



Universidad Veracruzana

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

Región Xalapa

Maestría en Biología Integrativa

Predicción del tamaño poblacional de tursiones
(*Tursiops truncatus*) en aguas costeras de
Alvarado, Veracruz, México

Tesis para obtener el grado de Maestra en
Biología Integrativa

Presenta:

Biól. Cinthia Nayeli Cerdán Gómez

Director:

Dr. Eduardo Morteo Ortiz

Junio de 2022

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”



Universidad Veracruzana

Instituto de Investigaciones Biológicas
Región Xalapa

Maestría en Biología Integrativa

Predicción del tamaño poblacional de tursiones
(*Tursiops truncatus*), en aguas costeras de
Alvarado, Veracruz, México

Tesis para obtener el grado de Maestra en
Biología Integrativa

Presenta:
Biól. Cinthia Nayeli Cerdán Gómez

Director:
Dr. Eduardo Morteo Ortiz

Asesor: Dr. Christian Alejandro Delfín Alfonso
Asesor: Dr. Jaime Bolaños Jiménez



*A cualquier lugar que vayas
el mar será tu guía.
En las dunas,
en los rascacielos,
en las eternidades y multitudes.
Hay mares que nunca te olvidan;
a pesar de la distancia
te buscan,
en otra pieles,
en otra barcas.*

Mara García®

Dedicatoria

A mis padres, José Benito y Guadalupe, por enseñarme a navegar en este mar llamado vida y siempre ser el puerto que me recibe con los brazos abiertos.

A mi hermana, por ser la ola y la brisa que acompaña mi vida.

A Domitila Lada, Alfredo Marín y Ernesto Cerdán†, por ser la arena en donde me enseñaron a caminar y que siempre me mantuvo firme.



Y a ti, pequeño Santiago, que me conviertes en el faro de tu vida y que llegas para ser el capitán de la mía...

Sepan que ustedes son, mi mayor inspiración.

Agradecimientos

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca otorgada con número (CVU): 1057971, así como al financiamiento del 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 y a todas las instituciones que financiaron los proyectos para la colecta de datos, que permitió la realización de esta investigación.

Al posgrado de Biología Integrativa del Instituto de Investigaciones Biológicas de la Universidad Veracruzana, al personal administrativo, coordinadores y al plan docente por el apoyo brindado a lo largo de mi formación profesional.

A mi comité tutorial: Dr. Eduardo Morteo Ortiz y Dr. Christian A. Delfín Alfonso por la confianza, impulso, paciencia, amistad, dedicación y apoyo brindado desde el día uno en este proceso; gracias por cada una de las pláticas y asesorías durante las buenas, malas y peores situaciones. Asimismo al Dr. Jaime Bolaños Jiménez por la aportación de datos y críticas estadísticas para este trabajo de investigación. Sin ustedes, este trabajo no hubiera sido posible, muchísimas gracias por todo el apoyo incondicional.

Al comité revisor: Dr. Luis Abarca Arenas, Dra. Rosalba León Díaz, Dra. Nataly Castelblanco Martínez, Dr. Arturo González Zamora y Dr. Javier Bello Pineda por cada una de las observaciones y críticas para la mejora y enriquecimiento de este trabajo de investigación.

Al Laboratorio de Mamíferos Marinos (LabMMar, IIB-ICIMAP) por el apoyo brindado durante este trabajo. A Chucho y su familia por cada una de las navegaciones realizadas y mostrarnos su vida en el mar. A la Dra. Isabel Hernández Candelario por las revisiones a este trabajo, por las horas compartidas en el laboratorio y las nuevas experiencias y conocimientos con los mamíferos marinos de Veracruz. Gracias por la amistad forjada y por compartir conmigo las intensas jornadas de varamientos y necropsias.

Al L.E Israel Huesca Domínguez por el apoyo incondicional con los modelos ARIMA y aprender junto conmigo la función biológica-estadística de este y mucho trabajos más en el mundo de los pequeños cetáceos. Gracias a ti y tu familia por la amistad, las comidas, el techo y paciencia durante todos los días de trabajo.

A la Dra. Nallely Rodríguez Santiago por todo el apoyo brindado en este camino, por compartir las jornadas de trabajo y enseñarme tanto de zoología, muestras y necropsias. Gracias por compartir hasta las madrugadas de intenso trabajo en el laboratorio; pero sobre todo, por brindarme tú amistad.

Al M. en B.I. Gerardo Aburto Vásquez por ser mi compañero y amigo en este camino llamado “maestría pandémica” y compartir junto con Israel viejas y nuevas etapas

en nuestras vidas. A L.A Bárbara López Ríos y M. I. A. José Luis Llaguno, muchas gracias por los momentos gratos, por la amistad, las risas y las tasas de café.

A la Dra. Jazmín Cobos Silva, a las maestras Amelly Ramos Díaz, Mari Jose Escobar Lazcano, María de Lourdes Robledo Catalina y al biólogo Yair Iván Martínez Murrieta, por ser más que amigos. Ustedes lo saben todo, “la gente de mar quiere bonito, manada+1”.

A todos y cada uno de mis amigos dentro y fuera de este ámbito, que siempre estuvieron a mi lado impulsándome y motivándome durante este proceso. A las personas que partieron a otra vida[†], sepan que aunque no pudimos despedirnos son fundamentales en mi vida, que les quiero, les abrazo y les extraño... Algún día nos volveremos a ver.

A mis padres, a mi hermana, a mis abuelos, tíos, primos y sobrinos por ser siempre el faro que ilumina mi hogar y me abraza aún en la tempestad. ¡Les amo!.

A Hachi, Loki, Hunter y Sullivan por ser los pequeños pelitos que me acompañan en esta pequeña vida.

Y por último, a ti; por cada kilómetros nuevo recorrido, por la calma y los huracanes, porque me diste lo más bonito de mi vida, *Ilakech Alakech*...

***“Una vez que la tormenta termine no recordarás como lo lograste, como sobreviviste.
Ni siquiera estarás seguro si la tormenta ha terminado realmente.
Pero una cosa sí es segura, cuando salgas de esa tormenta no serás la misma persona
que entró en ella. De eso se trata esta tormenta”.***

-Haruki Murakami-

Índice

Agradecimientos	3
Índice	3
Resumen	10
I. Introducción	11
II. Planteamiento del problema	12
III. Antecedentes	13
III.I. Importancia del estudio de las interacciones humano-delfín	13
III.II. Importancia del estudio de la ecología poblacional.....	14
III.III. Modelos de captura-marcado-recaptura	16
III.IV. Estimación de parámetros poblacionales a través de modelos estadísticos	17
III.V. Ecología poblacional de tursiones	19
III.VI. Ecología poblacional de tursiones en el Golfo de México.....	21
IV. Hipótesis	24
V. Objetivos	24
V.I. Objetivo general	24
V.II. Objetivos particulares.....	24
VI. Material y método	25
VI.I. Descripción de la especie.....	25
VI.II. Descripción del área de estudio.....	26
VI.III. Trabajo de campo	28
VI.IV. Análisis de foto-identificación.....	29
VI.V. Análisis de foto-identificación mediante Flukebook.....	30
VI.VI. Abundancia relativa (AR).....	33
VI.VII. Abundancia absoluta (AAb)	33
VI.VIII. Índice de distintividad.....	34
VI.IX. Predicción de parámetros poblacionales (ARIMA)	35
VI.X. Tipos de modelos de series de tiempo	37
VI.XI. Funciones de autocorrelación (ACF).....	37
VI.XII. Funciones de autocorrelación parcial (PACF).....	37
VI.XIII. Correlograma	38
VI.XIV. Modelos de series de tiempo estacionarias.....	38
VI.XV. Modelos de series de tiempo no estacionarias.....	39
VI.XVI. Modelo Box-Jenkins.....	40
VI.XVII. Prueba de bondad de ajuste (PBA).....	43

VI.XVIII. Función AUTO.ARIMA	44
VI.XIX. Análisis retrospectivos de las series de tiempo	44
VI.XX. Modelo para pronósticos con muestras pequeñas.....	45
VII. Resultados.....	45
VII.I. Esfuerzo	45
VII.II. Análisis fotográfico (Foto-identificación)	46
VII.III. Abundancia relativa (AR)	47
VII.IV. Foto-identificación.....	51
VII.V. Abundancia absoluta (AAb)	52
VII.VI. Proyección de parámetros poblacionales (Modelación ARIMA).....	56
VIII. Discusión.....	65
VIII.I. Esfuerzo de muestreo.....	65
VIII.II. Análisis de foto-identificación.....	66
VIII.III. Abundancia relativa (AR)	68
VIII.III. Foto-identificación y abundancia absoluta (AAb)	71
VIII.IV. Proyecciones de abundancia absoluta (AAb)	74
IX. Conclusiones.....	79
X. Recomendaciones	80
Referencias.....	81

Índice de figuras

Figura 1. Ejemplar de <i>Tursiops truncatus</i> (Tomado de: Jefferson et al., 2015).....	25
Figura 2. Localización de la zona costera y des embocadura del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz.	26
Figura 3. Diagrama ombrotérmico de la ciudad de Alvarado, Veracruz (datos tomados de Climate-Data.org, promedios de 1999 a 2019, procesados a través de ECMWF y del Servicio de Cambio Climático de Copernicus).....	27
Figura 4. Proceso de aprendizaje automático de Flukebook para la identificación de tursiones mediante la aplicación de múltiples etapas y combinaciones de modelos y algoritmos de aprendizaje automático para la identificación individual. Tomado de: Blount et al. (2018).	32
Figura 5. Identificación de <i>Tursiops truncatus</i> por el borde posterior de la aleta dorsal con el algoritmo CurvRank de Flukebook. Tomado de: Blount et al. (2019).	32
Figura 6. Estructura de la hoja de cálculo compatible con Flukebook para el análisis masivo de foto-identificación. Tomado de: Blount et al. (2018).....	33
Figura 7. Ejemplo de las modificaciones realizadas a la base de datos de foto-identificación de tursiones del LabMMar. Color verde: corrección de identificación del individuo; color morado: corrección del nombre de la fotografía; color azul: número correcto de cuadro fotográfico y color naranja total de individuos dentro del cuadro fotográfico y su edad..	47

Índice de tablas

Tabla 1. Registro anual de navegaciones y avistamientos (\bar{x}) de <i>Tursiops truncatus</i> en aguas costeras de Alvarado, Veracruz.	46
Tabla 2. Fotografías totales con relación a los años de estudio.....	46
Tabla 3. Total de fotografías e individuos identificados en relación con la calidad de las fotografías	47
Tabla 4. Modelos ARIMA propuestos para la proyección de datos faltantes de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (* modelo propuesto a partir de la observación del comportamiento de los datos, **modelo propuesto bajo la función de <i>auto.arima()</i>).	60
Tabla 5. Evaluación de supuestos de los modelos mejor ajustados para la proyección de de datos faltantes de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.	60
Tabla 6. Pronóstico de la estimaciones de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz para el mes de octubre de 2003 bajo el método de promedio fijo y Error Cuadrático Medio (ECM).	63
Tabla 7. Resultados de abundancia relativa (AR) de tursiones en aguas costeras varias localidades del estado de Veracruz (n=navegaciones),	69

Índice de gráficos

Gráfico 1. Mediana de abundancia relativa mensual de tursiones (línea continua) y rango intercuartílico (25-75%; línea discontinua) para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) (N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	48
Gráfico 2. Mediana mensual general de la abundancia relativa ($\text{ind} \cdot \text{h}^{-1}$) para tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010, ($\chi^2=8.55$; $g.l.=11$; $P=0.66$, N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	49
Gráfico 3. Comparación de abundancia relativa (AR) de tursiones entre temporadas climáticas para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=2.53$, $g.l.=2$, $P=0.28$, N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	49
Gráfico 4. Promedio y desviación estándar (\pm DE) de la abundancia relativa (AR) de tursiones por temporadas climáticas para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) (N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	50
Gráfico 5. Medianas anuales (línea horizontal) de abundancia relativa (AR) de tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=14.10$, $g.l.=6$, $P=0.02$, N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos.....	50
Gráfico 6. Curva de descubrimiento de tursiones, número de individuos nuevos y foto-identificados para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) (N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	51
Gráfico 7. Mediana mensual de las abundancias absolutas (AAb) (Jolly-Seber) y rango intercuartílico (25-75%;) de tursiones foto-identificados obtenidos mediante el índice de “distintividad” para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costera de Alvarado, Veracruz.....	52
Gráfico 8. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) (Jolly-Seber) de tursiones foto-identificados entre temporadas climáticas en los años de muestreo (2002-2003, 2006-2010) ($F=6.12$, $g.l.=2$, $P=0.04$, N= 269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).....	53
Gráfico 9. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) de tursiones foto-identificados durante los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($F=21.41$ $g.l.=6$, $P=0.001$, N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos, y puntos: valores extremos).	53
Gráfico 10. Mediana mensual de la abundancia absoluta (AAb) de tursiones (Jolly-Seber) foto-identificados (barra negra) y AAb total (marcados y no marcados; barra blanca) obtenidos mediante el índice de "distintividad" para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	54
Gráfico 11. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones entre temporadas climáticas para los	

años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=4.84$, g.l. = 2, $P=0.08$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).....	55
Gráfico 12. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=17.36$, g.l. = 6, $P=0.008$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).....	55
Gráfico 13. Correlación de las estimaciones de abundancia absoluta (AAb) de tursiones foto-identificados y AAb total (marcados y no marcados) para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado Veracruz.	56
Gráfico 14. Serie de tiempo con datos originales de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) mensual de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.	57
Gráfico 15. Serie de tiempo con datos imputados mediante el filtro Kalman (puntos en color rojo) de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) mensual de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	58
Gráfico 16. Función de autocorrelación (AR(1) o $p=1$) para la serie de tiempo con datos imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.....	59
Gráfico 17. Función de autocorrelación parcial MA(1) o $q=1$ para la serie de tiempo con datos imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones marcados para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado.....	59
Gráfico 18. Evaluación de los supuestos para el modelo ARIMA (1,1,0) propuesto a partir de los datos de la serie de tiempo con valores imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones marcados para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado.	61
Gráfico 19. Proyección prospectiva de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) para los años 2010-2011 (15 meses) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo ARIMA(1,0,0), con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% azul y gris claro).	62
Gráfico 20. Proyección retrospectiva de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) para los años 2005-2006 (15 meses) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo ARIMA(2,0,0), con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% (azul y gris claro).....	63
Gráfico 21. Proyección de abundancia absoluta (AAb) total para los años 2002-2003 y 2006-2010 de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (pronóstico para	

octubre 2003, proyección retrospectiva para febrero 2005-abril 2006 y proyección prospectiva para julio 2010-septiembre 2011); en donde, línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo, con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% (azul y gris claro)..... 64

Índice de anexos

Anexo 1. Escala Beaufor para medir la intensidad del viento (Tomado de: http://www.semar.gob.mx).....	92
Anexo 2. Valores de AAb de la población marcada de <i>Tursiops truncatus</i> según el pronóstico bajo la modelación ARIMA(1,1,1) con intervalos de confianza (IC).....	93

Resumen

Las interacciones entre mamíferos marinos y humanos han aumentado durante las últimas décadas a nivel mundial, y las del delfín *Tursiops truncatus* son reportadas comúnmente, ya que al ser depredadores tope comparten especies con la pesca, principalmente la artesanal. La sobrepesca suele incrementar aún más estas interacciones, como se ha observado en la población tursiones de aguas costeras de Alvarado, y aunque ha sido monitoreada desde 2002, esta población aún cuenta con vacíos de información. Por tal motivo, este proyecto consiste en la primera aproximación sobre la proyección (pasada y futura) de la abundancia relativa (AR) y absoluta (AAb) de los tursiones de esta zona, a través de series tiempo con la modelación ARIMA. Durante 2002-2003 y 2006-2010 se realizaron 95 navegaciones de foto-identificación, obteniendo una AR de 3.55 delfines h⁻¹ de navegación para 2002-2003 y 6.15 delfines h⁻¹ para 2006-2010. No se encontraron diferencias significativas por temporadas ni meses de muestreo, pero sí por años, particularmente debido a ajustes metodológicos. Las estimaciones de AAb variaron entre 1 y 99 individuos, sin diferencias entre meses de muestreo, pero sí entre temporadas ($F=6.12$, $g.l.=2$, $P=0.04$) y años de muestreo ($F=21.41$ $g.l.=6$, $P=0.001$).

Se usó un índice de distintividad para calcular el número total de individuos (marcados y no marcados) resultando entre 3 y 127 delfines por día ($\bar{x}=52 \pm 25$); aunque las estimaciones fueron altamente variables, no mostraron diferencias entre meses ($\chi^2=11.83$, $g.l.=11$, $P=0.37$) y temporadas ($\chi^2=4.84$, $g.l.=2$, $P=0.08$). El análisis de correlación mostró alta asociación entre las abundancias de tursiones marcados y la población total (marcados y no marcados); por consiguiente, las proyecciones de abundancia se realizaron con valores de AAb total. La modelación ARIMA(1,1,0) para 2010-2011, indicó una predicción estable sobre los 95 individuos con poca variación, pero con incertidumbre creciente; por otro lado, la ejemplificación del análisis retrospectivo (ARIMA(2,0,0)) para 2005-2006 mostró una tendencia ascendente de AAb, con valores bajos en los primeros meses de 2005. Estas proyecciones reafirman que la población se mantiene en un equilibrio dinámico gracias al comportamiento migratorio estacional de los tursiones.

Palabras clave: Pronóstico, fluctuaciones, series fragmentadas, promedio fijo.

I. Introducción

El crecimiento poblacional, la contaminación y el aumento de las actividades en la zona costera están teniendo efectos nocivos en los ecosistemas marinos, que ponen en riesgo el bienestar y sobrevivencia de muchas especies (Jackson et al., 2001; Madden, 2004); entre ellas se encuentra la tonina, delfín nariz de botella o tursión (*Tursiops truncatus*, Montagu 1821) que posiblemente es el delfín más conocido y estudiado en el mundo (Wells y Scott, 2018) y del cual, en países en vías de desarrollo como México, aún se desconocen aspectos básicos sobre la biología y ecología de muchas de sus poblaciones (Jackson et al., 2001; Delgado-Estrella, 2002; Morteo, 2011).

Dentro de la dinámica de cualquier especie de vertebrado, los individuos pueden reproducirse, morir, migrar e inmigrar, cambiando el tamaño y la composición de las poblaciones (Royama, 2021), por lo que resulta necesario realizar estudios enfocados a diversos parámetros poblacionales para mantener actualizado el conocimiento sobre su abundancia, mortalidad, migraciones y las fluctuaciones que tienen a través del tiempo, especialmente en especies protegidas (NOM-059-SEMARNAT-2010) y/o consideradas como elementos clave de sus ecosistemas (Jackson et al., 2001; Bateman et al., 2018).

Por lo anteriormente descrito, la dinámica poblacional de las especies gregarias (ya sean grupos estables o flexibles) como los delfines, se sustenta en la comprensión de los procesos demográficos y cómo se combinan para producir dinámicas a nivel poblacional (Al-Khafaji et al., 2009). Cabe recalcar que la estructura demográfica de la población depende de la misma población y de su historia natural, así como del tamaño actual y de las condiciones de su hábitat (Coulson et al., 2001); por ello, la cuantificación de la abundancia, fluctuaciones climáticas y demográficas son un desafío persistente en la ecología (Coulson et al., 2001).

Una de las técnicas más empleadas para generar estimaciones de parámetros poblacionales son los estudios de captura-marcado-recaptura (CMR) (Royle et al., 2013; MacKenzie et al., 2017), y un punto de partida para comprender estos parámetros es la combinación de modelos simples de dinámica con modelos de tasas demográficas para vincular los patrones de la historia de vida y comportamientos de la dinámica de la población (Bateman et al., 2012, 2018). Adicionalmente, la estimación de estos parámetros

es componente integral de la información necesaria para mitigar los impactos humanos a largo plazo en los cetáceos (Hooker et al., 1999; Hastie et al., 2003) y aunque algunas poblaciones de tursiones estén monitoreadas constantemente, facilitando la información sobre la abundancia y dinámica poblacional, existen algunos casos como el de la población de tursiones en la zona costera de Alvarado, Veracruz, que cuenta con intervalos en los que no se tienen datos sobre su ecología poblacional (Morteo et al., 2017; Morteo et al., 2019; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Por ello, resulta importante dirigir estudios de modelado estadístico e interpolación a partir del método CMR para determinar qué tan probable es que la dinámica poblacional en estos años de vacío de información cambie en comparación con los años en los que sí se cuenta con datos de dichos parámetros.

II. Planteamiento del problema

El tursión es una especie de mamífero marino que actualmente se encuentra protegida a nivel internacional por la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (CONVEMAR) (DOALOS, 1982), el Convenio sobre la Diversidad Biológica (CDB, 1992), y por el Protocolo relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres especialmente Protegidas (SPAW, 2019) del Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino en la Región del Gran Caribe (Convenio de Cartagena); adicionalmente, la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES) la cataloga como no amenazada (CITES, 2008); en tanto a la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) se encuentra como una especie catalogada de menor preocupación, debido a su abundancia y distribución cosmopolita (IUCN, 2006). Por otra parte, en México la NOM-059-SEMARNAT-2010 la clasifica como sujeta a Protección Especial (SEMARNAT, 2010), ya que diversos factores antrópicos negativos pueden comprometer sus poblaciones; por ejemplo, al alterar su comportamiento, distribución, uso de hábitat y con ello sus interacciones sociales (Wrangham, 1974).

Descrita técnicamente desde 1993 (García-Loredo, 1995), la población de tursiones de la zona costera de Alvarado ha sido monitoreada sistemáticamente desde el año 2002 hasta la actualidad (Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo, 2011; García-Vital, 2012; Morteo et al., 2012, 2014; Tenorio-Osorio, 2015; Chávez-Martínez, 2017; Morteo et al., 2017;

Rechimont et al., 2018; Ronzón-Contreras, 2018; Aguilar-Badillo, 2019; Morales-Rincón et al., 2019; Morteo et al., 2019); sin embargo, existen intervalos entre los años 2004-2005 y 2011-2015 en los que no se cuenta con parámetros de la dinámica poblacional, quedando pendientes algunos aspectos generales sobre la tendencia poblacional de estos individuos. Por tal motivo, dar continuidad a los estudios sobre la evaluación de la abundancia, residencia, migración y mortalidad, permitirá entender y predecir patrones en la población y determinar si las tendencias continúan, además de identificar los factores que determinan sus variaciones en el tiempo.

Sin embargo, una de las dificultades que conlleva realizar predicciones sobre algún parámetro poblacional, es la exigencia del cumplimiento minucioso de los supuestos de las diversas técnicas estadísticas y de análisis, así como el número de muestreos consecutivos y la presencias/ausencia de datos. Por consiguiente, este proyecto de investigación consiste en una aproximación a las proyecciones retrospectivas y prospectivas de la población de tursiones en las aguas costeras de Alvarado. En este sentido, surge el siguiente cuestionamiento: ¿Qué tan probable es que los parámetros poblacionales (e.g., abundancia, mortalidad, migración temporal) de los tursiones sean iguales en los años con datos (2002-2003, 2006-2010) que en aquellos años (2004-2005, 2011) en los que no se cuentan con información?

III. Antecedentes

III.I. Importancia del estudio de las interacciones humano-delfín

A lo largo de la historia, el ser humano se ha relacionado con los animales de distintas maneras, entre las que destaca la utilización de la fauna como fuente de alimento, animales de trabajo, mascotas e incluso actividades recreativas (Curtin, 2009). Sin embargo, este tipo de interacciones depende de la importancia y valores que los humanos le atribuimos a los animales, estableciendo con ello un sentimiento de pertenencia con el todo, recordándonos que todo está estrechamente interconectado manteniendo un equilibrio en la vida (Anderson, 1998; Vining, 2003).

En este sentido, el tursión es una de las especies marinas que interactúa en gran medida con los humanos, conllevando a implicaciones de diversos tipos (ecológicas,

biológicas, de conservación, éticas, económicas, políticas y legales) (Fraga et al., 2015). Por tal motivo, tanto la importancia ecológica como económica de las especies marinas, han generado la necesidad de realizar estudios en vida libre no sólo para conocer sobre estas especies, sino para generar conciencia sobre las consecuencias que estas actividades conllevan y cómo impactan a sus poblaciones (Nowacek et al., 2001; Coello et al., 2012).

Cabe señalar que los tursiones son individuos que comparten especies presa con las actividades pesqueras, lo que causa competencia entre ambos (Gallo-Reynoso, 2003; Plancay y Botterworth, 2009). Esta situación se ha registrado en casi todas las áreas pesqueras de la FAO (Northridge, 1991; Chávez-Martínez, 2017), donde el término interacción se define como “la observación simultánea de mamíferos marinos y artes de pesca dentro de un radio determinado” (Lauriano et al., 2004; Morteo et al., 2012; Chávez-Martínez, 2017; Rechimont et al., 2018; Morales-Rincón et al., 2019) y que adicionalmente se ha convertido en uno de los mayores problemas de conservación marina a nivel mundial (Reeves et al., 2003).

Por ello, es vital reconocer que el constante aumento de la sobrepesca, derivado de la creciente poblacional humana, ha llevado a la degradación de algunos ecosistemas marinos, reduciendo las zonas prioritarias de alimentación, reclutamiento y las áreas de protección para algunas especies (Jackson et al., 2001; Rechimont et al., 2018). También se ha detectado el declive poblacional de especies importantes como los tiburones, rayas, tortugas y mamíferos marinos, que fungen como especies centinela y que al ser depredadores tope juegan un papel importante dentro de sus ecosistemas, aportando información sobre las condiciones del hábitat que ocupan (Coello et al., 2012).

III.II. Importancia del estudio de la ecología poblacional

La ecología poblacional se refiere al estudio de factores como la distribución y la abundancia poblacional en donde se estudia la dinámica, estructura, funcionamiento e incertidumbre en el tiempo (Thorbjarnarson, 1989; Timpane-Padgham et al., 2017), además de los diversos procesos que los influyen, que a su vez dependen de características ambientales como la temperatura, salinidad y pH del agua, entre otros (Kushlan y Mazzotti, 1989; Thorbjarnarson, 1989, Hernández-Hurtado et al., 2011).

La teoría de poblaciones ecológicas reconoce que la dinámica que da forma a la distribución y abundancia de las especies opera en dos escalas espaciales: poblaciones locales y poblaciones naturales (Andrewartha y Birch, 1954). En poblaciones locales, la inmigración y emigración son los principales impulsores de la dinámica poblacional, provocando que estas se vuelvan vulnerables en escalas cortas de tiempo (Camus y Lima, 2002). Aunado a esto, este tipo de población ha desempeñado un papel fundamental en la ecología poblacional moderna al proporcionar las bases para la teoría de la metapoblación (Camus y Lima, 2002). Sin embargo, en escalas espaciales más grandes, la inmigración y emigración reorganizan a los individuos entre las poblaciones locales y no contribuyen a los cambios en el número general de individuos a lo largo del tiempo (Rushing et al., 2016). Por tanto, la dinámica poblacional natural se rige principalmente por los procesos de nacimientos y muertes, y contribuye en la comprensión de los procesos ecológicos (variación espacial y temporal de las tasas demográficas); asimismo, forma la base para comprender las causas de la disminución de las poblaciones y con ello priorizar las estrategias de conservación (Hughes, Daily y Ehrlich, 1997; Ceballos y Ehrlich, 2002).

Es necesario reconocer que la delimitación de las poblaciones demográficas a grandes escalas puede ser difícil (Camus y Lima, 2002), y la mayor aproximación a dicha delimitación está dirigida a los estudios de la genética de poblaciones (Hartl y Clark, 1997); sin embargo, estos únicamente se definen por la capacidad de los individuos a compartir genes (Waples y Gaggiotti, 2006), por lo que no refleja el paradigma de población ecológica.

Actualmente, uno de los métodos para establecer límites ecológicos y procesos demográficos es determinar el área de estudio (Berryman, 2002) y utilizar muestreos a largo plazo para cuantificar el grado de variación de la tendencia y abundancia poblacional para contribuir a la estructura y dinámica poblacional (Rushing et al., 2016). En este sentido, la estimación de las tasas demográficas y sus tendencias poblacionales son primordiales en el contexto del análisis de la viabilidad de la población (Beissinger y Westphal, 1998) que, a largo plazo, proporcionarán información sobre las causas y consecuencias de dichas variaciones temporales (Grosbois et al., 2008). Adicionalmente, las fluctuaciones temporales en las tasas demográficas también pueden servir como

indicadores de la dinámica de recursos y del estado de los ecosistemas (Hooker y Gerber, 2004).

III.III. Modelos de captura-marcado-recaptura

El objetivo de los modelos captura-marcado-recaptura (CMR) es estudiar las características demográficas de una población animal con base en el reconocimiento individual de los animales (Baillargeon y Rivers, 2007); estas técnicas se emplean con frecuencia en las estimaciones de los parámetros poblacionales de los cetáceos y permiten identificar a los individuos que componen distintas poblaciones (Urian et al., 2015), este modelo consiste en tres pasos básicos: 1) tomar una muestra aleatoria de la población; 2) marcar a los individuos miembros de la muestra mediante algún método y dejarlos libres; y 3) tomar muestras aleatorias consecutivas de la misma población y evaluar la proporción de individuos marcados y recapturados en cada ocasión de muestreo para que, mediante simulaciones estadísticas, se puedan estimar los parámetros poblacionales (Nichols, 1992; White, 2008).

En cetáceos, uno de los métodos CMR más utilizados para medir parámetros poblacionales es el de foto-identificación (Würsig y Jefferson, 1990; Urian et al., 2015), el cual se basa en la habilidad de identificar a los individuos a través de marcas naturales permanentes, tales como cicatrices, mutilaciones o incluso patrones de coloración (Defran et al., 1990; Lockyer y Morris, 1990; Würsig y Jefferson, 1990; Whitehead y Dufault, 1999). A su vez, la implementación de esta técnica permite realizar estudios sobre el uso de hábitat, migraciones, residencia y fidelidad al sitio, distribución, abundancia y estructura social (Wells y Scott, 1999, 2018). Cabe mencionar que no todos los individuos de una población cuentan con alguna marca para identificarlos, por tanto, muchos modelos estadísticos solo producen estimaciones sobre el número de individuos identificados; sin embargo, mediante el cálculo de la tasa de marcados es posible estimar la abundancia total de la población (Williams et al., 2002; Morteo, 2011; Freitas y Simão, 2012).

III.IV. Estimación de parámetros poblacionales a través de modelos estadísticos

Por lo general, predecir el futuro de las poblaciones marinas resulta complejo, pues depende de factores no controlables (Hilborn, 1987), aunado a que las distintas especies muestran diferentes patrones de ocurrencia temporal que dependen de sus necesidades, como la disponibilidad de recursos dentro del ecosistema, que funge como uno de los factores que estimula los movimientos de los individuos (Lusseau et al., 2004). En este sentido, se han desarrollado teorías y métodos que se han convertido en herramientas imprescindibles para la estimación, comparación y predicción de las poblaciones naturales de fauna (Sánchez-López et al., 2013) en donde se encuentran métodos como la regresión, métodos multivariados y series temporales (Sánchez-López et al., 2013)

Bajo este criterio, los modelos estadísticos basados en las series de se encuentran entre los métodos más utilizados para realizar predicciones sobre alguna variable (Hilborn, 1987; Stergiou, 1989) y una de sus limitantes radica en la escasez de datos para analizar el problema (Sánchez-López et al., 2013). Este tipo de modelos ha sido aplicado, principalmente, en las ciencias de la salud, ya que estos han probado, ser efectivos en las predicciones (Peña, 2014).

Por otra parte, dentro de la rama agropecuaria, se ha hecho uso de estos modelos para realizar pronósticos de condiciones agroclimáticas y de situación comercial de las empresas, teniendo en cuenta a su vez el análisis del mercado (Sánchez-López et al., 2013). En cuanto al sector económico y financiero, los datos ajustados a las series temporales suelen ser variados y utilizados normalmente para evaluar el comportamiento de las ventas de alguna empresa o simplemente para evaluar el comportamiento de los índices de precio de un país o de algún tipo de producto, pero en general, este tipo de modelo estadístico puede utilizarse en cualquier área (Sánchez-López et al., 2013, Peña, 2014; Cárdenas, 2019).

Una serie temporal es una secuencia de N observaciones (datos) ordenadas cronológicamente sobre alguna característica (serie univariante) o varias características (serie multivariante) de una unidad observable en diferentes momentos (Box y Jenkins, 1976); en este sentido, la modelación bajo el criterio de ARIMA (Autoregressive Integrate

Moving Average) es uno de los métodos modernos de predicción más sofisticados para la modelación estadística de series de tiempo con tendencia y estacionalidad (Peña, 2014). Asimismo, esta modelación permite representar la forma simple de diversos fenómenos reales al ajustar alguna función apropiada a las observaciones pasadas de algún proceso, para posteriormente realizar alguna interpolación y poder tener alguna estimación sobre el comportamiento de las variables evaluadas (Box y Jenkins, 1976; Pajuelo y Lorenzo, 1995). Es por ello que este tipo de modelo tiene como uno de sus objetivos principales, explicar y prever el comportamiento de una variable a lo largo del tiempo, ya que muchos de los fenómenos que dependen del tiempo pueden describirse con base en componentes fundamentales como la tendencia y la estacionalidad (Box y Jenkins, 1976); Pajuelo y Lorenzo, 1995).

Cabe mencionar que los modelos ARIMA, que han sido utilizados satisfactoriamente para describir pesquerías dependen sustancialmente de la biología y comportamiento de las especies; mostrándose como una metodología válida para predecir el comportamiento de pesquerías a corto plazo (Stergiou, 1991). Por ejemplo, las proyecciones realizadas con este mismo método para la captura de pesca de pulpo en Yucatán han pronosticado tendencias bajas de captura para algunas de las temporadas evaluadas, en donde se destaca que dichas proyecciones son afectadas por procesos de reclutamiento y factores ambientales a los que está expuesta la especie, además de que éste declive tiende a reflejarse rápidamente en las estadísticas pesqueras debido a que son especies con un ciclo de vida corto (Cabrera et al., 2008). Por tal motivo, las proyecciones a futuro bajo el modelado de ARIMA dentro del aspecto ecológico y demográfico dependen en gran medida de diversos factores (e.g. comportamiento, distribución, alimento, etc.) (Stergiou, 1991).

Adicionalmente, este tipo de modelo estadístico también ha sido una alternativa para datos procedentes de embarcaciones comerciales en donde existen vacíos de datos probablemente debido a la pérdida de los registros de información tomados en las embarcaciones (Morales-Herrera, 2015). En este sentido, los valores faltantes son imputados para que a través de las funciones de ARIMA se permitan hacer las estimaciones deseadas de las series temporales con vacío de datos (Box y Jenkins, 1976).

Es necesario señalar que, no obstante, el principal inconveniente que presenta este tipo de modelos estadísticos radica en su propio fundamento, ya que al estar basados en hechos pasados y aprender de la propia historia para realizar predicciones, éstas serán acertadas en la medida en que los factores que determinan la evolución de las variables sigan actuando del mismo modo y no sean alterados de forma notoria, surgiendo de ahí la condición en el estudio (Stergiou, 1991). Por consiguiente, el uso de esta herramienta se considera de utilidad en este estudio, pues se pretende encontrar un modelo que una las variables elegidas, como la abundancia absoluta, para generar una primera aproximación a la descripción y predicción matemática de un posible patrón de presencia de los tursiones en aguas de Alvarado, Veracruz para años en los cuales no se cuentan con parámetros poblacionales.

III.V. Ecología poblacional de tursiones

Los tursiones son una especie cosmopolita que cumple un papel fundamental dentro de sus hábitats (Fleischer. 2002). Debido a su abundancia, distribución y su función como depredador tope, son moduladores de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas que habitan y de sus presas potenciales (Katona y Whitehead, 1998). Asimismo, fungen como indicadores del estado de “salud” del ecosistema, esto debido a que bioacumulan los contaminantes de los niveles tróficos inferiores (Katona y Whitehead, 1998).

Muchos de sus individuos suelen presentar movimientos restringidos y pueden constituir comunidades relativamente cerradas (Bearzi et al., 2008). En algunos casos, estos permanecen en ciertas zonas por periodos variables, constituyendo así núcleos de individuos “residentes” (Ballance, 1990; Morteo et al., 2004; Morteo, 2011; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Cabe mencionar que, la residencia es un aspecto variable entre poblaciones e individuos que no necesariamente implica la permanencia definitiva de un individuo en un espacio dado, sino la existencia de desplazamientos delimitados que reflejan una mayor frecuencia de avistamientos en un zona dada, además de presentar un menor grado de migración fuera de dicha área (Morteo et al., 2012, 2014; Zepeda-Borja, 2017). Por otra parte, los patrones de movimiento individual de los tursiones comúnmente se asocian con características específicas de su hábitat, aunque también están influenciados

por su estado reproductivo, sexo y edad (Wells, 1999; Lusseau, 2005; Morteo et al., 2004; Morteo, 2011; Morteo et al., 2014).

Por otra parte, debe considerarse que esta especie tiene dos ecotipos diferenciados por características morfológicas, fisiológicas y genéticas, además de alimentarias y por ello su distribución es fundamentalmente distinta (Hersh y Duffield, 1990; Harzen, 1998). El ecotipo costero suele presentar agrupaciones pequeñas (<25 individuos), migraciones estacionales, residencia periódica y ámbito hogareño anual; por otra parte, el ecotipo oceánico, al encontrarse en grupos grandes, presenta ámbitos hogareños amplios y una baja fidelidad al sitio (Shane et al., 1986; Defran y Weller, 1999; Delgado, 2002; Martínez-Serrano et al., 2011).

En general, los tursiones presentan una organización social de fusión-fisión que consiste en el intercambio de individuos entre diferentes grupos, por lo que el tamaño y composición del grupo varían constantemente (Connor et al., 2000; Chilvers y Corkeron, 2001). De igual manera, su dinámica poblacional depende de su edad, sexo, estado reproductivo, relaciones parentales y el propio comportamiento de los grupos (Wells y Scott, 2002; García-Vital et al., 2015; LaFauci, 2017). Aunado a esto, la variación de los patrones poblacionales de los tursiones también está asociada a los cambios oceanográficos y estacionales que modifican las características del hábitat y por ende la disponibilidad de alimento en el sitio (Defran y Weller, 1999; Pardo et al., 2013); este último, es un factor importante ya que regula la distribución de los cetáceos (Zepeda-Borja, 2017). Diversos autores (Ballance, 1992; Morteo, 2002; Mellink y Orozco-Carrillo, 2006; Valencia-Patiño et al., 2008; Guevara-Aguirre y Gallo-Reynoso, 2015) han determinado que bahías semi-protegidas, lagunas costeras y desembocaduras de ríos son zonas en donde los tursiones tienden a congregarse debido a la disponibilidad de alimento y, por tal motivo, se puede obtener una mayor frecuencia de avistamientos y de comportamientos alimenticios.

Por otra parte, la abundancia, residencia, fidelidad al sitio, comportamiento y distribución, son algunos de los parámetros poblacionales que se ven afectados en gran manera por amenazas de origen antrópico, como el hostigamiento de los pescadores, colisión e interacción con embarcaciones y artes de pesca (Hammond et al., 2012). Como se mencionó anteriormente, estas interacciones se han catalogado generalmente como

antagónicas, ocasionando que la percepción sobre los delfines sea negativa, clasificándola como especie “problema”, provocando con ello que en algunos casos las capturen, maten o dañen de alguna manera (Morteo et al., 2012; Rechimont et al., 2018; Arias-Zapata, 2019; Morales-Rincón et al., 2019), lo que podría comprometer el estado de sus poblaciones.

III.VI. Ecología poblacional de tursiones en el Golfo de México

En el Golfo de México (GDM) y las costas del estado de Veracruz, se han registrado diversos estudios enfocados en la ecología y patrones de movilidad y densidad de tursiones (e.g., Martínez-Serrano et al., 2011; Morteo, 2011; Morteo et al., 2012, 2014, 2017; Chávez-Martínez, 2017; Rechimont et al., 2018; Morales-Rincón et al., 2019; Bolaños-Jiménez et al., 2021). En este sentido, se ha reportado que los patrones de movimientos de la poblaciones de estos organismos suelen asociarse con las variaciones ambientales (García-Vital et al., 2015; Morteo et al., 2014; Defran et al., 2015; Morteo et al., 2017). Sin embargo, en esta misma zona se ha determinado que tanto la distribución, abundancia y residencia se deben principalmente a la alta disponibilidad de alimento.

La cercanía a desembocaduras de ríos, sistemas lagunares y zonas arrecifales comúnmente registran alta presencia de *T. truncatus*; sin embargo, aquí también es donde ocurre la mayoría de las actividades de pesca artesanal dado que los peces encuentran alimento, protección ante depredadores y/o refugio (Martínez-Serrano et al., 2011; Morteo et al., 2012). En general, los estudios sobre interacciones con humanos muestran que tanto pescadores como delfines tienden a evitarse dada la competencia por los recursos y comúnmente solo co-ocurren e interactúan en zonas específicas (Martínez-Serrano et al., 2011; Morteo et al., 2012).

Se ha considerado a *Tursiops truncatus* como una especie bio-indicadora dentro del GDM, especialmente en la zona norte del estado de Veracruz, debido a que se encuentra bajo presión principalmente por las actividades pesqueras y petroleras que representan gran impacto económico para esta región (Serrano et al., 2007; Valdes-Arellanes et al., 2011).

Dentro del GDM existen diversos tipos de hábitat que condicionan la presencia y permanencia de los tursiones, tales como el Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano (PNSAV) donde la abundancia relativa (AR) estimada (1.23 ind h^{-1}) refleja un

bajo uso del área (para los años 2006-2007 según Hernández-Candelario et al., 2015), en comparación con estudios previos de la misma duración (2 años) en otros sitios como la laguna de Tamiahua (4.8 ind h^{-1}) (Heckel, 1992; Schramm, 1993). Es importante mencionar que la configuración geomorfológica de estas zonas es distinta (islas arrecifales vs. laguna costera), y debido a la distancia entre ambas, los cambios ambientales no son sincrónicos, lo cual trae consigo variaciones en la aportación de nutrientes relacionados con la biomasa y la producción pesquera (Morteo et al., 2019). En el estudio realizado por Escobar-Lazcano (2019) se reportó que los tursiones invierten más tiempo en la alimentación dentro de la zona contigua de la desembocadura del río Jamapa (PNSAV) generando ligeros aumentos en la abundancia de delfines durante la temporada de lluvias (Zavala-Hidalgo et al., 2006; Salas-Pérez et al., 2007).

Aunado a esto y a los diversos estudios realizados en la parte central del GDM, la población de tursiones de las aguas costeras de Alvarado ha sido monitoreadas desde 1993, donde inicialmente se determinó una abundancia relativa de 2.26 ind h^{-1} (García-Loredo, 1995). Por otro lado Del Castillo-Olvera (2010), calculó en la misma zona una abundancia relativa dos veces mayor (4.69 ind h^{-1}); cabe mencionar que estos datos se consideran subestimaciones debido a la aplicación no estandarizada de los métodos de campo. Por ello, Morteo (2011) realizó estimaciones sistemáticas para la misma zona de estudio, obteniendo valores de AR (8.1 ind h^{-1}) y de abundancia absoluta (106 ± 25) representativos en la escala temporal, con una tendencia relativamente estable, que sugiere el uso continuo de esta zona por los tursiones.

Aguilar-Badillo (2019), mencionó que los valores de abundancia relativa para esta zona no son distintos de otras poblaciones de tursiones en el GDM (Heckel, 1992; Schramm, 1993; Delgado-Estrella, 1996, 2002; Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo, 2011). Sin embargo, existen evidencias de cambios significativos en la AR mensual de los tursiones de esta zona (durante 2002-2003, 2006-2010), lo cual puede estar relacionado con los ciclos ambientales y migraciones de sus presas (Bolaños-Jiménez et al., 2021).

En cuanto a la abundancia absoluta, García-Loredo (1995) estimó 5.2 ± 3.5 delfines en el área, valor considerado muy por debajo del tamaño real de la población, debido a una muy baja tasa de eficiencia fotográfica (9%). Por otro lado, en la misma zona, Del Castillo-

Olvera (2010) calculó una abundancia absoluta promedio de 65 ± 40 delfines, la cual también se consideró una subestimación debido a su baja tasa de eficiencia fotográfica (31%). Posteriormente, Morteo et al. (2017) y Bolaños-Jiménez et al. (2021), usando distintos modelos para poblaciones abiertas (Jolly-Seber y POPAN, respectivamente) calcularon valores promedio para esta población, los cuales fueron temporalmente muy estables y variaron alrededor de los 120 individuos. Dicha estabilidad dinámica se atribuye a un posible efecto de capacidad de carga en la población; sin embargo, la estimación de Bolaños-Jiménez et al. (2021) presenta mayor precisión (dado que usa una corrección temporal por la tasa de capturabilidad) y además no considera animales transitorios, por lo que no es directamente comparable con la estimación de Morteo et al. (2017).

IV. Hipótesis

Las condiciones climatológicas y oceanográficas que caracterizan a la zona costera de Alvarado, Veracruz, tienen una demarcación bien establecida por temporadas climáticas (nortes, lluvias y secas). Sin embargo, dichas temporadas no influyen en la abundancia de los tursiones (*Tursiops truncatus*) manteniendo un nivel consistente a lo largo del tiempo, por lo tanto se considera que:

1. No existen diferencias significativas en la estimación de las abundancias (relativa y absoluta) de delfines en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz entre temporadas climáticas, meses y años de muestreo.

Por consiguiente, con el uso de algoritmos especializados en la modelación de parámetros poblacionales, será posible predecir con un alto grado de confiabilidad la abundancia para los intervalos de años sin datos (i.e., 2001, 2004-2005 y 2011) en el área de estudio.

V. Objetivos

V.I. Objetivo general

Determinar y predecir la abundancia de *Tursiops truncatus* en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México.

V.II. Objetivos particulares

1. Elaboración del análisis fotográfico del catálogo digital de *Tursiops truncatus* de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz mediante la plataforma Flukebook.
2. Evaluar la abundancia relativa, abundancia absoluta (foto-identificados) y abundancia absoluta total (marcados y no marcados) de *Tursiops truncatus* en la zona de estudio por mes, año y temporada climática.
3. Imputar datos faltantes de abundancia de los tursiones dentro del periodo de muestro (2002-2003, 2006-2010).
4. Predecir y proyectar mediante modelos ARIMA la abundancia absoluta de los tursiones para años consecutivos sin datos.

VI. Material y método

VI.I. Descripción de la especie

El delfín nariz de botella, tursión o tonina (*Tursiops truncatus*) es una de las especies de cetáceos más estudiados alrededor del mundo (Wells y Scott, 2018) y, al ser un depredador tope (e.g., uno de los últimos receptores del flujo de energía) funge como un indicativo de la productividad de un ecosistema, reflejando el estado de los eslabones anteriores (Kelly, 1983).

Esta especie de delfín, suele ser de color gris y en la parte ventral presenta una coloración clara mientras que las partes laterales de su cuerpo, muestra ligeras marcas lineales (Jefferson et al., 2015). Su rostro es corto, ancho y redondo, por ello recibe el nombre de nariz de botella (Retureta-Delgado, 2014). Puede llegar a medir de dos a casi cuatro metros de longitud y pesar hasta 650 kg en etapa adulta. El tamaño corporal de los tursiones tiene una relación inversamente proporcional a la temperatura del agua, esto quiere decir que, entre más baja sea la temperatura del agua, más grande será su cuerpo (Cockroft y Ross, 1990; Reynolds et al., 2000) (Figura 1).

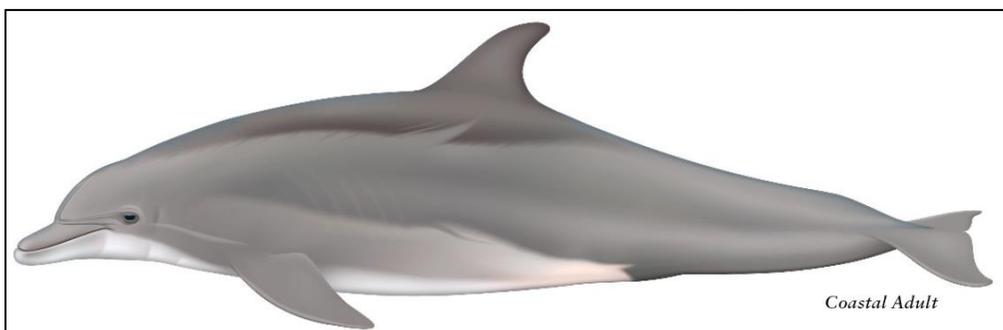


Figura 1. Ejemplar de *Tursiops truncatus* (Tomado de: Jefferson et al., 2015).

Es una especie considerada cosmopolita, ya que se distribuye en casi todos los océanos (Leatherwood y Reeves, 1983; Capella y Gibbons, 2008; Wells y Scott, 2018). Su distribución depende de diversos factores físico-ambientales, como la temperatura superficial del mar, la profundidad del agua y el flujo de las mareas; asimismo, sigue las migraciones de las presas potenciales de las cuales se alimenta y suele ser susceptible a los distintos niveles y tipos de actividades humanas (Hernández-Candelario, 2009; Guevara-Aguirre y Gallo-Reynoso, 2015). Principalmente, esta especie se distribuye en zonas donde

la productividad primaria es alta, como la desembocadura de los ríos y lagunas costeras (Cubero-Pardo, 2007; Martínez-Serrano et al., 2011; Morteo 2011) y suelen ser depredadores oportunistas (Vollmer y Rosel, 2013). Debido al patrón de movimientos y asociaciones que presenta, los tursiones se pueden encontrar tanto en altamar como en aguas costeras (Hersh y Duffield, 1990), considerando dos ecotipos en su especie (oceánicos y costeros) (Jefferson et al., 2015).

VI.II. Descripción del área de estudio

Las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, se encuentran ubicadas en el suroeste del Golfo de México entre los meridianos 18°42'00" y 18°65'00" N y los paralelos 95°39'00" y 95°39'00" O, y se ubican en la desembocadura del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) con el que se comunican directamente (Figura 2).

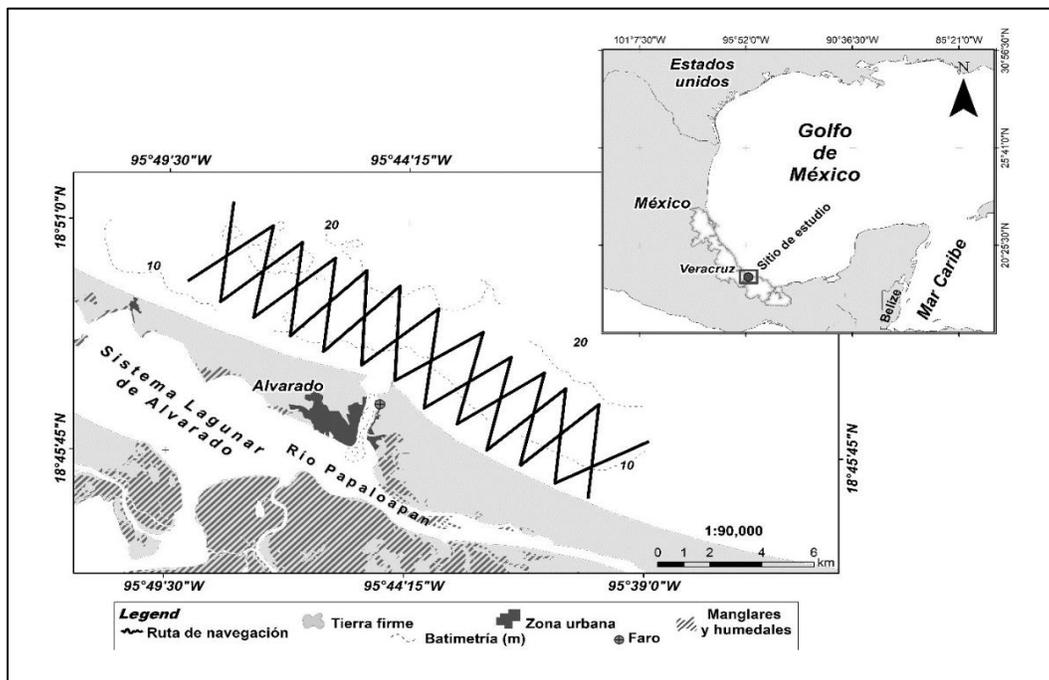


Figura 2. Localización de la zona costera y des embocadura del Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz.

El clima de esta región es cálido-húmedo con un temperatura media anual de 26°C (García, 1973) y el patrón de los vientos determina bien la variabilidad estacional (Pérez-España y Vargas-Hernández, 2008) por lo que de otoño a invierno (noviembre a febrero) el gradiente térmico genera vientos del Norte o frentes fríos a lo largo de todo el estado, ocasionando

con ello la temporada de “nortes”. En la temporada de “secas” (marzo a junio) el gradiente térmico se invierte y forma vientos del sur llamados “suradas”. La temporada de “lluvias” ocurre en verano, cuando el cambio de la dirección del viento se debe a la transición de nortes o suradas a nortes, formando corrientes superficiales relativamente perpendiculares a la línea de la costa (Figura 3) (Tunnell, 1988; Zavala-Hidalgo et al., 2003; Pérez-España y Vargas-Hernández, 2008; Hernández-Candelario, 2009).

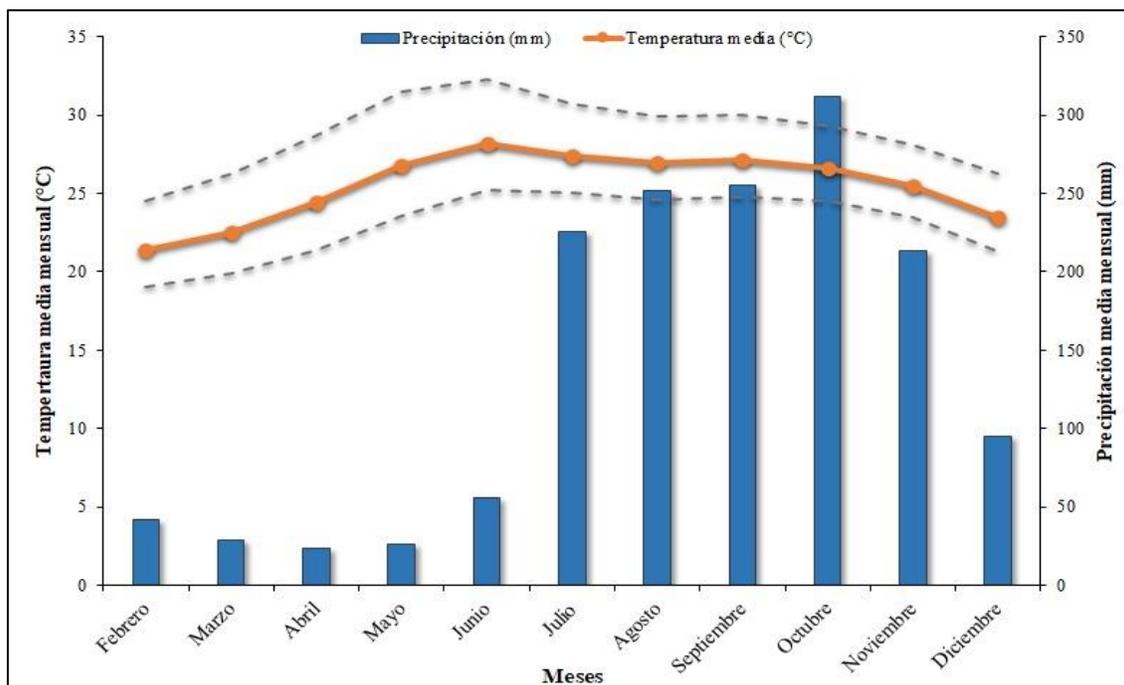


Figura 3. Diagrama ombrotérmico de la ciudad de Alvarado, Veracruz (datos tomados de Climate-Data.org, promedios de 1999 a 2019, procesados a través de ECMWF y del Servicio de Cambio Climático de Copernicus).

Por su posición geográfica, este sitio es una zona de ciclones tropicales de riesgo moderado (García, 1973) y se caracteriza principalmente por la influencia de la marea diurna (Salas-Pérez et al., 2012). En lo que corresponde a los eventos del Norte y los ciclones tropicales, estos pueden causar mareas meteorológicas debido a los vientos predominantes durante todo el año (García, 1973). Adicionalmente, el impacto de estos ciclones tropicales sobre la franja costera pueden alterar la hidrología costera, geomorfología, estructura biótica y los ciclos de energía y nutrientes; por ello, se debe destacar que dichos efectos son fundamentales para la restructuración del ecosistema y de la composición de especies que se encuentra en estas zona (Portilla-Ochoa et al., 2007).

Este sistema adyacente es un complejo lagunar estuarino y está compuesto por tres lagunas salobres: Alvarado, Buen País y Camaronera (Cruz-Escalona et al., 2007). También cuenta con la desembocadura de los ríos Papaloapan y Blanco, lo que propicia una gran descarga de sedimentos terrígenos y materia orgánica (Cruz-Escalona et al., 2007). El Sistema Lagunar de Alvarado (SLA) es uno de los humedales costeros más representativos del estado de Veracruz, no únicamente por su riqueza biológica y su potencial productivo, sino también por su arraigada tradición cultural que se centra principalmente en la actividad pesquera. Además, los humedales del municipio de Alvarado representan uno de los pilares productivos pesqueros más importantes de Veracruz y de México (Portilla-Ochoa et al., 2007). En este sentido, cabe destacar que el puerto de Alvarado se encuentra entre los cinco más importantes en volúmenes de captura de camarón a nivel nacional (González-Martínez, 2004).

VI.III. Trabajo de campo

Se usaron los datos de navegaciones en el área de estudio obtenidos durante los años 2002-2003 y 2006-2010 por Del Castillo-Olvera (2010) y el Laboratorio de Mamíferos Marinos (LabMMar, IIB/ICIMAP) de la Universidad Veracruzana, respectivamente. Estas navegaciones cubren un área de 18 km de ancho, 4 km hacia mar abierto con transectos lineales cada uno de 4.5 km de largo, 3 km de separación entre cada vértice y se extienden 9 km en ambas direcciones de la entrada de la laguna de Alvarado, para una superficie de 72 km² (ver Figura 3); dicha zona abarca la distribución más común para la especie dentro de la región (Morteo, 2011; Morteo et al., 2012; LaFauci, 2017; García-Aguilar, 2020).

Las navegaciones se realizaron entre una y cuatro veces por mes, a velocidades de 12 a 15 km h⁻¹ en condiciones del mar menor o igual a tres en la escala de Beaufort (velocidad del viento <18km h⁻¹; Anexo 1) a bordo de una embarcación tipo tiburonera (panga) de siete metros de eslora con motor fuera de borda (40 hp). Todas las navegaciones fueron iniciadas en la boca de la laguna, posteriormente se recorrió la costa hasta alcanzar uno de los extremos más lejanos del área, para posteriormente regresar en forma de zigzag hasta alcanzar el extremo opuesto, recorriendo de manera sistemática el área entre la costa

y la isóbata de los 20 m, a lo cual se le denominó modo de “recorrido” (Morteo, 2011) (Figura 2).

Este modo de “recorrido” cambió a modo de “observación” al avistar a los tursiones y consistió en seguirlos a una distancia promedio de entre 15 y 50 m, con el fin de observar su comportamiento, estimar el tamaño grupal y fotografiar sus aletas dorsales para su posterior análisis de foto-identificación (Morteo et al., 2012). Los grupos se definieron como todos los delfines observados que se encuentran en aparente asociación, moviéndose en una misma dirección (Bräger et al., 1994; Morteo, 2011). El modo de “observación” continuó hasta asegurarse que todos los individuos fueron fotografiados o se perdieron de vista; y nuevamente se reanudó el modo de “recorrido” desde la posición donde fue interrumpido, hasta avistar un nuevo grupo de delfines o completar el área de estudio (Morteo et al., 2012; Hernández-Candelario et al., 2015; Morteo y Hernández-Candelario, 2017; LaFauci, 2017; García-Aguilar, 2020).

VI.IV. Análisis de foto-identificación

La técnica de foto-identificación es una de las técnicas menos invasivas de los modelos CMR y ha sido utilizada para el reconocimiento de los individuos mediante la toma de fotografías perpendiculares de ambos lados de la aleta dorsal, a partir de las marcas naturales como las muescas, cicatrices, marcas de dientes, mutilaciones y patrones de coloración, que se convierten en marcas individuales persistentes a lo largo del tiempo (Würsig y Jefferson, 1990; Defran et al., 1990; Lockyer y Morris, 1990; Whitehead y Dufault, 1999).

Junto con las fotografías, se tomaron datos estándar de las navegaciones (fecha, hora, duración del avistamiento, etc.), datos sobre los avistamientos (número de individuos, posición geográfica, calidad fotográfica, estructura por clases de edad y tamaño aproximados relativo al de la embarcación), así como datos propios de los individuos (sexo, edad, condición corporal, presencia de lesiones dérmicas o epífitos). Posteriormente, la información fue almacenada en una hoja de cálculo de Microsoft Excel 2010® para análisis posteriores (Morteo, 2011; Chávez-Martínez, 2014; Bolaños-Durán, 2017).

De acuerdo con los procedimientos del LabMMar, adaptados del Programa de Investigación de Delfines de Sarasota, Florida (SDRP por sus siglas en inglés) (SDRP, 2006; Rosel et al., 2011), la calidad de las fotografías se determinó según criterios como: enfoque, ángulo, tamaño y totalidad de la aleta visible, clasificándose como: 1= buena, 2= suficiente y 3= mala (Chávez-Martínez, 2014). Todas aquellas fotos desenfocadas, muy alejadas, de insuficiente tamaño, mala orientación o en las que no se vea la aleta completa fueron descartadas (López y Shirai, 2007).

El análisis de foto-identificación consiste en la comparación de las fotografías de un individuo avistado en un grupo durante una navegación, con las fotografías de otras fechas en la misma zona de estudio; cuando el mismo animal es identificado en fechas subsecuentes se considera un empate (o recaptura) y, en caso de que no ocurra se considera un animal nuevo (López y Shirai, 2007). Las fotografías tomadas para el catálogo de foto-identificación de los individuos de tursiones para los años 2002-2003 fueron obtenidas mediante cámaras analógicas réflex de 35 mm (Canon EOS, Rebel, Canon Rebel) y rollos blanco y negro (Kodak TRi-X Pan, ASA 400) (Del Castillo-Olvera, 2010).

A partir de 2006 hasta 2010 se utilizaron cámaras digitales (Cannon Rebel XT y Nikon D3000 de 8-14 Mpix) y lentes de 50, 70, 75 y 300 mm, dependiendo de la cercanía de los animales, por lo que ambos catálogos (2002-2003 y 2006-2010) ya se encuentran elaborados y disponibles (Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo, 2011). Estos fueron analizados visualmente siguiendo los criterios del SDRP (2006) y Rosel et al. (2011) adaptados por Chávez-Martínez (2014); sin embargo, debido a que se registraron inconsistencias en la nomenclatura de los archivos y la calidad de las fotografías, fue necesario realizar un nuevo análisis de foto-identificación.

VI.V. Análisis de foto-identificación mediante Flukebook

La fotografía digital ha aumentado exponencialmente en las últimas décadas y por tal motivo el procesamiento del análisis “manual” de foto-identificación se torna pesado y más especialmente cuando se trata de poblaciones grandes y el periodo largo de estudio es prolongado (Urian et al., 2014). Por ello, la aplicación de software con visión por computadora y procesamiento automatizado de las fotografías es una alternativa necesaria

para mitigar el trabajo con catálogos grandes de individuos, ayudando a minimizar la subjetividad de la identificación en el proceso (Urian et al., 2014).

En este sentido, Flukebook es un software desarrollado bajo la plataforma de Wildbook (www.wildbook.org) que utiliza visión por computadora e inteligencia artificial mediante aprendizaje profundo para facilitar las labores de foto-identificación, donde se aplican múltiples etapas y combinaciones de modelos y algoritmos de aprendizaje automático para la identificación individual de cetáceos. Esta plataforma incluye las siguientes características (Blount et al., 2018): 1) desplegar avistamientos en un mapa; 2) visualizar la co-ocurrencia de individuos en una población; y 3) exportar datos en formatos estándar para software de mapeo y análisis (ArcGis, Mark, Socprog, etc.).

Adicionalmente, el software contiene dos componentes principales: el modelo de datos ecológicos y tecnología de visión artificial utilizada para modelado (Blount et al., 2018). El modelo de datos de Flukebook consiste en:

- a) *Archivo multimedia*: representa una foto o un video capturado en un estudio de vida silvestre.
- b) *Anotación*: generalmente es un subconjunto de un activo de medios en el que la información ecológica ha sido detectada, es decir, una descripción de la fotografía (e.g., aleta dorsal derecha, aleta dorsal izquierda).
- c) *Encuentro*: es un avistamiento individual de un miembro de la población objetivo de una sola especie. Los encuentros pueden contener datos que representan al individuo en un momento determinado (e.g., coordenadas, sexo, edad, recolección de biopsia para análisis genético, entre otros).
- d) *Individuo marcado*: miembro de una población identificado de manera única, presente en uno o más encuentros reportados por el investigador.
- e) *Ocurrencia o avistamiento*: representa una observación de varios individuos juntos e incluyen uno o más encuentros durante un periodo corto de tiempo.

Para el caso de los delfines, (i.e., tursiones), la tecnología por visión artificial para modelado utiliza el método de visión por computadora CurvRank (Figura 4) (Weideman et

al., 2017), con la finalidad de identificar automáticamente sus aletas dorsales. En este sentido, el algoritmo identifica los contornos de los bordes de la aleta, empatando el patrón de borde general de muescas y protuberancias del individuo (Figura 5) (Blount et al., 2018).

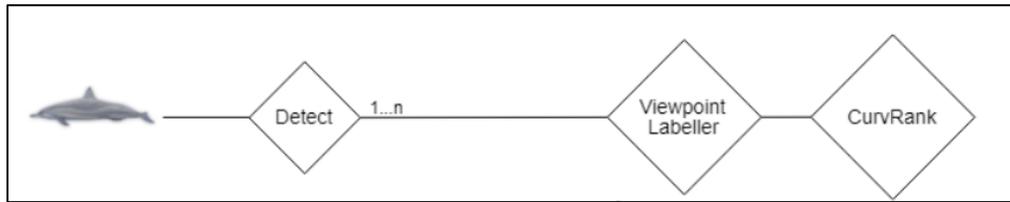


Figura 4. Proceso de aprendizaje automático de Flukebook para la identificación de tursiones mediante la aplicación de múltiples etapas y combinaciones de modelos y algoritmos de aprendizaje automático para la identificación individual. Tomado de: Blount et al. (2018).



Figura 5. Identificación de *Tursiops truncatus* por el borde posterior de la aleta dorsal con el algoritmo CurvRank de Flukebook. Tomado de: Blount et al. (2019).

Cabe mencionar que Flukebook es una plataforma de código abierto y aplicada para la investigación novedosa de visión por computadora que se origina en la academia y anticipa la adición de nuevos algoritmos y enfoques de aprendizaje automático (Moore et al., 2019). Al ser una plataforma colaborativa para la investigación de cetáceos y con la aplicación del aprendizaje automático, genera ahorros significativos de tiempo y costos en el análisis de datos y comparación entre catálogos (Blount et al., 2019).

Para el análisis masivo de foto-identificación, los datos sobre los avistamientos tienen que ser capturados en un formato de Microsoft Excel 2010® compatible con Flukebook, como se muestra en la figura 6. Este conjunto de datos se importa de forma instantánea y repetida, por lo que reduce la barrera de entrada al software, esto principalmente cuando se trabaja con grandes volúmenes de datos, por lo que antes de la carga de fotografías se debe de procesar el formato de Microsoft Excel 2010® (Blount et al., 2018).

	A	B	C	D	E	F	G
	Survey.vessel	Survey.id	Occurrence.occurrenceID	Encounter.otherCatalogNumbers	Encounter.decimalLatitude	Encounter.decimalLongitude	Encounter.locationID
2	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-1	1^1	-2.97907440	10.25571635	Gamba
3	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-2	2^1	-2.77886979	9.97523926	Gamba
4	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-3	3^1	-2.30992159	9.53280721	Gamba
5	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-3	3^2	-2.30992159	9.53280721	Gamba
6	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-4	4^1	-2.37152522	9.50504073	Gamba
7	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-4	4^2	-2.37152522	9.50504073	Gamba
8	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-4	4^3	-2.37152522	9.50504073	Gamba
9	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-4	4^4	-2.37152522	9.50504073	Gamba
10	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-4	4^?	-2.37152522	9.50504073	Gamba
11	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-5	5^1	-2.36731214	9.49523767	Gamba
12	Fibri	GabonGamba_06-Jul-	GMB-2013.07.06-5	5^?	-2.36731214	9.49523767	Gamba

Figura 6. Estructura de la hoja de cálculo compatible con Flukebook para el análisis masivo de foto-identificación. Tomado de: Blount et al. (2018).

VI.VI. Abundancia relativa (AR)

La abundancia relativa (AR) es un índice, expresado en términos del número de individuos de una especie por unidad de tiempo de muestreo en un área determinada (Smith y Reeves, 2000). En este sentido, este parámetro, se estimó estandarizando los conteos diarios de delfines por unidad de esfuerzo (medida como el tiempo de búsqueda durante cada navegación). Para probar diferencias temporales (mensuales, por temporada climática y anuales) se utilizaron análisis de varianza o de Kruskal-Wallis (K-W), según el cumplimiento o no de las suposiciones de normalidad, homogeneidad de las varianzas e independencias de los residuales (Morteo, 2011).

VI.VII. Abundancia absoluta (AAb)

La abundancia absoluta consiste en establecer el número de individuos en un área determinada; aunque en la mayoría de los casos no es posible abarcar toda el área que

ocupa la población por diversos factores, como la alta capacidad migratoria o de desplazamientos de los organismos o la dificultad del acceso a la zona de estudio (Smith y Reeves, 2000). Por ello, se construyó una curva de descubrimiento con los datos de foto-identificación, en la que se incluyen los conteos mensuales de nuevos individuos y sus recapturas, con el objeto de evidenciar la fracción de individuos identificados, así como los posibles eventos de inmigración hacia el área (Defran y Weller, 1999; Balmer et al., 2008). Dada la naturaleza del área de estudio y de la población (Morteo et al., 2017), se seleccionó un modelo para poblaciones abiertas (Jolly-Seber) con el objetivo de estimar la abundancia absoluta mediante el programa SocProg 2.4 (Whitehead, 2009), el cual permite entradas (nacimientos e inmigración) y pérdidas (muertes y emigración) en la población.

Con el fin de mejorar las posibilidades de ajuste del modelo, se siguieron los siguientes pasos: 1) Para asegurar la independencia entre muestras, se descartaron las identificaciones múltiples de un individuo durante el mismo muestreo; 2) Se usaron criterios estrictos de foto-identificación con individuos marcados de manera permanente, reduciendo las posibilidades de que se confundan los individuos o bien, de que se perdieran debido a la calidad fotográfica o la notoriedad de la marca de la aleta dorsal (Maze y Würsig, 1999; Urian et al., 2015) y 3) El muestreo fotográfico fue homogéneo (i.e., sin diferencias temporales en la eficiencia y el esfuerzo, con excepción de los años 2002-2003). Sin embargo, Bolaños-Jiménez et al. (2021) mostraron que existen diferencias temporales y sexuales en la capturabilidad para esta población; por lo que necesariamente los datos de abundancia estarán subestimados (Pollock et al., 1990).

VI.VIII. Índice de distintividad

Debido a que los modelos de estimación poblacional se basan especialmente en el número de animales marcados durante el periodo de muestreo, se calculó un índice de “distintividad” (animales marcados *vs.* no marcados) para cada avistamiento (Williams et al., 1993; Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Este índice se basa en el supuesto de que todos los animales (marcados y no marcados) tienen las mismas probabilidades de ser fotografiados (Bejder y Dawson, 2001).

Con los datos colectados en campo sobre el tamaño del grupo de delfines observados (mínimo, mejor y total) se estimó inicialmente la tasa de marcado (Θ) para cada uno de los avistamientos, para ajustar las estimaciones de abundancia absoluta, considerando la fracción de la población que no está marcada, esto con la finalidad de obtener las estimaciones totales de abundancia absoluta de los tursiones (Hammond y Thompson, 1999).

Por consiguiente, la abundancia total (marcados y no marcados) se calculó con la Ecuación 1:

$$\text{Ecuación 1:} \quad N_t = \frac{N_m}{\theta}$$

Dónde:

N_t : Abundancia total

N_m : Abundancia de individuos marcados

θ : Tasa de marcado

Dichas estimaciones se analizaron por mes, temporada climática y años de muestreo y las estimaciones de abundancia fueron corregidas mediante este factor, con la finalidad de obtener una aproximación total de animales (marcados y no marcados) de la población (Baird et al., 2008; Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Una vez obtenidos los datos se graficaron junto con las estimaciones del modelo Jolly-Seber para representar de mejor manera el número total de individuos presentes en el área de estudio en cualquier tiempo dado.

VI.IX. Predicción de parámetros poblacionales (ARIMA)

Para la evaluación de los parámetros poblacionales (abundancia) de los tursiones en los años sin muestreos, se realizaron proyecciones mensuales y anuales con las estimaciones de abundancia absoluta total (marcados y no marcados) generadas en este estudio para los años 2002-2003 y 2006-2010.

El enfoque de estas interpolaciones se realizó con base en el análisis de series de tiempo, el cual implica que a partir de un grupo de observaciones medidas en orden

cronológico, y de acuerdo con el comportamiento de la serie de tiempo, se pueden predecir los valores faltantes (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987; Stergiou, 1989). Todos los análisis estadísticos, así como las predicciones de la población de los tursiones, se realizaron con ayuda del Software RStudio (R Core Team, 2021), el cual es un entorno de desarrollo integrado (IDE) para el lenguaje de programación R y dedicado a la computación estadística y gráficos. Adicionalmente y como parte de la modelación estadística ARIMA se utilizaron los paquetes *forecast* (Hydman et al., 2021), *imputeTS* (Moritz y Bartz-Beielstein, 2017), *ggplot2* (Wickham, 2016), *tseries* (Trapletti y Kurt, 2020) e *lmtest* (Zeileis y Hothorn, 2002).

Las técnicas de pronóstico de series temporales mediante métodos estadísticos tradicionales permiten llevar a cabo las proyecciones sobre las diversas variables; entre estos métodos se encuentra el introducido por Box y Jenkins (1976), el cual permite obtener buenas aproximaciones en caso de que dicho método sea bien aplicado, ya que esta metodología se rige en un proceso iterativo hasta encontrar el mejor modelo de acuerdo con la experiencia del investigador (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987; Stergiou, 1989). Sin embargo, como primera instancia, se debe tener en cuenta las características y componentes que integran a una serie de tiempo; las cuales son:

1. *Tendencia (T)*: Parte de la serie cronológica que se caracteriza por un movimiento suave, monótono y lento durante un periodo relativamente extenso de tiempo, el cual puede ser creciente, decreciente o constante; generalmente, se describe por medio de una recta o de un tramo monótono de alguna curva que se ajuste al comportamiento de los datos (Box y Jenkins, 1976; Pajuelo y Lorenzo, 1995).
2. *Ciclo (C)*: Se caracteriza por la oscilación de la tendencia con una larga duración en la cual los factores no son claros; por ejemplo, pueden tener ciclos que duren varios años (Box y Jenkins, 1976; Pajuelo y Lorenzo, 1995).
3. *Estacionalidad (S)*: Resulta de las fluctuaciones periódicas que se presentan en la serie durante sub-intervalos de un periodo dado, estas pueden reflejar comportamientos estacionales que se repiten de la misma manera y con la misma regularidad año tras año (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987).

VI.X. Tipos de modelos de series de tiempo

- Modelos determinísticos: Métodos de extrapolación sencillos en donde se calcula el pronóstico de la variable a partir de un promedio de los “n” valores anteriores (Stergiou, 1991).
- Modelos estocásticos: Secuencia de variables aleatorias, ordenadas y equidistantes cronológicamente, referidas a una o varias características de una unidad observable (Hilborn, 1987; Stergiou, 1991).
- Series estacionarias: Un proceso estocástico (Y_t) es estacionario cuando las propiedades estadísticas de cualquier secuencia finita $Y_{t1}, Y_{t2}, \dots, Y_{tn}$ ($n \geq 1$) de componentes de (Y_t) son semejantes a las de una secuencia finita $Y_{t1+h}, Y_{t2+h}, \dots, Y_{tn+h}$ para cualquier número entero $h = \pm 1, \pm 2 \dots$
- Series no estacionarias: Un proceso estocástico (Y_t) es no estacionario cuando las propiedades estadísticas de cualquier secuencia finita $Y_{t1}, Y_{t2}, \dots, Y_{tn}$ ($n \geq 1$) de componentes de (Y_t) son diferentes a las de una secuencia finita $Y_{t1+h}, Y_{t2+h}, \dots, Y_{tn+h}$ para al menos un número entero $h > 0$

VI.XI. Funciones de autocorrelación (ACF)

Cuando se mide una variable a lo largo del tiempo, las observaciones en diferentes periodos a menudo están relacionadas o correlacionadas. En este sentido, autocorrelación es la correlación que existe entre el valor de una variable en uno o más periodos consigo misma. Por tal motivo, los patrones de datos que incluyen componentes como tendencia y estacionalidad pueden estudiarse usando autocorrelaciones, debido a que los patrones se identifican examinando los coeficientes de autocorrelación de una variable en diferentes rezagos de tiempo (Pajuelo y Lorenzo, 1995).

VI.XII. Funciones de autocorrelación parcial (PACF)

Esta autocorrelación mide la correlación entre dos variables separadas por k periodos cuando no se considera la dependencia creada por los rezagos intermedios existentes entre ambas. Por consiguiente, si una serie muestra tendencia, las observaciones sucesivas estarán altamente correlacionadas y será normal que los coeficientes de correlación sean

significativamente diferentes de cero, para los primeros rezagos de tiempo y, de forma gradual, tenderán a cero conforme se incrementa el número de rezagos. Por otra parte, si la serie muestra un patrón estacional, éste presentará un coeficiente de autocorrelación significativo en el retraso de tiempo estacional o en los múltiplos del retraso estacional (Pajuelo y Lorenzo, 1995).

VI.XIII. Correlograma

El correlograma es la representación gráfica de la función de autocorrelación que se obtiene de las estimaciones de la media, autocorrelación y autocovarianza, y ayuda a confirmar la presencia de estacionalidad y su periodo dentro de la serie de tiempo (Pajuelo y Lorenzo, 1995).

VI.XIV. Modelos de series de tiempo estacionarias

- *Proceso autorregresivo (AR(p))*: Un modelo autorregresivo es definido por la variable endógena de un periodo t , en donde es explicada por las observaciones de ella misma correspondientes a periodos anteriores añadiéndose, como en los modelos estructurales, un término de error en los procesos estacionarios con distribución normal.

La teoría estadística de los procesos estocásticos dice que, bajo determinadas condiciones, toda Y_t puede expresarse como una combinación lineal de sus valores pasados más un término de error. Estos modelos son abreviados con la palabra AR, tras la que se indica un orden (AR (1), AR (2)...). Este orden expresa el número de observaciones rezagadas de las series temporales analizadas que intervienen dentro de la ecuación. Por consiguiente, un proceso AR(p) tendrá los primeros p coeficientes de autocorrelación parcial distintos de cero, lo cual determinan el orden del proceso (Hilborn, 1987; Stergiou, 1989; Pajuelo y Lorenzo, 1995)

- *Modelos de medias móviles (MA(q))*: Explican el valor de una variable determinada en un periodo t en función de un término independiente y una sucesión de errores correspondientes a periodos precedentes, ponderados

convenientemente. En este caso, el orden de los modelos de MA suele ser bajo MA(1), MA(2) o corresponder con la periodicidad de los datos analizados (Arce y Mahia, 2010).

- *Modelo autorregresivo de medias móviles (ARMA)*: En este caso este modelo resulta de añadir una estructura MA a un proceso AR o viceversa (Hilborn, 1987; Stergiou, 1989; Pajuelo y Lorenzo, 1995).

VI.XV. Modelos de series de tiempo no estacionarias

Las series de tiempo pueden presentar tendencia creciente a lo largo del tiempo o alguna inclinación a permanecer durante periodos largos por encima o por debajo de la media. En este sentido, la no estacionariedad de las series temporales puede deberse a la presencia de una tendencia determinística, al problema de las raíces unitarias o simplemente a la presencia de heterocedasticidad, es decir, cuando la varianza de los errores no es constante entre todas las observaciones (Arce y Mahia, 2010). Por tal motivo, dependiendo del caso en el que se encuentre la serie de tiempo, la no estacionariedad tendrá diversas implicaciones teóricas y estadísticas y por consiguiente, se requerirá de determinados procedimientos para transformar las series en estacionarias (Pajuelo y Lorenzo, 1995).

- *No estacionariedad en media*: La media del proceso no estacionario puede ser determinada mediante una función que depende del tiempo, es decir es una tendencia determinística (Pajuelo y Lorenzo, 1995). Por otro lado, la tendencia en la media también puede ser estocástica, en donde algunas partes de esta serie se comportan de igual manera, esta tendencia se puede eliminar de la serie mediante la aplicación de diferencias no estacionales ($X_t - X_{t-1}$) (Arce y Mahia, 2010). Sin embargo, el problema que se presenta al analizar series con posibles componentes estacionales es que éste sea tan fuerte que implique variación en la media global en el tiempo; por lo cual se requerirá de establecer diferencias estacionales (D) o no estacionales (d) para que dicha serie resulte estacionaria. En un modelo de serie temporal el objetivo de la diferenciación ($X_t - X_{t-1}$) es hacer que la misma serie se estabilice y que se convierta en estacionaria (Pajuelo y Lorenzo, 1995).

- *No estacionariedad en varianza y autocovarianza:* Para la estabilización de la varianza se aplican transformaciones sobre la serie de tiempo con el objetivo de que la varianza sea constante. Cabe mencionar que dichas transformaciones se aplican en series positivas y deben utilizarse antes del método de las diferencias. Esto no implica restricción alguna, ya que puede sumarse una constante a la serie en orden de hacerla positiva (Pajuelo y Lorenzo, 1995).
- *Modelo autorregresivo integrado de media móviles (ARIMA(p,d,q)):* Considera que el comportamiento de la variable, en cualquier instancia, está influenciado por las observaciones de la propia variable (recientes o pasadas), incorporadas a un modelo mediante los términos autorregresivos (AR) y los errores o influencia de los elementos aleatorios (recientes o pasados) que se representan con los términos de medias móviles (MA). Sin embargo, también existen componentes de tendencia o estacionalidad que se adicionan al modelo ARMA, por eso recibe el nombre de integrado. En la práctica se evidencia que para poder aplicar un modelo ARIMA se debe contar con un mínimo de 10 periodos estacionales (Pajuelo y Lorenzo, 1995; Sánchez-López, et al., 2013).

VI.XVI. Modelo Box-Jenkins

El modelo Box-Jenkins es una de las metodologías de uso más amplio para el modelado estocástico de series de tiempo, pudiendo manejar cualquier serie temporal de criterio estacionaria o no estacionaria, basada en una estrategia iterativa para la construcción del modelo que consiste en los siguientes pasos (Box y Jenkins, 1976):

1. *Identificación del modelo:* Determinar como primera instancia si la serie es estacionaria, es decir, si la serie temporal varía alrededor de un nivel fijo. Para esto es importante observar una gráfica de la serie junto con la función de autocorrelación de la muestra. Por el contrario, para identificar una serie no estacionaria, se observa en el gráfico una tendencia a crecer o decrecer en el tiempo y las autocorrelaciones de la muestra no se desvanecen

rápidamente. En este sentido, si la serie es no estacionaria se puede convertir en una serie estacionaria por el método de diferenciación (al dato actual se le resta el anterior), y esto se hace hasta que los datos indiquen que la serie varía alrededor de un nivel fijo y las autocorrelaciones de la muestra desaparezcan con rapidez (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987; Stergiou, 1989).

Se debe tomar en cuenta que, si las correlaciones de la muestra se desvanecen exponencialmente hacia cero y las autocorrelaciones parciales de la muestra se cortan de forma abrupta, el modelo requerirá términos autorregresivos de promedios móviles. Por otro lado, si tanto las autocorrelaciones de la muestra como las autocorrelaciones parciales de la muestra se desvanecen, tanto los términos autorregresivos como los términos de promedio móvil están indicados; y por consiguiente al contar el número de autocorrelaciones y autocorrelaciones parciales significativas de la muestra, pueden determinarse los órdenes de las partes MA y AR (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987; Stergiou, 1989).

Los pronósticos de un modelo, probablemente, suelen estar sesgados debido a que buena parte de la variación en los datos se debe al error aleatorio que se está modelando y el objetivo, por tanto, es desarrollar el modelo más sencillo que ofrezca una descripción adecuada de las principales características de los datos (Box y Jenkins, 1976).

2. ***Estimación del modelo:*** Una vez que se ha seleccionado el modelo tentativo, se deben estimar los parámetros para ese modelo; en este caso, los parámetros ARIMA se estiman minimizando la suma de cuadrados de los errores de ajuste que se obtienen usando el procedimiento no lineal de mínimos cuadrados (Box y Jenkins, 1976).

Un procedimiento no lineal de mínimos cuadrados es simplemente un algoritmo que obtiene el mínimo de la función de la suma de los errores al cuadrado; una vez determinados los mínimos cuadrados y sus errores

estándar se pueden construir e interpretar los valores de t del modo habitual. En este sentido, si los resultados son significativamente diferentes de cero, se conserva el modelo ajustado; en cambio, los parámetros que no son significativos se eliminan del modelo. Adicionalmente, si los parámetros tienen un estadístico $t < 2$ se elimina el modelo (Box y Jenkins, 1976; Hilborn, 1987).

3. **Verificación del modelo (Diagnosis):** Antes de utilizar el modelo para pronosticar, se debe de verificar qué tan adecuado es; un modelo se considera adecuado si los residuos no se pueden usar para mejorar los pronósticos. Es decir, los residuos deben ser aleatorios (Peña, 2014).

Tanto los histogramas, las gráficas de probabilidad normal y las gráficas de secuencia de tiempo son útiles para la diagnosis del modelo. Además, se debe de verificar que la gráfica secuencial de los residuos sea estacionaria, por lo cual los residuos deben tener media cero y varianza constante (ruido blanco) (Box y Jenkins, 1976; Peña, 2014).

4. **Elaboración de pronósticos:** Una vez que se ha encontrado el modelo factible, es posible elaborar los pronósticos de uno o varios periodos futuros (Peña, 2014). Con base en los pronósticos, se pueden construir intervalos de predicción; sin embargo, para un nivel de confianza, cuanto más largo sea el tiempo del pronóstico, mayor será el intervalo de predicción y -en efecto- se espera que la incertidumbre sea mayor para el pronóstico de un valor distante que para el pronóstico de la siguiente observación (Box y Jenkins, 1976).

Adicionalmente, mientras más datos estén disponibles, el modelo ARIMA se puede seguir utilizando para generar pronósticos modificados de otro origen de tiempo, aunque también se puede hacer el seguimiento de los errores del pronóstico (Box y Jenkins, 1976). En este caso, si los errores más recientes tienden a ser sistemáticamente más grandes que los errores anteriores, es viable reevaluar el modelo. Bajo este criterio, es posible que se

requiera de otra estrategia de iteración para construir la modelación (Box y Jenkins, 1976), y esto también se aplica si los errores recientes del pronóstico son positivos de manera consecutiva (predicen una respuesta muy baja) o negativos (predicen una respuesta muy alta) (Box y Jenkins, 1976).

Como se ha mencionado anteriormente, el cálculo de los pronósticos e intervalos de predicción se tornan difíciles por la elección de todos los algoritmos, por tal motivo, es preferible que los ajustes de los modelos bajo la metodología ARIMA se hagan con estadística computacional (Peña, 2014).

VI.XVII. Prueba de bondad de ajuste (PBA)

La modelación bajo la metodología ARIMA se basa en el criterio de información de Akaike (1973) (AIC, AICc), el cual selecciona el mejor modelo de un grupo de modelos que minimiza (Ecuación 2):

$$\text{Ecuación 2:} \quad AIC = \ln(\sigma^2) + \frac{2}{n}r$$

Dónde:

In: logaritmo natural

σ^2 : suma residual de cuadrados dividida entre el número de observaciones

n: número de observaciones (residuos)

r: número total de parámetros (incluyendo el término constante) en el modelo ARIMA

Por otro lado, el criterio de información bayesiano (BIC) que desarrolló Schwarz (1978) selecciona el modelo que minimiza (Ecuación 3):

$$\text{Ecuación 3:} \quad BIC = \ln(\sigma^2) + \frac{\ln(n)}{n}r$$

Dónde:

In: logaritmo natural

σ^2 : suma residual de cuadrados dividida entre el número de observaciones

n: número de observaciones (residuos)

r: número total de parámetros (incluyendo el término constante) en el modelo ARIMA

Ambos estadísticos miden la bondad del ajuste del modelo; es decir, eligen los modelos más adecuados y con el mejor ajuste. Para ello, es suficiente verificar que el modelo que mejor se ajusta es el que presenta el valor de AIC, AICc o BIC más bajo. En general, el criterio de AIC es más propio en los modelos autorregresivos, mientras que el criterio BIC es un criterio mucho más general (Akaike, 1973; Schwarz, 1978).

VI.XVIII. Función AUTO.ARIMA

En el caso de los modelos ARIMA, la función *auto.arima* del programa RStudio, realiza una búsqueda entre un conjunto de posibles modelos y selecciona el mejor de ellos basado en un criterio de información (AIC) (Velásquez et al., 2010). Esta función es de ventaja, debido a que selecciona un modelo ARIMA con una especificación correcta; por tal motivo el valor retornado por *auto.arima()* puede ser utilizado directamente para generar el pronóstico de la serie de tiempo utilizada. Asimismo, *auto.arima* realiza transformaciones de la variable en caso de que no sea estacionaria y adicionalmente evalúa la presencia de estacionalidad en la serie (Velásquez et al., 2010).

Cabe mencionar que la elección del mejor modelo bajo esta función se da considerando criterios como: estacionariedad, estacionalidad, entre otras. Por otra parte, también devuelve los conocidos como criterios de predictibilidad, los cuales son utilizados para evaluar la capacidad predictiva de los modelos incluyendo los criterios de información de Akaike (AIC), criterio de información de Akaike corregido (AICc) y criterio de información bayesiano (BIC) (Velásquez et al., 2010).

VI.XIX. Análisis retrospectivos de las series de tiempo

Adicionalmente, mediante la modelación ARIMA y los criterios de información se pueden realizar pronósticos retrospectivos cuando se tienen características naturales de la serie de tiempo como los procesos normales estacionarios en media y varianza, por tal motivo, el

proceso invertido en el tiempo tiene la misma distribución que el proceso original. Sin embargo, muchos procesos reales parecen ser irreversibles en el tiempo, debido a que una de las características notables de las series de tiempo es que son cíclicas, con ciclos asimétricos en los que la serie tiende a caer de manera pronunciada y aumentar lentamente (Cryer y Chan, 2008).

Esta simetría significa que la estructura probabilística del proceso sea diferente si se invierte la dirección del tiempo y una de las formas para determinarlo es voltear la gráfica de la serie con el tiempo invertido; en este caso, los datos simulados subirán bruscamente y caerán lentamente con el tiempo invertido, lo cual se conoce como irreversibilidad temporal (Cryer y Chan, 2008). Aunque la tendencia de la serie de tiempo analizada para los objetivos de esta investigación, teóricamente no es apta para realizar pronósticos retrospectivos debido a los datos faltantes dentro de la misma serie, se realizó un análisis retrospectivo con los datos de 2006-2010 para simular y conocer un posible patrón de la abundancia poblacional de los tursiones para los años 2004-2005.

VI.XX. Modelo para pronósticos con muestras pequeñas

Con la finalidad de analizar la serie de tiempo de 2002-2003 se realizaron pronósticos mediante métodos simples; para este caso, únicamente se utilizaron los datos de abundancia absoluta total de tursiones del periodo de marzo a septiembre de 2003, debido a que son los únicos datos de este periodo (2002-2003) que se encuentran de manera consecutiva (Heizer y Render, 2009).

Los diferentes métodos empleados consisten en: método intuitivo y métodos de promedios móviles en donde el método con menor error cuadrático medio (ECM) se considera como el método que pronostica de mejor manera el valor del siguiente periodo (Heizer y Render, 2009).

VII. Resultados

VII.I. Esfuerzo

Entre el periodo de estudio de 2002-2003 se realizaron 22 navegaciones, acumulando un total de 100.7 h de esfuerzo de navegación y 35.15 h de observación de delfines; mientras

que para el periodo 2006-2010 se registraron 73 navegaciones, donde 368.13 h fueron de esfuerzo de navegación y 108.83 h de observación de delfines. Entre ambos periodos se realizaron 95 navegaciones donde se observaron 308 grupos de delfines y 2,132 individuos capturados-recapturados. El promedio de avistamientos por navegación para ambos periodos fue de 3.07 (± 0.90 D.E.) (Tabla 1).

Tabla 1. Registro anual de navegaciones y avistamientos (\bar{x}) de *Tursiops truncatus* en aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

Año	Navegaciones	Avistamientos	\bar{X} Avistamientos
2002	4	6	1.50
2003	18	44	2.44
2006	19	75	3.94
2007	17	63	3.70
2008	9	36	4.00
2009	18	56	3.11
2010	10	28	2.80
TOTAL	95	308	3.07

VII.II. Análisis fotográfico (Foto-identificación)

En total se revisaron 13,497 fotografías (Tabla 2) de la base de datos del LabMMar-IIB-ICIMAP; sin embargo, la depuración de la base de datos resultó en 5,178 correcciones de los datos correspondientes a los años 2002-2003 y 2006-2010, considerando un total de 269 individuos foto-identificados.

Tabla 2. Fotografías totales con relación a los años de estudio

Año	Fotografías
2002	751
2003	2,603
2006	2,303
2007	2,966
2008	1,834
2009	2,276
2010	764
TOTAL	13,497

Estas correcciones no incluyeron modificaciones en la identidad de los individuos (Figura 7), pero sí en el total de individuos visibles dentro del cuadro fotográfico, número correcto de cuadro fotográfico, edad de los individuos, formato correcto de la identificación de los individuos y correcciones en el nombre de la fotografía.

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	
1	AR	DATE	SM	CO	PARTIAL FILE NAME	FILE NAME	T	V	W	X	Y	Z	FRAME	O	R	F	I	4	1	U	AGE
1591	ALV	2006-07-12	01	tn21	ALV-2006-07-12-01_tn21_240.jpg	ALV-2006-07-12-01_tn21,up59,tn07_240.jpg	##	ALV	19	##	AG		240	0	R	F	I	4	1	U	Y,AA
1592	ALV	2006-07-12	01	up59	ALV-2006-07-12-01_up59_240.jpg	ALV-2006-07-12-01_tn21,up59,tn07_240.jpg	##	ALV	19	##	AG		240	0	R	F	I	4	1	U	Y,AA
1593	ALV	2006-07-12	01	tn07	ALV-2006-07-12-01_tn07_240.jpg	ALV-2006-07-12-01_tn21,up59,tn07_240.jpg	##	ALV	19	##	AG		240	0	R	F	I	4	1	U	Y,AA
1594	ALV	2006-07-12	01	tn21	ALV-2006-07-12-01_tn21_241.jpg	ALV-2006-07-12-01_tn21,tn07,up59_241.jpg	##	ALV	19	##	AG		241	0	R	F	I	4	1	U	Y,AA
1595	ALV	2006-07-12	01	tn07	ALV-2006-07-12-01_tn07_241.jpg	ALV-2006-07-12-01_tn21,tn07,up59_241.jpg	##	ALV	19	##	AG		241	0	R	F	I	4	1	U	Y,AA

Figura 7. Ejemplo de las modificaciones realizadas a la base de datos de foto-identificación de tursiones del LabMMar. Color verde: corrección de identificación del individuo; color morado: corrección del nombre de la fotografía; color azul: número correcto de cuadro fotográfico y color naranja total de individuos dentro del cuadro fotográfico y su edad.

Adicionalmente, se reevaluó la calidad de las fotografías para la realización del catálogo de foto-identificación digital dentro de la plataforma de Flukebook (tabla 3) teniendo como objetivo evitar la sobreestimación de la abundancia de tursiones. Por ello, todas las fotografías de calidad Q3 (desenfocadas, muy alejadas, de insuficiente tamaño, mala orientación o en la que no se vea la aleta completa) fueron descartadas; por lo que las fotografías clasificadas en esta categoría se analizaron manualmente. Esta reclasificación solo obtuvo 0.38% de fotografías con alta calidad (Q1), 1.11% con calidad media (Q2) y 98.49% fotografías de mala calidad.

En total solo 203 fotografías (1.49%) se incorporaron a la plataforma de Flukebook; sin embargo, es importante mencionar que dichas imágenes corresponden a solo 174 individuos diferentes y que los análisis poblacionales subsecuentes incorporaron a todos los individuos identificables, incluyendo a aquellos reconocidos de manera visual.

Tabla 3. Total de fotografías e individuos identificados en relación con la calidad de las fotografías

Categoría	Fotografías	Individuos
Q1	52	41
Q2	151	133
Q3	13,294	95
TOTAL	13,497	269

VII.III. Abundancia relativa (AR)

La abundancia relativa (AR) se obtuvo estandarizando el número de delfines observados en cada avistamiento dividido entre el tiempo de búsqueda de cada navegación. Para los años 2002-2003 se avistaron 443 individuos en un tiempo de búsqueda de 124.52 h, con un total

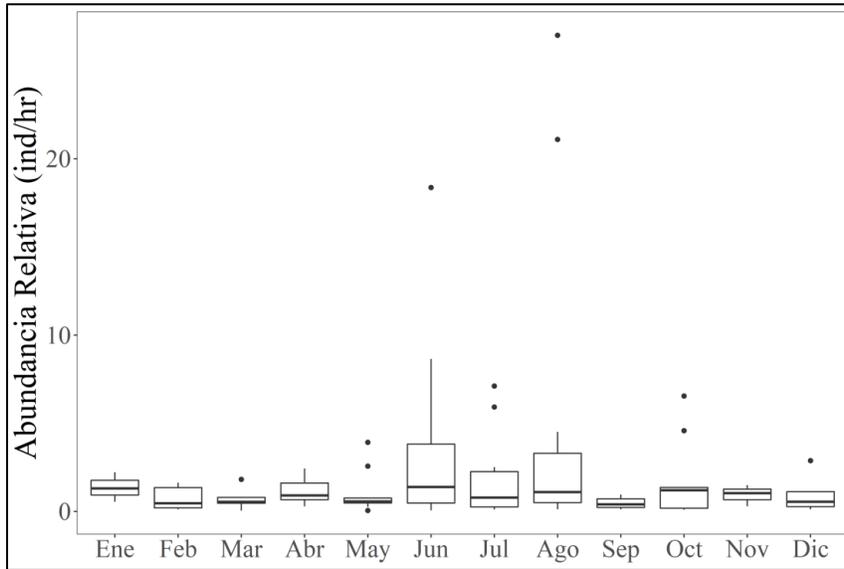


Gráfico 2. Mediana mensual general de la abundancia relativa ($\text{ind}\cdot\text{h}^{-1}$) para tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010, ($\chi^2=8.55$; $g.l.=11$; $P=0.66$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

Las estimaciones de AR por temporada climática (Nortes= noviembre a febrero, Secas= marzo a junio; Lluvias= julio a octubre) tampoco mostraron diferencias significativas (KW, $\chi^2=2.53$, $g.l.=2$, $P=0.28$) (Gráfico 3), aunque la temporada de lluvias de 2003 registró el valor máximo ($4.62 \text{ ind}\cdot\text{h}^{-1}$), mientras secas de 2010 tuvo la AR más baja ($0.24 \text{ ind}\cdot\text{h}^{-1}$) (Gráfico 4).

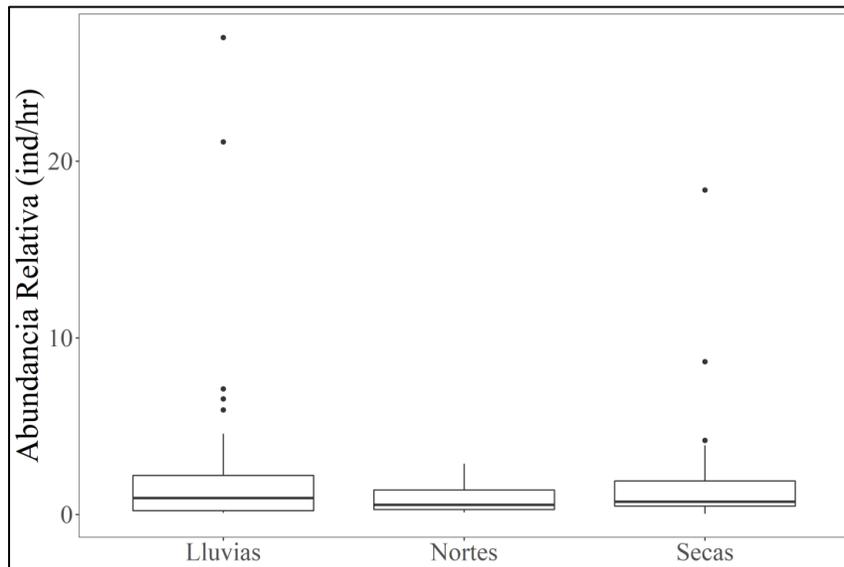


Gráfico 3. Comparación de abundancia relativa (AR) de tursiones entre temporadas climáticas para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=2.53$, $g.l.=2$, $P=0.28$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

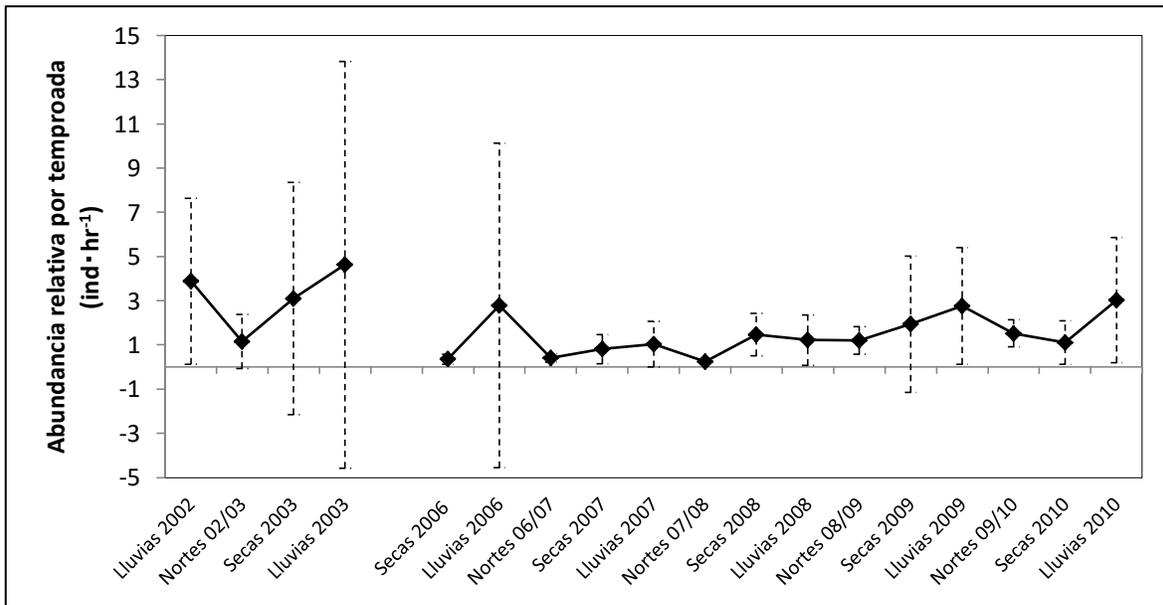


Gráfico 4. Promedio y desviación estándar (\pm DE) de la abundancia relativa (AR) de tursiones por temporadas climáticas para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) (N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

Por otra parte, la AR anual (2002, 2003, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010) mostró diferencias significativas pareadas ($\chi^2=14.10$, *g.l.*=6, $P=0.02$) (Gráfico 5), particularmente entre los años 2002 vs. 2006 ($P= 0.006$), 2003 vs. 2006 ($P= 0.04$), 2002 vs. 2007 ($P= 0.02$), 2006 vs. 2009 ($P= 0.007$) y 2006 vs. 2010 ($P= 0.02$).

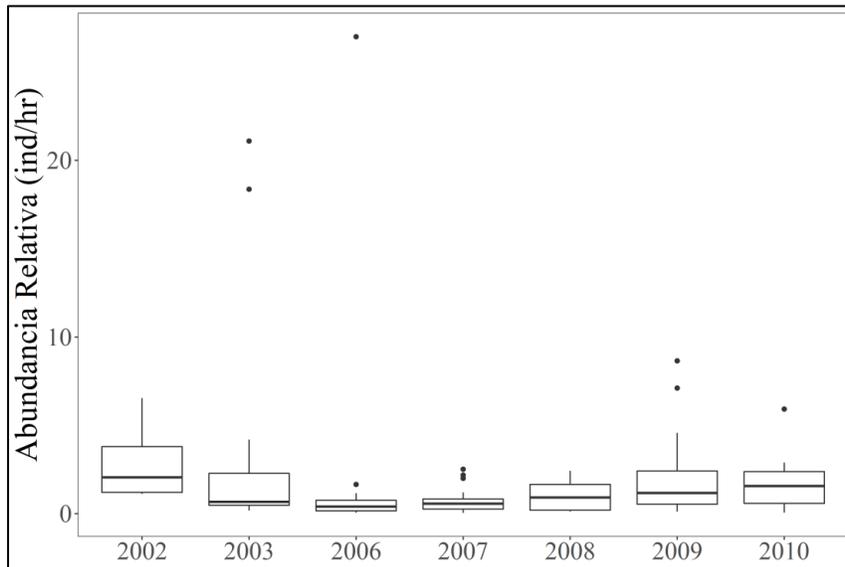


Gráfico 5. Medianas anuales (línea horizontal) de abundancia relativa (AR) de tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=14.10$, *g.l.* =6, $P=0.02$, N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos.

VII.IV. Foto-identificación

La curva de descubrimiento de tursiones foto-identificados indicó que para el primer periodo de muestreo (2002-2003) solo se había registrado el 27.5% de los individuos. Para finales del tercer año de muestreo (2006), se tenía registrado más del 50% de los tursiones de la zona costera de Alvarado y para el sexto año (2009), se contaba con más del 90% de la población marcada. A partir del 2010 los registros de nuevos individuos fueron disminuyendo, por lo que la curva de descubrimiento sugiere una asíntota desde septiembre del 2009, que se interrumpió con un ligero incremento del 3.7% (i.e., 10 individuos nuevos) entre marzo y junio del 2010 (Gráfico 6).

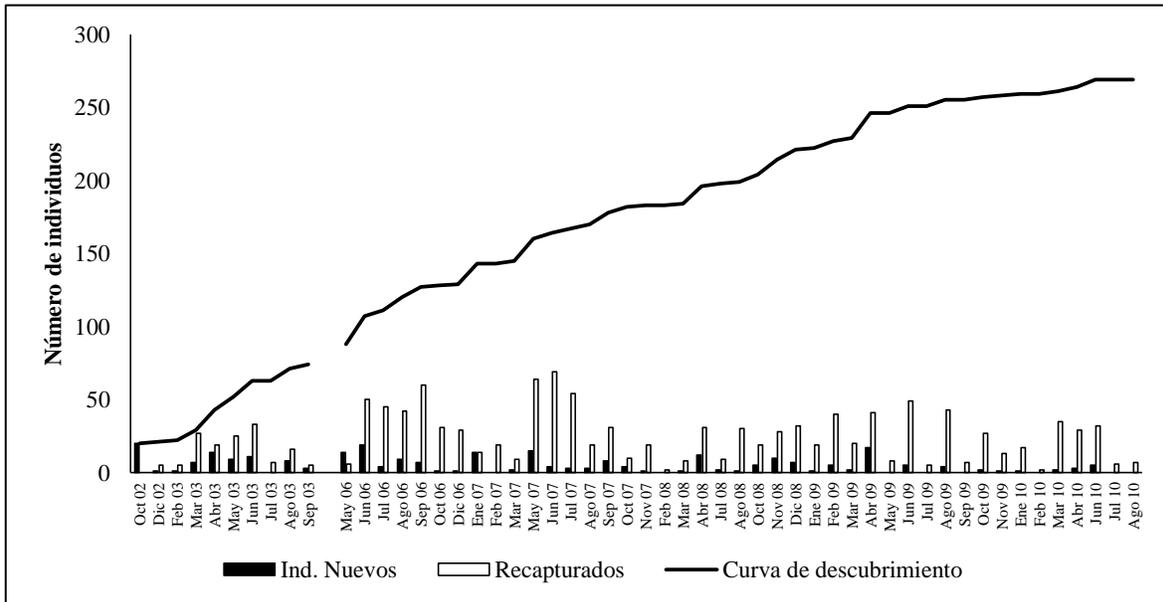


Gráfico 6. Curva de descubrimiento de tursiones, número de individuos nuevos y foto-identificados para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) (N=269) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

El análisis temporal mostró que la mayoría de las recapturas ocurrieron durante la temporada de lluvias ($n=178$ ind) 2006, secas 2007 ($n=142$ ind) y nortes 2008-2009 ($n=119$ ind); sin diferencias significativas por temporada climática ($\chi^2=5.41$, $g.l.= 2$, $P=0.06$) (Figura 10), meses de muestreo ($\chi^2=13.13$, $g.l.=11$, $P=0.28$) y años de estudio ($\chi^2=11.77$, $g.l.=6$, $P=0.06$).

Por otra parte, el número de individuos nuevos identificados no fue distinto entre meses ($\chi^2=17.51$, $g.l.=11$, $P=0.09$) y años ($\chi^2=8.12$, $g.l.=6$, $P=0.22$) (Gráfico 8); pero sí entre temporadas climáticas ($\chi^2=8.37$, $g.l.=2$, $P=0.01$), siendo consistentemente mayor durante la temporada de secas, comparado con la de lluvias ($Z=-2.12$, $P=0.03$) y nortes ($Z=-2.75$, $P<0.01$).

VII.V. Abundancia absoluta (AAb)

Las estimaciones de abundancia absoluta diaria para delfines marcados variaron entre 1 y 99 individuos (Gráfico 7), sin diferencias significativas entre meses de muestreo ($F=12.87$, $g.l.=11$, $P=0.30$, $N=89$). En contraste, las comparaciones por temporadas climáticas sí mostraron diferencias significativas ($F=6.12$, $g.l.=2$, $P=0.04$) (Gráfico 8), principalmente entre lluvias y secas ($P=0.02$). En cuanto a las estimaciones anuales, también se observaron diferencias entre años ($F=21.41$ $g.l.=6$, $P=0.001$), donde la prueba de comparaciones múltiples de Tukey indicó que las principales diferencias se encuentran entre 2003 vs. 2007 ($P=0.005$), 2003 vs. 2008 ($P=0.01$), 2003 vs. 2009 ($P=0.0001$), 2006 vs. 2009 ($P=0.02$), 2007 vs. 2010 ($P=0.02$) y 2009 vs. 2010 ($P=0.002$) (Gráfico 9).

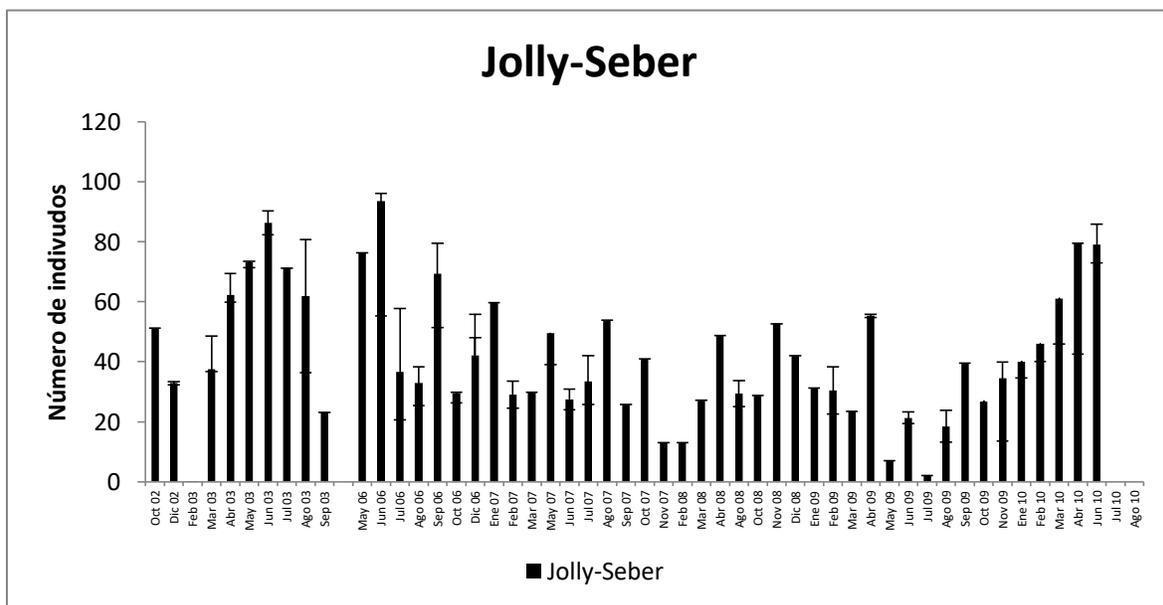


Gráfico 7. Mediana mensual de las abundancias absolutas (AAb) (Jolly-Seber) y rango intercuartílico (25-75%;) de tursiones foto-identificados obtenidos mediante el índice de “distintividad” para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costera de Alvarado, Veracruz.

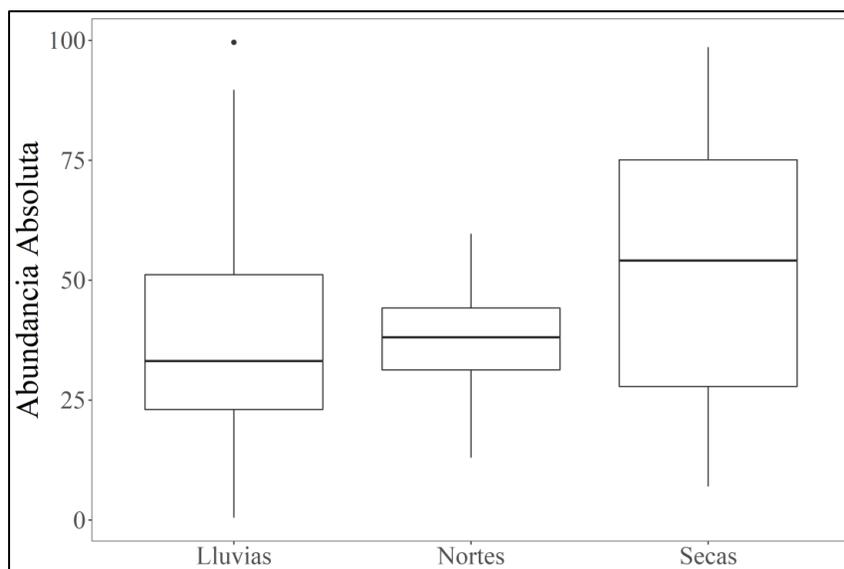


Gráfico 8. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) (Jolly-Seber) de tursiones foto-identificados entre temporadas climáticas en los años de muestreo (2002-2003, 2006-2010) ($F=6.12$, $g.l.=2$, $P=0.04$, $N= 269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).

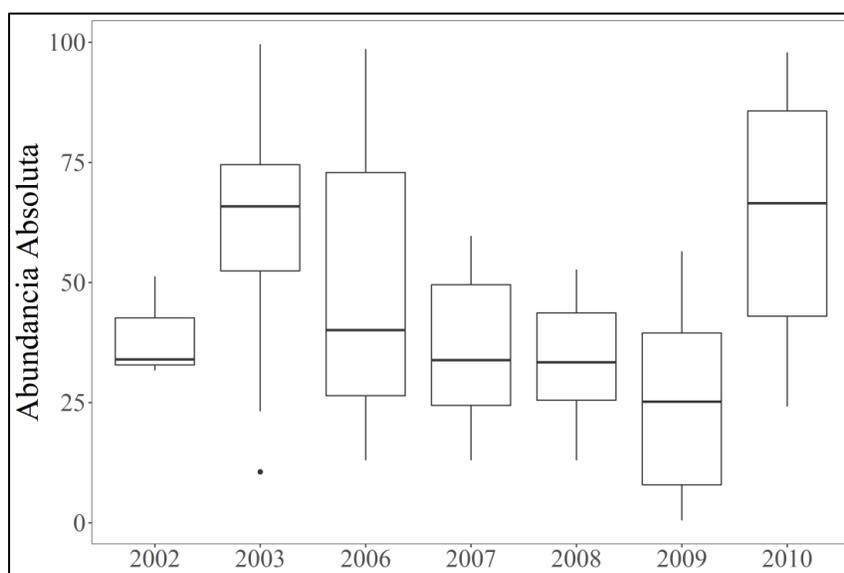


Gráfico 9. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) de tursiones foto-identificados durante los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($F=21.41$ $g.l.=6$, $P=0.001$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos, y puntos: valores extremos).

Por otra parte, la abundancia total de individuos en la población (marcados y no marcados) estimados mediante el índice de distintividad fue estimado entre 3 y 127 ($\bar{x}=52 \pm 25$), observando la presencia de mayor número de individuos durante los meses que comprenden las temporadas de secas y lluvias (Gráfico 10). Aunque las estimaciones fueron variables, no mostraron diferencias entre meses ($\chi^2=11.83$, $g.l.=11$, $P=0.37$), ni temporadas ($\chi^2=4.84$, $g.l.=2$, $P=0.08$) (Gráfico 11). Por otra parte, se observaron nuevamente diferencias significativas entre los años de muestreo ($\chi^2=17.36$, $g.l.=6$, $P=0.008$) (Gráfico 12).

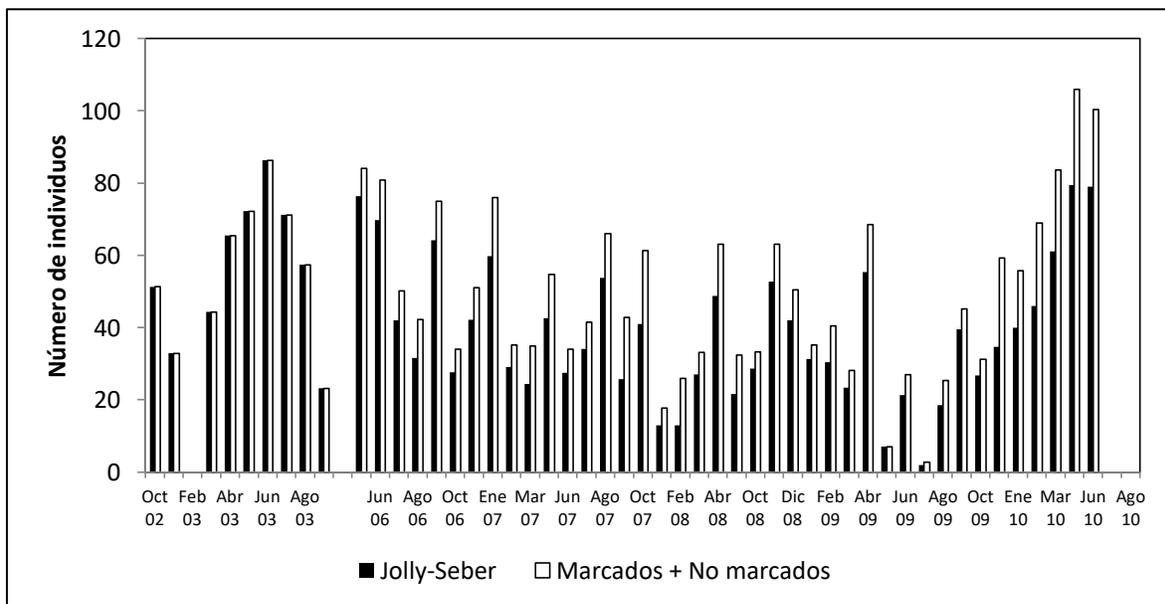


Gráfico 10. Mediana mensual de la abundancia absoluta (AAb) de tursiones (Jolly-Seber) foto-identificados (barra negra) y AAb total (marcados y no marcados; barra blanca) obtenidos mediante el índice de "distintividad" para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

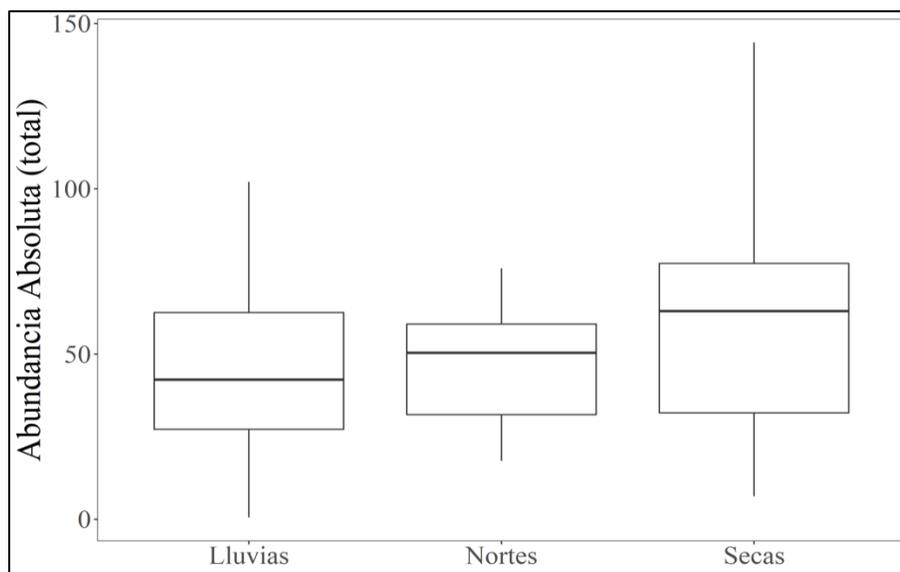


Gráfico 11. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones entre temporadas climáticas para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=4.84$, g.l. = 2, $P=0.08$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).

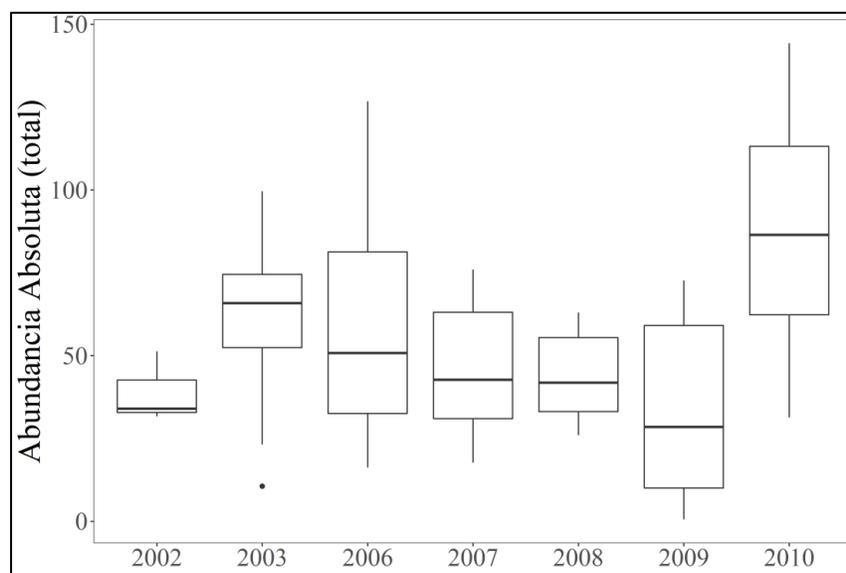


Gráfico 12. Comparación de la mediana (líneas horizontales) de la abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) ($\chi^2=17.36$, g.l. = 6, $P=0.008$, $N=269$) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (Cajas: rango intercuartil (25-75%), líneas verticales: rango de datos y puntos: valores extremos).

VII.VI. Proyección de parámetros poblacionales (Modelación ARIMA)

Las estimaciones mensuales de abundancia para tursiones marcados y la población total (marcados y no marcados) mostraron un patrón temporal similar (Gráfico 10), donde se observa que el nivel de dispersión aumenta conforme lo hace el tamaño poblacional. El análisis de correlación mostró una alta asociación entre ambas variables ($r=0.94$, $p<0.01$) (Gráfico13), por tal motivo la proyección de parámetros poblacionales se enfocó únicamente en los valores de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados).

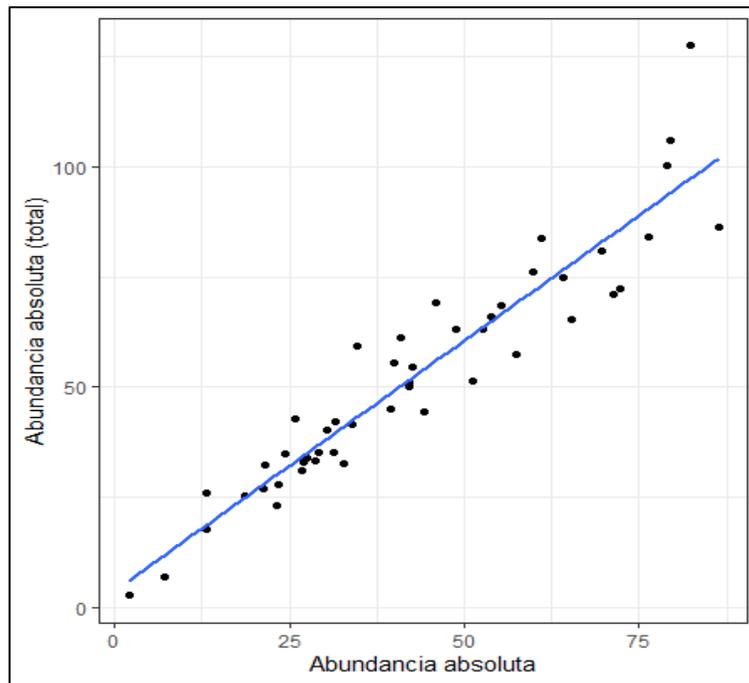


Gráfico 13. Correlación de las estimaciones de abundancia absoluta (AAb) de tursiones foto-identificados y AAb total (marcados y no marcados) para los años de muestreo (2002-2003 y 2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado Veracruz.

Debido a que el algoritmo para la proyección de dichos parámetros requiere al menos 50 datos para realizar estimaciones confiables y, puesto que no se contó con suficientes muestreos mensuales para los años 2002-2003, la proyección del comportamiento de la población de tursiones se realizó a partir de las estimaciones de la abundancia absoluta (AAb) mensual para los individuos marcados y no marcados del periodo 2006-2010, como se muestra en el gráfico 14.

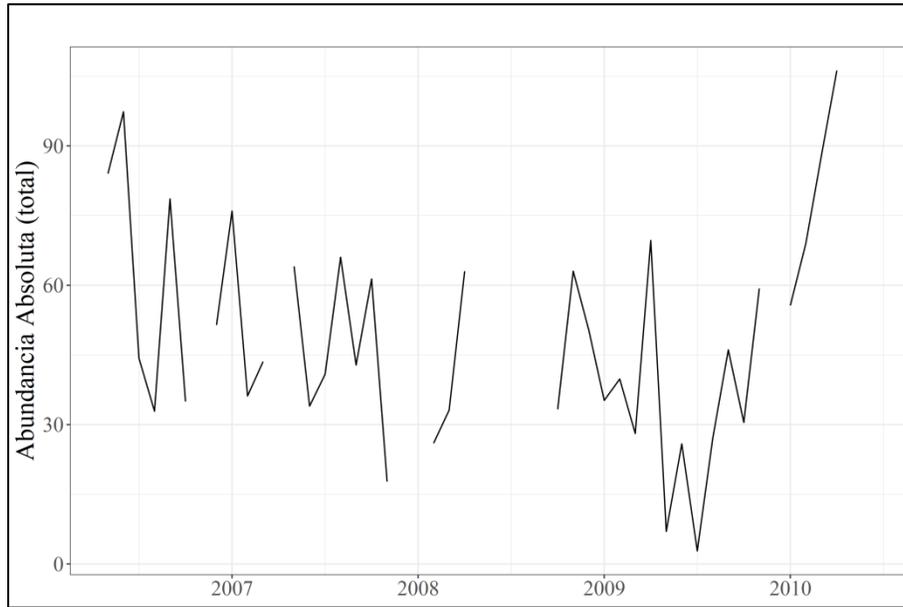


Gráfico 14. Serie de tiempo con datos originales de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) mensual de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

Los vacíos de información entre los meses de muestreo (Gráfico 14) se imputaron inicialmente mediante el filtro de Kalman, el cual pondera entre observaciones cercanas para contar con una retroalimentación en la que no se permiten saltos en los datos estimados. La serie resultante mostró en general un comportamiento decreciente para el periodo 2006-2008 en comparación con 2009-2010, en donde la población muestra una tendencia creciente de dicho parámetro (Gráfico 15). En consecuencia, la serie temporal original de los datos estimados (2006-2010) no mostró estacionariedad en la media ni en la varianza (Dickey-Fuller=-1.89, $P=0.61$), por lo que se aplicó el método de diferenciación en los primeros valores, para obtener una serie estacionaria (Dickey-Fuller=-4.57, $P=0.01$), confirmando que la serie es integrada de orden $I(1)$ o $d=1$.

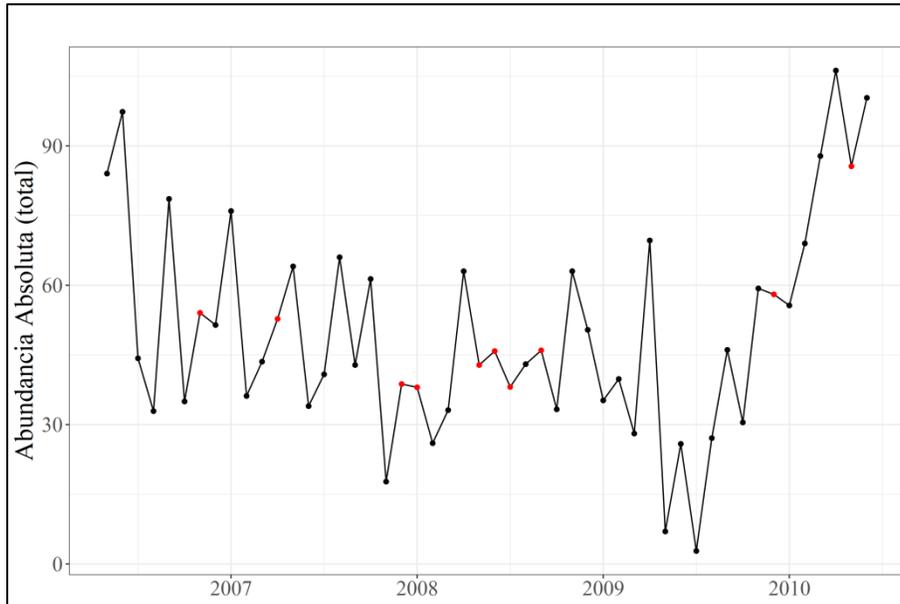


Gráfico 15. Serie de tiempo con datos imputados mediante el filtro Kalman (puntos en color rojo) de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) mensual de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

En cuanto a la función de autocorrelación (ACF) (Gráfico 16) se aprecia un coeficiente significativo para el rezago 1. Por consiguiente, se considera solo un parámetro autorregresivo AR(1) o $p=1$. A su vez se descarta un efecto estacional en la serie, puesto que no se observa un patrón repetitivo en los rezagos posteriores.

De igual manera, en la función de autocorrelación parcial (PACF) solo se mostró un coeficiente significativo en el rezago 1, considerando un solo parámetro para medias móviles MA(1) o $q=1$ (Gráfico 17), descartando también periodicidad en los datos.

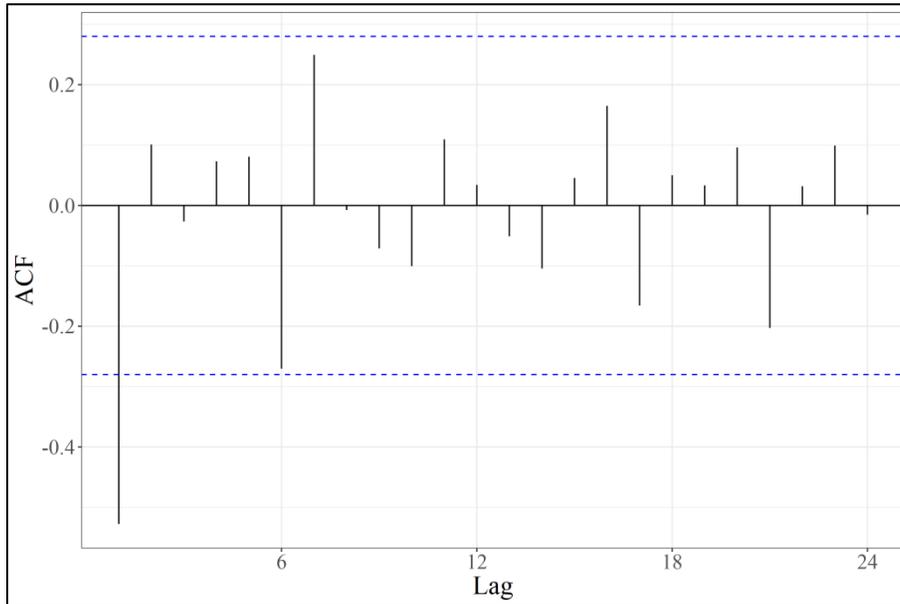


Gráfico 16. Función de autocorrelación (AR(1) o $p=1$) para la serie de tiempo con datos imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

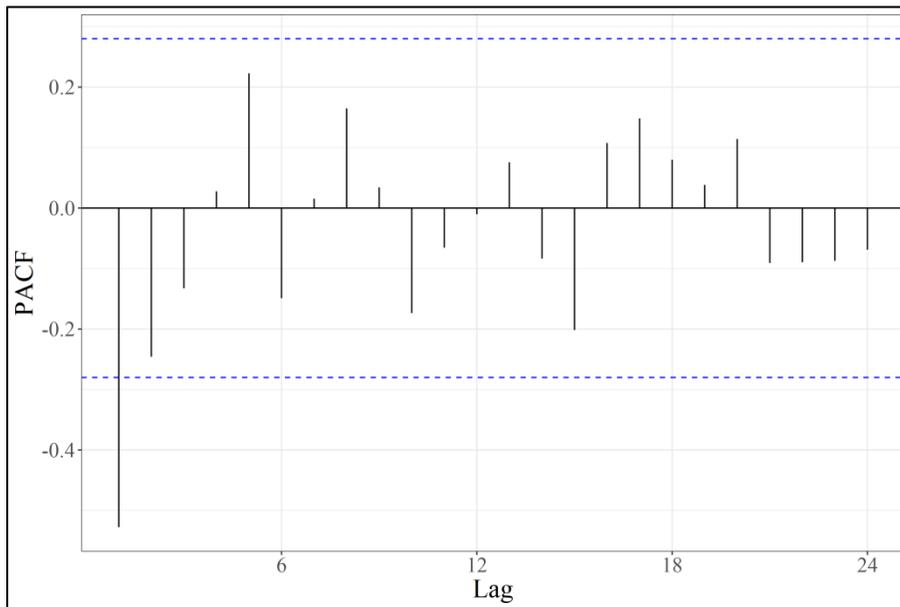


Gráfico 17. Función de autocorrelación parcial MA(1) o $q=1$ para la serie de tiempo con datos imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones marcados para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado.

Por lo anterior y mediante la interpretación visual y descriptiva de los datos, se propuso la modelación ARIMA(1,1,1); sin embargo, la posterior comprobación del modelo con la función *auto.arima* propuso que el modelo de mejor ajuste a los datos es ARIMA (2,0,0). Con base en estos parámetros, se sugirieron diferentes modelos; en este sentido, la prueba de bondad de ajuste arrojó que el modelo con mejor ajuste es ARIMA (1,1,0). Cabe mencionar que tanto el ARIMA (0,1,1) y ARIMA (1,1,0) tienen valores de criterios de información semejantes al modelo propuesto (ARIMA(1,1,1)) (Tabla 5). Sin embargo, solo el ARIMA (1,1,0) cumple los supuestos de normalidad en los errores, patrón de errores semejante a ruido blanco; es decir son estacionarios en media y varianza y no presentaron autocorrelación (Tabla 6, Gráfico 18).

Tabla 4. Modelos ARIMA propuestos para la proyección de datos faltantes de torsiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz

(* modelo propuesto a partir de la observación del comportamiento de los datos, **modelo propuesto bajo la función de *auto.arima()*).

Modelo	AIC	AICc	BIC
ARIMA(0,1,1)	436.26	436.52	440.04
ARIMA(1,1,1)*	437.10	437.63	442.77
ARIMA(1,1,0)	438.24	438.50	442.02
ARIMA(2,0,0)**	447.07	447.96	454.71
ARIMA(1,0,1)	447.23	448.12	454.87
ARIMA(1,0,0)	450.57	451.09	456.31
ARIMA(0,1,0)	452.16	452.25	454.05
ARIMA(0,0,1)	454.21	454.74	459.95

Tabla 5. Evaluación de supuestos de los modelos mejor ajustados para la proyección de datos faltantes de torsiones para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz.

Modelo	Dickey-Fuller Test	Ljung Box Test	Jarque Bera Test
ARIMA(1,1,0)	Dickey-Fuller = -4.01, $p = 0.01$	$Q^* = 16.83$, $df = 9$, $p = 0.05$	$X^2 = 0.41$, $df = 2$, $p = 0.81$
ARIMA(1,1,1)	Dickey-Fuller = -3.32, $p = 0.07$	$Q^* = 9.09$, $df = 9$, $p = 0.33$	$X^2 = 0.89$, $df = 2$, $p = 0.63$
ARIMA(0,1,1)	Dickey-Fuller = -3.09, $p = 0.13$	$Q^* = 9.25$, $df = 9$, $p = 0.41$	$X^2 = 1.31$, $df = 2$, $p = 0.51$

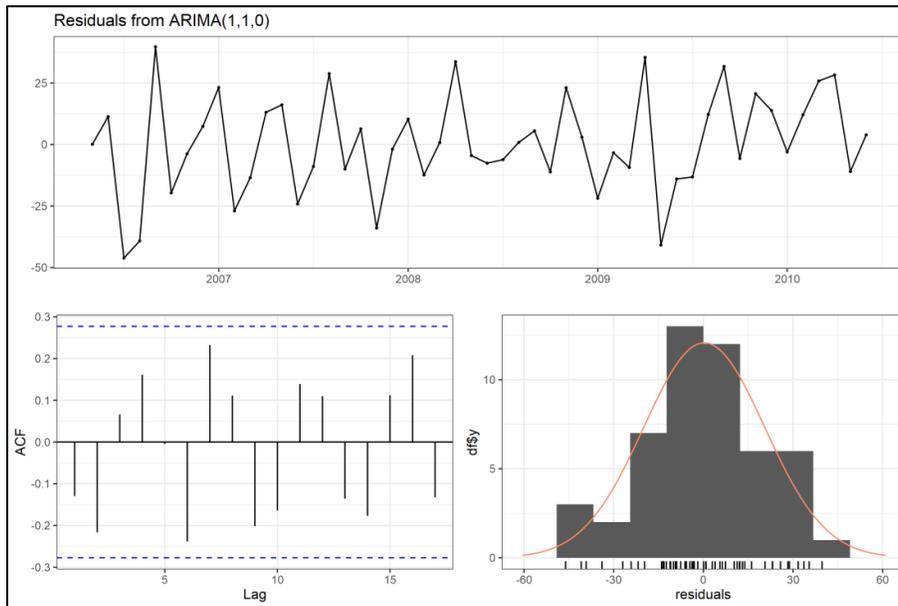


Gráfico 18. Evaluación de los supuestos para el modelo ARIMA (1,1,0) propuesto a partir de los datos de la serie de tiempo con valores imputados de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones marcados para los años de muestreo (2006-2010) en las aguas costeras de Alvarado.

En el Gráfico 19 se pueden observar los pronósticos de la abundancia absoluta de individuos marcados a partir del modelo ARIMA(1,1,0) para los 15 meses subsecuentes (julio 2010-septiembre 2011) donde no se cuenta con datos de muestreo, observándose una predicción relativamente estable sobre los 95 individuos, con poca variación por la temporalidad climática, pero con incertidumbre creciente (Anexo 2).

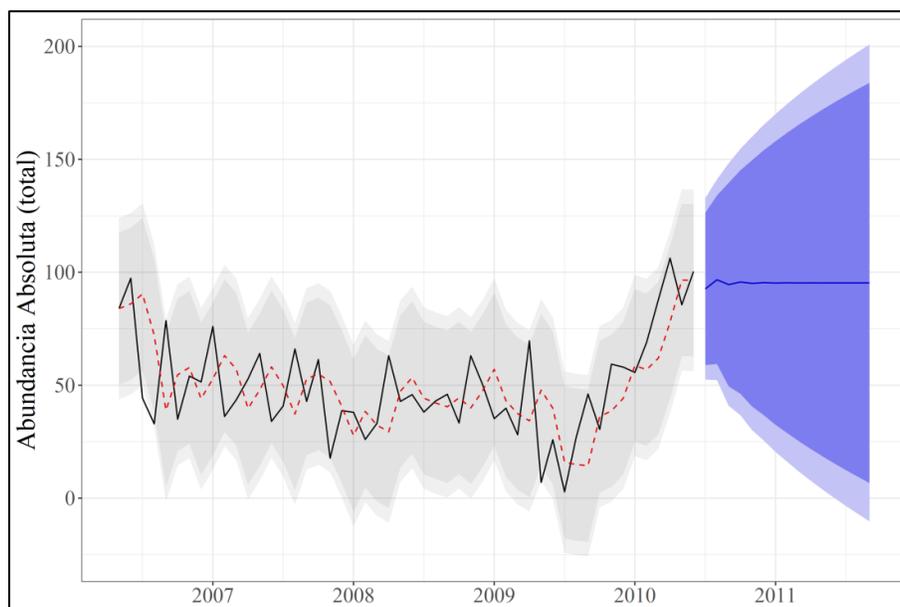


Gráfico 19. Proyección prospectiva de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) para los años 2010-2011 (15 meses) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo ARIMA(1,0,0), con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% azul y gris claro).

Por otro lado, la ejemplificación del pronóstico retrospectivo de la serie de tiempo de las abundancias absolutas de los tursiones, se efectuó bajo la modelación ARIMA(2,0,0), para el periodo que comprende desde febrero 2005 hasta abril 2006 (Gráfico 20), donde los datos muestran una tendencia ascendente en dicho periodo con valores bajos durante los primeros meses del año 2005 y altos para finales del mismo año.

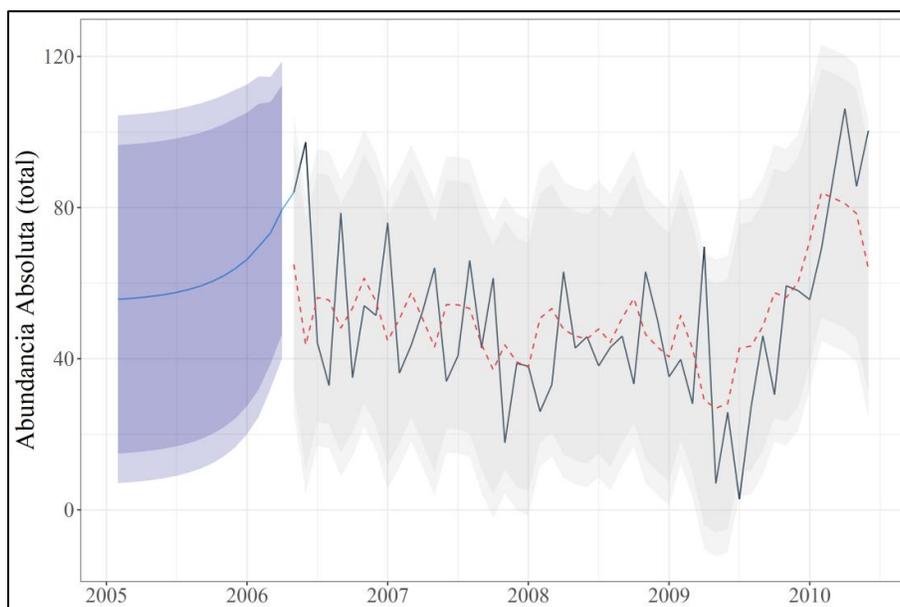


Gráfico 20. Proyección retrospectiva de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) para los años 2005-2006 (15 meses) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo ARIMA(2,0,0), con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% (azul y gris claro).

Adicionalmente, el pronóstico de abundancia absoluta evaluado mediante el promedio fijo o intuitivo permitió estimar solo un dato adicional para los datos que comprenden el año de muestreo 2003; este método se consideró debido a que presentó un error cuadrático medio bajo; por tal motivo, las estimaciones para el mes de octubre de 2003 consideran una abundancia absoluta total de 23.2 individuos (Tabla 7)

Tabla 6. Pronóstico de la estimaciones de abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz para el mes de octubre de 2003 bajo el método de promedio fijo y Error Cuadrático Medio (ECM).

Método	Pronóstico	ECM
Promedio fijo o intuitivo	23.20	379.65
Promedio Móvil Simple, primer criterio	60.01	562.36
Promedio Móvil Simple, segundo criterio, orden 2	40.30	563.07
Promedio Móvil Simple, segundo criterio, orden 3	50.60	845.66
Promedio Móvil Simple, segundo criterio, orden 4	59.53	881.68

En general, la proyección de la abundancia absoluta (AAb) total (marcados y no marcados) muestra un salto para el periodo de 2003, y la estimación del pronóstico para octubre de este mismo año mediante promedio fijo, mostró una tendencia ascendente a partir de este valor. Por otra parte, la proyección del patrón de la AAb para el periodo 2005-2006 sugiere una tendencia ascendente hasta mayo de 2006, mientras que el patrón observado para el periodo de muestreo 2006-2010 se mantiene constante. En lo que corresponde al periodo de 2010 se observa un patrón ascendente, el cual se estabiliza alrededor de los 100 individuos de acuerdo con la predicción para el 2011.

Cabe destacar que, los diferentes métodos utilizados para las proyecciones de AAb total (marcados y no marcados) con vacíos de datos, indican que posiblemente exista periodicidad o saltos en las tendencias de abundancia absoluta en intervalos de periodos relativamente largos (Gráfico 21).

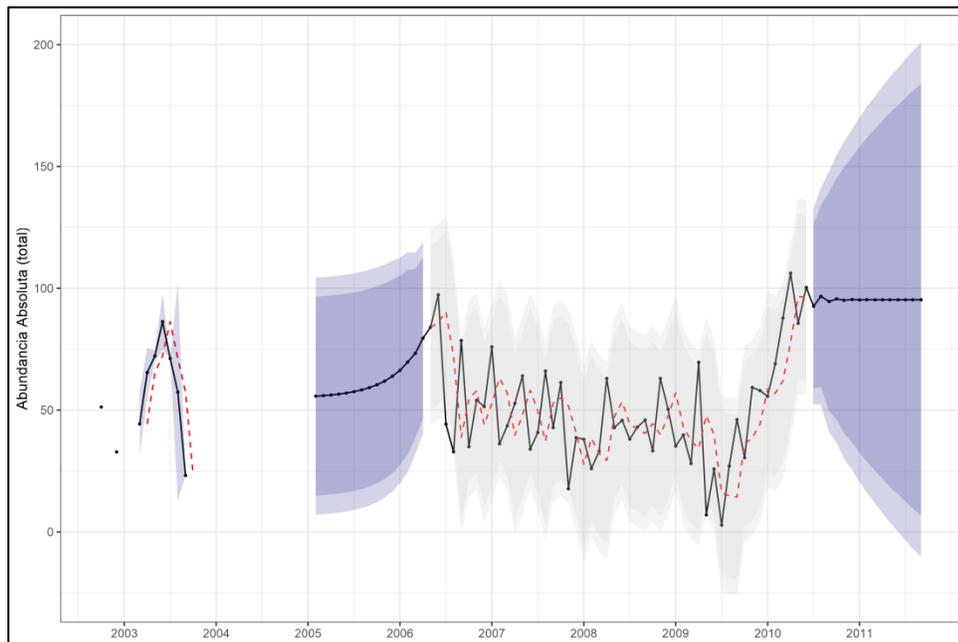


Gráfico 21. Proyección de abundancia absoluta (AAb) total para los años 2002-2003 y 2006-2010 de tursiones de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz (pronóstico para octubre 2003, proyección retrospectiva para febrero 2005-abril 2006 y proyección prospectiva para julio 2010-septiembre 2011); en donde, línea negra: AAb reales, línea roja discontinua: valores de AAb ajustados por el modelo, con un límite de confianza al 90% (azul y gris oscuro) y 95% (azul y gris claro).

VIII. Discusión

VIII.I. Esfuerzo de muestreo

La población de tursiones de la zona costera de Alvarado se ha estudiado desde 1993 de diversas formas y en diversos intervalos (García-Loredo, 1995; Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo, 2011; García-Vital, 2012; Morteo et al., 2012, 2014; Tenorio-Osorio, 2015; Chávez-Martínez, 2017; Morteo et al., 2017; Rechimont et al., 2018; Ronzón-Contreras, 2018; Aguilar-Badillo, 2019; Morales-Rincón et al., 2019; Morteo et al., 2019, García-Aguilar, 2020). El presente estudio se basó en la información recolectada de manera estandarizada en 95 navegaciones realizadas entre los años 2002-2003 y 2006-2010 (Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo, 2011). Los datos recolectados durante este periodo mostraron ser relativamente homogéneos en el número de muestreos realizados durante cada año, lo cual sugiere que las diferencias encontradas dependen de otros factores que no incluyen heterogeneidad en el esfuerzo.

La tasa promedio de avistamientos (3.07 ± 0.90 D.E.) coincide en general con el reporte de García-Aguilar (2020) para la misma zona de estudio, con un promedio 3.42 (± 0.55 D.E.) grupos por día de muestreo, y una duración de 44.3 (± 0.35 D.E.) minutos por avistamiento, en el mismo número de navegaciones, pero en periodos más recientes (i.e. 2006-2010 y 2016-2019). En comparación, en esta investigación los avistamientos tuvieron menor duración y esto depende de varios factores (e.g., la duración de las navegaciones, la habilidad de la tripulación, comportamiento de los tursiones, objetivos de investigación, entre otros). Por consiguiente, la comparación de resultados es posible cuando las investigaciones persiguen los mismos objetivos debido a que siguen las mismas estrategias de muestreo, condiciones ambientales y logísticas.

La mayoría de las investigaciones realizadas en esta zona han empleado métodos sistemáticos estableciendo rutas previas y esfuerzos de muestreo homogéneos tanto temporal como espacialmente (Morteo, 2011; García-Vital, 2012; Morteo et al., 2012, 2014; Chávez-Martínez, 2017; Morales-Rincón et al., 2019; Morteo et al., 2019, García-Aguilar, 2020), con excepción de los trabajos de García-Loredo (1995) y Del Castillo-Olvera (2010), las cuales reconocieron una aplicación no estándar en los métodos de campo, particularmente en la foto-identificación.

El trabajo de campo realizado en las costas de Alvarado es similar al de otras regiones del estado de Veracruz, que se rigen dentro de las mismas técnicas de muestreo para pequeños cetáceos, con intervalos de colecta de datos de entre dos y cuatro años (Martínez-Serrano et al., 2011; Valdés-Arellanes et al., 2011; Hernández-Candelario et al., 2015; Escobar-Lazcano, 2019). Por consiguiente, los resultados de esta investigación se suman a los registros previamente establecidos para ampliar las contribuciones de la población de tursiones de Veracruz y de las costas de Alvarado, pero considerando esta vez, a todo el sector de la población sin distinción entre clases de edad, sexo, residencia, entre otras. Esto debe resultar en estudios demográficos cada vez más actualizados, completos y complejos de dicha población; en este sentido, la presente investigación proporciona una base metodológica más robusta para el estudio de la abundancia de la población.

VIII.II. Análisis de foto-identificación

La técnica de foto-identificación es una de las más empleadas para la individualización y estudio de especies silvestres; sin embargo, analizar poblaciones grandes y por periodos prolongados suele retrasar la fase de análisis y los resultados, debido a la complejidad que conllevan (Urián et al., 2014). Los avances tecnológicos en aparatos inteligentes han facilitado el análisis de foto-identificación “manual” empleando métodos de visión por computadora e inteligencia artificial (Blount et al., 2018), los cuales están diseñados para organizar de manera automatizada las fotografías en función de características tales como la calidad del cuadro fotográfico y la identificabilidad de los individuos (Urián et al., 2014; Blount et al., 2018; Sánchez, 2019).

En este sentido, dentro de las plataformas más utilizadas por los investigadores para el análisis de marcado-recaptura (foto-identificación) de *Tursiops truncatus* se encuentran FinScan, DARWIN, Fluke Matcher y Flukebook, entre otros (Stanley et al., 1995; Kniest, Burns y Harrison, 2009). Las fotografías utilizadas en esta investigación fueron procesadas bajo el método tradicional (manual) de foto-identificación (Del Castillo-Olvera, 2010; Morteo et al., 2017) y, en algunos casos, con DARWIN (Sánchez, 2019); sin embargo, con la finalidad de crear el catálogo digital bajo la plataforma de Flukebook se reclasificaron las fotografías de los tursiones analizando 13,497 registros que corresponden a los años de

muestreo 2002-2003 y 2006-2010 donde se identificaron 269 individuos, lo cual mejora la calidad de los resultados obtenidos.

Esta reclasificación solo obtuvo 0.38% de fotografías con alta calidad (Q1), 1.11% con calidad media (Q2) y el 98.49% para fotografías de mala calidad según los criterios de SDRP (2006), Rosel et al. (2011), y Chávez-Martínez (2014); en total solo 203 fotografías (1.49%) fueron analizadas bajo la plataforma de Flukebook. Es importante mencionar que el 1.49% de las fotografías corresponden a 174 individuos diferentes y que para la creación del catálogo digital únicamente se utilizaron las fotografías originales (sin edición) con la finalidad de que el programa detectara de manera automática y sistemática la parte anterior y posterior de la aleta dorsal de los individuos. El resto de los individuos identificados (n= 95) fueron analizados de manera visual; de modo que, aún con los avances tecnológicos, los análisis tradicionales no se descartan pues hay que considerar que los datos colectados para muchas investigaciones son previos a los avances tecnológicos recientes, como es el caso de este trabajo y aunque suelen presentar “problemas técnicos”, son útiles para las investigaciones a largo plazo.

La mayoría de las fotografías obtenidas en esta investigación, no cuentan con calidad suficiente para ser detectadas automáticamente por la plataforma Flukebook; por tal motivo, el porcentaje de empates exitosos fue únicamente 40%, el 52% no fueron empatados y en el 8% de las imágenes restantes no se detectó ninguna aleta dorsal. En contraste, la evaluación de la eficiencia del programa DARWIN utilizando las mismas fotografías del catálogo de tursiones de la zona costera de Alvarado realizado por Sánchez (2019), desempeñó un reconocimiento de los contornos de aletas dorsales del 76% y solo el 24% no lograron ser empatadas. Cabe destacar que el reconocimiento de las aletas en DARWIN se hizo con contornos trazados de manualmente de las aletas de 91 (33.82%) de los 269 individuos identificados; estos individuos contaban con fotografías de alta calidad (Q1). Por consiguiente, el 65.2% de los empates realizados en DARWIN fueron identificados correctamente dentro de los tres primeros lugares de búsqueda, el 12.2% entre el cuarto y décimo lugar, y el 22.7% fueron empatados en los lugares 11-90.

La alta probabilidad de empates de aletas dorsales en los primeros lugares en el programa DARWIN se puede deber a la precisión del boceto trazado del borde de las aletas

para su reconocimiento, pues debido a que fueron trazados minuciosamente de manera manual cuenta con la ventaja de trazar los patrones de la aleta por más pequeñas que sean las muescas (Sánchez, 2019). Considerando lo anterior, la plataforma de Flukebook contó con baja eficiencia para los datos bajo estudio, pero continua siendo una herramienta de gran utilidad, ya que teniendo fotografías de alta calidad (Q1) de poblaciones grandes y con un periodo amplio de muestreo, reducirían enormemente el tiempo de trabajo y análisis de foto-identificación, puesto que no requiere el paso adicional de trazar de manualmente los bordes de las aletas, debido a que trabaja con algoritmos como CurvRank y finFindR que identifica de manera automática y sistemática el patrón de la aleta dorsal de los delfines.

Adicionalmente, al ser una plataforma colaborativa, de código abierto con otras instituciones, Flukebook podría ayudar a comparar los catálogos de foto-identificación de diferentes poblaciones para conocer patrones de movimiento más amplios sobre esta especie. En este sentido, el catálogo digital realizado para esta investigación es el primero de una institución mexicana en dicha plataforma, proporcionando datos de la población de *Tursiops truncatus* de las aguas costeras de Alvarado colectados desde 2002 hasta la actualidad. Por tal motivo, es relevante que se siga trabajando bajo esta colaboración, pudiendo proporcionar datos de los años subsecuentes a los analizados en esta investigación teniendo un mejor control en la calidad fotográfica para minimizar el esfuerzo de re-categorización y maximizando la eficiencia del análisis de diversos parámetros demográficos de los tursiones de Alvarado.

VIII.III. Abundancia relativa (AR)

La abundancia relativa estimada en esta investigación considera la población total de individuos foto-identificados de los periodos 2002-2003 y 2006-2010 sin distinción entre clases de edad, sexo, presencia de lesiones, etc. y la estimación para todo el periodo de muestreo (2002-2003, 2006-2010) fue de $5.51 \text{ individuos} \cdot \text{h}^{-1}$.

La estimación comprende siete años de muestreo, en los cuales existen intervalos de años sin datos y son relativamente altos en comparación con la mayoría de los estudios realizados en la misma área y zonas adyacentes con uno o dos años de muestreo (Tabla 8).

Tabla 7. Resultados de abundancia relativa (AR) de tursiones en aguas costeras varias localidades del estado de Veracruz (n=navegaciones),

Sitio	n	Núm. Ind	AR	Años	Autor
Tamiahua	24	248	4.4	1	Heckel (1992)
Tamiahua	12	349	5.2	1	Schramm (1993)
Alvarado	7	95	2.26	1	García-Loredo (1995)
Alvarado	26	329	4.69	1	Del Castillo-Olvera (2010)
SAV	25	180	1.23	2	Hernández-Candelario et al. (2015)
Alvarado	41	928	8.1	2	Morteo (2011)
Alvarado	95	1,272	5.51	7	Este estudio

Morteo (2011) determinó una estabilidad temporal relativa en el número de tursiones presentes de las costas de Alvarado. Los resultados de ésta investigación determinaron que, en efecto, no existieron diferencias significativas en las abundancias relativas de los tursiones entre meses y temporadas climáticas, pero esto puede ser debido a una alta variación en las condiciones del muestreo y la capturabilidad de los individuos; por ejemplo, se encontraron diferencias significativas pareadas en las abundancias relativas entre años de muestreo, particularmente entre 2002 y 2006 ($P= 0.006$), 2003 vs. 2006 ($P= 0.04$), 2002 vs. 2007 ($P= 0.02$), 2006 vs. 2009 ($P= 0.007$) y 2006 vs. 2010 ($P= 0.02$); lo que podría deberse principalmente a los ajustes del método de estudio (Del Castillo-Olvera, 2010). A pesar de ello, es posible que la población de tursiones se haya mantenido relativamente constante durante 2002-2003 y 2006-2010 (Morteo, 2011), dada la influencia de un núcleo de individuos residentes (Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021), además de una migración baja o gradual desde y hacia sitios adyacentes al área de estudio, debido posiblemente a un efecto de capacidad de carga (Bolaños-Jiménez et al., 2021).

Los patrones de la abundancia relativa en las poblaciones de tursiones suelen variar entre temporadas climáticas dadas las condiciones ambientales que modifican la disponibilidad de alimento y las presas potenciales dentro de las zonas de estudio (Zepeda et al., 2022). La zona costera de Alvarado presenta diversos aportes fluviales, los cuales traen consigo gran cantidad de nutrientes relacionados directamente con la biomasa y la productividad pesquera (Escobar-Briones, 2004); sin embargo, en este estudio no se observaron diferencias significativas estacionales, aunque se encontró mayor AR durante la temporada de lluvias. A pesar de la alta variabilidad, este efecto podría evidenciar ligeros aumentos en la abundancia de los delfines durante esta temporada, debido a que se asocia

con eventos de alimentación (Zavala-Hidalgo et al., 2006), que coinciden con lo observado en las aguas adyacentes al Sistema Arrecifal Veracruzano (Escobar-Lazcano, 2019), donde se determinó que el aumento de la abundancia en esta temporada coincide con una mayor inversión de tiempo en alimentación durante la temporada de lluvias, particularmente en la zona contigua a la desembocadura del río Jamapa, que mantiene altas las tasas de productividad primaria durante la temporada de lluvias (Martínez-Serrano et al., 2011).

En este sentido, se ha evidenciado que los cambios en el clima, influyen en las propiedades físico-químicas de la columna de agua, lo cual altera la producción biológica y la disponibilidad de recursos dentro de los ecosistemas marinos, afectando consigo la red trófica (Camphuysen et al., 2006), reafirmando que los patrones de distribución espacio-temporal de los mamíferos marinos y, en particular, de los tursiones se ven afectados y responden en gran medida a las variaciones estacionales de las condiciones oceanográficas (Defran y Weller, 1999; Tershey et al., 1991; Zepeda et al., 2022). Dichas variaciones podrían evidenciar el constante mantenimiento de una alta fidelidad al sitio en áreas donde las condiciones del hábitat son factibles para la especie (Morteo et al., 2019).

El patrón antes descrito, se ha evidenciado en otras costas mexicanas; por ejemplo, en la zona de Mazatlán, Sinaloa, se ha estimado una AR de 3.56 individuos·h⁻¹ que relativamente es considerada baja en comparación con otras zonas del Pacífico mexicano como Guaymas (12.3 individuos·h⁻¹) y Bahía de Bandera (20.4 individuos·h⁻¹) (Rodríguez-Vázquez, 2008; Guevara-Aguirre y Gallo-Reynoso, 2015; Zepeda et al., 2022); y aunque dichos valores pueden responder a los cambios ambientales, una estimación alta podría indicar que los mismos individuos permanecieron en el área de estudio y se encontraron repetidas veces durante el periodo de muestreo, o bien es debida a la alta afluencia de individuos que ingresan al área desde aguas fuera de la costa (Morteo et al., 2019; Zepeda et al., 2022).

Dicho patrón también ha sido evidenciado por Sprogis et al. (2018) en las costas del Indo-Pacífico, Australia. Aún con dicha incertidumbre, los patrones de fidelidad al sitio dentro del Golfo de California, Pacífico Norte Mexicano y Golfo de México son bien conocidos (Reza-García, 2001; Guevara-Aguirre y Gallo-Reynoso, 2015; Morteo et al., 2014; Bolaños-Jiménez et al., 2021; Zepeda et al., 2022); además, la frecuencia del

comportamiento alimenticio en estas coincide con una mayor disponibilidad de presas en respuesta a las condiciones ambientales.

Este es el caso de la zona costera de Alvarado, donde se destaca que los efectos temporales en la abundancia relativa de los tursiones pueden ser graduales a través de los años, dada la importancia del Sistema Lagunar de Alvarado no solo como un sitio de concentración de tursiones (García-Aguilar, 2020), sino también como un área en donde diariamente los individuos se desplazan a aguas adyacentes manteniendo el flujo genético (Caballero et al., 2011; Morteo et al., 2014; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Por ello, es importante continuar los estudios ecológicos dentro de esta zona, como área estratégica de alimentación, reproducción y refugio para esta y otras especies, aunado a la importancia de la pesca artesanal por los pobladores locales (Morteo et al., 2012).

VIII.III. Foto-identificación y abundancia absoluta (AAb)

A pesar de las diversas investigaciones sobre esta especie a nivel mundial, los estudios demográficos a mediano y largo plazo son escasos (Bolaños-Jiménez et al., 2021). En varias localidades alrededor del mundo, la abundancia absoluta para poblaciones locales de tursiones ha sido estimada entre 60 y 150 individuos (Wells, 2003; Balmer et al., 2008; Félix et al., 2017), en donde se ha detectado la llegada de individuos ocasionales durante algunas temporadas del año (primavera y otoño), incrementado las estimaciones de abundancia en algunos casos en gran medida (313-410 individuos) (Balmer et al., 2008). Por ejemplo, el tamaño poblacional de los tursiones puede incluir varias decenas y centenas de individuos, como la población de Sarasota, Florida que oscila entre los 35 y 100 individuos (Wells y Scott, 1990). Por otra parte, en la región del Mar Mediterráneo las estimaciones de abundancia para los tursiones oscilan entre los 25 y 173 individuos (Gnone et al., 2011), mientras que para la región de la Toscana las estimaciones fluctuaron alrededor de 170 y 250 individuos (Gnone et al., 2011).

Las estimaciones de abundancia pueden estar asociadas y condicionadas a las características ecológicas de cada sitio, actividades antrópicas, capacidad de carga, a las fluctuaciones de parámetros ambientales y sobre todo a la estacionalidad, pues no todos los estudios realizados sobre la abundancia de los tursiones contemplan los muestreos durante

todas las estaciones climáticas; por tal razón, algunas de las estimaciones de abundancia pueden no ser comparables.

Actualmente, la población de tursiones descrita para las costas de Alvarado es una de las mejor estudiadas en México, donde el promedio mensual de abundancia absoluta oscila alrededor de los 125 (± 25 D.E.) delfines (Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Para los fines de esta investigación se usó el enfoque de Morteo et al. (2017) y Bolaños-Jiménez et al. (2021) ya que incluye a los individuos marcados y no marcados mediante un modelo robusto para poblaciones abiertas, el cual permite entradas y salidas de la población; con el fin de mejorar el ajuste del modelo, se descartaron las identificaciones múltiples de un individuo durante el mismo muestreo, usando criterios estrictos de foto-identificación para reducir las posibilidades de identificación errónea de los individuos, evidenciando un análisis homogéneo y cumplimiento de las suposiciones del modelo (Williams et al., 2002).

Sin embargo, debido a que se han determinado diferencias en los parámetros temporales y sexuales de la población utilizando la parametrización POPAN del modelo de Jolly-Seber de tursiones de la zona costera de Alvarado (Bolaños-Jiménez et al., 2021), los resultados de la abundancia para este estudio podrían estar subestimados (Pollock et al., 1990). Aún con dicha incertidumbre, el análisis de esta investigación mostró el mismo patrón obtenido en las evaluaciones de Morteo et al. (2017), evidenciando un equilibrio dinámico dentro de la población, al observarse variaciones temporales que no resultaron en diferencias significativas de la abundancia de los tursiones entre meses, ni en la existencia de tendencias en la población (Bolaños-Jiménez et al., 2021).

Cabe destacar que, a diferencia de los trabajos anteriores, las comparaciones entre temporadas climáticas sí mostraron diferencias significativas, particularmente entre lluvias y secas (Figura 10), y esto también ocurrió entre años de muestreo. Esto puede ser resultado de los ajustes metodológicos en la toma de datos en los diferentes años de muestreo, aunque no se descarta un posible efecto climático de mediano y largo plazo.

El esfuerzo y la duración del muestreo influyen en los cálculos del tamaño poblacional y el número de animales marcados (Baker et al., 2006). Por ejemplo, la estimación de abundancia absoluta de los tursiones de Alvarado para los años 90 (García, 1995) y 2002-2003 (Del Castillo-Olvera, 2010), mostraron valores 10 y 2 veces por debajo

de las estimaciones recientes, probablemente debido a diferencias en características del muestro, muestreos insuficientes y/o baja calidad fotográfica.

Es necesario mencionar que el alto grado de certidumbre para las estimaciones de tasa de marcado de este estudio, se debe tanto a la alta tasa de éxito en la foto-identificación (>70%) (Morteo et al., 2017), como al reducido número de individuos en los grupos de delfines del área de estudio (Morales-Rincón et al., 2019; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Por lo anterior, las estimaciones de abundancia absoluta tanto para individuos marcados, como la abundancia total (marcados y no marcados) se correlacionaron positivamente, ya que la tasa de individualización es alta en comparación con otras poblaciones, mostrando que sus variaciones en general no producen patrones distintos en los valores ya que los datos son dependientes (Figura 13). En este sentido, diversos estudios han evaluado la tasa de identificación de los tursiones sugiriendo que la mayoría de los individuos han sido identificados al final de los estudios (Defran y Weller, 1999; Quintana-Rizzo y Wells, 2001; Morteo, 2011).

Adicionalmente, se ha comprobado que las tasas de recaptura influyen en la estimación del tamaño poblacional y el número de individuos marcados (Baker et al., 2006; Weir et al., 2008), que se asocian a factores ambientales, estabilidad del hábitat, estado reproductivo, pero sobre todo a la capacidad de detectar a los individuos (Williams et al., 2002). Lo anterior, podría obedecer a patrones de residencia y fidelidad al sitio, los cuales son evaluados a través de la información del número de recapturas de los individuos. Ballance (1990) afirma que el alto número de recapturas, aunado a un periodo largo entre el primer avistamiento y el último, y a un corto intervalo entre los avistamientos, describen a un individuo con alto grado de residencia. Sin embargo, aunque un esfuerzo mayor incrementara el número de individuos marcados, éste no es necesariamente significativo (Morteo, 2011).

Aunque el número de recapturas no mostró diferencias entre las temporadas climáticas y los meses de muestreo, a diferencia de otros trabajos en la zona (i.e. Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021), el número de individuos nuevos identificados sí mostró diferencias entre las temporadas de secas-lluvias ($Z=-2.12$, $P=0.03$) y secas-nortes ($Z=-2.75$, $P<0.01$). Esto se debe a la afluencia regular de delfines transitorios y visitantes de zonas adyacentes a esta área (Vollmer y Rosel, 2013) y se traduce en un comportamiento

migratorio que mantiene el equilibrio en el número de delfines de la población, similar a un efecto de capacidad de carga (Bolaños-Jiménez et al., 2021).

Cabe mencionar que los tursiones de ecotipo costero conforman una estructura poblacional compleja y, que posiblemente se originaron a partir de un ecotipo oceánico; por tal razón, es probable que los individuos de ecotipo oceánico exploren ambientes costeros y viceversa (Segura-García et al., 2018), lo que puede generar una inmigración temporal de individuos debido a los factores físico-ambientales que caracterizan algunas zonas de estudio, favoreciendo con ello el acceso a recursos (Zepeda et al., 2022). Adicionalmente, se ha determinado que, a pesar de que existe una comunidad núcleo de individuos residentes en la zona costera de Alvarado (Morteo et al., 2017), esporádicamente, esta población recibe individuos de zonas adyacentes al área de estudio sin tendencia estacional aparente (Bolaños-Jiménez et al., 2022).

VIII.IV. Proyecciones de abundancia absoluta (AAb)

Las proyecciones estadísticas en cualquier campo de la investigación son una tarea compleja, que requiere de la utilización de diversas técnicas (Pajuelo y Lorenzo, 1995), y forman parte de la información referida hacia el futuro de suma importancia, la cual requiere un análisis minucioso (Chávez, 1997); dentro de la ecología y biología, estas proyecciones han sido utilizadas para predecir aspectos demográficos, principalmente parámetros como las tasas de natalidad y mortalidad.

Por otra parte, las series temporales han sido requeridas en ecología marina para el estudio de las poblaciones sometidas a explotación, con la finalidad de predecir su futuro (Pajuelo y Lorenzo, 1995). Las especies de cetáceos muestran diferentes patrones de ocurrencia espacio-temporal, que dependen de sus necesidades, donde uno de los factores que estimula en mayor medida estos patrones es la disponibilidad de alimento (Lusseau et al., 2004). Aunque las proyecciones demográficas pueden estar condicionadas a factores no controlables (suministro de especies presa, temporadas climáticas, corrientes, factores físico-químicos, etc), son útiles para pronosticar tendencias a partir de los modelos estadísticos; principalmente a través de las autocorrelaciones, ya que se puede inferir si los datos analizados están asociados a algún tipo de ciclo, estacionalidad o tendencia.

Muchos de los conjuntos de datos a largo plazo en la ecología poblacional están fragmentados y existen lagunas en las observaciones secuenciadas en el tiempo; estos vacíos pueden corresponder a diversas fallas (metodología aplicada, catástrofes ambientales, errores en el análisis de datos, financiamiento de proyectos o bien por el complejo comportamiento de la especie estudiada) (Lewellen y Vessey, 1999), y por tal motivo, los análisis estadísticos se quedan sin realizar. Debido a estas dificultades, en muchos estudios de ecología de poblaciones, se analizan los conjuntos de datos antes de los análisis y posteriormente, se utilizan únicamente series de tiempo que no tengan vacíos de información para realizar las proyecciones estadísticas (Lewellen y Vessey, 1999), omitiendo que existen numerosos métodos para la cuantificación de datos fragmentados (Box y Jenkins, 1976).

Algunos investigadores han evaluado diversas técnicas para el análisis de datos fragmentados para modelos estadísticos de Box-Jenkins, aproximando los datos faltantes usando interpolaciones lineales entre las observaciones disponibles, estimando los datos faltantes de acuerdo con el patrón de autocorrelación identificado con los datos evaluados, pronosticando los datos faltantes con algún filtro (Kalman) o bien, reestimando el modelo estadístico usando algoritmos de maximización de estimación y omitiendo datos faltantes durante la estimación de los parámetros poblacionales (Brown y Heske, 1990; Ellner y Turchin, 1995; Lewellen y Vessey, 1998; 1999). Asimismo, se piensa que las técnicas de estimación y pronóstico de datos crean estimaciones biológicamente más realistas que los métodos de interpolación lineal y maximización de los datos (Brown y Heske, 1990; Ellner y Turchin, 1995; Lewellen y Vessey, 1998; 1999).

Por consiguiente, cuando surgen preocupaciones de conservación, económicas o de salud sobre alguna especie o población en particular, es necesario utilizar conjuntos de datos de largo plazo, independientemente de la fragmentación de estos. Tal es el caso de la pesquería demersal de las Islas Canarias y las capturas de pulpo en la península de Yucatán, donde las predicciones sobre las capturas pesqueras (con uno o dos años de antelación) ayudan a controlar la actividad artesanal y mantener el equilibrio del ecosistema, controlando los efectos económicos que origina (Stergiou, 1989; Pajuelo y Lorenzo, 1995; Cabrera et al., 2008). Considerando que las condiciones oceanográficas y socio-económicas que condicionan el esfuerzo de la pesca pueden ocasionar cambios en la magnitud de las

capturas interanuales (Pajuelo y Lorenzo, 1995) y, si bien, algunas poblaciones pueden tener la capacidad de recuperarse con rapidez de impactos extremos, también pueden ser vulnerables a factores ambientales que afecten sus procesos de reclutamiento, especialmente cuando tienen un ciclo de vida corto (Cabrera et al., 2008).

A pesar de que los análisis y proyecciones poblacionales, aún con series de tiempo fragmentadas, bajo la modelación ARIMA suelen ser confiables y viables para un adecuado manejo de poblaciones de recursos marinos, los estudios disponibles para cetáceos son casi nulos. Si bien existen algunos estudios referidos a las poblaciones de delfines en las Islas Canarias, estos únicamente se enfocan en determinar la presencia temporal de dos especies: *Tursiops truncatus* y *Delphinus delphis*, debido a limitaciones por la pérdida de información de los avistamientos y la ausencia de registros ocasionales y sistemáticos (Morales-Herrera, 2015).

Por lo anteriormente expuesto, los resultados de la presente investigación se consideran un parteaguas para la evaluación de la abundancia poblacional total (marcados y no marcados) de los tursiones de las aguas costeras de Alvarado. Aunque la demografía de los tursiones ha sido estudiada desde 1992, existen amplios intervalos sin datos, por lo que se justifica el uso de métodos de proyección; por otra parte, dada la periodicidad en las variaciones climáticas de la zona, las series temporales bajo la modelación ARIMA y promedios fijos son congruentes para la determinación de la evolución temporal en la abundancia absoluta de los tursiones, aunque en algunos casos se tuvo una alta incertidumbre debido al modelo aplicado (Jolly-Seber) para las estimaciones de abundancia y aunque los resultados pueden estar subestimados, esta investigación mostró una estabilidad dinámica dentro de la población, mismo patrón obtenido por evaluaciones anteriores (Morteo et al., 2017; Bolaños-Jiménez et al., 2021).

Es importante destacar que, si bien los intervalos de confianza (Gráfico 19) de la proyección de la abundancia absoluta para los años 2010-2011 sugieren una alta probabilidad de que la abundancia cambie conforme transcurre el tiempo, esto no ocurre para la simulación retrospectiva de la proyección en los años 2005-2006 (aunque técnicamente no cumplen con el sentido del flujo temporal). Esto es contra intuitivo ya que, la incertidumbre de las proyecciones tiende a aumentar conforme pasa el tiempo, y las

probabilidades de que cambie la incertidumbre suelen mover la estimación conforme se aleja de la media.

A pesar del incremento en la incertidumbre (Gráfico 21), la estabilidad de la proyección futura sobre la media indica que la tendencia está altamente influenciada por los incrementos ocurridos desde la mitad del año 2009 al 2010 y, a pesar de la variabilidad, el número de individuos presentes en la población de tursiones se compensa debido a que es una población abierta (Morteo, 2011; Bolaños-Jiménez et al., 2021). Esto coincide con la tendencia reportada por Bolaños-Jiménez et al. (2021), la cual se considera robusta, ya que sus datos cuentan con mayor control sobre los supuestos de los estimadores de abundancia, tales como la homogeneidad de las probabilidades de recapturas.

Las proyecciones de abundancia absoluta de la población de los tursiones de las costas de Alvarado, no muestran periodicidad en meses, temporadas o años específicos, reafirmando que la población se mantiene en equilibrio dinámico gracias al comportamiento inmigratorio estacional de los tursiones (Bolaños-Jiménez et al., 2021). Esto puede ser el resultado de la combinación de diversos factores tanto externos (climáticos, humanos, tróficos, etc.) como internos (estructura social, reproducción, uso de hábitat, etc.) que causan variaciones estocásticas en las poblaciones (Lewellen y Vessey, 1999). Por tal motivo, es necesario continuar monitoreando a la población de delfines de la zona costera de Alvarado, para determinar si las variaciones en la abundancia poblacional continúan y si las tendencias permanecen.

También es importante mencionar que, a pesar de las limitaciones (e.g., supuestos de los modelos, tamaño de muestra, periodicidad, estacionalidad, datos faltantes y series de tiempo de largo plazo, etc.) que puede enfrentar la modelación estadística ante la variabilidad de los parámetros poblacionales a través del tiempo, los resultados obtenidos en esta investigación funcionan como sustento de que, la modelación estadística bajo el enfoque ARIMA, pero sobre todo bajo la serie de tiempo fragmentadas, es confiable para la evaluación de diversos parámetros, proporcionando a su vez un panorama más amplio y crítico para la evaluación del comportamiento retrospectivo y prospectivo de los parámetros poblacionales.

Adicionalmente, los resultados de esta investigación son muestra de la resiliencia de la población de tursiones de las aguas costeras de Alvarado ante la contaminación, la

interacción con las artes de pesca, el ruido ambiental marino provocado por las embarcaciones, entre otros, dando pautas para el diseño de estrategias educativas dirigidas a concientizar a la sociedad de los impactos de origen antrópico, que los humanos causamos al ambiente marino y a la población de tursiones, recalando la importancia de esta especie como centinelas de la calidad del hábitat.

Finalmente, es importante destacar que los estudios a largo plazo permiten avanzar en la comprensión de diversos fenómenos (e.g., mortalidad, natalidad, residencia, entre otros) ayudando a aplicar políticas correctivas para la preservación de diversas especies. Por tal motivo, se sugiere que esta investigación puede servir como modelo para contribuir a compensar las deficiencias más comunes en el monitoreo de poblaciones de mamíferos marinos bajo criterios de marcaje/recaptura, tomando en cuenta la consolidación de los protocolos de muestreo y análisis de datos y que, en conjunto con estudios enfocados al impacto antrópico puedan ser herramientas que permitan a las autoridades diseñar estrategias de manejo más certeras, consistentes e integrativas.

IX. Conclusiones

- La estimación de la abundancia relativa (AR) mostró valores relativamente altos en comparación con la mayoría de los estudios previos en zona adyacentes y las diferencias temporales pueden deberse a las diferencias metodológicas de las distintas investigaciones.
- El número de individuos nuevos identificados mostró diferencias entre temporadas, que pueden estar relacionadas con la afluencia regular de delfines transitorios y visitantes de zonas adyacentes a esta área.
- La abundancia total de tursiones (individuos marcados y no marcados, sin distinción de edad, sexo, residencia, presencia de lesiones, etc.) mostró correlación significativa con el número de individuos marcados, lo cual puede ser explicado por la alta tasa de marcado y la eficiencia de individualización.
- A pesar de la incertidumbre de las proyecciones, la modelación ARIMA a través de series de tiempo fragmentadas y promedios fijos determinó que la población de tursiones se mantiene en un equilibrio dinámico consistente con lo reportado en estudios previos, debido a la inmigración estacional de individuos de la superpoblación.
- El uso de series temporales bajo la modelación ARIMA y promedios fijos es factible y eficaz para esta población, debido a la congruencia en la evolución temporal de la abundancia absoluta de los tursiones.

X. Recomendaciones

- Es necesario dar continuidad a los estudios de diversos parámetros poblacionales de los tursiones de las aguas costeras de Alvarado, considerando múltiples objetivos para una mejor comprensión sobre cómo los factores físico-ambientales (temperatura superficial del mar, la salinidad, perfiles batimétricos, productividad primaria, evaluación de la biomasa pesquera, entre otros) y antropogénicos influyen en la dinámica poblacional de los tursiones.
- La implementación conjunta de las técnicas tradicionales y nuevas (e.g., análisis de foto-identificación “manual” y digital) para el estudio de los mamíferos marinos es importante en esta zona de estudio para mejorar la estimación de los diversos parámetros poblacionales y, con ello, tener un mejor control sobre la calidad de los datos analizados.
- La utilización de la modelación ARIMA, bajo el criterio de series de tiempo para la estimación de parámetros tanto ambientales como poblacionales debe explorarse en otras poblaciones de mamíferos marinos, aún con datos a largo plazo con vacíos de información.

Referencias

- Aguilar-Badillo L.I. (2019). Supervivencia de tursiones (*Tursiops truncatus*) durante su desarrollo temprano en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. *Tesis de licenciatura*. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Akaike, H. (1973). En el texto hay que la tienes de 1974 “Information theory and an extension of the maximum likelihood principle,” in *Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory*, eds B. N. Petrov and F. Caski (Budapest: Akademiai Kiado), 267–281.
- Al-Khafaji, K., Tuljapurkar, S., Carey, J. R. y Page, R. E. (2009). Hierarchical demography: a general approach with an application to honey bees. *Ecology*, 90, 556–566.
- Anderson, K. (1998). *Animals, Science and Spectacle in the City*. En Wolch, J. y Emell, J. *Animal Geographies* (pp. 21-50). Inglaterra.
- Andrewartha, H.G. y Birch, L.C. (1954). *The Distribution and Abundance of Animals*. University of Chicago Press, Chicago, IL.
- Arce, R., y Mahía, R. (2010). Modelos arima. U.D.I. Econometría e Informática. Retrieved from http://www.uam.es/personal_pdi/economicas/eva/ecoi.html
- Arias-Zapata, A. (2019). Percepción de pescadores artesanales ante la interacción con tursiones costeros (*Tursiops truncatus*). *Tesis de licenciatura*. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Baillargeon, S. y Rivest L. (2007). Rcapture: Loglinear models for capture-recapture in R. *Journal of statistical software*: 19(5): 31 p.
- Baird R.W., Webster D.L., Mahaffy S.D., McSweeney D.J., Schorr G.S. y Ligon A.D. (2008). Site fidelity and association patterns in a deep-water Dolphin: rough-toothed dolphins (*Steno bredanensis*) in the Hawaiian archipelago. *Marine Mammal Science*, 24(3), 535–553
- Baker J.D., Harting A.L. y Johanos T.C. (2006). Use of discovery curves to assess abundance of Hawaiian monk seals. *Marine Mammal Science*, 22: 847–861.
- Ballance, L. (1990). Residence patterns, group organization, and surfacing associations of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. *The Bottlenose dolphin*. Academic Press Inc, 267-283 pp.
- Ballance, L.T. (1992). Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*, 8(3): 262–74
- Balmer B.C., Wells R.S., Nowacek S.M., Nowacek D.P., Schwacke L.H., McLellan W.A., Scharf F.S., Rowles T.K., Hansen L.J., Spradlin T.R. y Pabst D.A. (2008). Seasonal abundance and distribution patterns of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near St. Joseph Bay, Florida, USA. *Journal of Cetacean Research and Management*, 10, 157–167.
- Bateman, A. W., Ozgul, A., Coulson, T., y Clutton-Brock, T. H. (2012). Density dependence in group dynamics of a highly social mongoose, *Suricata suricatta*: Group dynamics in a highly social species. *Journal of Animal Ecology*, 81(3), 628–639. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2011.01934.x>
- Bateman, A. W., Ozgul, A., Krkošek, M., y Clutton-Brock, T. H. (2018). Matrix Models of Hierarchical Demography: Linking Group- and Population-Level Dynamics in Cooperative Breeders. *The American Naturalist*, 192(2), 188–203. <https://doi.org/10.1086/698217>
- Bearzi G., Agazzi, S., Bonizzoni, S., Costa, M. y Azzellino, A. (2008). Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 18, 130-146.
- Beissinger, S. R. and Westphal, M. I. 1998. On the use of demographic models of population viability in endangered species anagement. – J. Wildl. Manage. 62: 821–841.
- Bejder L. y Dawson S. (2001). Abundance, residency, and habitat utilization of Hector’s dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) in Porpoise Bay, New Zealand. New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research*, 35, 277–287.
- Berryman, A.A. (2002) Population: a central concept for ecology? *Oikos*, 97, 439–442.
- Blount D, Holmberg J, and Minton G. (2018). Flukebook – A tool for cetacean photo identification, data archiving and automated fluke matching. International *Whaling Commission* report SC/67B/PH/03.

- Bolaños, Jiménez. J. (2017). Ecología poblacional del delfín nariz de botella o tursión (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela. *Tesis de maestría en Ecología y Pesquerías*. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Boca del Río, Veracruz, México.
- Bolaños-Durán, E. (2017). Asociaciones de tursiones (*Tursiops truncatus*) en la Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano. *Tesis de Licenciatura*. Facultad de Biología. Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Bolaños-Jiménez J., Morteo E., Fruet P., Secchi E., Delfín-Alfonso C., Bello-Pineda J. (2021). Population parameters reveal a core community of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) within open waters of the Southwestern Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science* ISSN: 1748-7692.
- Box. G. E. P. y G. M. Jenkins. (1976). *Time Serial Analysis*. Holden-Dav. San Francisco: 575 pp
- Bräger S., Würsig B., Acevedo A. and Henningsen T. (1994). Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. *Journal of Mammalogy*, 75, 431–437.
- Brown, J.H. and Heske, E.J., (1990). Temporal changes in a Chihuahuan Desert rodent community. *Oikos*, 59: 290-302.
- Caballero, S., V., Islas-Villanueva, G., Tezanos-Pinto, S., Duchene, A., Delgado-Estrella, R., Sanchez-Okrucky, y Mignucci-Giannoni. (2011). Phylogeography, genetic diversity and population structure of common bottlenose dolphins in the Wider Caribbean inferred from analyses of mitochondrial DNA control region sequences and microsatellite loci: conservation and management implications. *Animal Conservation*. doi: 10.1111/j.1469-1795.2011.00493.x
- Cabrera, V. M., Palomo, C. L., Bobadilla, C. F., Ortega, T. P., Torres, I. E., Brulé, D., T., Sánchez, C. M., Colas, M. T., Díaz, P. E. y Bello, G. E. (2008). Plan de manejo y operaciones del comité de administración pesquera de escama y pulpo. *CONAPESCA-SAGARPA*; 174 p.
- Camphuysen, C.J., Scott, B.E. y Wanless, S. (2006). Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management. Pages 82-97 in Boyd, I.L. and Wanless, S. (eds) *Conservation Biology*, Volume 12. Cambridge University Press, U.K.
- Camus, P.A. y Lima, M. (2002). Populations, metapopulations, and the open-closed dilemma: the conflict between operational and natural population concepts. *Oikos*, 97, 433–438.
- Capella, J., y Gibbons, J., (2008). Mamíferos marinos. In Ministerio del Medio Ambiente de Chile. *Biodiversidad de Chile, Patrimonio y Desafíos*, (2), 234-243.
- Cárdena, S. B. (2019). Modelos estadísticos para el pronóstico de los parámetros fisicoquímicos (porcentaje de acidez y densidad) y composicionales (porcentaje de grasa y proteína) de leche de búfala recibida en Colanta planta Planeta Rica. *Tesis de especialidad en Estadística Aplicada*. Universidad “Los Libertadores”. Facultad de Ingenierías y Ciencias básicas. Bogotá, Colombia: 73 p.
- Ceballos, G. y Ehrlich, P.R. (2002) Mammal population losses and the extinction crisis. *Science*, 296, 904–907.
- Chávez Martínez, K. (2014). Evaluación visual de la condición corporal del tursión (*Tursiops truncatus*, Montagu, 1821). *Tesis de Licenciatura*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán.
- Chávez, Q. N. (1997). Modelos Arima. *Ciencia y cultura*; ISSN 2077-3323.
- Chávez-Martínez, K. (2017). Interacción entre el tursión (*Tursiops truncatus*) y la pesca artesanal de Alvarado, Veracruz, en función de la captura, calidad nutricional y composición isotópica de la comunidad de peces. *Tesis de Maestría en Ciencias*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California. Ensenada, Baja California, México. 91 p.
- Chilvers, B.L. y Corkeron, P.J. (2001). Trawling and bottlenose dolphins' social structure. *Proceedings of the Royal Society. Biological Sciences*, 268: (1479), 1901-5.
- Choquet, R., Reboulet, A. M., Lebreton, J. D., Gimenez, O. y Pradel, R. (2005). U-CARE 2.2 User's Manual. *CEFE, UMR 5175, CNRS, Montpellier, France*.
- Cockcroft, V. G. y Ross, G. J. B. (1990). Age growth and reproduction of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, from the East Coast of Southern Africa. *Fishery Bulletin*, 88(2), 289-302.
- Coello, D., Herrera, M., Calle, M., Castro, R., Medina, C y Chalén, X. (2012). Incidencia de tiburones, rayas, aves, tortugas y mamíferos marinos en la pesquería artesanal con enmalle de superficie en la caleta pesquera de Santa Rosa (Provincia de Santa Rosa) Ecuador. *Ministro de Ambiente*.
- Connor, R.c., Well, R. S., Mann, J. y Read, A. J. (2000). The bottlenose dolphins: social relationship in a fission-fusion society. En: Mann, J. Connor, R. C., Tyack, P. L. y Whitehead, H. (ed). *Cetacean societies: field studies of dolphins and whales*. *The University of Chicago Press*. (pp 91-126).

- Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. (1982). *División de Asuntos oceánicos y Derechos del Mar*. Oficina de asuntos Jurídicos, Naciones Unidas. Montego Bay, Jamaica. Recuperado el día 20 de julio de 2020 en: https://www.un.org/depts/los/convention_agreements/texts/unclos/closindx.htm
- Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres. (2008). Recuperado el día 17 de enero de 2017 en: <http://www.cites.org/esp/disc/text.shtm>
- Convenio sobre la Diversidad Biológica. (1992). *Naciones Unidas*, 30. Recuperado el día 20 de julio de 2020 en: <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>
- Cooch E. G., y White G. C. (2017). Program Mark, a gentle Introduction. *Cornell University y Colorado State University Cooperative Wildlife Unit*, 1159 pp.
- Cooch, E. y White, G. (2009). Program Mark, a gente introduction. *Cornell University y Colorado State University Cooperative Wildlife Unit*, 1-52.
- Coulson, T. (2001). Age, Sex, Density, Winter Weather, and Population Crashes in Soay Sheep. *Science*, 292(5521), 1528–1531. <https://doi.org/10.1126/science.292.5521.1528>
- Cruz-Escalona, V. (2005). Interdependencia ecotrófica entre la laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. *Tesis doctoral en ciencias*. Instituto Politécnico Nacional y Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México.
- Cruz-Escalona, V. H., Arreguín-Sánchez, F. y Zetina-Rejon, M. (2007). Análisis de la estructura del ecosistema de Laguna Alvarado, oeste del Golfo de México, mediante un modelo de balance de masa. *Ciencia estuarina, costera y de plataforma*. 72(1-2): 155-167.
- Cubero-Pardo, P. (2007). Distribución y condiciones ambientales asociadas al comportamiento del delfín bufeo (*Tursiops truncatus*) y el delfín manchado (*Stenella attenuata*) (Cetacea: Delphinidae) en el Golfo Dulce, Costa Rica. *Revista De Biología Tropical*, 55(2). <https://doi.org/10.15517/rbt.v55i2.6030>
- Curtin, S. (2009). Wildlife tourism: the intangible, psychological benefits of human-wildlife encounters. *Current Issues in Tourism*, 12, 451-474.
- Defran, R. y Weller, D. (1999). Occurrence, distribution, site fidelity and school size of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Marine Mammal Science*, 15(2), 366-380.
- Defran, R.H., Caldwell, M., Morteo, E., Lang, A.R., Rice, M. y Weller, D. (2015). Possible stock structure of coastal bottlenose dolphins off Baja California and California revealed by photoidentification research. *Bull. Southern Calif. Acad. Sci.*, 114 (1):1-11.
- Defran, R.H., Schultz, G., Weller, D.W. (1990). A technique for the photo identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). En: P. Hammond, Mizroch S.A. y G.P. Donovan (Eds.) Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Report of the International Whaling
- Del Castillo-Olvera, V. (2010). Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*), en la costa de Alvarado, Veracruz, México. *Tesis de licenciatura*. Escuela de biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.
- Delgado, A. (2002). Comparación de parámetros poblacionales de la toninas, *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México (Estado de Tabasco, Campeche, Yucatán y Quintana Roo). *Tesis de doctorado*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Delgado-Estrella, A. (1996). Ecología poblacional de las toninas *Tursiops truncatus*, en la laguna de Yalahau, Quintana Roo, México. *Tesis de Maestría*. Facultad de Ciencias UNAM, Ciudad de México, México.
- Ellner, S. and Turchin, P., (1995). Chaos in a noisy world: new methods and evidence from time-series analysis. *Am. Nat.*, 145: 343-375
- Enríquez, G. A. B. (2020). Hábitos alimentarios de los delfines moteado (*Stenella attenuata*) y Tornillo (*Stenella longirostris*) en la costa central de Oaxaca inferidos mediante isótopos estables de N y C. *Tesis de maestría*. Instituto Politécnico Nacional. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. La Paz, Baja California Sur, México.
- Escobar-Briones E. (2004). Current knowledge of benthic communities in the Gulf of Mexico. p.14-19. En Whithers K y M Nipper (eds.). Environmental analysis of the Gulf of Mexico. Ed. Instituto Nacional de Ecología & Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. México
- Escobar-Lazcano, M. J. (2019). Patrones de actividad y uso de hábitat de toninas (*Tursiops truncatus*; Montagü, 1821) en la costa de Veracruz, México. *Tesis de Maestría*. Instituto de Neuroetología, Universidad Veracruzana, Xalapa, Ver. México.

- Félix, F., Calderón, A., Vintimilla, M., y Bayas-Rea, R. A. (2017). Decreasing population trend in coastal bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) from the Gulf of Guayaquil, Ecuador. *Aquat. Conserv.* 27, 856–866. doi: 10.1002/aqc.2763
- Fleischer, L. A. (2002). Diversidad de los mamíferos marinos del litoral de Sinaloa, México. En: Cifuentes-Lemus, J. L. y Gaxiola-López, J. (Eds). Atlas de la biodiversidad de Sinaloa. *El colegio de Sinaloa*, México. ISBN 968-5439-04-4 (pp 111-126).
- Fraga, J., Khafash, L. y Córdoba, O. J. (2015). Turismo y ocio: Reflexiones sobre el Caribe Mexicano. *Turismo y Patrimonio Cultural*, colección PASOS (14). El Sauzal. 215 p.
- Freitas, N. y Simão, M. (2012). Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil. *Ciencias marinas*, 38(3), 529-541.
- Freitas, S. y Marino, S. (2012). Estimación de abundancia por captura-recaptura de los delfines Guiana en el sureste de Brasil. *Ciencias Marinas*. 38(3): 529-2541.
- Gallo-Reynoso, J. P. (2003). Mortandad de mamíferos marinos en el área de Guaymas debido a la interacción con las pesquerías. *Centro de investigaciones en Alimentación y Desarrollo, A. C.*, Unidad Guaymas.
- García, E. (1973). Modificaciones al sistema de clasificación climática de Köppen. *Instituto de Geografía*, Universidad Nacional Autónoma de México, D.F.
- García-Aguilar, P. (2020). Uso de hábitat del tursiops (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. *Tesis de licenciatura*. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- García-Loredo, R. (1995). Presencia de la tonina *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821), en la zona de pesca de camarón de Alvarado, Ver., México (Cetacea: Delphinidae). *Tesis de licenciatura*. Universidad Nacional Autónoma de México.
- García-Vital M., Morteo, E., Martínez-Serrano, I., Delgado-Estrella, A. y Bazúa-Durán, C. (2015). Inter-individual association levels correlate to behavioral diversity in coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) from the Southwestern Gulf of Mexico. *Therya*, 6(2):337-350. ISSN: 2007- 3364, doi: 10.12933/therya-15-270
- García-Vital, M. M. (2012). Relación de los patrones de asociación y las actividades de delfines *Tursiops truncatus* en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. *Tesis de maestría en Ecología y Pesquerías*. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana, Boca del Río, Veracruz, México.
- Gnone, G., Bellinger, M., Dhermain, F., Dupraz, F., Nuti, S., Bedocchi, D., Moulins, A., Rosso, M., Alessi, J., McReal, R.S., Azzellino, A., Airolidi, S., Portunato, N., Laran, S., David, L., Di Meglio, N., Bonelli, P., Montesi, G., Trucchi, R., Fossa, F. y Wurtz, M. (2011). Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (northwest Mediterranean Sea). *Aquat. Conserv.*, 21: 372–388
- González-Martínez, J. (2004). Alvarado y el mundo del agua. *Estudio*, Gobierno del Estado de Veracruz de Ignacio de la Llave. México.
- Grosbois, V., Gimenez, O., Gaillard, J. M., Pradel, R., Barbraud, C., Clobert, J., Møller, A. P. and Weimerskirch, H. 2008. Assessing the impact of climate variation on survival in vertebrate populations. – *Biol. Rev.* 83: 357–399.
- Guevara-Aguirre D. y Gallo-Reynoso J. P. (2015). Abundancia relativa y estacionalidad de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en la región de Guaymas, Sonora, Golfo de California. *Therya*, 6(2), 315-328.
- Hammond, P. S., y Thompson, P. M. (1999). Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecol. Appl.* 9, 288–300. doi: 10.1890/1051-0761(1999)009[0288:ESAATI]2.0.CO;2
- Hammond, P.S., Bearzi, G., Bjørge, A., Forney, K.A., Karkzmarski, L., Kasuya, T., Perrin, W.F., Scott, M.D., Wang, J.Y., Wells, R.S. y Wilson, B. (2012). *Tursiops truncatus*. In: The IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2014.3. 12 pp. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/details/full/22563/0/print>.
- Hartl, D.L. y Clark, A.G. (1997). Principles of Population Genetics, Vol. *Sinauer Associates*, Sunderland.
- Harzen, S. (1998). Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary, Portugal. *Aquatic Mammals*, 24(3), 117-128.
- Hastie, G.D., Barton, T.R., Grellier, K., Hammond, P.S., Swift, R.J., Thompson, P.M., Wilson, B. (2003). Distribution of small cetaceans within a candidate Special Area of Conservation: implications for management. *Journal of Cetacean Research and Management*, 5; 261–266.

- Heckel, G. (1992). Foto-identificación de tursiones *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la Boca de Corazones de la Laguna de Tamiahua, Veracruz, México (Cetacea: Delphinidae). *Tesis de Licenciatura*, Universidad Nacional Autónoma de México. 164 pp.
- Heizer, J. y Render, B. (2009). *PRINCIPIOS DE ADMINISTRACION DE OPERACIONES* (7a. Ed.). MEXICO: PEARSON EDUCACION.
- Hernández-Candelario, I. (2009). Interacción del delfín costero *Tursiops truncatus* con embarcaciones y artes de pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. *Tesis de maestría en Ciencias y Ecología Marina*. Centro de investigación científica y de educación superior de Ensenada. Ensenada. Baja California, México.
- Hernández-Candelario, I., Morteo, E., Martínez-Serrano, I., Ruíz-Hernández, I. y Guzmán-Vargas, E. (2015). Distribución, abundancia, residencia y comportamiento del tursión (*Tursiops truncatus*) en el Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Granados-Barba, A., Ortiz-Lozano, L., Salas-Monreal, D. y González-Gándara, C. (Eds). *Aportes al Conocimiento del Sistema Arrecifal Veracruzano hacia el corredor arrecifal del sureste del Golfo de México*. (pp. 209-228) *Universidad Autónoma de Campeche*.
- Hernández-Hurtado, H., Romero-Villaruel, J. y Hernández-Hurtado, P. (2011). Population ecology of *Crocodylus acutus* in the estuarine systems of San Blas, Nayarit, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 82(3), 887-895.
- Hersh, S. L y Duffield, D. A. (1990). Distinction between Northwest Atlantic Offshore and Coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. In: Leatherwood, S. y R. R. Reeves (Eds.) *The bottlenose dolphin*. New York: *Academic Press*.
- Hilborn, R.- (1987). Living with uncertainly in resource management. *Nci-th A,?. J. Fish. Ma.nag.*, 7: !-S.
- Hooker, S. K. and Gerber, L. R. (2004). Marine reserves as a tool for ecosystem-based management: the potential importance of megafauna. – *Bioscience* 54: 27–39.
- Hooker, S.K., Whitehead, H., Gowans, S. (1999). Marine protected area design and the spatial and temporal distribution of cetaceans in a submarine canyon. *Conservation Biology*, 13, 592–602.
- Hughes, J.B., Daily, G.C. y Ehrlich, P.R. (1997). Population diversity: its extent and extinction. *Science*, 278, 689–692.
- Hupman, K., Stockin, K. A., Pollock, K., Pawley, M. D. M., Dwyer, S. L., Lea, C., y Tezanos-Pinto, G. (2018). Challenges of implementing Mark-recapture studies on poorly marked gregarious delphinids. *PLOS ONE*, 13(7), e0198167. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0198167>
- Hyndman, R., Athanasopoulos, G., Bergmeir, C., Caceres, G., Chhay, L., O'Hara-Wild, M., Petropoulos, F., Razbash S, Wang E, Yasmeen F (2021). *_forecast: Forecasting functions for time series and linear models_*. R package version 8.15, <URL: <https://pkg.robjhyndman.com/forecast/>>.
- International Union for Conservation of Nature. (2006). Red List of Threatened Species. Recuperado el día 17 de enero de 2017 en: <http://www.iucnredlist.org>
- Jackson J.B., Kirby, M. K., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, I. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B. Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J. y Warner, R. R. (2001). Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530), 629-637.
- Jefferson, T. A., Webber, M y Pitman, R. (2015). *Marine mammals of the world. A Comprehensive guide to their identification* (2da edition). *Elsevier*, London, 608.
- Jonathan D. Cryer, J. D. y Chang, K. 2008 *Time Series Analysis: With applications in R*, Springer Editorial, Segunda Edición.
- Katona, S. y Whitehead, H. (1988). Are cetacean ecologically important. *Oceanogr.*, 69: 181-217.
- Kelly, D. (1983). Photo-identification of bottlenose dolphins in Southern California. *Whalewatcher*, 17 (2), 6-8 p.
- Klaich, M., Garcia, M. y Casalnuovo, M. (2012). Estimación de variables asociadas al manejo de pesca recreativa en el Río Grande, Provincia de Tierra de Fuego. *Informe Final Módulo II*, 1-18.
- Kniest, E., Burns, D. y Harrison, P. (2009). Fluke Matcher: A computer-aided matching system for humpback whale (*Megaptera Novaeangliae*) flukes 26(3)744-755 <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/>
- Kushlan, J. A. y F. J. Mazzotti. (1989). Population biology of the American crocodile. *Journal of Herpetology*, 23, 7–21.
- LaFauci, D. (2017). Spatial segregation by age class in the dolphins (*Tursiops truncatus*) of the central coast of Veracruz, México. *Tesis de maestría*. Università Politecnica Delle Marche. Dipartimento Scienze Della Vita E Dell'Ambiente. Ancona, Italia.

- Lauriano G., Fortuna C., 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.
- Leatherwood, S. y R. Reeves. (1983). "Abundance of bottlenose dolphins in Corpus Christi Bay and coastal southern Texas." *Contributions in Marine Science*, 26, 179-199.
- Leatherwood, S. y Reeves, R.R. (1990). The bottlenose dolphin. *Academic Press*, San Diego, California, 653 pp.
- Lewellen, R. H. y Vessey, S. H. (1999) Analysis of fragmented time series data using box-jenkins models, *Communications in Statistics - Simulation and Computation*, 28:3, 667-685, DOI: 10.1080/03610919908813571
- Lewellen, R. H. y Vessey, S. H., (1998). Modeling biotic and abiotic influences on population size in small mammals. *Oecologia*, 113:210-218
- Lockyer, C. y Morris, R. (1990). Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. *Reports of the International Whaling Commission*, 12, 113-118.
- López, B. D. y Shirai, J. A. B. (2007). Bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) presence and incidental capture in a marine fish farm on the North-Eastern coast of Sardinia, Italy. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 87, 113-117.
- López-Blanco, T. A. 2018. Tendencia poblacional de los delfines de río *Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis* a lo largo de dos décadas en un área del trapecio amazónico. *Tesis de licenciatura*. Pontificia Universidad Javeriana. Facultad de Ciencias. Bogotá, Colombia.
- Lusseau, D. (2005). Residency pattern of bottlenose dolphins *Tursiops* spp. In Milford Sound, New Zealand, is related to boat traffic. *Marine Ecology Progress Series*, 295, 265-272
- Lusseau, D., Williams, R., y Wilson, B. (2004). Parallel influence of climate on the behaviour of Pacific killer whales and Atlantic bottlenose dolphins. *Ecol. Lett.* 7: 1068–1076.
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Royle, J. A., Pollock, K. H., Bailey, L. L., & Hines, J. E. (2017). *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Elsevier.
- Madden, F. (2004). Creating coexistence between humans and wildlife: Global perspectives on local efforts to address human-wildlife conflict. *Human Dimensions of Wildlife*, 9, 247-257.
- Martínez-Serrano I., Serrano A., Heckel G. and Schramm Y. (2011). Distribution and home range of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Veracruz, Mexico. *Ciencias Marinas*, 37(4), 379-392.
- Maze, K.S. y Würsig, B. (1999). Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns, site-fidelity, and habitat use. *Aquat. Mamm.*, 25: 91–103.
- Mellink, E. y Orozco-Meyer, A. (2006). Abundance, distribution and residence of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the bahía San Jorge area, northern Gulf of California, México. *Aquat. Mamm.*, 23(2): 133–139.
- Moore, R. B. (2019). The world's longest-running study of a wild dolphin population: Lessons from 48+ years and 5 generations. *Duke University, Nicholas School of the Environment, Marine Megafauna course*.
- Morales-Herrera, T. (2015). Distribución estacional de cetáceos en las Islas Canarias. *Tesis de maestría*. Universidad de la Laguna. San Cristóbal de La Laguna, Canarias, España. 62 p.
- Morales-Rincón, N., Morteo, E. y Delfín-Alfonso, C. (2019). Influence of artisanal fisheries on the behavior and social structure of *Tursiops truncatus* in the Southwestern Gulf of Mexico. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 99(8), 1841-1849. ISSN: 0025-3154, dx.doi.org/10.1017/S002531541900078X
- Moritz, S., Bartz-Beielstein, T. (2017). "imputeTS: Time Series Missing Value Imputation in R." *The R Journal*, 9(1), 207-218. doi: 10.32614/RJ-2017-009 (URL: <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-009>).
- Morteo, E, Rocha-Olivares, A., Morteo, R., Weller, D. W. (2017). Phenotypic variation in dorsal fin morphology of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off Mexico. *PeerJ*, 5:e3415 <https://doi.org/10.7717/peerj.3415>
- Morteo, E. (2011). Ecología social de los delfines (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México. *Tesis doctoral en Ecología y Pesquerías*. Instituto de Ecología y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Boca del Río, Veracruz, México.
- Morteo, E. y Hernández-Candelario, I. (2017). Resultados Preliminares Sobre la Relación entre Delfines *Tursiops truncatus*, Embarcaciones y Artes de Pesca en el Sistema Arrecifal Veracruzano. In: Granados-Barba, A., L.G. Abarca-Arenas y J.M. Vargas-Hernández

- (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Promep, Universidad Veracruzana, (pp. 241-256). Universidad Autónoma de Campeche. México. ISBN 968-5722-53-6, doi:10.13140/2.1.1672.8003
- Morteo, E. 2002. Distribución y movimientos del tursión (*Tursiops truncatus*: Montagu, 1821) en las aguas adyacentes a San Quintín, Baja California, México (Cetacea: Delphinidae). Tesis de Licenciatura, Universidad Autónoma de Baja California. 146 pp. doi:10.13140/2.1.2602.9125
- Morteo, E., Heckel, G., Defran, R. y Schramm, Y. (2004). Distribution, movements and group size of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*: Montagu, 1821) south of Bahía San Quintín, Baja California, México. *Ciencias Marina*. 30(1ª), 35-46.
- Morteo, E., Ramírez y Romero, T. E., Castillo-Olvera, V., Delfín-Alfonso, C. A., Bello-Pineda, J. y González-Christen, A. (2019). Ecología poblacional de delfines (*Tursiops truncatus*) en el corredor arrecifal del suroeste del Golfo de México. In: A. Granados-Barba, L. Ortiz-Lozano, C. González-Gándara y D. Salas-Monreal. (Eds.), *Estudios Científicos en el Corredor Arrecifal del Suroeste del Golfo de México* (pp. 191-214). *Universidad Autónoma de Campeche*.
- 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. (2014). Sexual segregation of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southwestern Gulf of Mexico. *Aquatic Mammals*, 40(4), 375–385.
- Nichols, J. D. (1992). Capture-recapture methods. *Bioscience* 42(2), 94-102.
- 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.
- Nowacek, S., Welis, R. y Solow, A. (2001). Short-term effects of boat bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Marine Mammals Science*, 17 (4), 673-688.
- Pajuelo, J. y Lorenzo, J. M. (1995). Análisis y predicción de la pesquería demersal de las Islas Canarias mediante un modelo ARIMA. *Scientia marina*, 59(2): 155-164.
- Pardo, M.A., Silverberg, N., Gendron, D., Beier, E. y Palacios, D.M. (2013). Role of environmental seasonality in the turnover of a cetacean community in the southwestern Gulf of California. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 487: 245–60.
- Peña, M. J. (2014). Análisis de series temporales utilizando modelos ARIMA y su aplicación en la predicción de indicadores del ministerio de salud en el departamento de Santa Ana. *Tesis de licenciatura*. Universidad del Salvador. Salvador, San Salvador; 120 p.
- Pérez-España, H. y J. M. Vargas-Hernández, (2008). Caracterización ecológica y monitoreo del Parque Nacional Sistema Arrecifal Veracruzano: Primera Etapa. Universidad Veracruzana. *Centro de Ecología y Pesquerías*, Informe final SNIB-CONABIO proyecto No. DM002. México D. F.
- Plancay, É. y Butterworth D. (2009). Competition with fisheries. En: Perrin, F. W., Würising, B., Thewissen, J. G. (Eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals (Second Edition)*. Elsevier. *Encyclopedia of Marine Mammals*, (pp. 150-189).
- Pollock, K. H., Nichols, J. D., Brownie, C., y Hines, J. E. (1990). Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildl. Monogr*. 107, 3–97.
- Portilla-Ochoa, E., Cortina-Julio, B. E., Sanchez-Hernández, A. I., Juárez-Eusebio, A. y Negrete-Guzmán, C. Y. (2007). Fortalecimiento de capacidades locales para la conservación del sitio Ramsar “Sistema Lagunar de Alvarado”, Veracruz, México. In: Halfter, G., S., Guevara y A. Melic. (Eds.) *Hacia una cultura de conservación de la diversidad biológica. Monografías Tercer Milenio* (6, 255-262). Zaragoza, España.
- Protocolo Relativo a las Áreas y a la Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas del Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino en la Región del Gran Caribe. (2019). Lista de especies de fauna marina y costera estrictamente protegida en el marco del protocolo SPAW en el Anexo II. Recuperado el día: 27 de abril de 2021 en: https://www.car-sparw-rac.org/IMG/pdf/annexes_i_ii_iii_of_spaw_protocol_revised_cop10_honduras_2019-2.pdf
- R Core Team (2021). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Rechimont, M.E., Lara-Domínguez, A.L., Morteo, E., Martínez-Serrano, I., Equihua, M. (2018). Depredation by coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the southwestern Gulf of Mexico in relation to

- fishing techniques. *Aquatic Mammals*, 44(5), 458-470. ISSN: 1996-7292, doi: 10.1578/AM.44.5.2018.458
- Retureta-Delgado, I. (2014). Patrones de comportamiento del delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) en dos zonas del litoral norte del Estado de Veracruz. *Tesis de maestría en Manejo de Ecosistemas Marinos y Costeros*. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. Tuxpan, Veracruz, México.
- Reynolds I., Wells, R. C. y Eide, S. D. (2000). The bottlenose dolphin: Biology and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *Aquatic Mammals*, 19(3), 127-142.
- Reza-García, N.I. (2001) Distribución y abundancia de *Tursiops truncatus* en la Bahía Santa María, Sinaloa, México. *Tesis de licenciatura*. Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. 59 pp.
- Rodríguez, G. F. M. (2018). Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en laguna de San Ignacio, B. C. S., durante las temporadas invernales del 2009 al 2018. *Tesis de licenciatura*. Universidad Autónoma de Baja California Sur. La Paz, Baja California Sur, México.
- Rodríguez-González, F. M. (2018). Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la Laguna San Ignacio, B. C. S., durante las temporadas invernales del 2009 al 2018. *Tesis de licenciatura Biología Marina*. Universidad Autónoma de Baja California Sur, La Paz, BCS, México.
- Rodríguez-Vásquez, M.E. (2008). Abundancia y distribución espacio-temporal del tursión (*Tursiops truncatus*) en el norte de la bahía de Banderas, Jalisco-Nayarit, México. *Tesis de Maestría en Ciencias*, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Ensenada, BC, México. 107 pp.
- Ronzón-Contreras, F. (2018). Variación temporal en la condición corporal del tursión (*Tursiops truncatus*) de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz. *Tesis de licenciatura*. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Rosel, P. E., Mullin, K. D., Garrison, L., Schwacke, L., Adams, J., Balmer, B., Conn, P., Conroy, M. J., Eguchi, T., Gorgone, A., Hohn, A., Mazzoil, M., Schwarz, C., Sinclair, C., Speakman, T., Urian, K., Vollmer, N., Wade, P., Wells, R., y Zolman, E. (2011). Photo-Identification Capture-Mark-Recapture Techniques for Estimating Abundance of Bay, Sound and Estuary Populations of Bottlenose Dolphins along the U.S. East Coast and Gulf of Mexico: A Workshop Report. *NOAA Technical Memorandum, NMFS-SEFSC-621*, 30.
- Royama, T. (2021). *Animal Population Ecology: An Analytical Approach*. Cambridge University Press.
- Royle, J. A., Chandler, R. B., Sollmann, R., & Gardner, B. (2013). *Spatial capture-recapture*. Academic Press.
- Rushing, C. S., Ryder, T. B., Scarpignato, A. L., Saracco, J. F., y Marra, P. P. (2016). Using demographic attributes from long-term monitoring data to delineate natural population structure. *Journal of Applied Ecology*, 53(2), 491–500. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12579>
- Salas-Pérez, J. J., Salas-Monreal, D., Monreal-Gómez, M.A., Riverón-Enzástiga, M. L. y Llasat, C. (2012). Seasonal absolute acoustic intensity, atmospheric forcing and currents in a tropical coral reef system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 100: 102-112.
- Salas-Pérez, J.J., Vargas-Hernández, J.M., Arenas-Fuentes, V. y Balderas-Cruz, P. (2007). Trayectoria de masas de agua en el Parque Sistema Arrecifal Veracruzano y modelos numéricos: Circulación de verano. p. 304 En Granados-Barba A, LG Abarca-Arenas y JMVargas-Hernández (eds.). *Investigaciones Científicas en el Sistema Arrecifal Veracruzano*. Universidad Autónoma de Campeche, México.
- Sánchez, F. J. R. (2019). Evaluación de imágenes para reconocimiento individual de tursiones (*Tursiops truncatus*) por medio de un software para foto-identificación de aletas dorsales. Tesis de licenciatura. *Facultad de Biología*, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Sánchez-López, E., Barreras-Serrano, A., Pérez.Linares, C., Figueroa-Saavedra, F. y Olivas-Valdez, J. A. (2013). Aplicación de un modelo ARIMA para pronosticar la producción de leche de bovino en Baja California, México. *Tropical and subtropical agroecosystems*. 16: 315-324.
- Sarasota Dolphin Research Program. (2006). *Manual for field research and laboratory activities*, pp 60.
- Schramm, Y. (1993). Distribución, movimientos, abundancia e identificación del delfín *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en el sur de la Laguna Tamiahua, Veracruz y aguas adyacentes (Cetacea: Delphinidae). *Tesis de Licenciatura*, Universidad Autónoma de Guadalajara, México. 174 pp.
- Schwarz, G., (1978). Estimating the dimension of a model. *Annals of Statistics*, 5: 461 -464
- Segura-García I., Rojo-Arreola, L., Rocha-Olivares, A., Heckel, G., Gallo-Reynoso, J.P., Hoelzel R. (2018). Eco-Evolutionary processes generating diversity among bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, populations off Baja California, Mexico. *Evolutionary Biology*, 45(2): 223-236.

- SEMARNAT. (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*, 30 diciembre, 2010.
- Serrano, A., Zavaleta-Lizárraga, L., Martínez-Serrano, I. (2007). Uso de delfines y tortugas marinas como indicadores del estado de salud del ecosistema marino en la zona norte del golfo de México. *Informe técnico*. Universidad Veracruzana-PEMEX Exploración y Producción, Tuxpan, Veracruz. 197 p.
- Shane, S., Wells, R., y Wursig, B. (1986). Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: A review. *Marine Mammal Science*, 2. 34–63.
- Smith, B. D. y Reeves, R. M. (2000). Methods for studying freshwater cetacean. Survey methods for populations assessment of Asian river dolphins en: *Biology and conservation of freshwater cetacean in Asia. Occasional paper*. 23: 97-115.
- Sprogis, K. R., Christiansen, F., Raudino, H. C., Kobryn, H. T., Wells, R. S., & Bejder, L. (2018). Sex-specific differences in the seasonal habitat use of a coastal dolphin population. *Biodiversity and Conservation*, 27(14), 3637-3656.
- Stanley, R. DARWIN: Identifying Dolphins from dorsal fin images, vol. senior thesis, Eckerd collage, 1995.
- Stergiou, K.I. – (1989). Modelling and forecasting the fishery of pilchard *Sardina pilchardus* in Greek waters using ARIMA time series models. *J. Cons int. Explor. Mer*, 46: 16-23
- Stergiou, K.I. – (1991). Short-term fisheries forecasting: comparison of smoothing, ARIMA and regression techniques. *J. Appl. Ichth.*, 7: 193-204
- Tenorio-Osorio, M.I. (2015). Lesiones potencialmente provocadas por *Lacaziosis (Lacazia loboi)* en tursiones (*Tursiops truncatus*) de las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México. *Tesis de Licenciatura*. Facultad de Biología, Universidad Veracruzana. Xalapa, Veracruz, México.
- Tershey, B., Dawn, B. y Álvarez-Borrego, S. (1991) Increase in cetacean and seabird numbers in the Canal de Ballenas during an El Niño-Southern Oscillation event. *Marine Ecology Progress Series* 69: 299–302
- Thompson, J. W., Zero, V. H., Schwacke, L. H., Speakman, T. R., Quigley, B. M., Morey, J. S. M., y McDonald, T. L. (2019). FinFindR: Computer-assisted Recognition and Identification of Bottlenose Dolphin Photos in R [Preprint]. *Bioinformatics*. <https://doi.org/10.1101/825661>
- Thorbjarnarson, J. (1989). Ecology of the American crocodile, *Crocodylus acutus*. In *Crocodiles, their ecology, management and conservation. IUCN Publications New Series* (pp 228–259). Gland.
- Timpane-Padgham, B. L., Beechie, T., y Klinger, T. (2017). A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. *PLOS ONE*, 12(3), e0173812. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173812>
- Trapletti, A. y Kurt H. (2020). *tseries: Time Series Analysis and Computational Finance*. R package version 0.10-48.
- Trapletti, A. y Kurt Hornik (2020). *tseries: Análisis de Series Temporales y Finanzas Computacionales*. EnCRÁN.
- Tunnell, W. Jr. (1988). Regional comparison of Southwestern Gulf of Mexico to Caribbean Sea coral reefs. *Proceedings of the 6th International Coral Reef Symposium*. Australia, 3, 303-308.
- Urian, K., Gordone, A., Read, A., Balmer, B., Wells, R. S., Berggren, P., Durban, J., Eguchi, T., Rayment, W. y Hammond, P. S. (2014). Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. *Marine Mammal Science*. 3(1): doi.org/10.1111/mms.12141
- Urian, K., Gordone, A., Read, A., Balmer, B., Wells, R. S., Berggren, P., Durban, J., Eguchi, T., Rayment, W., y Hammond, P. S. (2015). Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. *Marine Mammal Science*, 31(1), 298–321. <https://doi.org/10.1111/mms.12141>
- Valdés-Arellanes, M. P., Serrano, A., Heckel, G., Schramm, Y., y Martínez-Serrano, I. (2011). Abundancia de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en el norte de Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodivers.* 82, 227–235. doi: 10.22201/ib.20078706e.2011.1.367
- Valencia-Patiño, L.J., Vargas-Molina A. G. y Díaz-Avalos, C. (2008). Estimación poblacional de toninas *Tursiops truncatus*, en la bahía de Agiabampo, Sonora-Sinaloa, México, en verano y otoño de 1995 al 2001. *Revista de Zoología*, 19: 15–21.
- Velásquez, H. J., Olaya, M. Y. y Franco, C. C. (2010). Time series analysis and forecasting in energy markets using the R language. *Dyna*. 78(165): 287-296.

- Villaseñor-Galarza, A. (2015). Ecopsicología. El gran Giro: Despertando al florecer de la Tierra.
- Vining, J. (2003). The connection to other animals and caring for nature. *Human Ecology Review*, 10(2), 87-99.
- Vollmer, N. L. y Rosel, P. E. (2013). A review of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus truncatus*) in the Northern Gulf of Mexico: population biology, potential threats, and management. *Southeastern Naturalist*, 12(6), 1-43.
- Waples, R.S. y Gaggiotti, O. (2006). What is a population? An empirical evaluation of some genetic methods for identifying the number of gene pools and their degree of connectivity. *Molecular Ecology*, 15, 1419–1439.
- Watson, L. (1981). Sea guide to whales of the sea. *Hutchinson*. London, pp. 302.
- Weideman, H.J, Z.M. Jablons, J. Holmberg, K. Flynn, J. Calambokidis, R. B. Tyson, J.B. Allen, R.S. Wells, K. Hupman, K. Urian, C.V. Stewart. (2017). Integral Curvature Representation and Matching Algorithms for Identification of Dolphins and Whales. doi: 10.1002/ar.23650
- Weir, C.R., Canning, S., Hepworth, K., Sim, I. y Stockin, K.A. (2008). A Long-Term Opportunistic Photo-Identification Study of Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) off Aberdeen, United Kingdom: Conservation Value and Limitations. *Aquatic Mammals* 34(4): 436-447
- Wells, R. S. y Scott, M. D. (1999). Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: Ridgway, S. H. y R. J. Harrison. (Eds.) Handbook of marine mammals. Vol. 6, The second book of dolphins and porpoises (pp. 137- 182). New York: *Academic Press*.
- Wells, R. S. (2003). “Dolphin social complexity: lessons from long-term study and life history,” in *Animal social complexity: intelligence, culture, and individualized societies*, eds F. B. M. de Waal and P. L. Tyack (Cambridge: Harvard University Press), 32–56. doi: 10.4159/harvard.9780674419131.c4
- Wells, R. S., Scott, M. D., e Irvine, A. B. (1987). The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. *Current Mammalogy*, 1, 247-305.
- Wells, R. y Scott, M. (2002). Bottlenose dolphins. *Tursiops truncatus* and *T. aduncus*. En: Perrin, W., B. Würsig y J. Thewissen (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals* (pp. 122-128). San Diego, CA.: *Academic Press*.
- Wells, R. y Scott, M. (2018). Bottlenose Dolphin, *Tursiops truncatus*, Common Bottlenose Dolphin. *Encyclopedia of Marine Mammals 3rd Edition*. *Academic Press*, 118-125.
- Wells, R.S. y Scott, D. (1990). Estimating bottlenose dolphin parameters from individual estimation and capture-release techniques. In: Hammond, P.S., S.A. Mizroch y G.P. Donovan (eds.). *Rep. Internat. Whaling Comm., Special Issue 12*: 407-415.
- White, G. C. (2008). Closed population estimation models and their extensions in program MARK. *Environmental and Ecological Statistics*, 15, 89-99.
- White, G.C., y Burnham, K.P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study 46 Supplement*, 120-138.
- Whitehead, H. (2009). SOCPROG programs: analyzing animal social structures. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 63, 765-778
- Whitehead, H. y Dufault, S. (1999). Techniques for analyzing vertebrate social structure using identified individual: Review and recommendations. *Advances in the Study of Behavior*, 28, 33-74.
- Wickham, A. (2016) *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Williams, J.A. Dawson, S.M. y Slooten, E. (1993). The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology*, 71, 2080-2088.
- Williams, b. K., Nichols, J. D. y Conroy, M. J. (2002). Analysis and management of animal populations. San Diego, California: *Academic Press*.
- Wrangham, R. W. (1974). Artificial feeding of chimpanzees and baboons in their natural hábitat. *Animal Behavior*, 22, 83-94.
- Würsig, B. y Jefferson, T. A. (1990). Methods of photo-identification for small cetaceans. In: Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. In: Hammond, PS., S. A. Mizroch y Donovan, G. P. (eds.). *Rep. Int. Whal. Commn*, special issue 12, 43-52.
- Zavala-Hidalgo, J., Gallegos-García, A., Martínez-López, B., Morey, S.L. y O'Brien, J.J. (2006). Seasonal upwelling on the Western and Southern Shelves of the Gulf of Mexico. *Ocean Dynamics* (2006) 56: 333. <https://doi.org/10.1007/s10236-006-0072-3>
- Zavala-Hidalgo, J., Morey, S. L., O'Brienn, J. J. (2003). Seasonal circulation on the westerns shelf of the Gulf of Mexico using a high-resolution numerical model. *Journal of Geophysical Research*, 108(12), 1-19.

- Zeileis, A. y Hothorn, T. (2002). Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2(3), 7-10. URL <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>
- Zepeda-Borja, K. M. (2017). Ecología poblacional del tursi3n (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Mazatl3n, Sinaloa, M3xico. *Tesis de maestría*. Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías. Universidad Veracruzana. Boca del Río, Veracruz, M3xico.
- Zepeda-Borja, K.M., Morteo, E., Guz3n-Zatarain, O., P3rez-Espa3a, H., Delfín-Alfonso, C.A. y Bello-Pineda, J. (2022) Interannual shifts in sea surface temperature and chlorophyll drive the relative abundance and group size of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* on the Southeast Gulf of California. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 17(1) ISSN: 1676-7497. <https://doi.org/10.5597/lajam00278>LatinAmericanJournal ofAquaticMammals

Anexo I. Escala Beaufor para medir la intensidad del viento (Tomado de: <http://www.semar.gob.mx>).

Escala	Velocidad del viento (Nudos)	Velocidad del viento en (Km/Hr)	Efecto del viento en el mar
0	<1	1	El mar tiene la apariencia de un espejo.
1	1-3	1-5	Se observan pequeñas olas sin espuma.
2	4-6	6-11	Se observan olas pequeñas con crestas de apariencia cristalina que no se rompen.
3	7-10	12-19	El mar presenta olas largas con crestas que empiezan a romper, además se dispersa espuma con las olas.
4	11-16	20-28	Las olas pequeñas empiezan a alargarse y se observan numerosas crestas de olas con espuma.
5	17-21	29-38	Se forman olas moderadas y alargadas, se observan muchas crestas de olas con espuma y dispersión de gotas pequeñas de agua.
6	22-27	39-49	Comienzan a formarse olas grandes y crestas de olas con espuma por todas partes, además de que hay mayor dispersión de gotas pequeñas de agua, resultando peligrosa la navegación para embarcaciones menores.
7	28-33	50-61	El mar se agita y se dispersa espuma blanca como resultado del viento rompimiento de las olas, reduciendo la visibilidad.
8	34-40	62-74	Se observan olas moderadamente altas y de mayor longitud, cuyos bordes de sus crestas se rompen dentro de un remolino; además de que la espuma se mantiene en suspensión de acuerdo a la dirección del viento.
9	41-47	75-88	El mar empieza a rugir y se observan olas altas con espesas estelas de espuma. Se dificulta la visibilidad por la dispersión de gotas pequeñas de agua.
10	48-55	89-102	El mar ruge y toma apariencia blanca debido a la espuma que es arrastrada en gran proporción. Se forman olas muy altas con crestas sobrepuestas en forma de penacho, mientras que al enrollarse provocan visibilidad reducida.
11	56-63	103-117	Se forman olas demasiado altas, provocando en el mar una apariencia blanca que reduce la visibilidad, haciendo peligrosa la navegación de tal manera que los buques de mediano tonelaje pierden la visibilidad.
12	>64	>118	El aire se mezcla con la espuma y el mar está completamente blanco con dispersión y suspensión de pequeñas gotas de agua; por lo que la visibilidad es casi nula y se imposibilita toda navegación.

Anexo 2. Valores de AAb de la población marcada de *Tursiops truncatus* según el pronóstico bajo la modelación ARIMA(1,1,1) con intervalos de confianza (IC)

	Lo.90	Hi.90	Lo.95	Hi.95	
2010					
Julio	92.6269	58.9521	126.3018	52.5009	132.7530
Agosto	96.6771	59.3868	133.9675	52.2429	141.1113
Septiembre	94.5535	49.5040	139.6029	40.8737	148.2332
Octubre	95.6670	46.2049	145.1291	36.7293	154.6047
Noviembre	95.0831	40.5489	149.6174	30.1016	160.0647
Diciembre	95.3893	36.7212	154.0574	25.4819	165.2966
2011					
Enero	95.2287	32.4540	158.0035	20.4280	170.0295
Febrero	95.3129	28.8062	161.8196	16.0652	174.5606
Marzo	95.2688	25.1681	165.3695	11.7386	178.7989
Abril	95.2919	21.8031	168.7808	7.7245	182.8593
Mayo	95.2798	18.5370	172.0225	3.8351	186.7244
Junio	95.2861	15.4296	175.1427	0.1312	190.4411
Julio	95.2828	12.4256	178.1400	-3.4477	194.0133
Agosto	95.2846	9.5335	181.0356	-6.8941	197.4632
Septiembre	95.2836	6.7323	183.8349	-10.2317	200.7990

“Lis de Veracruz: Arte, Ciencia, Luz”

www.uv.mx

