capturadas fue similar en ambos tipos de lance (Figura 6).



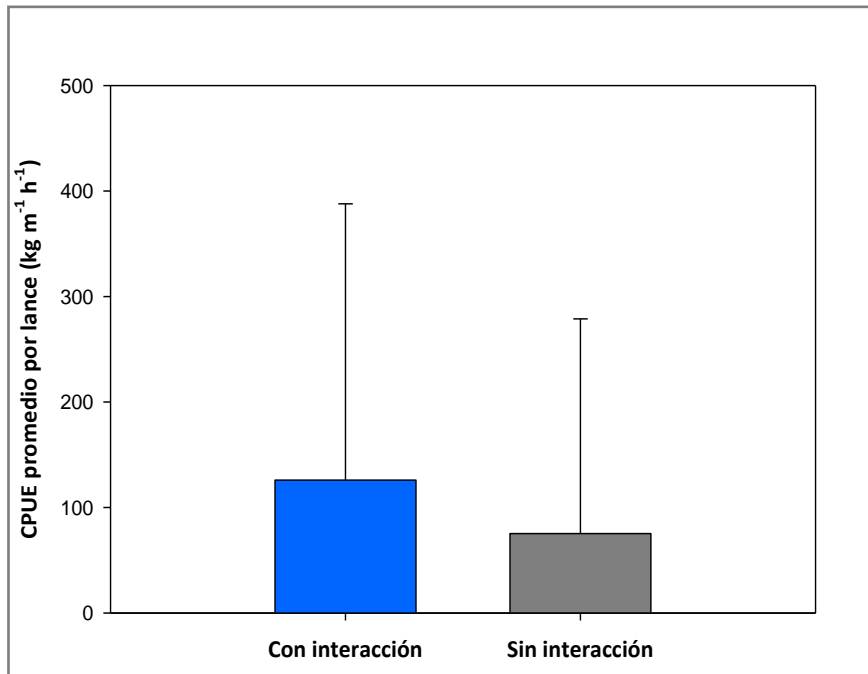
**Figura 6.** Abundancia por lance de las familias de peces capturadas en las costas de Alvarado, Veracruz durante los lances con interacción (rombos) y los lances sin interacción (triángulos), de los periodos 2009-2010 y 2015-2016. ND1: familia no determinada número 1 (nombre común registrado en la base de datos: "petito"); ND1: Familia no determinada número 2 (nombre común registrado en la base de datos: "juelito").

Por lo que se refiere a la biomasa, el promedio capturado en los lances con interacción fue mayor ( $\bar{x}=35.1\pm 103.7$ ; 0-551 kg/lance) al estimado en los lances sin interacción ( $\bar{x}=9.1\pm 11.3$ ; 0-42.8 kg/lance). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre las distribuciones de las biomásas entre ambos tipos de lance (K-S,  $p=0.68$ ), ni al comparar su biomasa promedio (Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=522$ ,  $p=0.66$ ) (Figura 7).



**Figura 7.** Biomasa (promedio $\pm$ DE) capturada en lances con interacción (35.1 $\pm$ 103.7 kg/lance, barra azul) y sin interacción (9.1 $\pm$ 11.3 kg/lance, barra gris) del tursión (*T. truncatus*) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz.

Tampoco hubo diferencias significativas en la distribución de valores de CPUE de los lances con y sin interacción (K-S,  $p=0.55$ ) ni al comparar sus valores de CPUE promedio ( $\bar{x}=125.9\pm 262$ ; Min=0, Max=1,302.4 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup> vs.  $\bar{x}=75.2\pm 203.6$ ; Min=0, Max=1,150.1 kg m<sup>-1</sup> h<sup>-1</sup>, respectivamente; Mann-Whitney:  $U_{(31,36)}=544$ ,  $p=0.86$ ; Figura 8).



**Figura 8.** CPUE (promedio $\pm$ DE) capturada en lances con interacción (125.9 $\pm$ 262, barra azul) y sin interacción (75.2 $\pm$ 203.6, barra gris) del tursión (*T. truncatus*) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz.

Por otro lado, durante la interacción de los tursiones con las redes agalleras se documentó la depredación en ocho (26%) lances de 2009-2010, mientras que en 2015-2016 se registró en solo cuatro (13%). Sin embargo, al considerar los datos de ambos periodos se observó que la mayor frecuencia de depredación ocurrió durante la temporada de lluvias (ver tabla 4). En total 21 peces de 10 especies presentaron evidencias de depredación ( $N_{2009-2010}=12$ ,  $N_{2015-2016}=9$ , Tabla 5), de las cuales al menos seis (*A. felis*, *C. crysos*, *C. spp.*, *C. nobilis*, *S. cavalla*, *S. maculatus*) han sido reportadas como presas del tursión en otras zonas geográficas. Se observó daño de tipo a, c, d y e, pero el más común fue el de tipo c (una o más partes removidas) (Figura 9).



**Tabla 5.** Especies depredadas en redes agalleras durante la interacción del tursi3n con la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, entre los a3os 2009-2010 y 2015-2016. \* Lances en los que la depredaci3n se determin3 a trav3s de la observaci3n en campo de tursiones aliment3ndose directamente de la captura de las redes agalleras.

Fecha	Lance	Especie	Nombre com3n	No. de individuos	Tipo de da3o
26-08-09	1	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	3	c
13-09-09	1	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	d
	2	<i>Caranx crysos</i>	Cojinuda	1	d
22-10-09	1	<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	c
29-01-10	1	ND	Jaiba	1	e
	2	<i>Caranx spp.</i>	Jurel	1	e
23-03-10	1	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco	1	a
24-03-10	1	<i>Conodon nobilis</i>	Ronco	1	d
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	1	c
		<i>Scomberomorus maculatus</i>	Sierra	1	d
12-02-16	1	<i>Centengraulis edentulus</i>	Burrita	5	a, c y d
		<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Casabe	1	c
03-07-16	4*	---	---	---	---
	5*	---	---	---	---
30-08-16	1	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Peto	1	c
		<i>Ariopsis felis</i>	Bagre	1	c
		<i>Citharichthys abbotti</i>	San Pedro	1	c
<b>Total</b>				<b>21</b>	



**Figura 9.** Fotograf3as en las que se muestra el tipo de da3o ocasionado a algunas especies durante la interacci3n del tursi3n (*T. truncatus*) con redes agalleras en las costas de Alvarado, Veracruz. a) S3lo queda cabeza; b) Una o m3s partes removidas; c) S3lo quedan fragmentos.

### 3.3 Caracterización de las muestras de peces

#### 3.3.1 Tamaño, peso y producción de sonidos

La colecta de muestras de la pesca artesanal sólo se realizó durante el periodo 2015-2016, por lo que la información referente al peso, longitud total (LT) y patrón (LP), así como los resultados de los análisis proximales y de isótopos estables corresponden exclusivamente a este periodo. Para cada especie capturada se procuró procesar al menos un ejemplar por lance (o hasta cinco, si su abundancia lo permitía).

Se colectaron en total 160 peces pertenecientes a 25 especies, de las cuales al menos diez han sido registrados como presas potenciales del tursi6n (*i.e.*, forman parte de su dieta) y la mayoría son de importancia comercial. Estas son el burriquete (*Anisotremus surinamensis*), bagre (*Ariopsis felis*), cojinuda (*Caranx crysos*), jurel (*C. hippos*), ronco (*Conodon nobilis*), macabi (*Elops saurus*), huachinango (*Lutjanus campechanus*), peto (*Scomberomorus cavalla*), sierra (*S. maculatus*) y chile (*Synodus foetens*).

Respecto a la LT de los peces analizados y procesados (N=123), los valores registrados iban desde los 146 mm hasta los 555 mm con un promedio de 291.6 (DE=92.5) mm; en tanto los valores de la LP estuvieron entre los 105 y 475 mm, con un valor medio de 227.3 (DE=77.2) mm. Por su parte, el intervalo de valores del peso exhibido por los ejemplares estuvo entre 27 y 1,148 g, con un promedio de 253.7 (DE=139.3) g.

Asimismo, se documentó que el 24% de las especies analizadas producen sonidos, mientras que el 32% no producen y se desconoce esta informaci6n para el resto (44%) (Tabla 6). Por 6ltimo, no se encontr6 una relaci6n estadisticamente significativa entre el tipo de lance (con y sin interacci6n;  $\chi^2=1.65$ ,  $p=0.20$ ) ni el tipo de presas (potenciales y no potenciales;  $\chi^2=1.17$ ,  $p=0.28$ ) y la producci6n de sonido por las especies capturadas.

**Tabla 6.** Especies colectadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. <sup>1</sup> Especies que producen sonidos; <sup>0</sup> especies que no producen sonidos; <sup>NI</sup> no hay información sobre la producción de sonidos en la especie.

Familia	Especie	Nombre común	No. peces colectados	No. peces analizados
Haemulidae	<i>Anisotremus surinamensis</i> <sup>NI</sup>	Burriquete	1	1
Ariidae	<i>Ariopsis felis</i> <sup>1</sup>	Bagre	1	1
Scombridae	<i>Auxis thazard</i> <sup>NI</sup>	Bonito	2	2
Balistidae	<i>Balistes capricus</i> <sup>NI</sup>	Cochino	1	1
Carangidae	<i>Caranx crysos</i> <sup>1</sup>	Cojinuda	13	6
Carangidae	<i>Caranx hippos</i> <sup>1</sup>	Jurel	5	5
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i> <sup>NI</sup>	Burrita	14	7
Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> <sup>0</sup>	Casabe	5	5
Paralichthyidae	<i>Citharichthys abbotti</i> <sup>NI</sup>	San Pedro	1	1
Haemulidae	<i>Conodon nobilis</i> <sup>1</sup>	Ronco	55	36
Gerreidae	<i>Diapterus auratus</i> <sup>NI</sup>	Mojarra blanca	5	5
Elopidae	<i>Elops saurus</i> <sup>0</sup>	Macabi	3	3
Scombridae	<i>Euthynnus alletteratus</i> <sup>NI</sup>	Bonito	1	1
Haemulidae	<i>Haemulon aurolineatum</i> <sup>1</sup>	Charchis/ronco jeníguaro	1	1
Carangidae	<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> <sup>NI</sup>	Jurelito chato	1	1
Lutjanidae	<i>Lutjanus campechanus</i> <sup>NI</sup>	Huachinango	2	2
Sciaenidae	<i>Menticirrhus americanus</i> <sup>0</sup>	Ratón	1	1
Carangidae	<i>Oligoplites saurus</i> <sup>0</sup>	Quebra cuchillo	1	1
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i> <sup>0</sup>	Sardina	2	2
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> <sup>0</sup>	Anchoa	2	2
Triglidae	<i>Prionotus rubio</i> <sup>1</sup>	Mariposa	2	2
Scombridae	<i>Scomberomorus cavalla</i> <sup>NI</sup>	Peto	12	12
Scombridae	<i>Scomberomorus maculatus</i> <sup>0</sup>	Sierra	21	17
Synodontidae	<i>Synodus foetens</i> <sup>0</sup>	Chile	1	1
Sciaenidae	<i>Umbrina coroides</i> <sup>NI</sup>	Doradilla	7	7
			<b>160</b>	<b>123</b>

### 3.3.2 Análisis de isótopos estables

De las 25 especies analizadas, los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  fueron de -25.03‰ (*C. hippos*) a -16.11‰ (*M. americanus*), mientras que el intervalo de los valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  estuvo entre 9.09‰ (*E. alletteratus*) y 16.9‰ (*P. saltatrix*) (Tabla 7). Además, se observó una baja correlación entre la LP de los peces con los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  ( $r^2=0.21$ ,  $F_{1, 121}=31.74$ ,  $p<0.001$ ). Para las especies que contaron con datos suficientes para hacer un análisis de correlación entre las tallas y la composición isotópica de nitrógeno (*i.e.*, *C. nobilis*, *S. maculatus* y *S. cavalla*) menos del 30% de la variación en  $\delta^{15}\text{N}$  fue explicada por esta variable (LP) ( $r^2=0.17$ ,  $F_{1, 34}=6.98$ ;  $r^2=0.25$ ,  $F_{1, 15}=5.10$  y  $r^2=0.29$ ,  $F_{1, 10}=4.01$ , respectivamente). La pendiente de todas las regresiones (excepto para *S. cavalla*) fue significativamente diferente de cero ( $p<0.05$ ).

**Tabla 7.** Valores (promedio±DE) de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de las especies capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. n: número de individuos analizados; LP: longitud patrón de los peces analizados.

Especie	n	LP (mm)	Peso (g)	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1	145	157	-18.25	11.12
<i>Ariopsis felis</i>	1	230	234	-21.56	11.18
<i>Auxis thazard</i>	2	272.50±6.36	456±43.84	-19.67±0.27	10.77±0.34
<i>Balistes capriscus</i>	1	238	570	-16.28	10.65
<i>Caranx crysos</i>	6	200±27.96	260.83±115.18	-19.16±0.84	12.20±0.95
<i>Caranx hippos</i>	4	184±10.42	218±22.32	-25.03±0.95	12.85±0.69
<i>Cetengraulis edentulus</i>	7	126.14±10.84	42.43±7.83	-18.57±1.26	9.21±0.44
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5	116.60±15.39	49.40±24.38	-19.37±0.68	13.07±1.60
<i>Citharichthys abbotti</i>	1	130	41	-17.03	10.33
<i>Conodon nobilis</i>	36	193.31±11.01	211.31±36.75	-17.20±0.72	11.04±0.31
<i>Diapterus auratus</i>	5	123.20±8.35	72.40±10.11	-19.71±2.14	11.51±1.11
<i>Elops saurus</i>	3	378±9.64	615.33±118.53	-17.08±2.39	11.36±1.44
<i>Euthynnus alletteratus</i>	1	182	112	-17.25	9.09
<i>Haemulon aurolineatum</i>	1	165	180	-17.54	10.67
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	1	157	110	-19.24	14.85
<i>Lutjanus campechanus</i>	2	213±21.21	307.50±95.46	-16.65±0.26	11.35±0.21
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	252	325	-16.11	12.42
<i>Oligoplites saurus</i>	1	220	172	-19.18	12.99
<i>Opisthonema oglinum</i>	2	176.50±2.12	128±4.24	-19.30±0.45	9.69±0.87
<i>Pomatomus saltatrix</i>	2	260.50±13.44	390±56.57	-19.09±0.02	16.90±0.34
<i>Prionotus rubio</i>	2	189.50±38.89	159.50±85.56	-16.34±0.61	10.44±0.22
<i>Scomberomorus cavalla</i>	12	353.67±46.38	384.60±151.43	-18.62±0.51	13.05±0.74
<i>Scomberomorus maculatus</i>	17	325.47±33.75	415.24±104.81	-21.01±1.46	13.12±1.16
<i>Synodus foetens</i>	1	195	176	-17.56	11.28
<i>Umbrina coroides</i>	7	196.14±7.63	189±27.24	-17.09±1.11	10.45±0.35
<b>Rango de valores</b>		<b>105-475</b>	<b>27-1,148</b>	<b>-25.03 - -16.11</b>	<b>9.09-16.9</b>

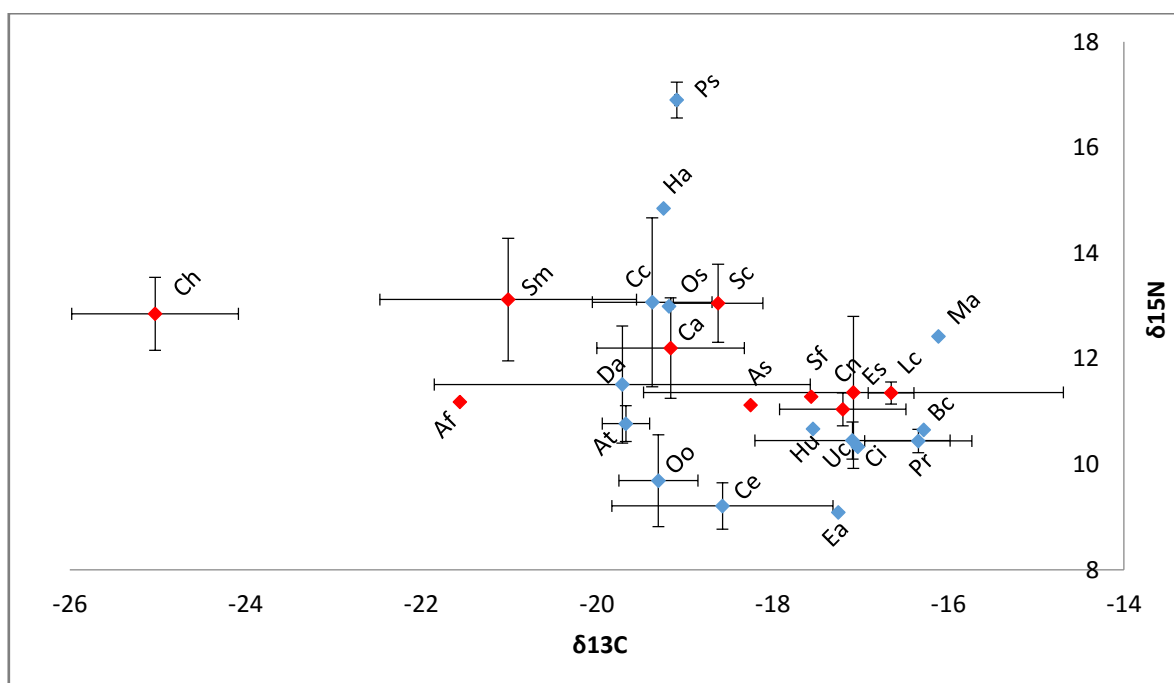
### 3.3.2.1 Variación temporal y por tipo de presas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

De las 25 especies analizadas, únicamente tres contaron con datos suficientes durante el periodo de estudio para evaluar cambios en sus valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre temporadas climáticas. En el caso de *C. nobilis*, se observó que los valores más ligeros de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  se presentaron durante la temporada de lluvias ( $-17.26\pm 0.65\%$ ) y nortes ( $10.94\pm 0.47\%$ ), respectivamente, mientras que los valores más pesados de  $\delta^{13}\text{C}$  se registraron durante la época de nortes ( $-16.99\pm 0.37\%$ ) y en el caso de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  durante secas ( $11.07\pm 0.27\%$ ). No obstante, no se encontraron diferencias significativas en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre temporadas (K-W,  $p=0.89$  y  $p=0.32$ , respectivamente).

En *S. maculatus*, los valores más ligeros de  $\delta^{13}\text{C}$  se presentaron en época de secas ( $-21.86\pm 1.70\text{‰}$ ) y los más pesados en la temporada de nortes ( $-20.39\pm 0.68\text{‰}$ ), aunque la diferencia entre los promedios fue de solo ca. 1.5‰. Durante la época de nortes, también se registraron los valores más enriquecidos en  $^{15}\text{N}$  ( $14.18\pm 1.16\text{‰}$ ), mientras que los más ligeros se observaron en lluvias ( $12.19\pm 0.38\text{‰}$ ). No hubo diferencias significativas en la composición isotópica de carbono (K-W,  $p=0.33$ ) y nitrógeno (K-W,  $p=0.09$ ) entre temporadas para esta especie.

Por lo que se refiere a *S. cavalla*, sólo pudieron compararse los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre las temporadas de nortes y secas, ya que sólo se capturó un pez en la época de lluvias. Los valores más pesados se presentaron en nortes ( $\delta^{13}\text{C}=-18.55\pm 0.52\text{‰}$ ,  $\delta^{15}\text{N}=13.24\pm 0.82\text{‰}$ ), mientras que los más ligeros ocurrieron en secas ( $\delta^{13}\text{C}=-18.72\pm 0.66\text{‰}$ ,  $\delta^{15}\text{N}=12.75\pm 0.30\text{‰}$ ), sin encontrar diferencias significativas entre temporadas ( $t=0.47$ ,  $p=0.65$  y  $t=0.98$ ,  $p=0.35$ , respectivamente).

Por lo anterior, se decidió agrupar e interpretar todos los datos de composición isotópica por especie, independientemente de la temporada climática en la cual se capturaron. Aquellas consideradas presas potenciales del tursión ( $n=10$ ) presentaron valores promedio similares de  $\delta^{15}\text{N}$ , aunque se observó una mayor variación en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (Figura 10) en comparación con las no potenciales ( $n=15$ ). Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en los valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  (Mann-Whitney:  $U_{(10,15)}=62$ ,  $p=0.49$ ) y  $\delta^{15}\text{N}$  (Mann-Whitney:  $U_{(10,15)}=50$ ,  $p=0.17$ ) entre presas potenciales y no potenciales; pero sí se observó que la distribución de los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de las presas potenciales fue significativamente distinta al de las no potenciales (K-S,  $p=0.015$ ).

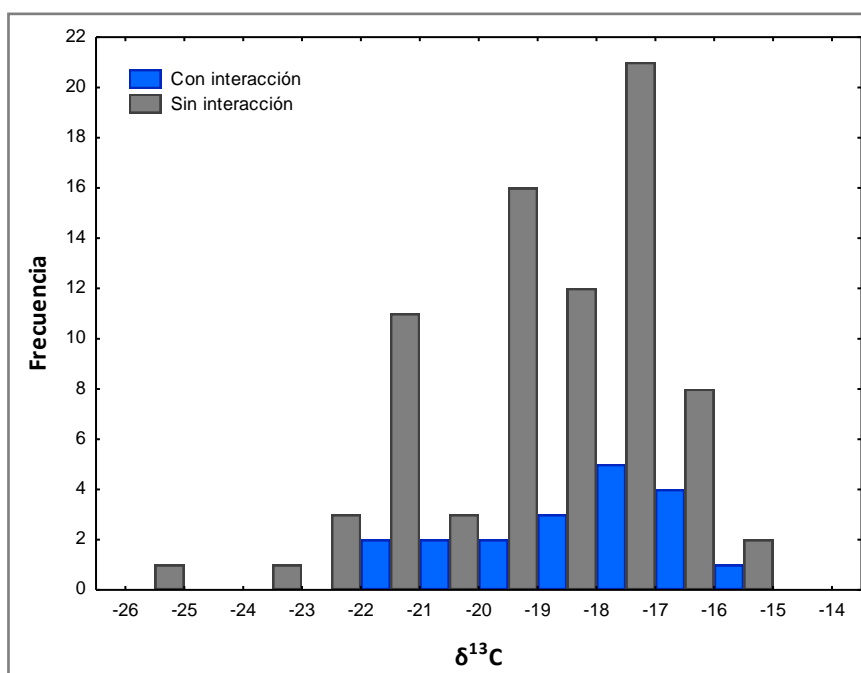


**Figura 10.** Valores promedio ( $\pm$ DE, en ‰) de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  de las especies potenciales (rombos rojos) y no potenciales (rombos azules) capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. Ch: *C. hippos*; Af: *A. felis*; Sm: *S. maculatus*; Da: *D. auratus*; At: *A. thazard*; Cc: *C. chrysurus*; Oo: *O. oglinum*; Ha: *H. amblyrhynchus*; Ps: *P. saltatrix*; Os: *O. saurus*; Ca: *C. crysos*; Sc: *S. cavalla*; Ce: *C. edentulus*; As: *A. surinamensis*; Sf: *S. foetens*; Hu: *H. aurolineatum*; Ea: *E. alletteratus*; Cn: *C. nobilis*; Uc: *U. coroides*; Es: *E. saurus*; Ci: *C. abbotti*; Lc: *L. campechanus*; Pr: *P. rubio*; Bc: *B. capriscus*; Ma: *M. americanus*.

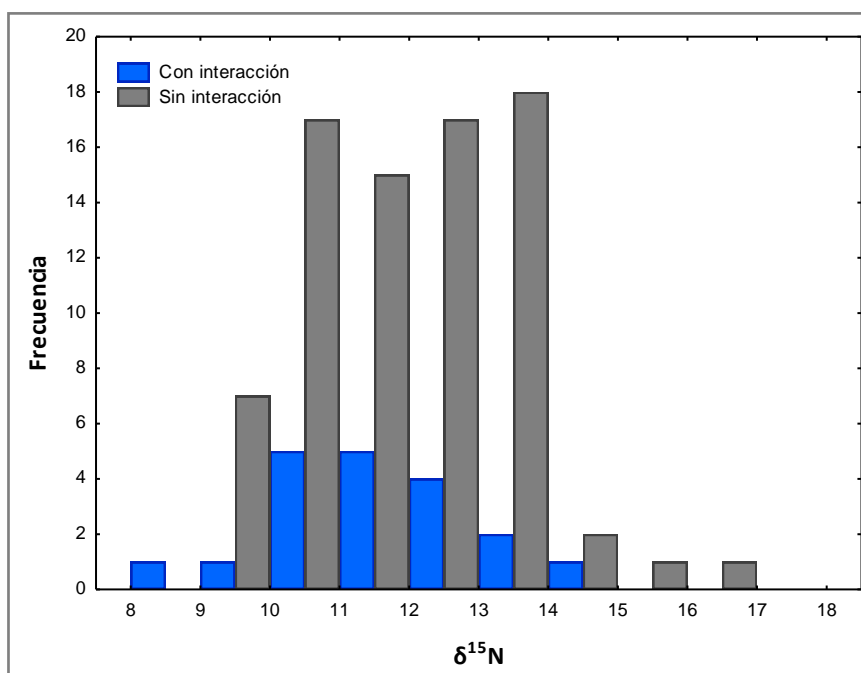
### 3.3.2.2 Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ por tipo de lance

Se obtuvieron 19 valores isotópicos de lances con interacción con tursiones y 78 para los lances sin interacción. En éstos últimos, los peces presentaron una distribución de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  más amplia que los peces capturados en los lances con interacción, pero en ambos tipos de lance se observó que los valores más comunes estuvieron entre -16 y -20‰ (Figura 11). Sin embargo, no hubo diferencias significativas en la distribución de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los peces capturados en los lances con y sin interacción (K-S,  $p=0.33$ ).

Por otro lado, la distribución de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de los peces capturados en los lances sin interacción presentó valores menos enriquecidos en  $^{15}\text{N}$ , dado que la mayoría de los peces presentaron valores menores a 13‰. Los valores más frecuentes en ambos tipos de lance iban de 10 a 13‰ (Figura 12), y tampoco se encontraron diferencias significativas entre la distribución de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  entre tipos de lance (K-S,  $p=0.72$ ).



**Figura 11.** Distribución de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (en ‰) de los peces capturados en los lances con interacción y sin interacción con tursiones, durante el periodo 2015-2016.



**Figura 12.** Distribución de valores de  $\delta^{15}\text{N}$  (en ‰) de los peces capturados en los lances con interacción y sin interacción con tursiones, durante el periodo 2015-2016.

### 3.3.2.3. Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ de las presas según su tipo de hábitat

La mayoría de las presas capturadas por la pesca artesanal fueron estuarinas ( $n=7$ ) y demersales ( $n=7$ ), seguidas por las asociadas a arrecife ( $n=6$ ) y pelágicas ( $n=5$ ). De manera particular, las presas estuarinas tuvieron un valor promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  más ligero (ca.  $-20\text{‰}$ ) en comparación con las demersales y asociadas a arrecifes ( $-17.29\text{‰}$  y  $-17.43\text{‰}$ , respectivamente), mientras que las pelágicas presentaron un valor promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  ( $-19.64\text{‰}$ ) más cercano a los valores de peces estuarinos. Al comparar los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  entre tipos de hábitats se detectaron diferencias significativas (K-W,  $p=0.002$ ). Adicionalmente, se observó que independientemente de que se trate de presas potenciales o no potenciales del tursión, éstas ocupan todos los tipos de hábitats (*i.e.*, estuarino, demersal, pelágico y asociado a arrecifes).

### 3.3.2.4 Nivel trófico

De acuerdo con las estimaciones de nivel trófico obtenidas de la literatura y las bases de datos internacionales, nueve (36%) especies presentaron un nivel trófico superior a 4, siendo *E. alletteratus*, *O. saurus*, *P. saltatrix*, *S. cavalla*, *S. maculatus* y *S. foetens* las del nivel trófico más elevado (4.5). Esto refleja sus hábitos alimentarios predominantemente piscívoros (Jiménez-Badillo *et al.*, 2006; FishBase). En contraste, *C. edentulus*, una especie caracterizada por ser filtradora de plancton, fue la especie con el nivel trófico más bajo (2.1). Al comparar el promedio ponderado del nivel trófico de los lances con ( $\tilde{x}=3.7\pm 0.5$ ) y sin interacción ( $\tilde{x}=3.9\pm 0.4$ ) no se encontraron diferencias significativas entre tipos de lance (Mann-Whitney:  $U_{(6,26)}=46.5$ ,  $p=0.13$ ). Tampoco se observó que el nivel trófico de las especies consideradas como presas potenciales del tursión fuera significativamente diferente al de las no potenciales ( $\tilde{x}=3.9\pm 0.5$  vs.  $\tilde{x}=3.8\pm 0.8$ , respectivamente; Mann-Whitney:  $U_{(10,15)}=69$ ,  $p=0.76$ ).

Por otra parte, el nivel trófico también se estimó utilizando los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de los consumidores primarios como indicadores de la base de la cadena alimentaria y en general el 60% de las especies ( $N=25$ ) presentaron un nivel trófico hasta dos veces menor a lo reportado por la literatura. Tampoco se encontraron diferencias significativas en el promedio ponderado del nivel trófico entre tipos de lance (con interacción:  $\tilde{x}=3.2\pm 0.3$  vs. sin interacción:  $\tilde{x}=3.3\pm 0.5$ ;  $t=-0.48$ ,  $p=0.63$ ) ni al comparar el nivel trófico entre tipos de presas (potenciales:  $\tilde{x}=3.4\pm 0.4$  vs. no potenciales:  $\tilde{x}=3.2\pm 0.9$ ; Mann-Whitney:  $U_{(10,15)}=49$ ,  $p=0.16$ ). Adicionalmente, las especies analizadas se clasificaron en cuatro niveles tróficos (NT): consumidores primarios con  $\text{NT}=2 \leq 3$  (9 especies), consumidores secundarios con  $\text{NT}=3 \leq 4$  (14 especies), consumidores terciarios con  $\text{NT}=4 \leq 5$  (1 especie) y depredadores tope  $\text{NT}>5$  (1 especie).



### **3.3.3 Composición proximal y contenido de energía**

Considerando la influencia de la estacionalidad en la composición proximal de los peces, se determinó el contenido de lípidos, proteínas y energía promedio por especie y por temporada climática (Tabla 8).

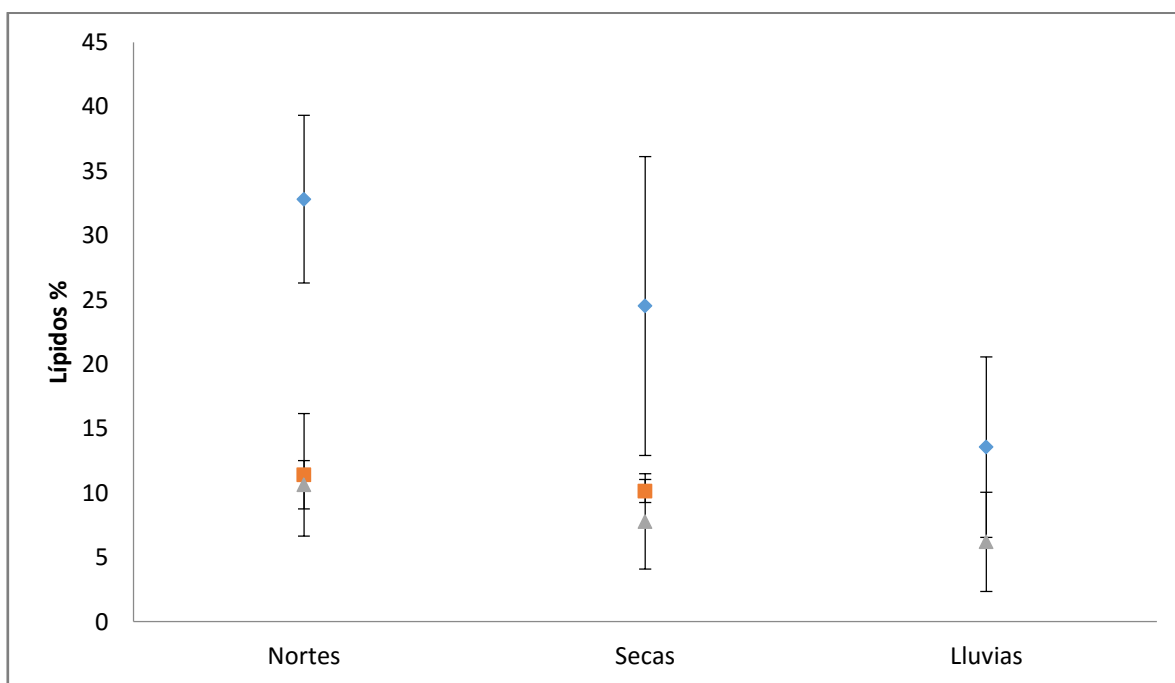
**Tabla 8.** Contenido (promedio±DE) de lípidos, proteínas y energía (kJ/g) de las especies capturadas durante las actividades de la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz para el periodo 2015-2016. El contenido proximal de los lípidos y proteínas se reportan en base seca y la energía en base húmeda; n: número de individuos analizados; N: nortes; S: secas; LI: lluvias; ND: no hubo datos.

Especie	n	Lípidos %			Proteínas %			Energía (kJ/g)		
		N	S	LI	N	S	LI	N	S	LI
<i>Anisotremus surinamensis</i>	1	ND	13.48	ND	ND	63.32	ND	ND	6.42	ND
<i>Ariopsis felis</i>	1	ND	ND	8.52	ND	ND	71.76	ND	ND	5.93
<i>Auxis thazard</i>	2	11.17±0.02	ND	ND	71.43±4.04	ND	ND	6.78±0.23	ND	ND
<i>Balistes caprisicus</i>	1	3.12	ND	ND	73.93	ND	ND	4.50	ND	ND
<i>Caranx crysos</i>	6	5.18	15.89±2.20	17.49±1.58	69.98	71.20±1.69	69.72±2.36	4.86	6.93±0.61	7.38±0.12
<i>Caranx hippos</i>	4	ND	21.15±4.43	ND	ND	65.01±5.66	ND	ND	7.35±1.03	ND
<i>Cetengraulis edentulus</i>	7	6.83	5.73±2.50	ND	63.26	69.52±6.11	ND	5.16	5.39±0.33	ND
<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	5	10.34±3.68	7.58±5.01	ND	65.25±5.54	67.40±15.17	ND	5.29±1.55	5.30±0.16	ND
<i>Citharichthys abbotti</i>	1	ND	ND	0.70	ND	ND	74.31	ND	ND	4.39
<i>Conodon nobilis</i>	36	10.64±1.88	7.78±3.70	6.2±3.85	60.61±2.36	66.64±5.61	72.13±6.04	5.82±1.16	5.72±0.40	5.82±0.52
<i>Diapterus auratus</i>	5	ND	1.42±0.60	1.17	ND	71.25±1.29	78.43	ND	4.56±0.17	4.95
<i>Elops saurus</i>	3	ND	ND	13.2±10.43	ND	ND	75.04±5	ND	ND	7.06±1.51
<i>Euthynnus alletteratus</i>	1	ND	ND	1.40	ND	ND	81.19	ND	ND	5.14
<i>Haemulon aurolineatum</i>	1	ND	17.02	ND	ND	60.09	ND	ND	ND	ND
<i>Hemicaranx amblyrhynchus</i>	1	12.25	ND	ND	68.43	ND	ND	5.70	ND	ND
<i>Lutjanus campechanus</i>	2	7.81±8.06	ND	ND	68.5±6.81	ND	ND	5.35±1.67	ND	ND
<i>Menticirrhus americanus</i>	1	ND	6.45	ND	ND	74.43	ND	ND	5.65	ND
<i>Oligoplites saurus</i>	1	ND	21.47	ND	ND	65.90	ND	ND	7.80	ND
<i>Opisthonema oglinum</i>	2	19.57	14.99	ND	60.53	65.68	ND	6.97	7.56	ND
<i>Pomatomus saltatrix</i>	2	16.64±0.30	ND	ND	65.64	ND	ND	6.25±0.17	ND	ND
<i>Prionotus rubio</i>	2	4.66±1.05	ND	ND	64.11±5.11	ND	ND	4.06±0.20	ND	ND
<i>Scomberomorus cavalla</i>	12	11.39±4.76	10.15±0.91	8.38	74.98±5.65	80.87±2.18	78.83	5.96±0.96	6.00±0.16	5.56
<i>Scomberomorus maculatus</i>	17	32.81±6.52	24.52±11.61	13.55±7.01	55.15±7.51	67.74±8.65	77.37±7.03	8.48±1.36	8.05±1.83	6.62±0.79
<i>Synodus foetens</i>	1	ND	ND	1.16	ND	ND	78.49	ND	ND	5.02
<i>Umbrina coroides</i>	7	ND	9.05±6.08	ND	ND	66.80±6.49	ND	ND	5.61±0.55	ND
<b>Rango de valores</b>		<b>3.12-32.81</b>	<b>1.42-24.52</b>	<b>0.7-17.49</b>	<b>55.15-74.98</b>	<b>60.09-80.87</b>	<b>69.72-81.19</b>	<b>4.06-8.48</b>	<b>4.56-8.05</b>	<b>4.39-7.38</b>

### 3.3.3.1 Variación temporal por especie

#### 3.3.3.1.1 Lípidos

Este fue el componente proximal que presentó la mayor variación, ya que el intervalo de valores promedio por especie estuvo entre 0.7 (*C. abbotti*) y 32.8% (*S. maculatus*). Durante el periodo que comprendió esta investigación, el 68% (N=25) de las especies mantuvieron un contenido de lípidos con valores superiores al 6% y en general se observó una tendencia hacia la disminución de este componente conforme se acercaba la temporada de lluvias (ver tabla 8). Sólo se contaron con datos estacionales suficientes para *S. maculatus*, *S. cavalla* y *C. nobilis* como para evaluar la variación entre temporadas climáticas (Figura 13), y sólo se encontraron diferencias significativas para esta última especie (K-W,  $p=0.008$ ).

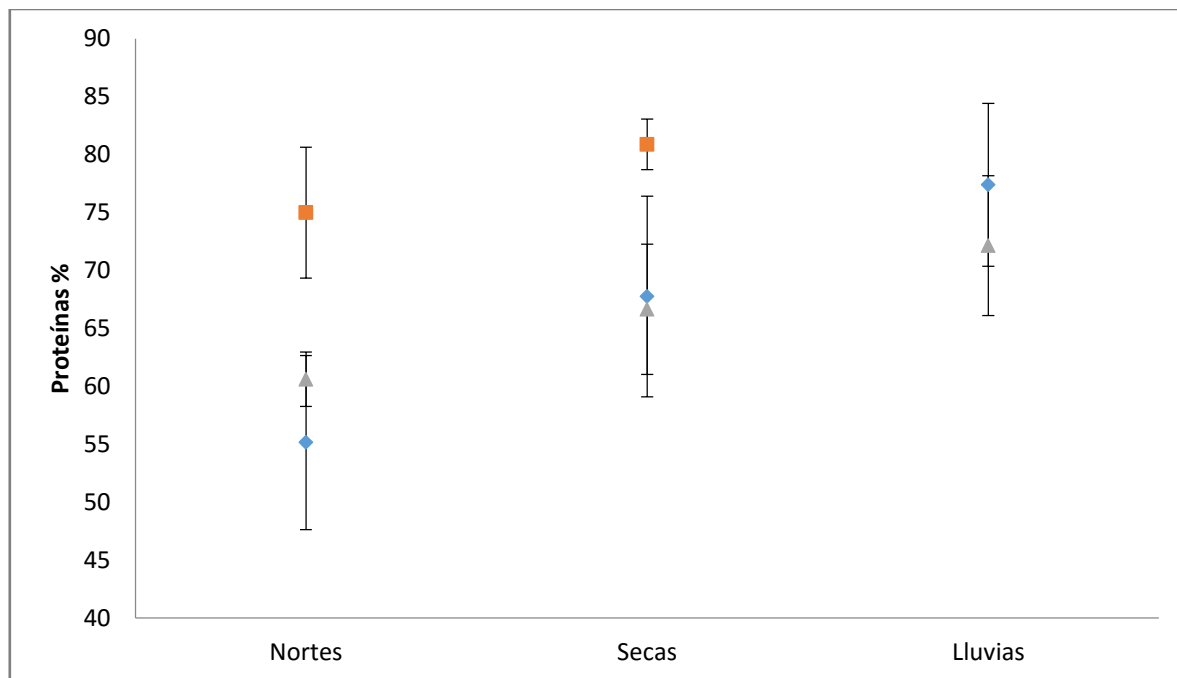


**Figura 13.** Variación en el contenido (promedio±DE) de lípidos de *S. maculatus* (rombos, n=17), *S. cavalla* (cuadrados, n=11) y *C. nobilis* (triángulos, n=36), durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016.

#### 3.3.3.1.2 Proteínas

En todas las especies analizadas se registró un contenido de proteínas con valores superiores al 55%; el más bajo (55.15%) se documentó durante la temporada de nortes en *S. maculatus* y el más elevado (81.19%) durante lluvias para *E. alletteratus*. Además, *S. cavalla* fue la especie con el mayor contenido de proteínas durante nortes y secas (ver tabla 8).

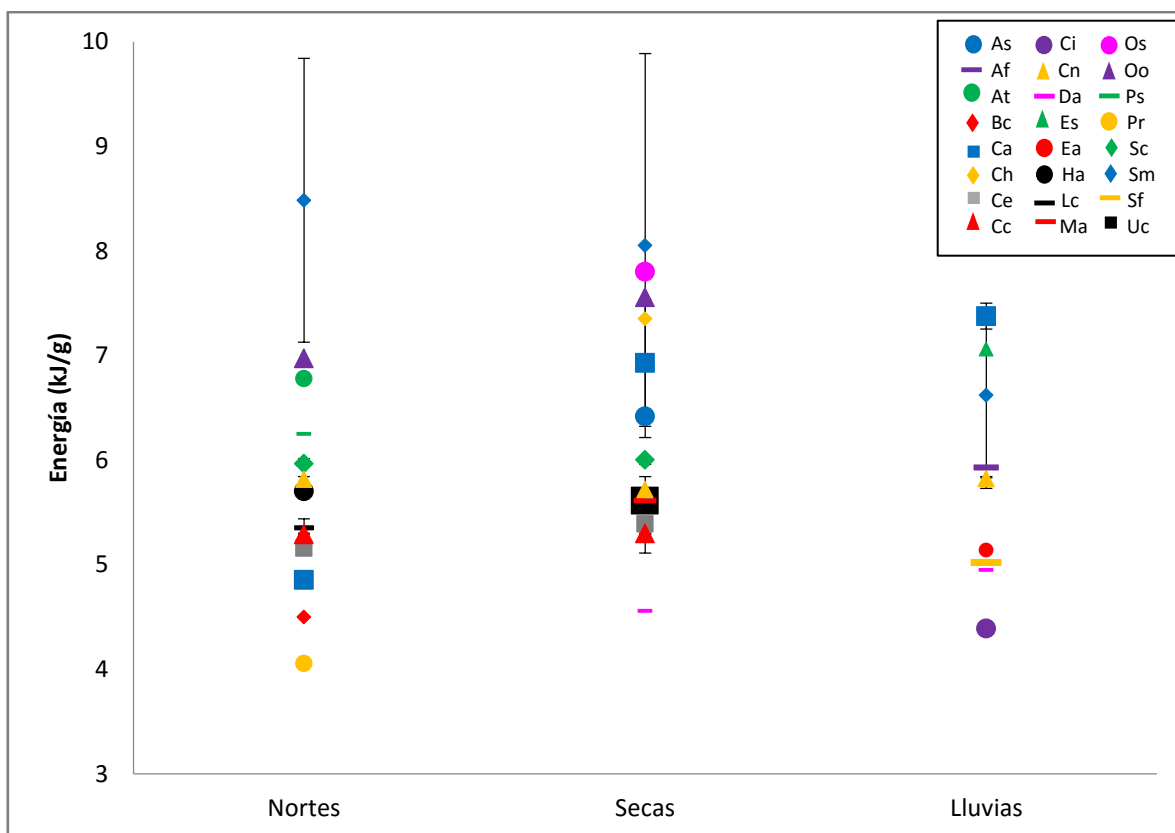
Solo *S. cavalla*, *S. maculatus* y *C. nobilis* contaron con datos suficientes para evaluar diferencias estacionales en su contenido de proteínas (Figura 14); únicamente en las dos últimas se observaron diferencias significativas entre temporadas climáticas (K-W,  $p=0.016$ ,  $p=0.0007$ , respectivamente).



**Figura 14.** Variación en el contenido (promedio $\pm$ DE) de proteínas de *S. maculatus* (rombos,  $n=17$ ), *S. cavalla* (cuadrados,  $n=11$ ) y *C. nobilis* (triángulos,  $n=36$ ), durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016.

### 3.3.3.1.3 Energía

Las especies analizadas presentaron un contenido de energía con valores promedio por temporada desde 4.06 kJ/g (*P. rubio*) hasta 8.48 kJ/g (*S. maculatus*). Durante nortes y secas *S. maculatus* fue la que tuvo el mayor contenido energético, mientras que en lluvias fue *C. caryos* (ver tabla 8). Aunque no se encontraron diferencias significativas en el contenido de energía de las especies entre temporadas climáticas, en algunos casos (*S. maculatus*, *S. cavalla* y *C. nobilis*) sí se observó que éste cambiaba entre una temporada y otra. Por esta razón se decidió agrupar todos los valores promedio de contenido de energía por especies y por temporada (Figura 15).



**Figura 15.** Contenido de energía promedio ( $\pm$ DE, en kJ/g) de las especies analizadas durante las temporadas climáticas de nortes (noviembre-febrero), secas (marzo-junio) y lluvias (julio-octubre) de 2015-2016. Ch: *C. hippos*; Af: *A. felis*; Sm: *S. maculatus*; Da: *D. auratus*; At: *A. thazard*; Cc: *C. chrysurus*; Oo: *O. oglinum*; Ha: *H. amblyrhynchus*; Ps: *P. saltatrix*; Os: *O. saurus*; Ca: *C. crysos*; Sc: *S. cavalla*; Ce: *C. edentulus*; As: *A. surinamensis*; Sf: *S. foetens*; Ea: *E. alletteratus*; Cn: *C. nobilis*; Uc: *U. coroides*; Es: *E. saurus*; Ci: *C. abbotti*; Lc: *L. campechanus*; Pr: *P. rubio*; Bc: *B. capriscus*; Ma: *M. americanus*.

### 3.3.3.2 Variación temporal de lípidos, proteínas y energía para todas las especies

De manera general, al agrupar por temporadas climáticas los datos de la composición proximal de los peces analizados (N=123), se observó una tendencia hacia la disminución del contenido de lípidos y energía conforme transcurrían las temporadas climáticas (de nortes a lluvias). Es decir, los valores promedio más elevados de lípidos y energía se presentaron durante la temporada de nortes ( $\bar{x}$ =14.08 $\pm$ 9.64% y  $\bar{x}$ =6.14 $\pm$ 1.53 kJ/g, respectivamente), disminuyendo en secas ( $\bar{x}$ =11.38 $\pm$ 8.51% y  $\bar{x}$ =6.11 $\pm$ 1.24 kJ/g, respectivamente) y alcanzando su valor más bajo en lluvias ( $\bar{x}$ =8.73 $\pm$ 6.81 y  $\bar{x}$ =6.10 $\pm$ 0.99 kJ/g, respectivamente). En el caso de las proteínas ocurrió lo opuesto, ya que el valor promedio más elevado se presentó en lluvias ( $\bar{x}$ =74.08 $\pm$ 5.67%), con un valor intermedio en secas ( $\bar{x}$ =68.15 $\pm$ 6.75%) y el más bajo en nortes ( $\bar{x}$ =65.57 $\pm$ 8.23%). Sin embargo, sólo se encontraron diferencias significativas entre temporadas climáticas para el contenido de proteínas ( $F$ =11.78,  $p$ =0.00002).

### 3.3.3.3 Variación en el contenido proximal y energético por tipo de presas y tipo de lance

Dado que se encontraron diferencias significativas en el contenido de lípidos y proteínas a nivel de especie (en *C. nobilis* y *S. maculatus*), así como en el contenido de proteínas entre temporadas climáticas (ver sección anterior), se decidió comparar el contenido de lípidos, proteínas y energía entre tipos de presas (potenciales y no potenciales) y entre tipos de lance (con y sin interacción) por temporada climática.

Al comparar el contenido de lípidos de presas potenciales (n=10) y no potenciales (n=15) de *T. truncatus* por temporadas climáticas, se observó que durante las tres temporadas (*i.e.*, nortes, secas y lluvias) las presas potenciales presentaron valores más elevados que las no potenciales ( $\bar{x}$ =13.57±11.03%, 15.50±6.41% y 9.79±5.42%, respectivamente vs.  $\bar{x}$ =10.57±5.68%, 10.46±6.71% y 1.09±0.36%, respectivamente); sin embargo, no hubo diferencias significativas (Mann-Whitney:  $U_{(5,8)}=18$ ,  $p=0.8$ ;  $t=1.41$ ,  $p=0.18$  y Mann-Whitney:  $U_{(7,3)}=2$ ,  $p=0.06$ , respectivamente).

El contenido promedio de proteínas de las presas no potenciales fue menor al registrado en las presas potenciales durante las temporadas de nortes ( $\bar{x}$ =66.57±4.43% vs.  $\bar{x}$ =65.84±7.90%) y lluvias ( $\bar{x}$ =77.98±3.46 vs.  $\bar{x}$ =74.76±3.62%). En contraste, durante la época de secas el contenido de proteínas fue mayor en las presas no potenciales ( $\bar{x}$ =69.13±6.34% vs.  $\bar{x}$ =67.63±4.26%). Sin embargo, tampoco se encontraron diferencias significativas por temporadas ( $t=-0.21$ ,  $p=0.8$ ;  $t=-1.3$ ,  $p=0.2$  y  $t=0.5$ ,  $p=0.6$ , respectivamente).

Referente al contenido promedio de energía, las presas potenciales tuvieron valores más elevados a los de las presas no potenciales a lo largo de las temporadas de nortes ( $\bar{x}$ =6.09±1.40% vs.  $\bar{x}$ =5.6±1.04%), secas ( $\bar{x}$ =6.75±0.87% vs.  $\bar{x}$ =5.98±1.22%) y lluvias ( $\bar{x}$ =6.2±0.85% vs.  $\bar{x}$ =4.83±0.39%), pero sólo para esta última se encontraron diferencias significativas en el contenido energético ( $t=2.61$ ,  $p=0.03$ ).

Por otra parte, al agrupar los valores individuales del contenido de lípidos en lances con interacción y sin interacción por temporada climática, se observó que durante la época de nortes éstos últimos tuvieron un valor promedio superior al de los lances con interacción ( $\bar{x}$ =15.45±10.15% vs.  $\bar{x}$ =7.03±3.22%), aunque las diferencias no fueron significativas (Mann-Whitney:  $U_{(3,27)}=13.5$ ,  $p=0.06$ ); mientras que en secas ( $\bar{x}$ =13.32±11.30% vs.  $\bar{x}$ =12.13±7.84%) y lluvias ( $\bar{x}$ =8.22±5.74% vs.  $\bar{x}$ =7.83±6.12%) los valores de ambos tipos de lance fueron similares, pero tampoco se encontraron diferencias significativas (Mann-Whitney:  $U_{(9,35)}=154.5$ ,  $p=0.9$  y  $t=0.14$ ,  $p=0.88$ , respectivamente).

En cuanto al contenido de proteínas, los lances con y sin interacción presentaron valores promedio similares durante las temporadas de nortes ( $\bar{x}=65.41\pm 2.24\%$  vs.  $\bar{x}=65.08\pm 7.68\%$ ) y lluvias ( $\bar{x}=75.15\pm 3.51\%$  vs.  $\bar{x}=75.03\pm 4$ ); únicamente durante la temporada de secas (con:  $\bar{x}=65.02\pm 7.09\%$ , sin:  $\bar{x}=69.78\pm 5\%$ ) se hallaron diferencias significativas en el contenido promedio de proteínas entre ambos tipos de lance ( $t=-2.33$ ,  $p=0.024$ ). El contenido promedio de energía de los lances sin interacción durante las temporadas de nortes y secas ( $\bar{x}=6.40\pm 1.28$  y  $\bar{x}=6.40\pm 1.29$  kJ/g, respectivamente) también fueron superiores a los registrados en los lances con interacción ( $\bar{x}=4.84\pm 0.68$  y  $\bar{x}=6.02\pm 0.87$  kJ/g, respectivamente) y en lluvias los valores fueron similares (con:  $\bar{x}=6.01\pm 0.78$  kJ/g, sin:  $\bar{x}=5.96\pm 0.81$  kJ/g), encontrando también valores superiores en el contenido promedio de energía en los lances sin interacción para la temporada de nortes (Mann-Whitney:  $U_{(3,27)}=7$ ,  $p=0.02$ ).

## Capítulo 4. Discusión

---

Los peces desempeñan un papel clave al transferir energía entre los niveles tróficos inferiores y superiores de las redes tróficas, por lo que la estimación de su composición isotópica y proximal, así como su contenido energético son importantes para mejorar la comprensión sobre la ecología de sus depredadores (*e.g.*, papel funcional, estado de salud, calidad del hábitat, requerimientos energéticos y nutricionales) (Post, 2002; Volleweider *et al.*, 2011; Spitz *et al.*, 2010b; 2012). Aunque a nivel mundial existen otros trabajos que evalúan la interacción del tursión con la pesca artesanal en relación con las características de la captura (biomasa, riqueza, diversidad, CPUE) (Lauriano *et al.*, 2004; Rocklin *et al.*, 2009; Rechimont, 2015; Pennino *et al.*, 2015), este es el primer estudio en las costas mexicanas en el que se evalúa de manera conjunta si los tursiones seleccionan lances con base en las características ecológicas y nutricionales de la captura. Esto último se evaluó con base en la composición isotópica de los peces como proxy de sus zonas de alimentación y su nivel trófico, así como la capacidad de producción de sonido, y a través del análisis proximal y contenido energético de las presas.

Los resultados sugieren que la riqueza, la diversidad, el nivel trófico y las características ecológicas (hábitat y producción de sonido) de las especies de peces que se capturan en la pesca artesanal con red agallera en la zona de estudio, no están relacionadas con la interacción de los tursiones en los lances. Sin embargo, sí se observó un efecto estacional en la composición proximal (*i.e.*, contenido de proteínas) y el contenido de energía de las presas en los lances con y sin interacción, particularmente durante las temporadas de secas y nortes, respectivamente.

### 4.1 Caracterización de la captura (riqueza, diversidad, biomasa y CPUE) en la pesca artesanal

#### 4.1.1 Riqueza y diversidad

La riqueza y diversidad de especies capturadas con redes agalleras no difirieron significativamente entre años [*i.e.*, 2009-2010 (Rechimont, 2015) y 2015-2016 (este trabajo)], temporadas (*i.e.*, nortes, secas y lluvias), ni entre tipos de lances (*i.e.*, con y sin interacción). Lo anterior implica que la técnica de muestreo empleada (*sensu* Rechimont, 2015) fue consistente durante el estudio, incluyendo las características del arte de pesca empleado, ya que aunque la longitud de la red varió estacionalmente dependiendo de la abundancia y temporadas de veda de los recursos, la luz de malla fue igual, con



excepción de lluvias de 2009-2010. Esto sustenta que los registros de las capturas de los dos periodos son comparables, considerando que con las redes agalleras se captura una gran variedad de presas y tallas, dependiendo de la amplitud de luz de malla (Dalzell, 1996).

Los resultados de las comparaciones de la riqueza y diversidad entre tipos de lance coinciden con los hallazgos de Rechimont (2015), quien tampoco encontró que estos parámetros fueron significativamente diferentes en función de la interacción con tursiones, aunque sí observó que los delfines tendían a interactuar cuando las capturas estaban dominadas por una especie (*i.e.*, menor diversidad en la captura) o cuando la riqueza era menor. Sin embargo, en algunas zonas pesqueras del mar Mediterráneo, se ha reportado que los lances en los que se registra la interacción con tursiones presentan una riqueza (Rocklin *et al.*, 2009) significativamente mayor en comparación con los lances sin interacción; mientras que en otras zonas se ha documentado una reducción en la diversidad de especies de los lances en los que ocurre la interacción con tursiones (Lauriano *et al.*, 2004). Por lo tanto, las interacciones entre los tursiones y las actividades pesqueras deben estudiarse con base en las características específicas de cada hábitat, incluyendo las técnicas empleadas en la actividad pesquera (Rechimont, 2015) y la dinámica poblacional de los delfines (Morteo *et al.*, 2012; Morales, 2016).

#### **4.1.2 Biomasa y CPUE**

Con respecto a la biomasa y CPUE, fueron significativamente mayores para el periodo 2009-2010 en comparación con 2015-2016. La CPUE puede variar en función de la disponibilidad y capturabilidad del recurso, y cambios en el esfuerzo de pesca (*e.g.*, número de horas navegadas por día, número de viajes de pesca, número y tamaño de las embarcaciones usadas), por condiciones climáticas y oceanográficas, así como por el nivel de destreza de los pescadores (Cubillos *et al.*, 1998; Gassman y López-Rojas, 2015). En este caso particular, tanto la tripulación de la embarcación pesquera como el número de navegaciones y lances fue similar en ambos periodos (Tabla 4), por lo que las diferencias en la biomasa y CPUE entre éstos se relacionan con la técnica de pesca (*i.e.*, red agallera atravesada vs. cerco), ya que durante 2009-2010 todas las redes se colocaron en cerco, mientras que en 2015-2016 el 38.88% de los lances (N=36) se hicieron con las redes atravesadas. De acuerdo con Rechimont (2015) y con las observaciones de este estudio, el uso de la técnica de cerco permite la captura de grandes cardúmenes de peces de gran tamaño (*i.e.*, escómbridos) y está altamente relacionada con valores elevados de CPUE, por lo que esto podría explicar la observación de una mayor biomasa y CPUE promedio en los lances del periodo 2009-2010. Sin embargo, la CPUE promedio menor registrada en 2015-2016 podría indicar una

reducción en la abundancia de la comunidad de peces de Alvarado, si se considera que este parámetro constituye un índice de abundancia relativa de los recursos pesqueros de un área (Pilling *et al.*, 2007; Gassman y López-Rojas, 2015).

También se observó que la CPUE promedio para los lances durante la temporada de lluvias fue significativamente mayor a la registrada en el resto de las temporadas climáticas. Esto indica una mayor disponibilidad (*i.e.*, fracción de la población expuesta a ser capturada por la pesca: Bigelow *et al.*, 1999) de los recursos pesqueros en el área de estudio. Esto puede ser consecuencia del incremento en la descarga de los ríos, los cuales traen consigo una gran cantidad de nutrientes (Morán-Silva *et al.*, 2005) que pueden propiciar un aumento en la abundancia de sus presas (Párraga *et al.*, 2010). Otros estudios también han documentado que la estimación de la CPUE en ecosistemas costeros suele ser mayor durante la temporada de lluvias debido al aumento de alimento para los peces (Ramírez y Rueda, 1999; Párraga *et al.*, 2010).

Por otra parte, al comparar la biomasa y CPUE promedio por tipo de lance (con y sin interacción), no se detectaron diferencias significativas, aunque sí se observó que los lances con interacción se caracterizaron por presentar valores elevados de biomasa y CPUE (Figuras 7 y 8). La ausencia de diferencias significativas puede obedecer a la alta variabilidad en los datos (biomasa:  $CV > 124\%$ ; CPUE:  $CV > 208\%$ ) y al menor tamaño de muestra en comparación con otros estudios (Rocklin *et al.*, 2009:  $N=614$  lances; Pennino *et al.*, 2015:  $N=354$  lances; este trabajo:  $N=67$  lances), aunque no se descarta la existencia de un efecto de la técnica de pesca (*i.e.*, red agallera atravesada vs. cerco) que al combinar los datos de 2009-2010 y 2015-2016 por tipo de lance, pudo enmascarar las diferencias. Rocklin *et al.* (2009) sí encontraron que los lances con interacción tuvieron una CPUE significativamente mayor a los lances sin interacción. Sin embargo, otros autores reportan una reducción significativa de la CPUE en los lances en los que se documenta la interacción con tursiones (Lauriano *et al.*, 2004; Pennino *et al.*, 2015). Lo anterior implica que la interacción del tursión con las artes de pesca puede influir positiva o negativamente en la biomasa y CPUE de las capturas; sin embargo en este trabajo, no se detectó una diferencia.

Por lo que se refiere a la tasa de interacción con los lances (46.2%), esta fue casi la mitad de la reportada para el área de estudio por Rechimont (2015) con base en el análisis de los datos del 2009-2010 (*i.e.*, 80%); en contraste, las tasas de depredación fueron similares en ambos estudios (Rechimont, 2015=43.5% vs. este estudio=38.7%). Dado que la técnica de cerco que se usó está altamente

relacionada con valores elevados de CPUE y con una mayor probabilidad de depredación en los lances (Rechimont, 2015), la menor tasa de interacción en este trabajo puede deberse al uso de ambas técnicas de pesca (*i.e.*, cerco y atravesado) durante 2015-2016, por lo que para este periodo hubo menor biomasa capturada por la flota pesquera artesanal y los delfines se acercaban con menor frecuencia a “inspeccionar” el lance (Morales, 2016). Sin embargo, la similitud en la proporción de lances depredados sugiere que las capturas de la flota pesquera artesanal siguen conformando una fuente importante de alimento para los delfines (Rechimont, 2015). Es por ello que las tasas de depredación para las costas de Alvarado son muy superiores a las registradas en otras partes del mundo (*i.e.*, 12.4%: Lauriano *et al.*, 2004; 10%: Rocklin *et al.*, 2009) y esto puede deberse a diferencias en el uso de artes de pesca (Fertl y Leatherwood, 1997; Reeves *et al.*, 2001; Bearzi, 2002; Rechimont, 2015).

Aunque el número de especies depredadas en los lances fue menor (N=10) al reportado en otros estudios (*e.g.*, Lauriano *et al.*, 2004: N=14; Rocklin *et al.*, 2009: N=23), el 60% de las especies han sido documentadas como presas del tursión en otras zonas geográficas (Shane *et al.*, 1986; Barros y Odell, 1990; Wells y Scott, 2002). De estas, la más frecuentemente depredada en este estudio fue *S. cavalla*, que constituyó gran parte de la biomasa total capturada durante 2009-2010 y 2015-2016 (*i.e.*, 12% y 39% del total, respectivamente). Por lo anterior, los resultados concuerdan con lo reportado para el área de estudio, donde la riqueza y diversidad de especies, no parecen influir en la probabilidad de interacción de los tursiones con redes agalleras, pero la biomasa y la CPUE sí.

## 4.2 Composición isotópica y características ecológicas de las especies capturadas

Para los peces analizados, se obtuvo una diferencia de 8.9‰ entre los valores más ligeros y más pesados de  $\delta^{13}\text{C}$ , mientras que para  $\delta^{15}\text{N}$  la diferencia fue de 7.8‰ (Tabla 7). Las comunidades de peces costeros suelen ser variables en su composición isotópica dada la diversidad de fuentes potenciales de carbono y nitrógeno (Nyunja *et al.*, 2009, Cherel *et al.*, 2011, Rossman *et al.*, 2015a). Considerando que los isótopos estables de carbono y nitrógeno son indicadores de las fuentes de carbono orgánico (zonas de alimentación) y nivel trófico de un consumidor, respectivamente (Post, 2002; Nyunja *et al.*, 2009; Cherel *et al.*, 2011), las diferencias en la composición isotópica de los peces sugieren que las presas capturadas dentro del área de estudio se alimentan en distintos hábitats y ocupaban niveles tróficos diferentes (Cherel *et al.*, 2011).

Los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los peces fueron consistentes con la composición isotópica de su hábitat (*i.e.*, zona de alimentación costera o marina). Las especies pelágicas y asociadas a arrecifes presentaron valores promedio de  $\delta^{13}\text{C}$  (-19.65‰ y -17.43‰, respectivamente), similares a los valores típicos del fitoplancton marino (ca. -22‰: France, 1995). Las especies demersales mostraron una composición isotópica más pesada (-17.29‰), lo cual es consistente con la observación de que los peces demersales están más enriquecidos en  $^{13}\text{C}$  en comparación con los pelágicos (France, 1995; Cherel *et al.*, 2011). En contraste, las especies estuarinas tuvieron una composición isotópica más ligera (ca. -20‰) y que posiblemente se deba a una mayor importancia de los aportes de agua dulce de los ríos que usualmente transportan materia orgánica de origen  $\text{C}_3$  terrestre con valores isotópicos ligeros (ca -27‰). En resumen, las presas potenciales y no potenciales del tursiión ocupan todos los tipos de hábitats (*i.e.* estuarino, demersal, pelágico y asociado a arrecifes). Lo anterior indica que tanto las poblaciones costeras de tursiones como sus presas, pueden alimentarse en una gran variedad de hábitats, tal como ha sido reportado en otros estudios (Reeves *et al.*, 2002; Niño-Torres *et al.*, 2011; Hernandez-Milian *et al.*, 2015).

Aunque hubo una correlación positiva y significativa entre todos los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y la LP de los peces (N=123), fue baja. Esto indica que conforme aumenta la talla de los peces se incrementa su nivel trófico. El intervalo de tallas de las presas de los depredadores típicamente aumenta conforme incrementan su tamaño (Scharf *et al.*, 2000) y esto también incluye a los delfines (Milmann *et al.*, 2016). Diversos estudios han documentado una correlación significativa positiva entre los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y la talla de los peces, lo cual indica que peces más grandes suelen tener un nivel trófico mayor (Beaudoin *et al.*, 1999; Overman y Parrish, 2001; Melville y Connolly, 2003; Fernández *et al.*, 2011).

Para tres especies (*C. nobilis*, *S. maculatus* y *S. cavalla*) se analizó la relación entre los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y la LP. Sólo en la sierra (*S. maculatus*) se observó una correlación significativa pero negativa, lo cual es contrario a lo esperado. Bode *et al.* (2003) encontraron resultados similares para *Sardina pilchardus*, una especie filtradora que se encuentra en las costas del noroeste de España; los autores atribuyeron ese patrón al mayor consumo de fitoplancton en peces adultos. En este estudio, la mayoría (*i.e.*, 82%, n=17) de los individuos de *S. maculatus* analizados fueron juveniles (< 330 mm de longitud furcal: Mendoza, 1968; Jiménez-Badillo *et al.*, 2006) cuya dieta se compone principalmente de anchoas (*Anchoa* spp.), que tienen un menor nivel trófico que las presas consumidas por adultos que comen carángidos y clupéidos (Naughton y Saloman, 1981; Valeiras y Abad, 2006; SEDAR; FishBase). Por lo tanto, la relación negativa entre los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y la LP puede deberse a que peces de diferentes tallas se hayan alimentado en diferentes zonas previo a su captura.

En resumen, la falta de una relación fuerte entre la talla de los peces y su composición isotópica indica que la mayoría de la variación que se observó probablemente es reflejo de la diversidad de hábitos alimentarios y zonas de alimentación. Esto concuerda con la dinámica ecológica de la zona, la cual suele conformar un sitio de congregación para reproducción y desove de muchas especies de peces con poblaciones tanto locales como migratorias (Cruz-Escalona, 2005).

#### 4.2.1 Variación temporal y por tipo de presas en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$

Vizzini y Mazzola (2003) sugieren que la variación estacional en la composición isotópica de peces puede estar relacionada con cambios en sus hábitos de alimentación y la disponibilidad de sus presas, así como por variaciones en la composición isotópica de la base de la cadena alimentaria. Sólo para tres especies (*C. nobilis*, *S. maculatus* y *S. cavalla*) se contaron con datos suficientes para evaluar los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre temporadas climáticas (Tabla 7). En ningún caso se encontraron diferencias significativas, lo cual contrasta con otros estudios en los que se documenta la variación estacional en la composición isotópica de peces (Simenstad y Wissmar 1985; Vizzini y Mazzola 2002; Vizzini y Mazzola, 2003). Por ello, la ausencia de un patrón estacional marcado en la composición isotópica de estas tres especies justifica el análisis en conjunto de todos los datos isotópicos correspondientes a la temporada 2015-2016.

Algunas poblaciones de tursiones muestran una especialización alimentaria sobre presas de un determinado nivel trófico (Rossman *et al.*, 2015a; 2015b; Hernandez-Milian *et al.*, 2015); sin embargo, no se encontraron diferencias significativas en la composición isotópica de  $\delta^{15}\text{N}$  entre presas potenciales y no potenciales del tursión. Dado que las presas potenciales sí presentaron valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  con menor variación en comparación con el resto de las especies (*i.e.*, 2.1‰ vs. 7.8‰, respectivamente), este resultado podría sugerir que de las presas disponibles en redes agalleras, los tursiones prefieren aquellas con un nivel trófico específico (*i.e.*, NT=3 a 4). Las presas potenciales presentaron valores de  $\delta^{15}\text{N}$  similares a los reportados para otras presas de poblaciones silvestres de tursiones (11.04 a 13.12‰: este trabajo; 12.6 a 16‰: Lusseau y Wing, 2006; 11.1 a 14.3‰: Fernández *et al.*, 2011; 7.8 a 11.7‰: Rossman *et al.*, 2015a). No obstante, sería necesario analizar la composición isotópica de los tursiones y compararla con las de las presas potenciales y no potenciales para determinar si en esta población existe o no tal especialización en los hábitos alimentarios (Hernandez-Milian *et al.*, 2015).

Con respecto a los valores de  $\delta^{13}\text{C}$ , tampoco se detectaron diferencias significativas entre las presas potenciales y no potenciales, pero el intervalo de valores promedio para estas últimas (-19.71 a -

16.11‰) fue menos amplio que el de las presas potenciales (-25.03 a -16.65‰, Figura 10). Esto indica que las presas potenciales se alimentan de varias fuentes de producción primaria (Nyunja *et al.*, 2009; Cherel *et al.*, 2011), lo cual es consistente con los diferentes tipos de hábitats (asociados a arrecifes, estuarino, demersal y pelágico) que ocupan (Jiménez-Badillo *et al.*, 2006; IUCN; FishBase) y con el hecho de que los tursiones explotan una gran variedad de presas y hábitats (Reeves *et al.*, 2002; Niño-Torres *et al.*, 2011; Hernandez-Milian *et al.*, 2015). Por otra parte, el 60% de las especies consideradas como presas potenciales (n=10) presentaron valores más ligeros de  $\delta^{13}\text{C}$  (-25.03 a -16.65‰) en comparación con los valores encontrados en otras presas de *T. truncatus* (-17.2 a -15.8‰: Lusseau y Wing, 2006; -18 a -15.4‰: Fernández *et al.*, 2011; -17.5 a -12.9‰: Rossman *et al.*, 2015a). Esto se atribuye principalmente a las diferencias en las fuentes de carbono orgánico que sustentan la cadena alimentaria de la cual se alimentan las presas del tursión, ya que se observó que los productores primarios dominantes en las costas de Alvarado (*i.e.*, fitoplancton marino y la materia orgánica  $\text{C}_3$  terrestre) presentan una composición isotópica más ligera en comparación con la de los principales productores primarios de otras áreas de estudio (*e.g.*, Rossman *et al.*, 2015a: pastos marinos y fitoplancton).

#### 4.2.2 Variación en los valores de $\delta^{13}\text{C}$ , $\delta^{15}\text{N}$ y nivel trófico por tipo de lance

No se encontraron diferencias en la distribución de valores de  $\delta^{13}\text{C}$  y  $\delta^{15}\text{N}$  entre tipos de lance (con y sin interacción), lo cual es consistente con que en ambos se capturaron presas potenciales y no potenciales. Aunque para el 60% de las especies (N=25) se observó que el nivel trófico estimado con base en su composición isotópica fue menor al reportado por la literatura, se considera que los resultados de este estudio son robustos por que la composición isotópica de los consumidores primarios usados como indicadores de la base de la cadena alimentaria fue consistente con su dieta (*i.e.*, especies filtradoras con un nivel trófico bajo) y que el factor de discriminación isotópica para nitrógeno ( $\Delta \delta^{15}\text{N}$ ) es específico y realista para los organismos bajo estudio (poiquiloterms, amoniotélicos) (McCutchan *et al.*, 2003). Además, las estimaciones de nivel trófico que se basan en el análisis de contenido estomacal pueden estar sesgadas al momento de muestreo y no representan el alimento asimilado, a diferencia de la composición isotópica (Bowen y Iverson, 2013). Dado que no se encontraron diferencias significativas en el nivel trófico entre tipos de presas, ni entre tipos de lance, los resultados sugieren que los tursiones de Alvarado interactúan con las redes agalleras independientemente de la zona de alimentación y nivel trófico de las presas.

### 4.3 Composición proximal y contenido de energía de los peces

Los resultados indicaron que el contenido de lípidos mostró una mayor variación (0.7-32.81%) en comparación con el de proteínas y energía (*i.e.*, 55.15-81.19% y 4.06-8.48 kJ g<sup>-1</sup>, respectivamente) (Tabla 8), lo cual es similar a lo observado en otros estudios sobre peces enteros (Bernard y Ullrey, 1989; Corse *et al.*, 1999; Vollenweider *et al.*, 2011). Con excepción de *C. abbotti*, *D. auratus*, *S. foetens*, *E. alletteratus* y *S. cavalla*, las especies analizadas presentaron un contenido promedio de lípidos y proteínas dentro del intervalo de valores reportados para peces enteros que forman parte de la dieta de depredadores tope como *T. truncatus* (Bernard y Allen, 2002; Spitz *et al.*, 2010b; Vollenweider *et al.*, 2011; Slifka *et al.*, 2013).

Al igual que lo observado en este trabajo (Tabla 8, Figs. 13 y 14), la variación temporal en el contenido de lípidos y proteínas de peces es común (Krzynowek y Murphy, 1987; Hislop *et al.*, 1991; Vollenweider *et al.*, 2011; Huss *et al.*, 1998) y usualmente se asocia con factores tales como su ciclo reproductivo, cambios en la disponibilidad de su alimento y nado migratorio (Kitts *et al.*, 2004; Vollenweider *et al.*, 2011; Hislop *et al.*, 1991; Huss *et al.*, 1998; Gonzáles *et al.*, 2009). Esto se debe a que los peces experimentan con frecuencia periodos de inanición durante su desove, migración y temporada en la que disminuye su alimento (Huss *et al.*, 1998), por lo que recurren a sus reservas de lípidos y proteínas para obtener energía y sobrevivir durante dichos periodos (Vollenweider *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2017; Huss *et al.*, 1998; Gonzáles *et al.*, 2009).

Por otra parte, el contenido de energía para todas las especies presentó valores consistentes con la literatura (Spitz *et al.*, 2012), y las diferencias estacionales en el contenido energético de los peces (Fig. 15) se atribuye principalmente a la variación en el contenido de lípidos y proteínas (Pangle y Sutton, 2005; Trudel *et al.*, 2005; Spitz *et al.*, 2010b; Vollenweider *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2017).

Sólo en *S. cavalla*, *S. maculatus*, y *C. nobilis* se capturaron suficientes individuos como para evaluar diferencias temporales en su composición proximal (*i.e.*, contenido de lípidos y proteínas) y contenido de energía (Figuras 15-17). En las dos últimas especies, se detectaron diferencias significativas en su contenido de lípidos (en *C. nobilis*) y proteínas (en ambas especies). En el caso de *C. nobilis*, se identificó un patrón estacional en el que su contenido de lípidos disminuía conforme se acercaba la temporada de lluvias, mientras que el contenido de proteínas aumentaba (Tabla 8). Menos de la mitad de los individuos analizados (41%, n=36) se consideran adultos (>246 mm de LT: AUNAP-SEPEC, 2013) y el resto fueron juveniles. Es posible que la variación en el contenido de lípidos de los peces adultos se relacione con su

reproducción; durante su temporada reproductiva los peces presentan un menor contenido de lípidos (y en consecuencia de energía) en comparación con las capturadas antes o después de ésta (Hislop *et al.*, 1991). Además, el contenido de proteína de los peces usualmente no cambia hasta que se agotan las reservas de lípidos (Pangle y Sutton, 2005), por lo que es probable que los individuos adultos hayan mantenido un elevado contenido de proteínas y que incluso éste haya aumentado debido a los hábitos carnívoros de la especie (Pombo *et al.*, 2014).

Por el contrario, es probable que la variación en el contenido lipídico de los individuos juveniles se relacione con la abundancia y disponibilidad de alimento que puede ser mayor durante la temporada de lluvias. Durante esta temporada aumenta la descarga de aguas continentales, la cual trae consigo una gran cantidad de nutrientes (Morán-Silva *et al.*, 2005), que junto con la luz solar puede propiciar la productividad primaria (Lohrenz *et al.*, 1990; Biggs, 1992) y con ello el incremento de alimento para los niveles tróficos superiores. Por lo anterior, los peces comenzarían a almacenar lípidos y proteínas durante los periodos de elevada abundancia de alimento (*i.e.*, lluvias), tal como sugieren algunos autores (Huss *et al.*, 1998; Vollenweider *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2017), por lo que los individuos capturados después (*i.e.*, en nortes) presentarán valores más elevados (Figura 13). Sin embargo, los lípidos son la principal reserva energética en los peces (Webster y Lim, 2002; Pangle y Sutton, 2005) y deberían usarse como sustrato energético durante la temporada de secas. Estos resultados coinciden con los de otras especies de ambientes que cambian estacionalmente (como el área de estudio) y que presentan variaciones en su contenido lipídico (Vollenweider *et al.*, 2011; Martin *et al.*, 2017).

Con respecto a *S. maculatus*, la mayoría (82%, n=17) de los individuos analizados fueron peces juveniles (< 330 mm de longitud furcal: Mendoza, 1968; Jiménez-Badillo *et al.*, 2006), pero al igual que en *C. nobilis*, también se observó que el contenido de proteínas aumentaba conforme se acercaba la temporada de lluvias (Tabla 8). En el golfo de México, *S. maculatus* migra durante la primavera y principios de verano desde las costas de Campeche-Yucatán (zonas de invierno) hacia el norte de esta cuenca (zonas de verano) y en sentido contrario entre otoño e invierno (Gold *et al.*, 1997; Broughton *et al.*, 2000; Valeiras y Abad, 2006; SEDAR; Sutherland y Fable, 1980; Collette y Nauen, 1983). Por lo que es probable que la especie haya aumentado o recuperado su contenido de proteínas al terminar sus migraciones (*i.e.* en secas y lluvias) y al reanudar su alimentación (Huss *et al.*, 1998; Gonzáles *et al.*, 2009), la cual se compone principalmente de peces ricos en proteína (Naughton y Saloman, 1981; Valeiras y Abad, 2006; SEDAR; FishBase) que pueden ser abundantes en el área de estudio durante la temporada de lluvias, considerando que durante esta época se registró una CPUE significativamente



mayor a la del resto de las temporadas climáticas. Algunos autores mencionan que después de la migración o el desove, los peces a través de la ingesta de alimento recuperan su contenido de proteínas en función de la cantidad agotada y que posteriormente se incrementan los lípidos (Huss *et al.*, 1998; Gonzáles *et al.*, 2009).

Por lo anterior, la composición proximal de algunas presas del tursión (*i.e.*, *S. maculatus* y *C. nobilis*) puede variar entre temporadas. Sin embargo, los resultados indican que las especies que se capturan en las redes agalleras de Alvarado presentaron un contenido de energía entre 2.5 y 2.8 veces superiores a los requerimientos energéticos del tursión (4-5.5 kJ g<sup>-1</sup>) (Spitz *et al.*, 2012). Esto permite suponer que el aporte nutricional de éstas bien podría merecer el riesgo de interactuar con las pesquerías (Chilvers y Corkeron, 2001; Spitz *et al.*, 2010a; Spitz *et al.*, 2012; Morteo *et al.*, 2012; Morteo *et al.*, 2017b) y de ahí que la tasa de depredación (38.7-43.5%) se mantenga alta en comparación con otras zonas de estudio (Lauriano *et al.*, 2004; Rocklin *et al.*, 2009).

#### **4.3.1 Variación temporal de lípidos, proteínas y energía**

Considerando todas las muestras analizadas (N=123), se detectó un patrón en el contenido de lípidos y energía que disminuían entre la época de nortes y lluvias, mientras que el porcentaje de proteínas aumentó (Tabla 8). Sin embargo, sólo se detectaron diferencias significativas entre temporadas climáticas para el contenido de proteínas. Al menos durante la temporada de lluvias, las redes agalleras en el área de estudio podrían representar una “fuente predecible de alimento” (Chilvers y Corkeron, 2001) y con elevado contenido proteico para el tursión. Es posible que durante esta temporada aumente la frecuencia de interacción y depredación en los lances, lo cual es consistente con las observaciones realizadas en este y otros estudios (Tabla 4) (*e.g.*, Laporta *et al.*, 2016). Además, se sabe que durante las temporadas de secas y lluvias aumenta el número de individuos visitantes en el área de estudio (Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2017b) y éstos a diferencia de los residentes (en su mayoría hembras), tienden a interactuar con mayor frecuencia con la pesca artesanal local (Morteo *et al.*, 2012). Por lo tanto, es posible que una mayor frecuencia de interacción y depredación suponga una amenaza tanto para los tursiones visitantes como residentes, si se considera que el 11.5% de los individuos de la población (N=174) presentan marcas ocasionadas por la interacción con la pesca artesanal (Morteo *et al.*, 2017b) y que este porcentaje conforma una estimación mínima al representar únicamente a los tursiones sobrevivientes de dicha interacción (Fruet *et al.*, 2010).

#### 4.3.2 Variación en el contenido proximal y energético por tipo de presas y tipo de lance

Las presas potenciales y no potenciales del tursión tuvieron una composición proximal y un contenido energético similar, excepto durante la temporada de lluvias cuando el contenido promedio de energía fue significativamente mayor en presas potenciales. Considerando que durante esta temporada se registró una CPUE promedio por lance mayor (ver sección 4.1), es posible que la abundancia de alimento sea más alta debido al aporte de nutrientes y materia orgánica que pueden exportarse hacia la zona costera adyacente, aumentando su productividad (Morán-Silva *et al.*, 2005; Cruz-Escalona, 2005). Esto podría explicar el mayor nivel de interacción entre el tursión con la pesca artesanal y la mayor frecuencia de depredación observadas durante esta temporada (Tabla 4).

Otros factores como la sobreexplotación pesquera (Mehsen *et al.*, 2005; Fruet *et al.*, 2010; Milmann *et al.*, 2016) y el consecuente aumento en la competencia intraespecífica por alimento también podrían promover la interacción entre tursiones con la pesca artesanal. Estudios previos indican que durante las épocas de secas y lluvias se registra una alta fidelidad y residencia de tursiones en la zona de Alvarado (Morteo, 2011), así como un aumento relativo en el número de individuos visitantes (Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2017b). Por lo anterior, la competencia por presas entre tursiones residentes y visitantes puede ser mayor durante estas temporadas, ya que se ha documentado que algunos individuos (principalmente machos adultos) de conducta más curiosa y predatoria (Morteo, 2011; Morales, 2016; Morteo *et al.*, 2017), utilizan las redes agalleras como fuente alterna de alimento (Fruet *et al.*, 2010). Esto puede explicar la mayor frecuencia de tursiones extremadamente delgados (*i.e.*, emaciados) en esta zona durante la temporada de lluvias (Chávez-Martínez, 2014), lo cual puede atribuirse a la reducción en la abundancia y disponibilidad de sus presas (*e.g.*, Laporta *et al.*, 2016) durante las temporadas previas (*i.e.*, nortes y secas) y a la competencia por alimento con tursiones visitantes.

Es importante destacar que, a pesar de que las presas potenciales del tursión tuvieron un contenido energético mayor particularmente en la época de lluvias, contrario al patrón detectado al considerar todos los peces analizados (ver sección 4.3.1), la comparación tanto del contenido energético, como protéico de las presas capturadas fue significativamente superior en los lances sin interacción con delfines en las épocas de nortes y secas (ver sección 3.3.3.3). Es posible que los tursiones interactúen con los lances a pesar de su menor valor energético; esto se sustenta en que, si bien el tursión ha sido descrito como especie generalista y oportunista (Shane *et al.*, 1986; Reeves *et al.*, 2002; Mehsen *et al.*, 2005; Spitz *et al.*, 2010a; Spitz *et al.*, 2012; Rossman *et al.*, 2015a; Laporta *et al.*, 2016), también es bien sabido que esta especie puede llegar a especializarse como estrategia alimentaria o social (Chilvers y

Corkeron, 2001; McCabe *et al.*, 2010; Hernandez-Milian *et al.*, 2015; Rossman *et al.*, 2015a; 2015b; Milmann *et al.*, 2016).

Bajo estos argumentos y considerando que el número de delfines presentes en el área de estudio es relativamente constante, con excepción de los pulsos migratorios estacionales (Morteo *et al.*, 2017b), los resultados de este estudio parecen indicar que la productividad del sistema podría modular la frecuencia de interacción entre los tursiones que habitan la zona y la pesca artesanal local. Es decir, los cambios estacionales en la productividad concuerdan con la llegada de delfines visitantes (Morteo *et al.*, 2017b) y pueden inducir una conducta depredatoria hacia la pesquería (Morales, 2016). Esta conducta tendería a reducir la competencia intraespecífica con los tursiones residentes (Chávez-Martínez, 2014) y compensar las variaciones en la disponibilidad (Rechimont, 2015) y calidad de sus presas a lo largo del año. Sin embargo, dicha hipótesis deberá ser probada mediante datos que muestren diferencias en la composición de la dieta entre ambos grupos de tursiones (Hernandez-Milian *et al.*, 2015).

## Capítulo 5. Conclusiones

---

- ✓ La presente investigación permitió mejorar la comprensión sobre los factores relacionados con la interacción del tursión con la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz, encontrando que sólo la composición proximal y el contenido energético de las presas capturadas parecen estar relacionados con la probabilidad de interacción, particularmente durante las temporadas de secas y nortes, respectivamente. Además, se aportó una línea base sobre la composición isotópica, proximal y contenido energético, así como las posibles zonas de alimentación de las presas potenciales del tursión, la cual puede ser de utilidad en estudios posteriores sobre su ecología alimentaria en el área de estudio.
- ✓ Se caracterizó la captura (biomasa, riqueza, diversidad y CPUE) de la pesca artesanal agallera durante las tres temporadas climáticas y sólo se encontraron diferencias significativas para la CPUE, siendo la época de lluvias la que presentó los valores más elevados. Lo anterior probablemente se atribuye a una mayor disponibilidad de los recursos pesqueros condicionada por factores ambientales (*i.e.*, aumento en la descarga de agua continental), los cuales pueden propiciar la productividad primaria del área de estudio y con ello aumentar la abundancia de alimento para los peces.
- ✓ Contrario a lo planteado en la segunda hipótesis de trabajo, no se encontró que la riqueza, biomasa y CPUE de los lances en los que se detectó la interacción con tursiones fueran significativamente mayores a las registradas en los lances sin interacción, aunque los primeros se caracterizaron por presentar una biomasa y CPUE promedio mayores. Dado que estos resultados son distintos a lo reportado para otras zonas pesqueras, es posible que un mayor tamaño de muestra (*i.e.*, número de lances) permita determinar un efecto positivo o negativo del tursión sobre la riqueza, biomasa y CPUE de las capturas. Adicionalmente, se concluye que las interacciones entre el tursión y las pesquerías deben estudiarse tomando en cuenta las características del área de estudio, la técnica de pesca y la dinámica poblacional de este odontoceto.
- ✓ Considerando los datos de ambos periodos de estudio (*i.e.*, 2009-2010 y 2015-2016), se observó que la mayor frecuencia de depredación ocurrió durante la temporada de lluvias, lo cual coincidió con el aumento significativo de la CPUE. Asimismo, se encontró que la tasa de depredación estimada en esta investigación y la reportada para el área de estudio por Rechimont (2015) fueron similares (*i.e.*, 38.7% y 43.5%, respectivamente), pero superiores a las registradas en otras partes del mundo. Esto

pudo obedecer a diferencias en el uso de artes de pesca y a la abundancia relativa de los delfines en las zonas de pesca. Adicionalmente, el 60% de las especies depredadas en los lances (N=10) han sido documentadas como presas potenciales del tursi3n y de 3stas la m3s frecuentemente depredada durante esta investigaci3n fue *S. cavalla*, que constituy3 gran parte de la biomasa capturada en ambos periodos de estudio (*i.e.*, 2009-2010=12% del total y 2015-2016=39% del total).

- ✓ Al igual que en otras partes del mundo, las presas capturadas por la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, se alimentan en distintos h3bitats y ocupan niveles tr3ficos diferentes, seg3n lo indicado por sus valores de  $\delta^{15}\text{N}$  y  $\delta^{13}\text{C}$ . Adem3s, los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  de los peces capturados por la pesca artesanal fueron consistentes con la composici3n isot3pica de su h3bitat costero (*i.e.* zona de alimentaci3n), dadas las caracter3sticas de la zona de pesca y la zona de alimentaci3n de los tursiones. Este hallazgo apoy3 la tercera hip3tesis de trabajo. Dado lo anterior, tanto las presas potenciales como no potenciales del tursi3n son caracter3sticas de diferentes tipos de h3bitat (*i.e.*, estuarino, demersal, pel3gico y asociado a arrecifes), por lo que este odontoceto y sus presas pueden alimentarse en una gran variedad de h3bitats dentro del 3rea de estudio, tal como ha sido reportado en otras investigaciones.
- ✓ Con respecto a los valores de  $\delta^{15}\text{N}$  de las presas potenciales del tursi3n, no se encontr3 que estos fueran significativamente m3s elevados a los de las presas no potenciales. Sin embargo, se observ3 que los valores promedio de  $\delta^{15}\text{N}$  de las presas potenciales coincidieron con los reportados para otras presas de tursiones silvestres, y que dichos valores tuvieron una menor variaci3n en comparaci3n con los de las presas no potenciales (*i.e.*, rango absoluto de valores de 2.1‰ vs. 7.8‰). Esto podr3a sugerir que de las presas disponibles en redes agalleras los tursiones prefieren las de un nivel tr3fico espec3fico (*i.e.*, NT=3 a 4), por lo cual se recomienda determinar la composici3n isot3pica de los tursiones del 3rea de estudio y contrastarla con la de las presas (potenciales y no potenciales) para evaluar la existencia de tal especializaci3n en sus h3bitos alimentarios.
- ✓ No se detectaron diferencias significativas en los valores de  $\delta^{13}\text{C}$  entre tipos de presas, pero se observ3 que el intervalo de valores promedio para las presas potenciales fue m3s amplio que el de las no potenciales (*i.e.*, -25.03 a -16.65‰ vs. -19.71 a -16.11‰), indicando que el primer tipo de presas se alimenta de distintas fuentes de producci3n primaria (*e.g.*, fitoplancton y materia org3nica C<sub>3</sub> terrestre). Adicionalmente, el 60% de las presas potenciales (n=10) tuvieron una composici3n

isotópica de carbono más ligera en comparación con lo reportado para otras presas de tursiones silvestres.

- ✓ Se determinó el nivel trófico de 25 especies capturadas por la pesca artesanal agallera de Alvarado, Veracruz y, dado que no se encontraron diferencias significativas en el nivel trófico entre tipos de presas, ni entre tipos de lance, se considera que los tursiones de esta zona costera interactúan con las redes agalleras independientemente de la zona de alimentación y nivel trófico de las presas.
- ✓ Se determinó el contenido de lípidos y proteínas de las 25 especies capturadas en las redes agalleras, y con excepción de cinco especies, el resto presentaron valores consistentes con la literatura. Además, todas las especies contaron con un contenido de energía que cumple con los requerimientos energéticos del tursión ( $4-5.5 \text{ kJ g}^{-1}$ ).
- ✓ Considerando todos los peces analizados ( $N=123$ ), se detectó un patrón en el que su contenido de lípidos y energía disminuyó entre las temporadas de nortes y lluvias, mientras que el contenido de proteínas aumentó; sólo se encontraron diferencias significativas para este último componente durante la época de lluvias, lo cual coincidió con la observación de una mayor frecuencia de depredación en los lances. Aunado a lo anterior, durante la época de lluvias aumenta el número de tursiones visitantes y que a diferencia de los residentes tienden a interactuar más frecuentemente con la pesca artesanal, por lo que durante esta temporada las redes agalleras podrían representar una fuente predecible de alimento con un elevado contenido proteico.

## Literatura citada

---

- Adimey, N. M., Hudak, C. A., Powell, J. R., Bassos-Hull, K., Foley, A., Farmer, N. A., White, L. and Minch, K. 2014. Fishery gear interactions from stranded bottlenose dolphins, Florida manatees and sea turtles in Florida, USA. *Marine pollution bulletin*, 81(1), 103-115.
- Ardente, A. and Hill, R. 2015. The nutrient composition of the diet of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) is better assessed relative to metabolizable energy than dry matter. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 46 (2), 198-204.
- Arenas-Fuentes, V. y Jiménez-Badillo, L. 2004. La pesca en el golfo de México. Hacia mayores biomásas en explotación. En: Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra, E. (Comp.). Diagnóstico ambiental del golfo de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México. (pp. 757-772).
- AUNAP (Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca)-SEPEC (Servicio Estadístico Pesquero Colombiano). 2013. Análisis del censo pesquero de la actividad pesquera industrial y artesanal continental y marina de Colombia: convenio 0005 AUNAP-Universidad del Magdalena. Consultado el 17 de mayo de 2017, de: <http://sepec.aunap.gov.co/Home/BoletinesEstadisticos>
- Barros, N. B. and Odell, D. K. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. *The bottlenose dolphin*, 653, 309-328.
- Barros, N. B., & Wells, R. S. 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Journal of Mammalogy*, 79(3), 1045-1059.
- Beaudoin, C. P., Tonn, W. M., Prepas, E. E. and Wassenaar, L. I. 1999. Individual specialisation and trophic adaptability of northern pike (*Exos lucius*): an isotope and dietary analysis. *Oecologia*, 120, 386-396.
- Bearzi, G. 2002. Interactions between cetaceans and fisheries in the Mediterranean Sea. En: G. Notarbartolo di Sciara (Ed.). *Cetaceans of the Mediterranean and Black Seas: State of Knowledge and Conservation Strategies*. ACCOBAMS Secretariat. Monaco. (pp. 78-97).
- Bernard, J. B. and Allen, M. A. 1997. Feeding captive piscivorous animals: nutritional aspects of fish as food. *Nutrition Advisory Group Handbook*. Fact Sheet, 5.
- Bernard, J. B. and Ullrey, D. E. 1989. Evaluation of dietary husbandry of marine mammals at two major zoological parks. *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, 20(1), 45-52.
- Bigelow, K. A., Boggs, C. H. and He, X. I. 1999. Environmental effects on swordfish and blue shark catch rates in the US North Pacific longline fishery. *Fisheries Oceanography*, 8(3), 178-198.
- Biggs, D. C. 1992. Nutrients, plankton, and productivity in a warm-core ring in the western Gulf of Mexico. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 97(C2), 2143-2154.
- Bode, A., Carrera, P. and Lens, S. 2003. The pelagic foodweb in the upwelling ecosystem of Galicia (NW Spain) during spring: natural abundance of stable carbon and nitrogen isotopes. *ICES Journal of Marine Science*, 60(1), 11-22.

- Bowen, W. D. 1997. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, 158, 267-274.
- Bowen, W. D. and Iverson, S. J. 2013. Methods of estimating marine mammal diets: A review of validation experiments and sources of bias and uncertainty. *Marine Mammal Science*, 29(4), 719-754.
- Brotons, J. M., Grau, A. M. and Rendell, L. 2008. Estimating the impact of interactions between bottlenose dolphins and artisanal fisheries around the Balearic Islands. *Marine Mammal Science*, 24(1), 112-127.
- Broughton, R. E., Stewart, L. B. and Gold, J. R. 2002. Microsatellite variation suggests substantial gene flow between king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) in the western Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Fisheries Research*, 54(3), 305-316.
- Carrillo-Alejandro, P., Beléndez-Moreno, L. F. J., Quiroga-Brahms, C. et al. 2014. Plan de Manejo Pesquero del Sistema Lagunar de Alvarado, Veracruz. En: Instituto Nacional de Pesca (Ed.). *Sustentabilidad y pesca responsable en México. Evaluación y manejo*. Instituto Nacional de Pesca. México. (pp. 359-463).
- Casey, M. M. and Post, D. M. 2011. The problem of isotopic baseline: Reconstructing the diet and trophic position of fossil animals. *Earth-Science Reviews*, 106(1-2), 131-148.
- Chávez-Martínez, K. 2014. Evaluación visual de la condición corporal del tursión (*Tursiops truncatus*: Montagü, 1821) mediante Foto-identificación. Tesis de Licenciatura. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 107 pp.
- Cherel, Y., Koubbi, P., Giraldo, C., Penot, F., Tavernier, E., Moteki, M., Ozouf-Costaz, C., Causse, R., Chartier, A. and Hosie, G. 2011. Isotopic niches of fishes in coastal, neritic and oceanic waters off Adélie Land, Antarctica. *Polar Science*, 5(2), 286-297.
- Chilvers, B. L., & Corkeron, P. J. 2001. Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 268(1479), 1901-1905.
- CITES. 2010. Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora. Consultado el 14 de agosto de 2015, de: <https://www.cites.org/>
- Cohen, J. E., Pimm, S. L., Yodzis, P. and Saldaña, J. 1993. Body sizes of animal predators and animal prey in food webs. *Journal of Animal Ecology*, 62(1), 67-78.
- Collette, B. B. and C. E. Nauen. 1983. FAO species catalogue. Vol. 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date. FAO Fisheries Synopsis No. 125(2). Consultado el 19 de marzo de 2017, de: <http://www.fao.org/docrep/009/ac478e/ac478e00.htm>
- Committee on Taxonomy. 2016. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. Consultado el 18 de noviembre de 2016, de: <https://www.marinemammalscience.org/>
- CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuicultura y Pesca). 2013. Anuario estadístico de acuicultura y pesca. México.



- Connor, R. C., Wells, R., Mann, J. and A., Read. 2000. The bottlenose dolphin: social relationships in a fission-fusion society. En: J. Mann, R. Connor, P. Tyack y H. Whitehead (Ed.). *Cetacean Societies: Field studies of whales and dolphins*. University of Chicago Press. Chicago. (pp. 91-126).
- Contreras, E. F. 1985. *Lagunas Costeras Mexicanas*. Centro de Ecodesarrollo, Secretaria de Pesca. México.
- Corse, M., Glick-Bauer, M., Saul, B., & Dierenfeld, E. S. 1999. Nutrient composition of locally obtained native fishes (St. Catherine's Island Wildlife Survival Center, GA, USA) compared with fish commonly purchased for North American zoo feeding programs. In *Proceedings of the 3rd Nutrition Advisory Group Conference*, Columbus, Ohio.
- Cortez-Solís, J. P. 1992. Características bromatológicas de dieciséis especies hidrobiológicas de la Amazonia Peruana en época de creciente. *Folia Amazónica*, 4(1), 115-122.
- Cox, T. M., Read, A. J., Swanner, D., Urian, K. and Waples, D. 2003. Behavioral responses of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, to gillnets and acoustic alarms. *Biological Conservation*, 115(2), 203-212.
- Cruz-Escalona, V. 2005. Interdependencia ecotrófica entre Laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Tesis de Doctorado. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. 136 pp.
- Cubillos, S., Canales, M., Hernández, R., Bucarey, S., Vilugrón, L. y Miranda, A. 1998. Poder de pesca, esfuerzo de pesca y cambios estacionales e interanuales en la abundancia relativa de *Strangomera bentincki* y *Engraulis ringens* en el área frente a Talcahuano, Chile (1990-97). *Investigaciones marinas*, 26, 3-14.
- Dalzell, P. 1996. Catch rates, selectivity and yields of reef fishing. En: Polunin, N. V. C. and Roberts, C. M. (Eds.), *Reef fisheries*. Chapman & Hall, London. pp. 161-192.
- Das, K., Lepoint, G., Leroy, Y., & Bouquegneau, J. M. 2003. Marine mammals from the southern North Sea: feeding ecology data from delta C-13 and delta N-15 measurements. *Marine Ecology. Progress Series*, 263, 287-298.
- Davis, R. W., Fargion, G. S., May, N., Leming, T. D., Baumgartner, M., Evans, W. E., Hansen, L. J. and Mullin, K. 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the north-central and western Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science*, 14(3), 490-507.
- Davis, R. W., Ortega-Ortiz, J. G., Ribic, C. A., Evans, W. E., Biggs, D. C., Ressler, P. H., Cady, R. B., Leben, R. R., Mullin, K. D. and Würsig, B. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research I*, 49, 121-142.
- DeNiro, M. J. and Epstein, S. 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 42(5), 495-506.
- DeNiro, M. J. and Epstein, S. 1981. Influence of diet on the distribution of nitrogen isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 45(3), 341-351.
- Díaz-López, B. 2006. Interactions between Mediterranean bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and gillnets off Sardinia, Italy. *ICES Journal of Marine Science*, 63(5), 946-951.

- Dunsha, G., Barros, N. B., Berens-McCabe, E. J., Gales, N. J., Hindell, M. A., Jarman, S. N. and Wells, R. S. 2013. Stranded dolphin stomach contents represent the free-ranging population's diet. *Biology Letters*, 9, 20121036.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 1993. Manual de técnicas para laboratorio de nutrición de peces y crustáceos. Programa cooperativo gubernamental FAO-Italia. Documento de campo no 7. México.
- FAO (Food and Agriculture Organization). 2015. FAO Fisheries Glossary. Consultado el 18 de noviembre de 2015, de: <http://www.fao.org/faoterm/collection/fisheries/en/>
- Fernández, R., García-Tiscar, S., Santos, M. B., López, A., Martínez-Cedeira, J. a., Newton, J. and Pierce, G. J. 2011. Stable isotope analysis in two sympatric populations of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: Evidence of resource partitioning? *Marine Biology*, 158(5), 1043-1055.
- Fertl, D. and Leatherwood, S. 1997. Cetacean interactions with trawls: a preliminary review. *Journal of Northwest Atlantic Fishery Science*, 22, 219-248.
- Fertl, D. C. 1994. Occurrence, movements and behavior of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in association with the shrimp fishery of Galveston Bay, Texas. Doctoral dissertation. Texas A&M University. 116 pp.
- France, R. 1995. Stable nitrogen isotopes in fish: literature synthesis on the influence of ecotonal coupling. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 41(6), 737-742.
- France, R., Chandler, M. and Peters, R. 1998. Mapping trophic continua of benthic food-webs: body size- $\delta^{15}\text{N}$  relationships. *Marine Ecology-Progress Series*, 174, 301-306.
- Froese, R. and D. Pauly. Editors. 2017. FishBase. World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org), version (02/2017).
- Fruet, P. F., Kinas, P. G., da Silva, K. G., Di Tullio, J. C., Monteiro, D. S., Dalla Rosa, L., Estima, S. C. and Secchi, E. R. 2012. Temporal trends in mortality and effects of by-catch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(08), 1865-1876.
- Fulling, G. L., Mullin, K. D. and Hubard, C. W. 2003. Abundance and distribution of cetaceans in outer continental shelf waters of the U.S. Gulf of Mexico. National Marine Fisheries Service Scientific Publications Office, Seattle, WA, E.U.A. *Fishery Bulletin*, 101, 923-932.
- García, R. 1995. Presencia de toninas, *Tursiops truncatus* (Montagu 1821), en la zona de pesca de camarón de Alvarado, Ver., México (Cetácea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 47 pp.
- Gassman, J. y López, H. 2015. Variación de la abundancia de los recursos pesqueros en el parque nacional Laguna de Tacarigua, Venezuela. *Acta Biológica Venezolana*, 35(1), 11-25.
- Gold, J. R., Kristmundsdóttir, Á. Y. and Richardson, L. R. 1997. Mitochondrial DNA variation in king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) from the western Atlantic Ocean and Gulf of Mexico. *Marine Biology*, 129(2), 221-232.

- González, Á., Márquez, A., Senior, W. y Martínez, G. 2009. Contenido de grasa y proteína en *Pygocentrus cariba*, *Prochilodus mariae*, *Plagioscion squamosissimus*, *Piaractus brachipomus* e *Hypostomus plecostomus* en una laguna de inundación del orinoco medio. *Revista Científica*, 19(1), 15-21.
- Greenfield, H. and Southgate, D. A. T. 2006. Examen de los métodos de análisis. En: B. A. Burlingame and U.R. Charrondiere (Ed.). Datos de composición de alimentos "Obtención, gestión y utilización". FAO. Roma. (pp. 107-122).
- Gunter, G. 1942. Contributions to the natural history of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus* (Montague), on the Texas coast, with particular reference to food habits. *Journal of Mammalogy*, 23(3), 267-276.
- Hernández-Candelario I. 2009. Interacción del delfín costero *Tursiops truncatus* con embarcaciones y artes de pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. Tesis de Maestría. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, B.C. 105 pp.
- Hernandez-Milian, G., Berrow, S., Santos, M. B., Reid, D. and Rogan, E. 2015. Insights into the trophic ecology of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Irish waters. *Aquatic Mammals*, 41(2), 226-239.
- Hersh, S. L. and Duffield, D. A. 1990. Distinguishing between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. En: Leatherwood S. y R. R. Reeves (Ed.) *The bottlenose dolphin*. Academic Press. Cambridge. (pp. 489-514).
- Hislop, J. R. G., Harris, M. P. and Smith, J. G. M. 1991. Variation in the calorific value and total energy content of the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*) and other fish preyed on by seabirds. *Journal of Zoology*, 224(3), 501-517.
- Hobson, K. A. 1999. Tracing origins and migration of wildlife using stable isotopes: a review. *Oecologia*, 120(3), 314-326.
- Huss, H. H., Boerresen, T., Dalgaard, P., Gram, L. and Jensen, B. 1998. El pescado fresco: su calidad y cambios de su calidad. Consultado el 19 de marzo de 2017, de: <http://www.fao.org/docrep/v7180s/v7180s00.htm>
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 1995. Estadísticas históricas de México Tomo I. México.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Consultado el 14 de agosto de 2015, de: <http://www.iucnredlist.org/>
- Jennings, S., Pinnegar, J. K., Polunin, N. V. C. and Boon, T. W. 2001. Weak cross-species relationships between body size and trophic level belie powerful size-based trophic structuring in fish communities. *Journal of Animal Ecology*, 70(6), 934-944.
- Jiménez-Badillo, M. D. L., Pérez-España, H., Vargas-Hernández, J. M., Cortéz-Salinas, J. C. y Flores-Pineda, P. A. 2006. Catálogo de especies y artes de pesca del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad/Universidad Veracruzana. México.

- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.
- Kitts, D. D., Huynh, M. D., Hu, C. and Trites, A. W. 2004. Season variation in nutrient composition of Alaskan walleye pollock. *Canadian Journal of Zoology*, 82(9), 1408-1415.
- Krzynowek, J. and Murphy, J. 1987. Proximate composition, energy, fatty acid, sodium, and cholesterol content of finfish, shellfish, and their products. US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, National Marine Fisheries Service. Maryland.
- Laporta, P., Fruet, P. F., Siciliano, S., Flores, P. A. and Loureiro, J. D. 2016. Report of the Working Group on the Biology and Ecology of *Tursiops truncatus* in the Southwest Atlantic Ocean. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 11(1-2), 62-70.
- Lauriano, G., Caramanna, L., Scarno, M. and Andaloro, F. 2009. An overview of dolphin depredation in Italian artisanal fisheries. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(5), 921-929.
- Lauriano, G., Fortuna, C. M., Moltedo, G. and Notarbartolo di Sciara, G. 2004. Interactions between common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) and the artisanal fishery in Asinara Island National Park (Sardinia): assessment of catch damage and economic loss. *Journal of Cetacean Research and Management*, 6(2), 165-173.
- Layman, C. A., Winemiller, K. O., Arrington, D. A. and Jepsen, D. B. 2005) Body size and trophic position in a diverse tropical food web. *Ecology*, 86(9), 2530-2535.
- Lohrenz, S. E., Dagg, M. J. and Whitley, T. E. 1990. Enhanced primary production at the plume/oceanic interface of the Mississippi River. *Continental shelf research*, 10(7), 639-664.
- Lusseau, S. M., and Wing, S. R. 2006. Importance of local production versus pelagic subsidies in the diet of an isolated population of bottlenose dolphins *Tursiops* sp. *Marine Ecology Progress Series*, 321, 283-293.
- MacLeod, C. D., Santos, M. B., Lopez, A., & Pierce, G. J. 2006. Relative prey size consumption in toothed whales: implications for prey selection and level of specialization. *Marine Ecology Progress Series*, 326, 295-307.
- Magnan, P. and FitzGerald, G. J. 1984. Ontogenetic changes in diel activity, food habits and spatial distribution of juvenile and adult creek chub, *Semotilus atromaculatus*. *Environmental Biology of Fishes*, 11(4), 301-307.
- Martin, B. T., Heintz, R., Danner, E. M. and Nisbet, R. M. 2017. Integrating lipid storage into general representations of fish energetics. *Journal of Animal Ecology*. doi: 10.1111/1365-2656.12667.
- Martínez-Serrano, I. 2011. *Ámbito hogareño y composición grupal de toninas *Tursiops truncatus* en la zona norte-centro de Veracruz, México*. Tesis de Doctorado. Instituto de Neuroetología. Universidad Veracruzana. 181 pp.

- McCabe, E. J. B., Gannon, D. P., Barros, N. B., & Wells, R. S. 2010. Prey selection by resident common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *Marine biology*, 157(5), 931-942.
- McCutchan, J. H., Lewis, W. M., Kendall, C. and Mcgrath, C. C. 2003. Variation in Trophic Shift for Stable Isotope Ratios of Carbon, Nitrogen, and Sulfur. *Oikos*, 102(2), 378-390.
- Mead, J. G. and Potter, C. W. 1995. Recognizing two populations of the bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* off the Atlantic coast of North America: Morphological and ecological considerations. *IBI Reports*, 5, 31-44.
- Mehsen, M., Secchi, E. R., Fruet, P. and Di Tullio, J. 2005. Diet of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. Paper SC/57/SM09 presented to the International Whaling Commission Scientific Committee.
- Melville, A. J. and Connolly, R. M. 2003. Spatial analysis of stable isotope data to determine primary sources of nutrition for fish. *Oecologia*, 136(4), 499-507.
- Mendoza N, A. 1968. Consideraciones sobre la biología pesquera de la sierra, *Scomberomorus maculatus* (Mitchill), en el Estado de Veracruz. *Bios*. 1(2):11-22.
- Milmann, L., Danilewicz, D., Machado, R., Santos, R. A. D. and Ott, P. H. 2016. Feeding ecology of the common bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil: analyzing its prey and the potential overlap with fisheries. *Brazilian Journal of Oceanography*, 64(4), 415-422.
- Morales, R. N. 2016. Comportamiento de tursiones (*Tursiops truncatus*) en la interacción con la pesca artesanal en la costa central de Veracruz, México. Tesis de Maestría. Instituto de Neuroetología. Universidad Veracruzana. 96 pp.
- Morán-Silva, Á., Franco, L. A. M., Chávez-López, R., Franco-López, J., Bedia-Sanchez, C., Espinosa, C., ... and Peterson, M. S. 2005. Seasonal and spatial patterns in salinity, nutrients, and chlorophyll a in the Alvarado Lagoonal system, Veracruz, Mexico. *Gulf and Caribbean Research*, 17, 133-143.
- Morteo, E. 2011. Ecología social de los delfines *Tursiops truncatus* en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México. Tesis de Doctorado. Universidad Veracruzana. 129 pp.
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., Arceo-Briseño, P. y Abarca-Arenas, L.G. 2012. Spatial analyses of bottlenose dolphin-fisheries interactions reveal human avoidance off a productive lagoon in the western Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 92(8), 1893-1900.
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A. y Abarca-Arenas, L.G. 2014. Sexual segregation in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the south-western Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*, 40(4), 375-385.
- Morteo, E., Rocha-Olivares, A., Morteo, R. y Weller D.W. 2017a. Phenotypic variation in dorsal fin morphology of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Mexico. *PeerJ Preprints* 5:e2827v1. Consultado el 18 de marzo de 2017, de: <https://peerj.com/preprints/2827v2/>

- Morteo, E., Rocha-Olivares, A. y Abarca-Arenas, L.G. 2017b. Abundance, residency and potential hazards for coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off a productive lagoon in the Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*. ISSN: 1996-7292.
- Murray, J. and Burt. J. R. 2001. The composition of fish. Torry advisory note No. 38. Consultado el 15 de Agosto de 2016, de: <http://www.fao.org/wairdocs/tan/x5916e/x5916e00.htm#Contents>
- Naughton, S. P. and Saloman, C. H. 1981. Stomach contents of juveniles of king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) and Spanish mackerel (*S. maculatus*). *Northeast Gulf Science*, 5(1), 1-4.
- Niño-Torres, C. A., Urbán Ramírez, J. y Vidal, O. 2011. Mamíferos Marinos del golfo de California: Guía ilustrada. Publicación especial No. 2, Alianza WWF México-Telcel. México.
- Nyunja, J., Ntiba, M., Onyari, J., Mavuti, K., Soetaert, K. and Bouillon, S. 2009. Carbon sources supporting a diverse fish community in a tropical coastal ecosystem (Gazi Bay, Kenya). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83(3), 333-341.
- Northridge, S. P. 1984. World review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 251. FAO. Rome.
- Northridge, S. P. 1991. An updated world review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 251, Suppl. 1. FAO. Rome.
- Ortega-Ortiz, J. G., Delgado-Estrella, A. y Ortega-Argueta, A. 2004. Mamíferos marinos del golfo de México, estado actual del conocimiento y reconocimiento para su conservación. En: Caso, M., Pisanty, I. y Ezcurra, E. (Comp.). Diagnóstico ambiental del golfo de México. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, Instituto Nacional de Ecología. México. (pp. 137-162).
- Overman, N. C. and Parrish, D. L. 2001. Stable isotope composition of walleye:  $^{15}\text{N}$  accumulation with age and area-specific differences in  $\delta^{13}\text{C}$ . *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1253-1260.
- Pangle, K. L. and Sutton, T. M. 2005. Temporal changes in the relationship between condition indices and proximate composition of juvenile *Coregonus artedii*. *Journal of Fish Biology*, 66(4), 1060-1072.
- Párraga, D. P., Cubillos, L. A. y Correa-Ramirez, M. A. 2010. Variaciones espacio-temporales de la captura por unidad de esfuerzo en la pesquería artesanal costera del pargo rayado *Lutjanus synagris*, en el Caribe colombiano y su relación con variables ambientales. *Revista de biología marina y oceanografía*, 45(1), 77-88.
- Pennino, M. G., Rotta, A., Pierce, G. J. and Bellido, J. M. 2015. Interaction between bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and trammel nets in the Archipelago de La Maddalena, Italy. *Hydrobiologia*, 747(1), 69-82.
- Pérez-Jorge, S., Gomes, I., Hayes, K., Corti, G., Louzao, M., Genovart, M. & Oro, D. 2016. Effects of nature-based tourism and environmental drivers on the demography of a small dolphin population. *Biological Conservation*, 197:200-208.

- Pilling, G. M., Cotter, A. J. R. and Metcalfe, J. D. 2007. ICCAT FIELD MANUAL: Chapter 4. Data for Assessment and Research. En: ICCAT Publications (on-line), ICCAT Manual. pp. 1-90.
- Pombo, M., Denadai, M. R., Bessa, E., Santos, F. B., Faria, V. H. and Turra, A. 2014. The barred grunt *Conodon nobilis* (Perciformes: Haemulidae) in shallow areas of a tropical bight: spatial and temporal distribution, body growth and diet. *Helgoland marine research*, 68(2), 271-279.
- Post, D. M. 2002. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology*, 83(3), 703-718.
- Ramírez, C. S. y Rueda, M. 1999. Variación de la diversidad y abundancia de especies ícticas dominantes en el delta del río Magdalena, Colombia. *Revista de Biología Tropical*, 47(4), 1067-1079.
- Ramírez, R. T., Morteo, E. y Portilla, O. E. 2005. Basic aspect on the biology of the bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, in the Coast of Nautla, Veracruz. En: 16<sup>th</sup> Biennial Conference on Marine Mammal Biology, San Diego, CA, EEUU, 12-16 de diciembre. p. 230.
- Read, A. J., Waples, D. M., Urian, K. W. and Swanner, D. 2003. Fine-scale behaviour of bottlenose dolphins around gillnets. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 270 (Suppl.), S90-S92. doi: 10.1098/rsbl.2003.0021
- Rechimont, M. E. 2015. Evaluación de la depredación del delfín costero (*Tursiops truncatus*) sobre la pesquería artesanal en la costa central de Veracruz, México. Tesis de Maestría. Instituto de Ecología A.C. 59 pp.
- Reeves, R. R., Read, A. J. and di Sciara, G. N. (Eds.). 2001. Report of the Workshop on Interactions between Dolphins and Fisheries in the Mediterranean: Evaluation of Mitigation Alternatives. ICRAM. Rome.
- Reeves, R. R., Stewartt, B. S., Clapham, P. J. , Powell, J. A. and Folkens, P. A. 2002. Guide to marine mammals of the world. National Audubon Society. New York.
- Rocklin, D., Santoni, M. C., Culioli, J. M., Tomasini, J. A., Pelletier, D. and Mouillot, D. 2009. Changes in the catch composition of artisanal fisheries attributable to dolphin depredation in a Mediterranean marine reserve. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 66, 699-707.
- Rossmann, S., Berens-McCabe, E., Barros, N. B., Gandhi, H., Ostrom, P. H., Stricker, C. A. and Wells, R. S. 2015a. Foraging habits in a generalist predator: Sex and age influence habitat selection and resource use among bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *Marine Mammal Science*, 31(1), 155-168.
- Rossmann, S., Ostrom, P. H., Stolen, M., Barros, N. B., Gandhi, H., Stricker, C. A. and Wells, R. S. 2015b. Individual specialization in the foraging habits of female bottlenose dolphins living in a trophically diverse and habitat rich estuary. *Oecologia*, 178, 415-425.
- RSIS. (2003). Ficha Informativa de los Humedales de Ramsar (FIR). Sistema Lagunar Alvarado. Consultado el 15 de agosto de 2015, de: <https://rsis.ramsar.org/RISapp/files/RISrep/MX1355RIS.pdf>.
- Ruíz-Hernández, I. A. 2014. Desplazamientos de toninas (*Tursiops truncatus*) en la costa central de Veracruz, México. Tesis de Licenciatura. Universidad Veracruzana. 60 pp.

- Santos, M. B., Fernández, R., López, A., Martínez, J. A. and Pierce, G. J. 2007. Variability in the diet of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Galician waters, north-western Spain, 1990-2005. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, 231-241.
- Scharf, F. S., Juanes, F. and Rountree, R. A. 2000. Predator size-prey size relationships of marine fish predators: interspecific variation and effects of ontogeny and body size on trophic-niche breadth. *Marine Ecology Progress Series*, 208, 229-248.
- Schielke, E. G. and Post, D. M. 2010. Size matters: comparing stable isotope ratios of tissue plugs and whole organisms. *Limnology and Oceanography: Methods*, 8(7), 348-351.
- SEDAR (SouthEast Data, Assessment, and Review). Sierra y Peto del Golfo de México. Consultado el 18 de marzo de 2017, de: <http://sedarweb.org/>
- SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. Norma Oficial Mexicana NOM-059-SEMARNAT-2010, Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial de la Federación. México.
- Shane, S. H., Wells, R. S. and Würsig, B. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: A review. *Marine Mammal Science*, 2(1), 34-63.
- Sholto-Douglas, A. D., Field, J. G., James, A. G. and van der Merwe, N. J. 1991.  $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$  isotope ratios in the Southern Benguela Ecosystem: indicators of food web relationships among different size-classes of plankton and pelagic fish; differences between fish muscle and bone collagen tissues. *Marine Ecology Progress Series*, 78, 23-31.
- Simenstad, C. A. and Wissmar, R. C. 1985.  $\delta^{13}\text{C}$  evidence of the origins and fates of organic carbon in estuarine and nearshore food webs. *Marine Ecology Progress Series*, 22, 141-152.
- Slifka, K. A., Wells, R. S., Ardente, A. J. and Crissey, S. 2013. Comparative diet analysis of fish species commonly consumed by managed and free-ranging bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *The Internet Journal of Veterinary Medicine*, 10(1), 1-6.
- Sotiropoulos, M. A., Tonn, W. M. and Wassenaar, L. I. 2004. Effects of lipid extraction on stable carbon and nitrogen isotope analyses of fish tissues: potential consequences for food web studies. *Ecology of Fresh Waters Fish*, 13(3), 155-160.
- Spitz, J., Mourocq, E., Leauté, J.-P., Quéro, J.-C., and Ridoux, V. 2010a. Prey selection by the common dolphin: Fulfilling high energy requirements with high quality food. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 390(2), 73-77.
- Spitz, J., Mourocq, E., Schoen, V., & Ridoux, V. 2010b. Proximate composition and energy content of forage species from the Bay of Biscay: high-or low-quality food?. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, 67(5), 909-915.
- Spitz, J., Trites, A. W., Becquet, V., and Brind'Amour, A. 2012. Cost of living dictates what whales, dolphins and porpoises eat: the importance of prey quality on predator foraging strategies. *PloS One*, 7(11), 1-7.
- Sumich, J. L. 1992. An introduction to the biology of marine life. WCB Publishers. Dubuque, Iowa.



- Sutherland, D. F. and Fable, W. A. 1980. Results of a king mackerel (*Scomberomorus cavalla*) and Atlantic Spanish mackerel (*Scomberomorus maculatus*) migration study, 1975-79. NOAA Tech. Memo Mar 1980. 24 p.
- Tinker, M. T., Mangel, M. and Estes, J. A. 2009. Learning to be different: acquired skills, social learning, frequency dependence, and environmental variation can cause behaviourally mediated foraging specializations. *Evolutionary Ecology Research*, 11, 841-869.
- Torres, L. G., Rosel, P. E., D'Agrosa, C. and Read, A. J. 2003. Improving management of overlapping bottlenose dolphin ecotypes through spatial analysis and genetics. *Marine Mammal Science*, 19(3), 502-514.
- Trudel, M., Tucker, S., Morris, J.F.T., Higgs, D. a. and Welch, D.W. 2005. Indicators of energetic status in juvenile coho salmon and Chinook salmon. *North American Journal of Fisheries Management*, 25, 374-390.
- True, F. W. 1891. Observations on the life history of the bottlenose porpoise. Consultado el 18 de noviembre de 2015, de: <http://hdl.handle.net/2027/hvd.32044107330425>
- Urbán, R. J. y Guerrero-Ruiz, M. 2008. Ficha técnica de *Tursiops truncatus*. En: Urbán R., J. (Comp.). Conocimiento biológico de las especies de mamíferos marinos, incluidas en la Norma Oficial Mexicana-059-SEMARNAT-2001. Universidad Autónoma de Baja California Sur. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto No. CK009. México. Consultado el 18 de noviembre de 2015, de: <http://www.conabio.gob.mx/conocimiento/ise/fichasnom/Tursiopstruncatus00.pdf>
- Valeiras, J. y Abad, E. 2006. Capítulo 2.1.10.4: Carita lucio. En: ICCAT Publicaciones (en línea), Manual de ICCAT. pp. 233-241.
- Valeiras, J. y Abad, E. 2006. Capítulo 2.1.10.6: Carita atlántico. En: ICCAT Publicaciones (en línea), Manual de ICCAT. pp. 251-258.
- Vander Zanden, M. J., Shuter, B. J., Lester, N. P. and Rasmussen, J. B. 2000. Within -and among-population variation in the trophic position of a pelagic predator, lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(4), 725-731.
- Vidal, O., Van Waerebeek, K. and Findley, L. T. 1994. Cetaceans and gillnet fisheries in Mexico, Central America and the wider Caribbean: a preliminary review. Report of the International Whaling Commission (Special issue 15), 221-233. doi: 10.13140/RG.2.2.31459.76326
- Vizzini, S. and Mazzola, A. 2002. Stable carbon and nitrogen ratios in the sand smelt from a Mediterranean coastal area: feeding habits and effect of season and size. *Journal of fish biology*, 60(6), 1498-1510.
- Vizzini, S. and Mazzola, A. 2003. Seasonal variations in the stable carbon and nitrogen isotope ratios ( $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$  and  $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) of primary producers and consumers in a western Mediterranean coastal lagoon. *Marine Biology*, 142(5), 1009-1018.
- Vollenweider, J. J., Heintz, R. A., Schaufler, L. and Bradshaw, R. 2011. Seasonal cycles in whole-body proximate composition and energy content of forage fish vary with water depth. *Marine biology*, 158(2), 413-427.

- Webster, C. D. y Lim, C. (Eds.). 2002. Nutrient requirements and feeding of finfish for aquaculture. Cabi Publishing. New York.
- Wells, R. S., Boness, D. J. and Rathbun, G. B. 1999. Behavior. En: Reynolds, J. E. III and Rommel, S. A. (Ed.). Biology of Marine Mammals. Smithsonian Institution Press. Washington, DC. (pp. 324-422).
- Wells, R. y Scott, M. 2002. Bottlenose dolphins. *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*. En: Perrin, W., B. Würsig y J. Thewissen (Ed.). Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press. San Diego, CA. (pp. 122-128).
- Werner, E. E. and Gilliam, J. F. 1984. The ontogenetic niche and species interactions in size-structured populations. Annual Review of Ecology and Systematics, 15, 393-425.
- Zavala-González, A., Urbán-Ramírez, J. and Esquivel-Macías, C. 1994. A note on artisanal fisheries interactions with small cetaceans in Mexico. Report of the International Whaling Commission (Special issue 15), 235-237.

