



**Universidad Veracruzana**  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías



**Programa de Maestría en Ecología y Pesquerías**

---

---

**Ecología poblacional del delfín nariz de botella o tursión (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela**

---

**Tesis**

**Que para optar al grado de**

**Maestro en Ecología y Pesquerías**

**Presenta:**

**Biol. Mar. (Esp.) Jaime Bolaños Jiménez**

**Comité Tutorial:**

Dr. Eduardo Morteo Ortiz (Director)

**Asesores**

Dra. Patricia Arceo Briseño

Dr. Javier Bello Pineda



Universidad Veracruzana  
Dirección General de Investigaciones  
Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías

**BIOL. JAIME BOLAÑOS JIMENEZ**  
**ESTUDIANTE DE LA MAESTRÍA EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS**  
**UNIVERSIDAD VERACRUZANA**  
**PRESENTE**

**CAMPUS  
VERACRUZ**

Calle Hidalgo No. 617  
Colonia Río Jamapa,  
C P 94290,  
Boca del Río,  
Veracruz,  
México

**Teléfonos**  
(229) 956 70 70  
956 72 27

Calle Independencia  
No. 30 (antes 38)  
Piso 1 y 2  
Colonia Centro,  
CP 94290,  
Boca del Río,  
Veracruz,  
México

**Teléfono**  
(229) 202 28 28

Habiendo sido debidamente revisado y aceptado el trabajo escrito de su tesis denominada "Ecología poblacional del delfín nariz de botella o tursiops (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela" por los integrantes de su comité tutorial y estando todos ellos de acuerdo que tanto el contenido como el formato de este trabajo es satisfactorio como prueba escrita para sustentar su examen final de posgrado de MAESTRO EN ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS se le autoriza a usted proceda a su impresión.

Sin otro particular, me es grato reiterarle la seguridad de mi más distinguida consideración.

ATENTAMENTE  
"LIS DE VERACRUZ: ARTE, CIENCIA, LUZ"  
Boca del Río, Ver. Enero 23 del 2017

  
**Dr. Javier Bello Pineda**  
Director

INSTITUTO DE  
CIENCIAS MARINAS  
Y PESQUERÍAS  
BOCA DEL RÍO, VER.



UNIVERSIDAD VERACRUZANA  
COORDINACIÓN DEL  
POSGRADO DE  
ECOLOGÍA Y PESQUERÍAS

## Dedicatoria

A mi esposa, Auristela, por su paciencia y aceptación

A mis hijos, Alex y Jimmy, para que se vean en ese espejo

A mi nieta, Aleannys, por ser ese faro que ilumina mis días

Y, sobre todo:

A la memoria de mi hijo Henry Daniel (QEPD)



## **Agradecimientos**

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el otorgamiento de la beca No. 576580 (CVU 636908) que me permitió efectuar este postgrado, así como por el otorgamiento de la beca mixta 2015-MZO2016 para movilidad en el extranjero. Al Dr. Eduardo Morteo por haberme aceptado como su estudiante, así como a los Drs. Patricia Arceo Briseño y Javier Bello Pineda por su valioso apoyo como miembros de mi Comité de Tesis. A todo el Cuerpo Docente y el personal administrativo del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías (ICIMAP) de la Universidad Veracruzana (UV), en especial a la Sra. Andrea Negrón y al Dr. César Meiners por sus gentilezas y fina atención. A mis apreciados compañeros de cohorte Penélope Berumen, Gaby Copado, Citlalli Galicia y Daniel Ruz por haber sido excelentes compañeros de ruta.

A las siguientes instituciones, que con su patrocinio y apoyo hicieron posible el trabajo de campo para la realización de la tesis: Asociación Cooperativa Red Socialista de Innovación Productiva Ecoturística Ocumare Costa Caribe, Animal Welfare Institute (AWI), Banco Exterior, Cetacean Society International (CSI), Fundacite Aragua (ahora Ministerio del Poder Popular para Educación Universitaria, Ciencia y Tecnología, U.T. Aragua), Grupo Río Verde, Humane Society International (HSI), Rufford Foundation, Whale and Dolphin Conservation (WDC) y The World Society for the Protection of Animals (WSPA).

Jimmy Bolaños, Henry Daniel Bolaños<sup>†</sup>, Manuel (Álex) Bolaños, Lenín Cariel, Cristina Castillo, Neil Castro, Oswaldo “Toro Rojo” Castro, José “Cata” Díaz, Miguel Ángel Díaz, Ana María González, Allison del Mar Macía, Brayan Macía, Gerson Macía, Jennifer Miranda, Fabiola Miranda, Nelson Rivero, Leonardo Sifontes y Auristela Villarroel participaron como asistentes y/o apoyo logístico de campo. Graciela Castro Pérez proporcionó sus datos de campo e información de sus muestreos de los meses de mayo-junio. Sergio Cobarrubia Russo proporcionó información y acceso a su tesis de maestría y catálogo de delfines de la costa de Aragua. Cathy Bacon, Adriana Cortez, Christian Delfín Alfonso, Pedro Fruet, Ana Gutiérrez, Gonzalo Hernández, Carlos Lira, Tahís Lugo, José Daniel Mogollón, Horacio Pérez España, Lenín Oviedo y Eduardo Secchi proporcionaron valiosa información, referencias, lectura crítica y/o recomendaciones. Jorge Bolaños, Eduardo Chaires, Ángel Marval, Ángel Morán y Yuraima Quevedo, proporcionaron grata hospitalidad. A Fernando Trujillo, Federico Mosquera y el personal de la Fundación Omacha de Colombia por su apoyo para la realización de mi estancia internacional (beca mixta CONACYT 2015- MZO2016). Para finalizar, agradezco infinitamente a mis padres, hermanos, esposa e hijos por su apoyo siempre incondicional.

La presente investigación fue planificada y ejecutada siguiendo el “Código de Ética” y los “Lineamientos para el trato de mamíferos marinos en proyectos de campo” de la Sociedad (Internacional) de Mastozoología Marina, de la cual el autor es miembro (disponibles en: <https://www.marinemammalscience.org/about-us/ethics/>). Resultados parciales del estudio fueron socializados hacia la comunidad de Ocumare de la Costa de Oro y, en conjunto con líderes locales, han sido presentados en diferentes ediciones del Congreso Venezolano de Diversidad Biológica, organizado por la Oficina Nacional de Diversidad Biológica, a la cual fue remitida copia del presente trabajo.

## Resumen

Algunos aspectos bio-ecológicos de delfín manchado del Atlántico (*Stenella frontalis*) y tursiÓN o nariz de botella (*Tursiops truncatus*) del Estado Aragua, Venezuela, han sido estudiados desde 1996; sin embargo, existe escasa información acerca de aspectos poblacionales. En 2009 se inició un estudio de línea base, orientado a fundamentar científicamente las incipientes actividades de ecoturismo de observación de delfines. El presente estudio se enfocó en estimar la abundancia de los tursiones mediante foto-identificación y modelos de captura-marcado-recaptura. Los muestreos se efectuaron durante la temporada seca de 2009 (enero-junio), en aguas entre La Ciénaga y Puerto Colombia. Se efectuaron cuatro sesiones primarias de muestreo (enero, febrero, mayo y junio), con 10, 10, 16 y 20 sesiones secundarias (navegaciones), respectivamente, para un total de 109 h de esfuerzo. Los recorridos (n = 56) fueron no sistemáticos y se efectuaron a bordo de una embarcación con motor fuera de borda de 27 pies de eslora. Las estimaciones de parámetros se efectuaron mediante los modelos de Cormack-Jolly-Seber (CJS, sobrevivencia y capturabilidad) y el Diseño Robusto de Pollock (DRP, abundancia, migración temporal) utilizando el programa MARK. Se efectuaron 27 avistamientos de tursiÓN, de los cuales 16 (59 %) fueron grupos mixtos de tursiÓN con delfín manchado del Atlántico. La curva de descubrimiento de nuevos individuos presentó tendencia lineal creciente. Se individualizaron 54 tursiones, de los cuales cuatro fueron considerados residentes, 11 semi-residentes y 39 transeúntes. La presencia de individuos transeúntes produjo heterogeneidad en las probabilidades de recaptura. Las tasas mensuales de sobrevivencia y capturabilidad y sus IC<sub>95</sub> (modelo CJS) fueron de 0.97 (0.12-0.99) y 0.54 (0.29-0.78), respectivamente, constantes entre ocasiones de muestreo. Las abundancias e IC<sub>95</sub> (DRP) fueron: enero: 34(20-66), febrero: 94(63-152), mayo: 21(13-41) y junio 50(37-79). Los dos mejores modelos para la migración temporal (markoviano y aleatorio) coincidieron en una baja tasa de emigración temporal (muy cercana a cero) entre meses contiguos y superior a 0.70 entre meses no contiguos. Los resultados indican que la población de tursiones de la costa occidental de Aragua es abierta, con una tasa de residencia (de individuos marcados) menor al 10%, con un núcleo de residentes que interactúan con semi-residentes y transitorios provenientes de aguas aledañas. A pesar de limitaciones por bajo tamaño muestral y baja eficiencia de individualización, las estimaciones se consideran robustas y tienen aplicación para el manejo y conservación de la especie, de conformidad con la Estrategia nacional de diversidad biológica de Venezuela.

## Palabras clave

Ecoturismo de observación, demografía, abundancia y distribución, migración temporal, Estrategia Nacional de Diversidad Biológica

## Abstract

Some bio-ecological aspects of Atlantic spotted (*Stenella frontalis*) and common bottlenose (*Tursiops truncatus*) dolphins from Aragua State, Venezuela, have been studied since 1996; however, information about population aspects is scarce. In 2009, a baseline study on their population ecology was initiated in order to provide a scientific foundation for community-based dolphin-watching operations. The present study focused on estimating the abundance and population parameters of bottlenose dolphins using photo-identification and capture-mark-recapture models. Sampling was carried out during the dry season of 2009 (January-June), within the waters off La Ciénaga and Puerto Colombia. Sampling design included four primary sessions (January, February, May and June) and 10, 10, 16 and 20 secondary sessions (sea trips), respectively, for a total of 109 hours of effort. Non-systematic surveys (n=56) were conducted on a 27 ft outboard engine skiff. Population parameters were estimated using the Cormack-Jolly-Seber (CJS, survival and catchability) and Pollock Robust Design (PRD, abundance, temporary migration) using the program MARK. Twenty-seven sightings were recorded, of which 16 (59%) were mixed groups of bottlenose and Atlantic spotted dolphins. The discovery curve of new individuals displayed an increasing linear trend. From the 54 photo-identified individuals, four were considered residents, 11 semi-residents and 39 transients. The presence of transient individuals produced heterogeneity in recapture probabilities. Monthly survival rates and catchability with their correspondent CI<sub>95</sub> (model CJS) were: 0.97 (0.12-0.99) and 0.54 (0.29-0.78), respectively. The abundances and CI<sub>95</sub> (PRD) were: January: 34 (20-66), February: 94 (63-152), May: 21 (13-41) and June 50 (37-79). Temporal migration estimates (Markovian and random) coincided in low rates of temporary emigration (close to zero) between consecutive months and higher than 0.70 for non-consecutive months. Results indicate that the bottlenose dolphin population from the western coast of Aragua is open, with a low (<10%) residency rate, and a core of resident individuals interacting with semi-residents and transients from neighboring waters. Despite some limitations due to low sample size and low individualization efficiency, estimates are considered robust and have application for the management and conservation of the species in accordance with the National strategy for conservation of biological diversity in Venezuela.

**Key words:** Dolphin-watching, demography, abundance and distribution, temporary migration, National strategy for conservation of biological diversity

## ÍNDICE

Acta de votos aprobatorios.....	i
Dedicatoria.....	ii
Agradecimientos.....	iii
Resumen.....	iv
Abstract.....	v
ÍNDICE.....	vi
LISTA DE FIGURAS.....	viii
LISTA DE TABLAS.....	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
2. ANTECEDENTES.....	7
2.1. Distribución y migraciones.....	7
2.2. Abundancia por marcado-recaptura.....	9
2.3. Residencia.....	11
3. HIPÓTESIS.....	13
4. OBJETIVOS.....	14
4.1. General.....	14
4.2. Particulares.....	14
5. MATERIAL Y MÉTODOS.....	15
5.1. Descripción de la especie.....	15
5.2. Zona de estudio.....	16
5.3. Navegaciones.....	18
5.4. Registro fotográfico.....	19
5.4.1. Evaluación de la calidad de las fotografías.....	20
5.4.2. Etiquetado.....	20
5.4.3. Clasificación.....	21
5.4.4. Comparación.....	21
5.4.5. Individualización y construcción del catálogo.....	21
5.5. Análisis de los datos.....	22
5.5.1. Esfuerzo de muestreo.....	22
5.5.2. Marcado-captura-recaptura (CMR).....	23
5.5.3. Prueba de bondad del ajuste (PBA).....	28
5.5.4. Selección de los modelos de mejor ajuste.....	29
5.5.5. Residencia.....	30
5.5.6. Distribución espacial.....	31
6. RESULTADOS.....	33
6.1. Esfuerzo.....	33
6.2. Foto-identificación.....	34
6.3. Selección de modelos para la estimación de parámetros poblacionales.....	34
6.3.1. Modelos para sobrevivencia y capturabilidad.....	35
6.3.2. Modelos para abundancia absoluta y migración.....	35
6.4. Estimación de parámetros poblacionales.....	38

6.4.1. Cálculos de sobrevivencia y capturabilidad.....	38
6.4.2. Cálculos de abundancia absoluta.....	39
6.4.3. Cálculos de migración temporal.....	39
6.5. Residencia.....	41
6.6. Distribución espacial.....	42
7. DISCUSIÓN.....	44
7.1. Muestreos.....	44
7.2. Foto-identificación.....	45
7.3. Selección de modelos para estimación de parámetros poblacionales.....	46
7.4. Estimación de los parámetros poblacionales.....	48
7.4.1 Sobrevivencia y capturabilidad.....	48
7.4.2. Abundancia.....	49
7.4.3. Migración temporal.....	51
7.5. Residencia.....	53
7.6. Distribución Espacial.....	54
8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	56
9. LITERATURA CITADA.....	58
Anexos.....	71



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Zona de Estudio, costa occidental del Estado Aragua, Municipio Ocumare de la Costa de Oro, Venezuela. Se indican las isóbatas de 100 y 200 m.....16
- Figura 2.** Clasificación jerárquica de las marcas presentes en el cuerpo de los delfines, con énfasis en la aleta dorsal. Tomado de García Vital (2009) basado en SDRP (2006).....22
- Figura 3.** Diseño muestral para el estudio de la ecología poblacional del tursiÓN (*Tursiops truncatus*) en la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, enero-junio de 2009. K: períodos primarios de muestreo, n: periodos secundarios o navegaciones. Terminología de Pollock (1982).....24
- Figura 4.** Diagrama ilustrativo de términos y parámetros considerados en el Diseño Robusto de Pollock. **S**: probabilidad de sobrevivencia entre la ocasión de muestreo  $i$  hasta la ocasión siguiente ( $i + 1$ ); **F**: probabilidad de que –dado que el individuo sobrevive- no abandona la población (“súper-población”, *sensu* Kendall, 1999); también se suele denominar “fidelidad al sitio”; **(1- $\gamma$ )**: probabilidad de que –dado que el individuo se encuentra vivo y en la superpoblación- el mismo se encuentra disponible para ser capturado; **p**: probabilidad aparente de que el individuo pueda ser encontrado, dado que se encuentra vivo y en la superpoblación, disponible para ser capturado; **p\*** = probabilidad real de que el individuo pueda ser capturado. Los arcos indican la estructura subyacente de la probabilidad de sobrevivencia aparente ( $\phi = S \times F$ ), la probabilidad de encuentro aparente ( $(p = (1 - \gamma) \times p^*)$ ) y la tasa de retorno ( $S \times F \times (1 - \gamma) \times p^*$ ). Fuente: Modificado de Kendall (2015).....27
- Figura 5.** Descripción de los parámetros gamma ( $\gamma$ , migración) según el Diseño Robusto de Pollock. El círculo gris oscuro representa el ámbito de la súper-población (*sensu* Kendall, 1999); el círculo más pequeño (gris claro) representa a la proporción de la superpoblación que está disponible para ser capturada (*i.e.* en la zona de estudio). La zona de color gris oscuro dentro del círculo mayor representa el ámbito de los individuos que no están disponibles para ser capturados (*i.e.* fuera de la zona de estudio).  $\gamma'$ : probabilidad de que un individuo no esté disponible para ser capturado en la ocasión de muestreo  $i$ , dado que **NO** estaba disponible durante la sesión  $i-1$ ;  $\gamma''$ : probabilidad de que un individuo no se encuentre disponible para ser capturado en la sesión  $i$ , dado que **SI** estaba disponible durante la sesión  $i-1$ . Fuente: Modificado de Kendall (2015).....28
- Figura 6.** Avistamientos de tursiones en la costa occidental del Estado Aragua, enero-julio de 2009. Se indican las isóbatas de 100 y 200 m.....33
- Figura 7.** Curva de frecuencia acumulada de descubrimiento de nuevos individuos foto-identificados por ocasión de muestreo en aguas de la costa occidental del Estado Aragua entre enero y julio de 2009.....34
- Figura 8.** Valores de los parámetros de migración temporal ( $\gamma'$  y  $\gamma''$ ) de tursiones en aguas de la costa occidental de Aragua, Venezuela, entre enero y junio de 2009, derivados de los dos modelos de mejor ajuste a los datos del DRP (Modelos 17 y 18, ver definición de términos en Figura 4). El círculo gris oscuro representa el ámbito de la superpoblación (*sensu* Kendall *et al.*, 1997). El círculo gris claro representa la zona de estudio. Las flechas indican la dirección de la

migración temporal de los individuos. A = modelo markoviano, B = modelo aleatorio.....40

**Figura 9.** Tursiones residentes de la temporada seca de 2009 en la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela.....41

**Figura 10.** Análisis de densidad Kernel (individuos km<sup>-2</sup>) para la presencia del delfín nariz de botella o tursión, *T. truncatus*, en aguas de la costa occidental de Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009. Unidad de muestreo: tamaño de grupo, ancho de banda: 1000 m.....43

## LISTA DE TABLAS

- Tabla 1.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de modelos potenciales CJS para historias de captura agrupadas por mes, considerando residentes *vs.* transitorios. A2 significa que el modelo estima parámetros para la mezcla transitorios-residentes y para residentes, respectivamente. Los modelos se encuentran ordenados de menor a mayor según el QAIC<sub>c</sub>.....36
- Tabla 2.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de formulaciones de Huggins (1989) del Diseño Robusto de Pollock para muestras heterogéneas. Los modelos se encuentran en orden ascendente según el AICc.....36
- Tabla 3.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de formulaciones del modelo de Huggins (1989) del Diseño Robusto de Pollock para la evaluación de la sobrevivencia, capturabilidad y migración temporal. Los modelos se encuentran en orden ascendente según el AICc.....37
- Tabla 4.** Valores de Sobrevivencia ( $\Phi$ ) y Capturabilidad ( $p$ ) según el modelo CJS del tursión en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009. tra = transitorios, res = residentes, IC<sub>95</sub> = Intervalo de confianza al 95%.....38
- Tabla 5.** Abundancia de tursiones foto-identificados en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009 (Modelo 41). E.E. = error estándar; IC<sub>95</sub>= Intervalo de confianza al 95%.....39
- Tabla 6.** Residencia de tursiones en la costa centro-occidental del Estado Aragua entre enero-julio de 2009, mediante los criterios de Ballance (1992); modificados por Schramm (1993), Morteo (2006), Del Castillo Olvera (2010) y Morteo *et al.* (2012b) (**O**: Ocurrencia; **P**: Permanencia; **A**: Asiduidad).....40
- Tabla 7.** Valores de referencia para el tamaño de grupo del tursión en aguas de la costa de Aragua. D.E. = desviación estándar, nd = no disponible.....46
- Tabla 8.** Abundancia de tursiones (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, en diferentes períodos del año 2009. Se indican las fuentes y, entre paréntesis, los modelos utilizados. N.C. = no considerado.....51

## 1. INTRODUCCIÓN

La ecología poblacional es el estudio de los procesos que influyen en la distribución y abundancia de las poblaciones, incluyendo su dinámica, estructura, funcionamiento, abundancia y fluctuaciones en el tiempo (Ojasti & Dallmeier, 2000). El conocimiento de la interacción entre los factores intrínsecos y ambientales que influyen en la dinámica poblacional y sus patrones (atributos como la residencia o migración, la estructura de los grupos por sexo/edad y el ámbito hogareño) (Shane *et al.*, 1986; Ballance, 1990) es de importancia para el manejo y conservación de las especies, toda vez que puede ayudar a predecir las tendencias probables de la población de interés y orientar el desarrollo de las actividades humanas que la afectan (Ojasti & Dallmeier, 2000).

El turismo de observación suele ser considerado como “el uso más sustentable, ecológicamente amigable y económicamente beneficioso” de los cetáceos, por lo que es promovido como una alternativa de conservación llamada a sustituir el uso consuntivo o letal promovido por países con tradición o interés en la caza de ballenas (O’Connor *et al.*, 2009). Por ejemplo, para el año 2008, más de 13 millones de personas participaron en esta actividad en al menos 119 países, generando una derrama económica superior a 2 millardos de dólares estadounidenses; a escala global se estima que existen más de 3,300 operadores turísticos dedicados a esta actividad, los cuales generan un número de empleos superior a 13,200 (O’Connor *et al.*, 2009).

La distribución de los seres vivos está relacionada con las características del ambiente físico; en hábitats terrestres, los principales factores que la afectan son el clima y los tipos de suelo mientras que en el ambiente marino lo son la temperatura, salinidad, presión y disponibilidad de luz (Lomolino *et al.*, 2010). En el caso de los delfines, se ha encontrado que variables ambientales tales como temperatura superficial del agua, profundidad, precipitación pluvial, patrón de corrientes (Rodríguez Vásquez, 2008), presencia y/o abundancia de depredadores y presas (Ballance, 1992; Rechimont Pérez, 2015), intensidad de actividades antrópicas (Lusseau *et al.*, 2006; Bejder *et al.*, 2006; Wells & Scott, 2009; Morteo *et al.*, 2012a) y distancia hacia estuarios o cuerpos de agua costeros (Read *et al.*, 2003; Martínez Serrano *et al.*, 2011; Morteo *et*

*al.*, 2012a), pueden influir en la presencia de los delfines (Familia Delphinidae), permitiendo explicar las fluctuaciones en la abundancia y, también, la relación con los patrones espaciales y temporales de uso de hábitat.

Por otra parte, los delfines *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) -conocidos comúnmente como tursiones o toninas- presentan un amplio espectro de movimientos, particularmente en las zonas costeras, los cuales incluyen: migraciones estacionales, ámbito hogareño anual, residencia periódica y una combinación de grandes desplazamientos ocasionales y residencia local (Shane *et al.*, 1986; Wells & Scott, 2009; Delgado Estrella, 2015). Las poblaciones que se encuentran en hábitats protegidos suelen organizarse en grupos pequeños, presentan una alta fidelidad al sitio y su patrón de desplazamiento es limitado (Shane *et al.*, 1986; Defran & Weller, 1999; Quintana Rizzo & Wells, 2001; Martínez Serrano *et al.*, 2011). En hábitats abiertos es usual encontrar grupos grandes, baja fidelidad al sitio y ámbitos hogareños amplios (Shane *et al.*, 1986; Ballance, 1992; Defran & Weller, 1999; Martínez Serrano *et al.*, 2011). También, en ocasiones, algunos individuos pueden permanecer en ciertas áreas, constituyendo el “núcleo” de la comunidad (Ballance, 1990; Maze & Würsig, 1999; Morteo, 2011).

La formación de grupos por parte de especies animales evolucionó con base en tres aspectos fundamentales: 1) los beneficios para el individuo superan a los costos, 2) los costos sobrepasan los beneficios, pero fuertes restricciones ecológicas impiden la dispersión de los individuos y 3) el área donde el grupo vive está en capacidad de albergar más individuos (Acevedo Gutiérrez, 2009; Gowans *et al.*, 2008; García Vital *et al.*, 2015). Los principales beneficios de la formación de grupos incluyen un aumento en la protección contra los depredadores y aumento en la eficiencia de la alimentación; mientras que los principales costos incluyen un aumento en la competencia por acceso a recursos u oportunidades de apareamiento (Acevedo Gutiérrez, 2009). Estudios de la ecología social de los tursiones indican que la composición de los grupos es compleja y suele cambiar frecuentemente, aunque algunas asociaciones entre individuos son más estables que otras (Shane *et al.*, 1986); en muchos casos, las asociaciones suelen estar basadas en la edad y sexo de los individuos (Wells & Scott 1990; Gowans *et al.*, 2008; Morteo *et al.*, 2014). Esta dinámica –en la cual individuos se incorporan o desincorporan de un grupo- se denomina

como “fisión-fusión” y se conoce también en otras especies de mamíferos como los elefantes y chimpancés (Connor *et al.*, 2000; Couzin, 2006).

Una de las formas de analizar y describir parte de la ecología y dinámica poblacional en cetáceos es utilizando métodos de marcado-captura-recaptura (MCR) y existen ejemplos interesantes al respecto (*v. gr.* Bearzi *et al.*, 2008b; Valdés Arellanes *et al.*, 2011; Verme & Iannacone, 2012). El marcado y recaptura de individuos de especies silvestres es una técnica ampliamente utilizada en investigación ecológica, mediante la cual se captura una muestra de individuos de la población, se les aplica una marca y se les libera (Ojasti & Dallmeier, 2000). Posteriormente, se captura una segunda muestra -o muestras sucesivas- y se evalúa la proporción de individuos marcados y recapturados y -mediante modelos matemáticos- se obtienen estimadores de los parámetros poblacionales (Ojasti & Dallmeier, 2000; Buckland & York, 2009).

En cetáceos, la técnica más ampliamente utilizada para estudios de CMR es la foto-identificación, es decir, la identificación individual de algunos animales debido a la presencia de marcas naturales (Würsig & Jefferson, 1990), equivalentes a las marcas aplicadas por los investigadores en estudios con especies terrestres (Williams *et al.*, 2002). La foto-identificación es una técnica no invasiva mediante la cual se logra obtener información acerca de aspectos como estructura de los grupos, fidelidad al sitio, residencia, patrón de movimientos, así como tamaño y crecimiento poblacionales (Würsig & Jefferson, 1990; Buckland & York, 2009).

Las estimaciones de parámetros poblacionales por medio de modelos de CMR pueden efectuarse bajo supuestos de población “cerrada” o población “abierta”; una población es considerada cerrada si durante el período de estudio no ocurren adiciones (nacimientos, inmigración) ni pérdidas (muertes, emigración) y se considera abierta si al menos uno de estos factores se encuentra operando (Ojasti & Dallmeier, 2000). De acuerdo con los mencionados autores, muchas poblaciones de especies silvestres se suelen comportar como cerradas cuando se las estudia durante períodos cortos (*v.g.* días, semanas) y abiertas cuando se estudian durante períodos más largos (*v.g.* meses o años).

En cetáceos, los estudios para poblaciones cerradas suelen efectuarse mediante los modelos de

Schnabel (1938), Otis *et al.* (1978) y Huggins (1989) y los de poblaciones abiertas por medio de los modelos de Jolly-Seber (JS) y Cormack-Jolly-Seber (CJS) (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965). Por otra parte, se dispone del Diseño Robusto de Pollock (DRP, Pollock, 1982), el cual utiliza una combinación de modelos para población cerrada y abierta bajo un diseño anidado que genera estimaciones biológicamente más realistas, ya que permite considerar la emigración temporal de individuos y su posterior reingreso a la población (Pollock, 1982; Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2009; Pérez Jorge, 2016).

Los registros científicos sobre la presencia y la identidad de delfines silvestres generalmente se realizan mediante navegaciones sistemáticas, efectuadas bajo diseños experimentales establecidos con objetivos específicos; sin embargo, también se han empleado las denominadas “plataformas de oportunidad”, que suelen ser embarcaciones comerciales o turísticas, en las que el investigador tiene escaso control sobre la naturaleza de la navegación o recorrido (Kaufman *et al.*, 2011; Morteo *et al.*, 2012b, Hupman *et al.*, 2014). Los estudios diseñados con recorridos sistemáticos son usualmente costosos y en ocasiones no son tan intensivos (*i.e.* baja frecuencia de muestreo) o tienen corta duración; debido a esto, en años recientes se han empleado cada vez más las plataformas de oportunidad, obteniendo resultados positivos en términos de información preliminar acerca de distribución, uso de hábitat o el monitoreo sobre las tendencias poblacionales de estas especies (Kaufman *et al.*, 2011; Morteo *et al.*, 2012b; Hupman *et al.*, 2014).

Se ha encontrado que en algunas localidades el turismo de observación se efectúa en formas que generan riesgos para las poblaciones de cetáceos (Lusseau *et al.*, 2006; Bejder *et al.*, 2006; May-Collado *et al.*, 2014). En Bocas del Toro (Panamá), May-Collado *et al.* (2012, 2014) encontraron una disminución en tamaño de grupo y número de grupos de tursiones observados, ante un aumento en el número de embarcaciones que interactuaron con ellos; además, los tursiones exhibieron mayor conducta evasiva ante embarcaciones turísticas que ante la embarcación de investigación y disminuyeron el tiempo dedicado a conductas de alimentación y socialización. Otro estudios también han encontrado cambios de comportamiento de los cetáceos ante las embarcaciones de turismo, que incluyen modificaciones en el patrón de ascenso a la superficie o

en la dirección de viaje, tamaño de grupo y comportamiento acústico, aunque se desconoce si tales efectos puntuales pueden tener efectos deletéreos a largo plazo (Parsons, 2012).

A escala global, la abundancia del tursi3n (*T. truncatus*) ha sido estimada en un m3nimo de 600,000 individuos (Wells & Scott, 2009). A escalas locales, los estimados suelen ubicarse entre unas decenas (v. g. Wells & Scott, 1990; Castro P3rez, 2009; Dick & Hines, 2011; Gnone *et al.*, 2011; Morteo, 2011; Daura Jorge *et al.*, 2013; Sifontes, 2013; Mogoll3n, 2014), varios centenares (v.g. Gnone *et al.*, 2011; Vald3s Arellanes *et al.*, 2011; Balmer *et al.*, 2008) y varios miles de animales (v.g. V3squez Cast3n *et al.*, 2014).

En Venezuela, el tursi3n es una de las especies m3s comunes a lo largo de la costa continental tanto en el Caribe, como en la Fachada Atl3ntica (Bola3os Jim3nez *et al.*, 2007a,b; 2012). La presencia de la especie ha sido documentada mediante estudios de campo (Naveira Cortizas, 1996; Oviedo y Silva, 2005; Acevedo, 2001; Bola3os Jim3nez *et al.*, 2007a,b; 2012), y por la frecuente ocurrencia de varamientos a todo lo largo de la costa continental (Bola3os Jim3nez, 1994). Sin embargo, los estudios acerca de la ecolog3a poblacional de la especie son muy escasos.

El Convenio sobre Diversidad Biol3gica, firmado y ratificado por casi 200 naciones, proporciona el fundamento legal multilateral para la adecuada conservaci3n de los recursos naturales del planeta. Este tratado internacional entr3 en vigencia en 1993 y en el mismo se establecieron tres objetivos fundamentales: 1) la conservaci3n de la diversidad biol3gica, 2) el uso sustentable de sus componentes y 3) la participaci3n justa y equitativa de las comunidades locales en los beneficios que se deriven de la utilizaci3n de los recursos gen3ticos. Como consecuencia de la publicaci3n de las respectivas leyes aprobatorias del Convenio, las naciones promulgaron leyes para la conservaci3n y uso sustentable de su diversidad biol3gica. La Rep3blica Bolivariana de Venezuela public3 la “*Ley de Diversidad Biol3gica*” en el a3o 2001, la cual fue posteriormente reemplazada por la “*Ley de Gesti3n de Diversidad Biol3gica*” (RBV-AN, 2008), vigente hasta la fecha. En el a3o 2010, despu3s de un proceso de consulta p3blica, la Autoridad Nacional Ambiental promulg3 la vigente “*Estrategia Nacional de Diversidad Biol3gica y su Plan de Acci3n*” (MINAMB, 2010).



Desde el año 2001 se realizan esfuerzos para la promoción y reglamentación del turismo de observación de delfines en la localidad de Ocumare de la Costa de Oro, Estado Aragua (Bolaños Jiménez *et al.*, 2007a; Castillo, 2011; Macía, 2011) que -en el corto a mediano plazo- hacen prever un incremento en la cantidad de viajes turísticos. Bajo esta premisa, el propósito del presente trabajo es proveer información que sirva de línea base para la generación de estrategias de conservación y manejo de las poblaciones de delfines, detectar posibles impactos y proponer medidas de mitigación, si es el caso. Los resultados del presente trabajo estarán disponibles para la Autoridad Nacional Ambiental, comunidad científica y prestadores de servicios locales con el fin de que sean utilizados como fundamento para el ejercicio sustentable de la actividad turística de observación de delfines en su medio natural, de conformidad con las estipulaciones de la Estrategia Nacional de Diversidad Biológica.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1. Distribución y migraciones

La ecología poblacional del tursión ha sido estudiada en varias regiones del mundo, particularmente en el mar Mediterráneo (Bearzi *et al.*, 2008a,b,c; Gnone *et al.*, 2011), el Atlántico nor-oriental (Wilson *et al.*, 1997; Martinho *et al.*, 2014), las costas este y oeste de los Estados Unidos de América (Hohn, 1997; Toth *et al.*, 2012; Urian *et al.*, 1999, 2013; Defran *et al.*, 2015), Golfo de México (Wells & Scott, 2009; Del Castillo Olvera, 2010; Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2012a, 2014; Volmer & Rosel, 2013, Vásquez Castán *et al.*, 2014) y Brasil (Simões Lopes & Fabian, 1999; Fruet *et al.*, 2011, 2015; Daura Jorge *et al.*, 2013), entre otros.

En aguas costeras de Grecia occidental, en el Mar Mediterráneo, se ha encontrado que tursiones considerados residentes de un área específica podían efectuar desplazamientos temporales de más de 200 km, lo cual fue atribuido a actividades de alimentación (Bearzi *et al.* 2008a). En otras regiones del Mediterráneo, también se han determinado movimientos individuales de tursiones de varios centenares de km (Gnone *et al.*, 2011); sin embargo, los autores encontraron que tales desplazamientos no parecen estacionales.

En las aguas costeras de los estados de California (EE.UU.) y Baja California (México), los tursiones efectúan desplazamientos latitudinales bidireccionales por distancias de hasta 900 km, exhibiendo una baja fidelidad al sitio (Defran *et al.*, 2015). En el Atlántico nor-occidental, en la costa este de los EE.UU., los tursiones presentan un patrón complejo de abundancia y distribución espacio-temporal, que incluye individuos residentes de ciertas localidades durante las cuatro estaciones, residentes estacionales (presentes solo en alguna estación), así como individuos migrantes o transeúntes (registrados solo ocasionalmente) e individuos con amplio ámbito hogareño (Hohn, 1997). En el noreste del Golfo de California, Ballance (1992) encontró diferencia significativa en la presencia de los tursiones en las adyacencias de la desembocadura de estuarios (hasta una distancia de 5.5 km de la desembocadura del cuerpo de agua) comparada con aguas no estuarinas.

En el norte del Golfo de México, la ecología poblacional del tursión ha sido ampliamente

estudiada; algunos de los estudios aún vigentes utilizan técnicas de foto-identificación y fueron iniciados durante los años 70 y 80. Estos estudios han confirmado la residencia de largo plazo y otros aspectos de la ecología poblacional, principalmente en aguas costeras de Florida (Irvine *et al.*, 1981; Wells, 1998; Wells & Scott, 1990; Balmer *et al.*, 2008). En particular, Balmer *et al.* (2008) determinaron que en la Bahía de St. Joseph se encuentra una comunidad residente de entre 78-152 individuos, la cual recibe un flujo de individuos ocasionales durante primavera y otoño, estaciones durante las cuales las estimaciones de abundancia se incrementaron hasta 313-410 y 237-340 individuos, respectivamente. Los mencionados hallazgos fueron confirmados mediante estudios de telemetría, en los cuales se encontró que los animales que fueron marcados durante el verano tuvieron tendencia a permanecer en la bahía, mientras que los que fueron marcados en primavera se desplazaron a distancias de hasta 40 km de la zona de estudio (Balmer *et al.*, 2008).

En la parte mexicana del Golfo de México, la mayoría de los trabajos sobre tursión han sido efectuados utilizando técnicas de foto-identificación (Heckel, 1992; Schramm, 1993; García, 1995; Del Castillo Olvera, 2010; Martínez Serrano *et al.*, 2011; Morteo, 2011, Morteo *et al.*, 2012a, 2014; Delgado Estrella, 2015). Del Castillo Olvera (2010), Morteo (2011) y Morteo *et al.* (2012a) estudiaron aspectos de la ecología poblacional de la especie en aguas costeras de Alvarado, Veracruz. Del Castillo Olvera (*op. cit.*) encontró que la distribución, abundancia y residencia de los delfines pueden ser explicadas por la alta disponibilidad de especies presa en el área de estudio, ya que está ubicada justamente en la desembocadura del río Papaloapan, el cual presenta alta productividad pesquera. Por su parte, Morteo (2011) encontró que las aguas cercanas a la desembocadura de la Laguna de Alvarado son preferidas por los tursiones, a pesar de las amenazas representadas por la pesca artesanal y la presencia de depredadores y Morteo *et al.* (2012a) encontraron que individuos residentes ( $n = 23$ ) presentaron tendencia a evitar la interacción con embarcaciones pesqueras artesanales, apartentemente en respuesta a refuerzos negativos ocasionados por agresiones de los pescadores.

Martínez Serrano *et al.* (2011) estudiaron la distribución, ámbito hogareño y patrón de residencia de la especie en la región centro-norte del Estado de Veracruz, encontrando una amplitud de ámbito hogareño de 1,199 – 2,771 km<sup>2</sup>, que incluyó la existencia de cinco áreas núcleo. De

acuerdo con estos autores, la amplitud del ámbito hogareño estuvo más relacionada con la presencia de desembocaduras de ríos que con la geomorfología de la costa.

En la parte sur del Golfo de México, incluyendo los estados Tabasco, Campeche y Yucatán, Delgado Estrella (2015) encontró que los tursiones de la región pueden presentar un patrón de residencia multi-anual (> 10 años) en localidades específicas, mientras que otros pueden efectuar desplazamientos superiores a 270 km entre localidades.

En lo que respecta a Venezuela, Acevedo Galindo (2007) evaluó la distribución potencial de cetáceos por medio de sistemas de información geográfica, con base en las variables topografía y profundidad, encontrando que el tursión es una de las especies más frecuentemente avistada y con potencial para ocupar hábitats en toda la costa venezolana.

En el Golfo de Venezuela, en la región occidental del país, los estudios se han enfocado en la tonina del lago o delfín de Guyana, *Sotalia guianensis*; sin embargo, se cuenta con registros de varamientos de tursión ocurridos en el Golfo de Venezuela (Bolaños Jiménez, 1994; Barrios Garrido & Montiel Villalobos, 2004; Barrios Garrido *et al.*, 2015).

Oviedo y Silva (2005) estudiaron la frecuencia de avistamientos y abundancia relativa de cetáceos en aguas del noreste de la Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta y en el Archipiélago de Los Frailes. En dicha región el tursión fue la especie dominante, con una frecuencia de avistamientos del 70 % y una abundancia estimada de unos 60 individuos que podrían constituir una población local discreta, con un ámbito de distribución determinado por las características topográficas locales (Oviedo & Silva, 2005).

En la costa del Estado Aragua, Cobarrubia Russo (2010) encontró que las áreas de acción de tursiones residentes estuvieron concentradas entre las localidades de La Boca y Cuyagua, coincidentes con una alta proporción de avistamientos de delfín manchado del Atlántico y con actividades pesqueras, donde las conductas predominantes por parte de los tursiones fueron la socialización y alimentación.

## 2.2. Abundancia por marcado-recaptura

La foto-identificación como medio para realizar estudios bio-ecológicos y de la historia natural de cetáceos comenzó a utilizarse en la década de los años 70 por parte de varios grupos de investigación independientes (ver Würsig & Jefferson, 1990). Esta técnica se basa en el estudio de fotografías de los animales y el reconocimiento de marcas, cicatrices, decoloraciones o malformaciones que permiten individualizar a una proporción de los animales de una población; posteriormente, con la información obtenida mediante esta técnica, y con ayuda de modelos de CMR, se empezó a obtener información de aspectos de la ecología poblacional de las especies (Würsig & Jefferson, 1990).

Algunos estudios han determinado la abundancia de varias poblaciones de tursiones en localidades específicas, tanto por conteo directo como por modelos de CMR. En el Santuario de Fauna Pélagos del Mar Mediterráneo, perteneciente a Italia, Francia y Mónaco, se han encontrado resultados contrastantes. Alrededor de la isla de Córcega, las abundancias estimadas por conteo directo fluctuaron entre 25 y 173 individuos (Bompar *et al.*, 1994; Gnone *et al.*, 2011), mientras que en el Golfo de Lyon, archipiélago Hyeres, Córcega y golfo de Génova, fue de 424-515 individuos (Gnone *et al.*, 2011). En las costas de Liguria y Toscana, las abundancias estimadas por métodos de marcado-recaptura fueron de 170-250 animales (Gnone *et al.*, 2011). Sin embargo, tales estudios no han incluido muestreos en todas las estaciones climáticas, por lo cual sus resultados no pueden ser evaluados con respecto al clima.

Durante el año 2009, en la costa occidental del Estado Aragua (Municipio Ocumare de la Costa de Oro), la Asociación Civil Sea Vida dio inicio a un proyecto de campo para el establecimiento de una línea base poblacional de los delfines manchados del Atlántico (*Stenella frontalis*) y el tursión, utilizando la foto-identificación y modelos de marcado-recaptura, con los cuales se obtuvieron las primeras estimaciones poblacionales de ambos cetáceos marinos para Venezuela (Castro Pérez, 2009; Bolaños Jiménez, 2011; Sifontes, 2013; Mogollón, 2014). Con dichos estudios se ha empezado a obtener información acerca de abundancia, residencia e incidencia de enfermedades y afecciones dérmicas de estas dos especies de delfines. Castro Pérez (2009) utilizó el modelo de Schnabel (1938) para poblaciones cerradas y encontró una abundancia de 103

individuos, con un intervalo de confianza al 95 % ( $IC_{95}$ ) de  $86 < N < 160$  individuos de *T. truncatus*. Sifontes (2013) estudió la abundancia del tursión en tres períodos diferentes del año 2009 (I: enero-marzo, II: mayo-junio y III: julio-septiembre) por medio del modelo de Jolly-Seber (JS, Jolly, 1965; Seber, 1965) para poblaciones abiertas, donde la abundancia encontrada fue de 96 individuos ( $IC_{95\%}=81 < N < 106$ ). Mogollón (2014) estudió la abundancia de tursiones y delfines manchados en muestreos puntuales, efectuados entre 2011-2013, utilizando tanto modelos para poblaciones cerradas (Schnabel) como para poblaciones abiertas (JS). La abundancia máxima del tursión para ese período fue de 45 individuos (Mogollón, 2014).

El Diseño Robusto de Pollock (1982) trabaja con datos de CMR y ha sido utilizado recientemente en estudios sobre la ecología poblacional del tursión (*Tursiops* spp.) en diferentes regiones del mundo. En las islas Azores (Portugal), Silva *et al.* (2009) modelaron los parámetros de emigración temporal y transitoriedad, encontrando que los tursiones de la zona de estudio presentaron un patrón de migración “markoviano”, caracterizado porque los individuos identificados en un año particular tenían alta probabilidad de emigrar el año siguiente. En la costa sur-este de los Estados Unidos de Norteamérica (estados de Carolina del Sur y Georgia), Taylor *et al.* (2016) encontraron que los tursiones también exhibieron un patrón de migración markoviano y con probabilidad de captura variable. Por otra parte, en la costa sur-occidental de Australia, el tursión del Indo-Pacífico (*T. aduncus*) presentó un patrón de migración markoviano, con variación temporal en los parámetros de migración y en la probabilidad de captura (Smith *et al.*, 2013).

En Venezuela, se han efectuado algunas evaluaciones poblacionales de tursión y delfín manchado del Atlántico (*S. frontalis*) mediante metodología de transectos lineales, tanto en la costa central (González Fernández, 2000; Silva Hernández, 2007) como en la Fachada Atlántica (Bolaños Jiménez *et al.*, 2007b). Sin embargo, los pequeños tamaños muestrales obtenidos han impedido la aplicación de tales modelos para la evaluación del estatus poblacional de los tursiones en dichas zonas (Bolaños Jiménez *et al.*, 2012). Por su parte, Cobarrubia Russo (2010) estudió la ecología social, comportamiento y residencia del tursión en dicha región utilizando la técnica de foto-identificación, abarcando el período 2004-2008. Durante el mencionado período, este autor logró

la identificación de 86 individuos, de los cuales 72% fue recapturado –al menos- una vez; el porcentaje de residentes fue de 6.9 % y el de individuos avistados en solo una ocasión (transitorios) fue de 32 %.

### **2.3. Residencia**

En cetáceos, el grado de residencia de los individuos suele expresarse en términos de tres parámetros: 1) Ocurrencia (**O**): número de avistamientos en sesiones de muestreo diferentes, 2) Permanencia (**P**): número de sesiones de muestreo transcurridas entre el primer y el último avistamiento y 3) Asiduidad (**I**): duración promedio entre recapturas consecutivas (Ballance, 1990; Schramm, 1993; Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2012a).

La residencia puede ser variable incluso entre los miembros de la misma población. Por ejemplo, los tursiones de las aguas costeras de la Laguna de Alvarado (Veracruz, México) son una población abierta, con una proporción de individuos que son residentes a lo largo del año (27 %), otra proporción que son visitantes estacionales (41 %) e individuos transeúntes (31 %), con algunos individuos que fueron registrados a lo largo de siete años, demostrando alta fidelidad al sitio y residencia de largo plazo (Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2014).

En Venezuela existe poca evidencia sobre este aspecto individual de los delfines. Como ya se mencionó, Oviedo y Silva (2005) postularon que los tursiones de la costa nor-este de la Isla de Margarita y Archipiélago los Frailes representan una población local, aunque esto todavía debe ser confirmado. Actualmente, se cuenta con información de la costa de Aragua -incluyendo la presente zona de estudio- mediante los trabajos de Cobarrubia Russo *et al.* (2008), Cobarrubia Russo (2010), Castro (2009) y Sifontes (2013), quienes encontraron seis individuos residentes en sus respectivos estudios. En contraste con el trabajo de Ballance (1990), estos autores definieron el grado de residencia de los tursiones mediante la combinación de dos características de los avistamientos de cada individuo: la frecuencia de avistamientos (alta *vs* media *vs* baja) con respecto al número de sesiones de muestreo y la distribución (temporal) de los avistamientos a lo largo del período de estudio (anual *vs* periódica *vs* esporádica).

### **3. HIPÓTESIS**

La ecología poblacional de los tursiones de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, indicará la existencia de una población abierta típica de hábitats costeros, por lo tanto se espera que la proporción de individuos residentes sea baja, la sobrevivencia de los individuos y su capturabilidad heterogéneas, la migración temporal alta y la distribución de los tursiones se concentrará entre las localidades de La Boca y Cuyagua.



## **4. OBJETIVOS**

### **4.1. General**

Caracterizar la ecología poblacional del delfín nariz de botella o tursión, *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) en la costa occidental de Aragua.

### **4.2. Particulares**

1. Determinar la abundancia de individuos foto-identificables del tursión.
2. Evaluar la sobrevivencia, capturabilidad y tasas de emigración e inmigración temporales de los tursiones foto-identificados.
3. Estimar la residencia de los individuos de tursión foto-identificados.
4. Describir la distribución espacial de los grupos de tursiones observados durante el estudio.

## 5. MATERIAL Y MÉTODOS

Los datos disponibles para el presente proyecto fueron obtenidos entre enero-marzo de 2009 (datos sin publicar del autor) y mayo-julio de 2009 (Castro Pérez, 2009), como parte del proyecto marco “Estudio de línea base poblacional de los delfines de las aguas de la costa de Aragua” (Bolaños Jiménez, 2011). Este estudio se fundamentó en la realización de navegaciones para la búsqueda y conteo de delfines, así como en la identificación individual de éstos a lo largo del tiempo mediante la técnica de foto-identificación y el uso de modelos estadísticos de CMR.

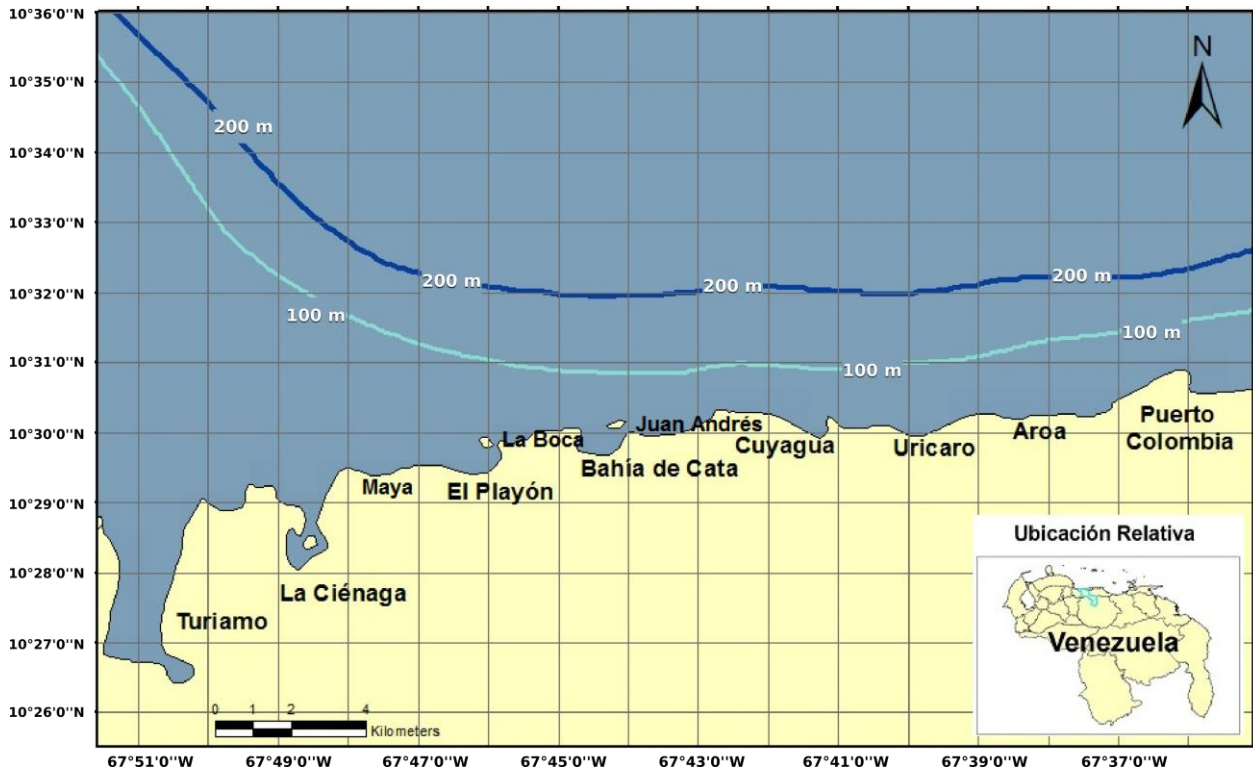
### 5.1. Descripción de la especie

A escala global el tursión, tonina o delfín nariz de botella (*T. truncatus*) es una de las especies de cetáceos mejor documentada científicamente y más conocidas por el público (Wells & Scott, 2009). Se le considera una especie cosmopolita que habita tanto en zonas tropicales como templadas de todo el mundo, ocupando una variedad de hábitats que incluyen desembocaduras de ríos, estuarios y -en general- la zona costera de los continentes, aunque también se le encuentra en zonas oceánicas (Wells & Scott, 2009). Hasta hace pocos años, el género *Tursiops* era considerado monotípico, con una sola especie (*T. truncatus*) de distribución global; sin embargo, estudios recientes han encontrado evidencias para asignarle categoría específica al tursión del Indo-Pacífico, bajo el nombre de *T. aduncus* (Wang & Shu Yang, 2009) y al tursión del sureste de Australia o delfín de Burrunan, *Tursiops australis* (Charlton Robb *et al.*, 2011). Además, se han identificado dos “ecotipos” del tursión, diferenciables por su morfología, fisiología, uso de hábitat y filogenia, denominados “costeros” o de distribución restringida y “oceánicos” o de amplia distribución (Hersh & Duffield, 1990; Mead & Potter, 1990,1995; Díaz Gamboa, 2003). Los tursiones costeros tienden a ser de menor tamaño, de coloración más clara y con aletas proporcionalmente mayores que las de los oceánicos; estos últimos normalmente prefieren regiones pelágicas, con aguas de más de 40 m de profundidad (Hersh & Duffield, 1990; Mead & Potter, 1990,1995; Díaz Gamboa, 2003).

### 5.2. Zona de estudio

Los muestreos fueron realizados en las aguas de la costa centro-occidental del Estado Aragua,

Venezuela (aprox. 10°29' y 10°30' N y 67°48' y 67°36' O), abarcando aproximadamente 60 km<sup>2</sup>, con 20 km que corresponden a la línea costera, entre la Ciénaga de Ocumare y Puerto Colombia, incluyendo las playas Maya, El Playón, la Boca, Bahía de Cata, Juan Andrés, Cuyagua, Uricaro y Aroa (Figura 1). A escala local, la temporalidad del estudio corresponde a la época seca (Albornoz Galindo, 2004).



**Figura 1.** Zona de Estudio, costa occidental del Estado Aragua, Municipio Ocumare de la Costa de Oro, Venezuela. Se indican las isóbatas de 100 y 200 m.

De acuerdo con la carta náutica DHN-300 (1:300,000; ARV, s.f.), la isóbata de 200 m -que representa el límite entre la plataforma y el talud continental- corre en sentido este-oeste, casi paralelamente a la costa, a una distancia promedio de unos 2-3 km (Bolaños Jiménez *et al.*, 1998). Con base en el trabajo efectuado por Gowans *et al.* (2008), Cobarrubia Russo (2010) describió tres tipos de hábitat en la zona de estudio. Dichos tipos son: costero interno, costero externo y nerítico, de los cuales “el primero involucra bahías como la de Turiamo, La Ciénaga y

la de Cata, que son sistemas semicerrados y protegidos del oleaje y de los vientos Alisios del Atlántico. El segundo abarca desde la línea costera hasta la isobata de 100 m, aproximadamente desde la playa de Cuyagua hasta la Bahía de Turiamo, alejándose progresivamente de la línea costera a medida que se desplaza hacia el oeste. El tercero ocupa un área que limita al sur con el eje costero y al norte con la isobata de los 200 m y su área predominante se ubica hacia el extremo occidental”.

Los aspectos climáticos de la región del Caribe están determinados principalmente por la actividad de la Zona de Convergencia Intertropical (Ashby *et al.*, 2005; Hastenrath & Polzin, 2013). La temporada húmeda o de lluvias va desde el mes de mayo hasta octubre o noviembre y suele ser dividida en temprana (mayo a julio) y tardía (agosto a octubre), de los cuales el mes de noviembre puede ser considerado como el fin de la temporada de lluvias o el inicio de la temporada seca o sequía, la cual se extiende hasta el mes de abril (Taylor *et al.*, 2002; Ashby *et al.*, 2005; Tim, 2011; Hastenrath & Polzin, 2013). De acuerdo con Albornoz Galindo (2004), la costa occidental del Estado Aragua presenta un clima estacional con seis meses secos (diciembre-junio) y seis meses húmedos (junio-diciembre). Entre los años 1990-2002, la precipitación mensual promedio en el Municipio Ocumare de la Costa de Oro fue de 70.7 mm, con mínimo de 6 mm (enero) y un máximo de 138 mm (junio); en este mismo período, la temperatura promedio anual fue de 26.4 °C, con un mínimo de 25.1 (enero) y un máximo de 27.6 (mayo) (Albornoz Galindo, 2004). Entre 1998-2009, la precipitación anual promedio de la región fue de 780.9 mm, mientras que para los meses de enero y febrero fue de 13.5 y 34.0 mm, respectivamente y para mayo y junio fue de 91.0 y 88.7 mm, respectivamente (Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas, 2015).

Como parte de la eco-región marina venezolana “Costa central”, la costa del Estado Aragua se caracteriza por un margen continental estrecho, litoral rocoso, playas arenosas de sedimento grueso y alta transparencia del agua (Miloslavich & Klein, 2008). La zona se encuentra localizada entre dos importantes focos de surgencia, Cabo Codera al este y Puerto Cumarebo, al oeste; sin embargo, no existen evidencias de presencia de surgencia local (Rueda Roa & Muller Karger, 2013). Para el año 2009, Bolaños Jiménez *et al.*, (2013) evaluaron la posible existencia

de una surgencia (mapas mensuales de lecturas de clorofila, NASA's MODIS/Aqua sensor); sin embargo, no encontraron evidencias del fenómeno.

La red hidrográfica consta de algunas corrientes permanentes, con un volumen superficial anual estimado de entre 2,000 a 3,000 m<sup>3</sup>, un caudal entre 0.004 y 0.01 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, un volumen subterráneo de entre 0.8 y 1.4 m<sup>3</sup>, y un caudal subterráneo estimado entre 0.03 y 0.05 m<sup>3</sup> (Sucre, 2003). Los principales ríos son los ríos Ocumare, Cata, Cuyagua, Uricaro y Aroa, los cuales presentan variaciones en sus caudales en el transcurso del año, alcanzando su máximo nivel durante la época de lluvias entre los meses de julio y septiembre (Sucre, 2003).

### 5.3. Navegaciones

El diseño muestral del presente estudio estuvo basado en el estudio efectuado por Read *et al.* (2003). Los recorridos partieron de la Bahía de Cata (Figura 1), entre las 07:00 y 09:00 am y tuvieron una duración aproximada de 2-3 horas. Se utilizó una embarcación de fibra de vidrio, tipo peñero (*i.e.* “panga”), de 8.2 m de eslora con motor fuera de borda (75 hp, cuatro tiempos), conducida por un pescador de la Bahía de Cata, conocedor de la zona y con experiencia previa en la implementación de estudios similares. Siguiendo a Read *et al.* (2003) y con el fin de maximizar el número de delfines muestreados, los recorridos fueron no sistemáticos, efectuados mediante rutas variables establecidas con base en la experiencia y el conocimiento del capitán y los investigadores e información acerca de la presencia de delfines obtenida de los tripulantes de otras embarcaciones encontradas durante los recorridos. Los recorridos contaron con la presencia de entre 2-5 observadores-fotógrafos experimentados y un transcriptor.

Los grupos de delfines fueron localizados a simple vista, observando la superficie del mar en busca de señales que indicarán su presencia, tales como aletas, saltos, soplos y salpicaduras, así como por la presencia de bandadas de aves marinas, principalmente tijeretas o fragatas (*Fregatta magnificens*) y pájaros bobos (*Sula* spp.) (Bolaños Jiménez *et al.*, 1998, González Fernández, 2000; Silva Hernández, 2007). Al momento del avistamiento, se procedió a disminuir la velocidad de la embarcación, procurando un acercamiento gradual, en paralelo con la dirección seguida por el grupo, con la finalidad de causarles la menor perturbación posible (Würsig &

Jefferson, 1990). Se consideró como “grupo” a uno o más delfines vistos en aparente asociación, desplazándose en la misma dirección y generalmente presentando la misma actividad (Bräger *et al.*, 1994). En todos los casos se trató de estimar el tamaño de los grupos mediante conteo directo de los individuos. En los casos en que ello no fue posible se incluyó la mejor estimación de los observadores y la misma se verificó mediante la revisión de las fotografías (Elliser & Herzing, 2011; Morteo *et al.*, 2014). Las clases de edad fueron definidas siguiendo a Shane *et al.* (1986), usando como referencia la longitud de la embarcación de muestreo: 1) neonatos: animales de pequeño tamaño (típicamente de unos 100 cm de longitud total) y/o que presentaban pliegues fetales, 2) crías: animales de un tamaño de 100 – 180 cm de longitud total, que suelen nadar ligeramente al lado y atrás de un adulto y 3) adultos/subadultos: animales no pertenecientes a ninguna de las dos categorías descritas (típicamente de más de 180 a 200 cm de longitud total).

Con el fin de calcular el tiempo total de los recorridos, en cada uno de ellos se registró la hora de salida y llegada al puerto; para cada avistamiento se tomó nota de la hora de inicio y final de los mismos. La ubicación geográfica de los avistamientos se determinó mediante un geoposicionador por satélite (GPS Garmin 45 Etrex), y fue utilizada para generar mapas con los avistamientos. En los casos en los que no se contaba con el geoposicionador, las coordenadas fueron calculadas mediante el establecimiento de un punto de referencia en la costa y la estimación a simple vista de la distancia desde la embarcación hasta ese punto, la cual suele tener una precisión aceptable cuando la tripulación es experimentada (Rechimont Pérez, 2015).

#### **5.4. Registro fotográfico**

De cada avistamiento se llevó un registro fotográfico con cámaras digitales (Canon Rebel Xti, Nikon D60 y D3000, provistas de lentes de 18-55 y 70-200 mm), tratando siempre de fotografiar ambos lados de la aleta dorsal de todos los individuos del grupo. Las fotografías de los catálogos disponibles fueron valoradas de acuerdo con el protocolo del Laboratorio Veracruzano de Mamíferos Marinos de la Universidad Veracruzana (LaVMMar, Morteo, 2011; Morteo *et al.*, 2012a; Ruíz Hernández, 2014) con el fin de homologar los registros.

El protocolo general siguió el modelo del LaVMMar (Morteo, 2011; Chávez Martínez, 2014;

Ruíz Hernández, 2014), modificado del Programa de Investigación de Delfines de Sarasota (SDRP, 2006). Las fotografías fueron grabadas y respaldadas en el ordenador del proyecto, asignando una carpeta para cada ocasión de muestreo y cada avistamiento. De acuerdo con el protocolo del LaVMMar, el procesamiento y análisis fotográfico para la construcción del catálogo contaron con las siguientes fases: evaluación de la calidad de las fotografías, etiquetado, clasificación, comparación, individualización y construcción del catálogo (Morteo, 2011; Chávez Martínez, 2014; Ruíz Hernández, 2014).

#### **5.4.1. Evaluación de la calidad de las fotografías**

Las fotografías fueron evaluadas en cuanto a la calidad del foco, contraste, ángulo de la aleta con respecto al foco de la cámara, proporción de la aleta visible en la fotografía, porcentaje que ocupa la aleta con respecto al cuadro fotográfico. De acuerdo con estos criterios, las fotografías fueron calificadas como: malas, pobres, suficientes y excelentes. Para efectos del estudio, solo se utilizaron fotos de calidad suficiente y excelente (SDRP, 2006; Ruíz Hernández, 2014).

#### **5.4.2. Etiquetado**

Las fotos con aletas y de calidad suficiente o excelente fueron etiquetadas de acuerdo con el sistema de codificación del LaVMMar, bajo el formato: ARE-YEAR-MO-DY-AV-IND,ind-IMG.jpg, donde:

ARE: código de tres letras para el Estado Aragua (ARA)

YEAR: año en que fue colectada la foto (2009).

MO: mes

DY: día

IND: en caso de fotos con varias aletas, códigos asignados a cada individuo

IMG: número identificador de 3 o 4 cifras que la cámara asigna automáticamente a cada fotografía.

### **5.4.3. Clasificación**

Este proceso incluyó la comparación intracarpeta, es decir de las aletas de cada avistamiento y selección de la mejor foto de cada individuo foto-identificable, tratando de lograr fotografías de los lados derecho e izquierdo del delfín. Estas fotografías, debidamente codificadas, fueron añadidas a una nueva carpeta denominada “etiquetados”. Las aletas de esta carpeta fueron revisadas posteriormente por dos observadores entrenados y experimentados, con el fin de reducir errores en las identificaciones (SDRP, 2006; Ruíz Hernández, 2014).

### **5.4.4. Comparación**

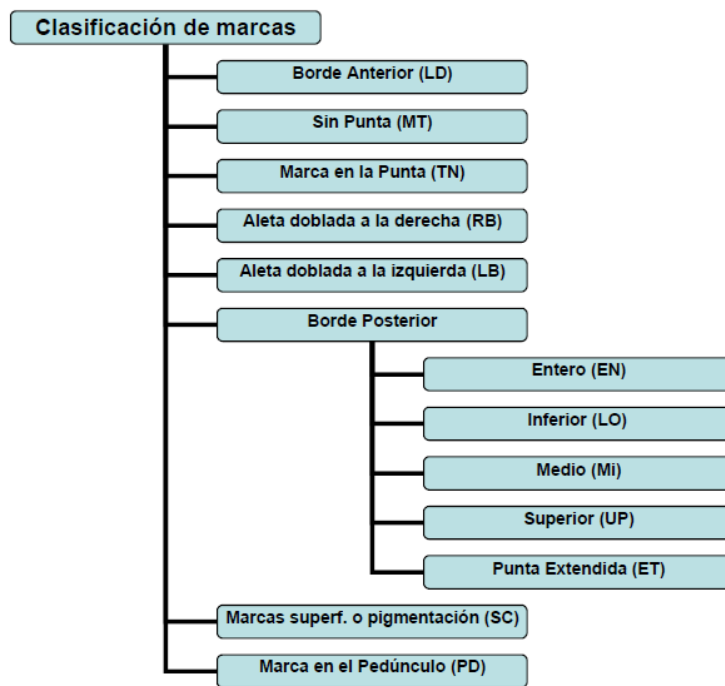
Las fotos tipo de cada avistamiento fueron comparadas con las fotos de otros avistamientos y fechas, en busca de foto-recapturas y nuevos individuos. Cuando al menos dos revisores coincidieron en la identificación, se procedió a registrar la foto-recaptura y a renombrar al individuo.

### **5.4.5. Individualización y construcción del catálogo**

Se prosiguió con la asignación de una clave alfa-numérica a cada individuo, dependiendo de la posición de las marcas principales, en el siguiente orden de prioridad (SDRP, 2006; Ruíz Hernández, 2014) (Figura 2):

- 1) Borde anterior de la aleta dorsal (LD),
- 2) Punta de la aleta faltante (MT)
- 3) Marca en la punta (TN)
- 4) Aleta doblada a la derecha (RB) o aleta doblada a la izquierda (LB)
- 5) Borde posterior de la aleta: EN (entero), LO (inferior), MI (medio), UP (superior), ET (punta extendida)
- 6) Marcas superficiales o pigmentación (SC)
- 7) Marcas en el pedúnculo caudal (PD).





**Figura 2.** Clasificación jerárquica de las marcas presentes en el cuerpo de los delfines, con énfasis en la aleta dorsal. Tomado de García-Vital (2009) basado en SDRP (2006).

## 5.5. Análisis de los datos

### 5.5.1. Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo se contabilizó en número de navegaciones y tiempo (h) dedicado a la búsqueda de individuos y documentación fotográfica (Silva *et al.*, 2009). La eficiencia de individualización fue medida como el cociente del número de individuos foto-identificados entre el tamaño de grupo registrado (Morteo *et al.*, 2012b).

Se efectuaron pruebas no paramétricas (Kruskal-Wallis) para determinar si existieron diferencias en el esfuerzo mensual (h) por recorrido, en el tamaño de grupo y en la tasa de eficiencia de individualización (Mc Donald, 2014).

Posteriormente se graficó la frecuencia acumulada de descubrimiento de nuevos individuos, con el objeto de determinar la tendencia en la proporción de la población fotografiada e identificada por sus marcas naturales (Sanders, 1968; Hurlbert, 1971; Morteo *et al.*, 2012b).

### **5.5.2. Marcado-captura-recaptura (CMR)**

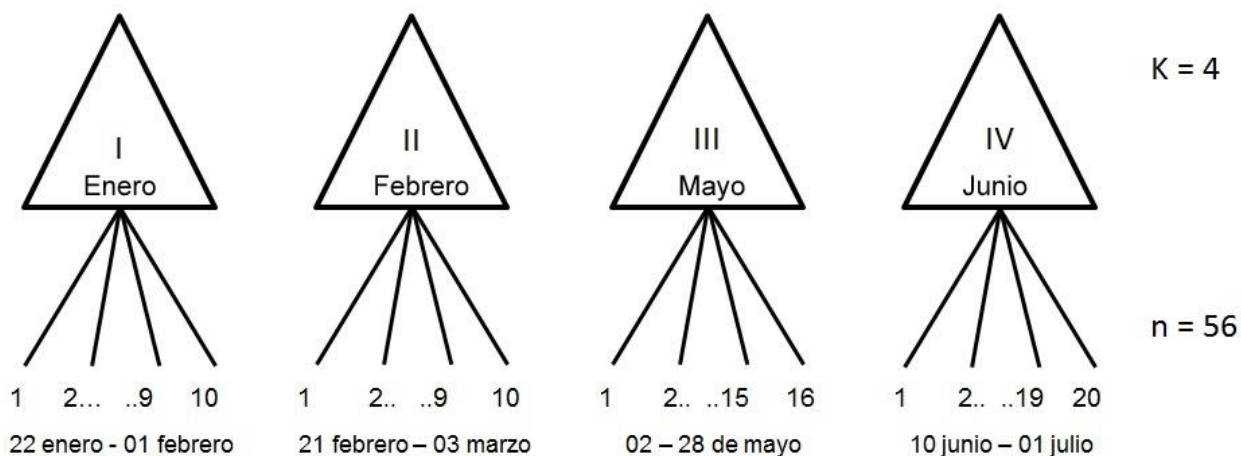
Se utilizaron los datos de registro individual de los delfines mediante foto-identificación para su análisis por medio del programa informático MARK (White & Burnham, 1999) con el fin de estimar los parámetros poblacionales. Los modelos de estimaciones poblacionales por medio de CMR suponen el cumplimiento de una serie de premisas o supuestos acerca de la población bajo estudio, en cuanto a sus características intrínsecas y la forma como la misma es muestreada (Ojasti y Dallmeier, 2000), de tal manera que la violación de alguno de dichos supuestos podría ocasionar sesgos en las estimaciones (White & Burnham, 1999; Ojasti & Dallmeier, 2000; Buckland & York, 2009); tales supuestos o premisas se enlistan a continuación:

- a) Todos los animales (marcados) presentes en la población en la ocasión  $i$  tienen la misma probabilidad de ser (re)capturados;
- b) Todos los animales (marcados) presentes en la zona de estudio inmediatamente después de la ocasión  $i$  poseen la misma probabilidad de sobrevivir hasta la ocasión  $i + 1$ ;
- c) Las marcas no se pierden durante el estudio y las mismas son correctamente reconocidas y recapturadas;
- d) Las muestras son “instantáneas”, es decir, los intervalos entre ocasiones de muestreo son más largos que la duración de la muestra.

Evaluaciones parciales efectuadas a los presentes datos (Castro Pérez, 2009), así como el uso de los criterios de calidad fotográfica e individualidad de las marcas requeridos para ingreso al catálogo indicaban *a priori*- el cumplimiento general de las premisas del modelo.

Para el presente estudio se establecieron cuatro (4) sesiones de muestreo que cubrieron los meses de enero, febrero, mayo y junio de 2009, las cuales constaron de 10, 10, 16 y 20 navegaciones,

respectivamente. Para efectos del análisis de datos bajo el DRP, las cuatro sesiones de muestreo fueron consideradas períodos primarios, mientras que las navegaciones efectuadas durante cada uno de los meses en referencia fueron consideradas períodos secundarios (Figura 3).



**Figura 3.** Diseño muestral para el estudio de la ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, enero-junio de 2009. K: períodos primarios de muestreo, n: períodos secundarios o navegaciones. Terminología de Pollock (1982).

### 5.5.2.1. Modelos evaluados

Las historias de captura individuales fueron evaluadas por mes (enero, febrero, mayo y junio). De los modelos disponibles en MARK para el análisis de las historias de captura y según la naturaleza de la población y de los datos del estudio, se seleccionaron como modelos potencialmente factibles los de Cormack-Jolly-Seber (CJS), Jolly-Seber (JS), Población Cerrada (MPC) y el Diseño Robusto de Pollock (DRP). La selección de los modelos depende de las preguntas de investigación y proporciona información acerca de diferentes parámetros (White & Burnham, 1999, ver sección 5.5.2.1.1 *infra*)

En cada análisis se utilizó el Criterio de Información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) para la selección de los modelos de mejor ajuste a los datos. El AIC (Akaike, 1973) se deriva de la Teoría de la Información y representa una medida de la pérdida de información de cada uno de los modelos evaluados, por medio de la cual se logra un balance entre la precisión y el ajuste del

modelo a los datos, de los cuales el mejor modelo será el de menor AIC (Akaike, 1973; White & Burnham, 1999). Para cada modelo en particular, el AIC se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$\text{AIC} = -2 \ln L(\hat{\theta} | \text{datos}) + 2K$$

Dónde:

$L$  = Verosimilitud del modelo

$\hat{\theta}$  = Vector de los parámetros estimados de acuerdo a los datos

$K$  = Número de parámetros del modelo

El término  $-2 \ln L$  indica la verosimilitud del modelo, de tal manera que a mayor ajuste, mayor es la verosimilitud ( $L$ ) y el factor  $-2 \ln L$  disminuye, contribuyendo a generar un menor AIC; por el contrario, el término  $2K$  representa una “penalidad” por el número de parámetros utilizados, ya que al considerar un mayor número de parámetros el AIC aumenta.

A continuación se presenta una breve descripción de cada uno de los modelos potenciales evaluados:

#### **5.5.2.1.1. Cormack-Jolly-Seber (CJS).**

Este modelo se basa en la captura-liberación-recaptura de los individuos y proporciona información acerca de los parámetros sobrevivencia y probabilidad de captura o capturabilidad; el modelo permite evaluar diferentes formulaciones en las cuales la sobrevivencia y/o la capturabilidad se establecen como constantes entre ocasiones de muestreo o se permite que las mismas puedan variar (Cormack, 1964; Jolly, 1965; Seber, 1965). Este modelo fue utilizado para la evaluación de la bondad del ajuste (ver Sección 5.3.1) y para la estimación de los parámetros Sobrevivencia y Capturabilidad (ver Sección 5.4.1).

#### **5.5.2.1.2. Jolly-Seber (JS)**

El modelo Jolly-Seber representa una ampliación del modelo CJS para incluir los parámetros reclutamiento y abundancia (al inicio del estudio), así como la tasa de crecimiento poblacional

(Jolly 1965; Seber, 1965, 1986, 1992). Al igual que con el modelo CJS, los parámetros pueden evaluarse como constantes o dependientes del tiempo (entre ocasiones de muestreo).

#### **5.5.2.1.3. Población cerrada (MPC)**

Los modelos de población cerrada asumen la inexistencia de cambios demográficos o geográficos en la población y permiten determinar las probabilidades de captura inicial ( $p$ ), recaptura ( $c$ ) y la abundancia, las cuales pueden evaluarse como constantes o variables con respecto al tiempo (White & Burnham, 1999).

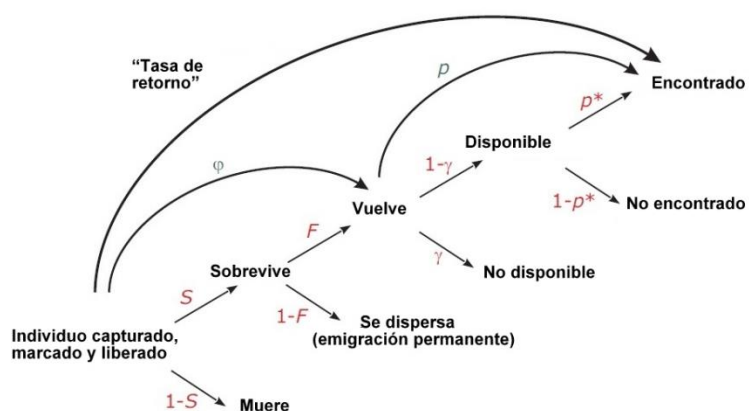
#### **5.5.2.1.4. Diseño Robusto de Pollock (DRP)**

El DRP combina formulaciones bajo supuestos de población cerrada y abierta, permitiendo obtener información acerca de los parámetros Abundancia, Sobrevivencia, Probabilidad de captura inicial, Probabilidad de recaptura y Emigración-Inmigración temporal (Pollock, 1982; Pollock *et al.*, 1990; Kendall *et al.*, 1997, ver Figuras 4 y 5). Debido a la complejidad del modelo y a que su uso en estudios con delfines es relativamente reciente, se presenta a continuación una descripción detallada del mismo.

Bajo el DRP, el programa MARK dispone de rutinas para evaluar los datos mediante los modelos de Otis *et al.* (1978) y Huggins (1989). En el modelo clásico de Otis *et al.* (1978), la abundancia se encuentra presente en la ecuación de verosimilitud y es incluida en la parametrización, mientras que en el modelo de Huggins la abundancia se encuentra fuera de la ecuación y su valor se deriva a partir de la probabilidad del número de animales de la población que no fueron encontrados durante los muestreos (Huggins, 1989; White & Burnham, 1999). Estos dos modelos no son comparables por medio del AIC estándar (White & Burnham, 1999; ver sección 5.5.4).

En cuanto a la emigración e inmigración temporal (parámetro  $\gamma$ , Figura 4) dependiendo del estado de “disponibilidad” de los individuos (*i.e.* de su presencia en la zona de muestreo: disponible *vs.* no disponible), el DRP permite discriminar entre modelos “Aleatorio”, “Markoviano” y “sin movimientos”. En el modelo aleatorio, la probabilidad de cambiar de un estado de disponibilidad al otro entre la ocasión primaria  $i$  y la ocasión  $i+1$  es independiente del estado anterior ( $i-1$ ,

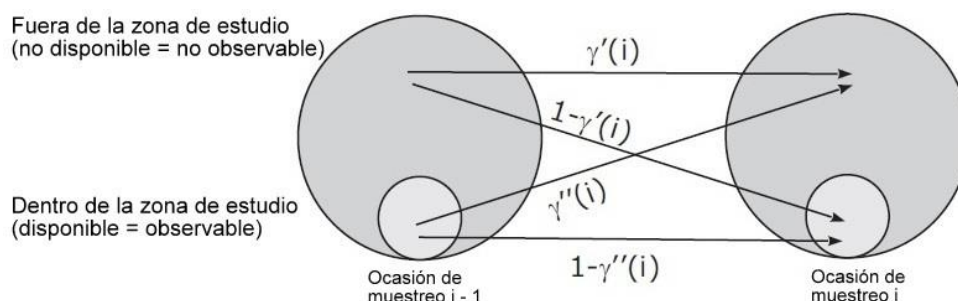
disponible o no disponible), mientras que en el modelo Markoviano la probabilidad de moverse entre un estado y otro, entre una ocasión primaria ( $i$ ) y la siguiente ( $i+1$ ), depende del estado del individuo en la ocasión ( $i-1$ ); finalmente, el modelo de “no movimientos” es aquél en el que no hay migración temporal (Kendall *et al.*, 1997; White & Burnham, 1999). A su vez, cada uno de estos modelos dispone de formulaciones para evaluar el “efecto trampa” y el efecto “edad” o “tiempo desde el marcado” (TDM).



**Figura 4.** Diagrama ilustrativo de términos y parámetros considerados en el Diseño Robusto de Pollock. **S**: probabilidad de sobrevivencia entre la ocasión de muestreo  $i$  hasta la ocasión siguiente ( $i + 1$ ); **F**: probabilidad de que –dado que el individuo sobrevive– no abandona la población (“súper-población”, *sensu* Kendall, 1999); también se suele denominar “fidelidad al sitio”; **(1- $\gamma$ )**: probabilidad de que –dado que el individuo se encuentra vivo y en la superpoblación– el mismo se encuentra disponible para ser capturado; **p**: probabilidad aparente de que el individuo pueda ser encontrado, dado que se encuentra vivo y en la superpoblación, disponible para ser capturado; **p\*** = probabilidad real de que el individuo pueda ser capturado. Los arcos indican la estructura subyacente de la probabilidad de sobrevivencia aparente ( $\phi = S \times F$ ), la probabilidad de encuentro aparente ( $p = (1 - \gamma) \times p^*$ ) y la tasa de retorno ( $S \times F \times (1 - \gamma) \times p^*$ ). Fuente: Modificado de Kendall (2015).

El efecto trampa es la tendencia de los individuos a interactuar con -o a evadir- la trampa (especialmente para capturas físicas); el efecto “edad” o TDM se refiere a la heterogeneidad en las probabilidades de captura y/o sobrevivencia, derivadas de la presencia de individuos de diferentes grupos de edad (*e.g.* crías y juveniles) y/o “transitorios”, es decir, individuos de una

hipotética súper-población que solo se encuentran de paso por la zona de estudio, con probabilidad cero de ser recapturados (White & Burnham, 1999). Siguiendo a Silva *et al.* (2009) la determinación de los parámetros gamma (migración) se efectuó mediante las formulaciones que no incluían heterogeneidad individual en las probabilidades de captura (ver Kendall *et al.*, 1997). Para efectos del presente estudio, las formulaciones para el efecto trampa no fueron consideradas, dado que el mismo no implicó captura física de los individuos, por la tanto la probabilidad de recaptura (c) fue establecida como igual a la probabilidad de captura (p) (White & Burnham, 1999; Silva *et al.*, 2009).



**Figura 5.** Descripción de los parámetros gamma ( $\gamma$ , migración) según el Diseño Robusto de Pollock. El círculo gris oscuro representa el ámbito de la súper-población (*sensu* Kendall, 1999); el círculo más pequeño (gris claro) representa a la proporción de la superpoblación que está disponible para ser capturada (*i.e.* en la zona de estudio). La zona de color gris oscuro dentro del círculo mayor representa el ámbito de los individuos que no están disponibles para ser capturados (*i.e.* fuera de la zona de estudio).  $\gamma'$ : probabilidad de que un individuo no esté disponible para ser capturado en la ocasión de muestreo  $i$ , dado que **NO** estaba disponible durante la sesión  $i-1$ ;  $\gamma''$ : probabilidad de que un individuo no se encuentre disponible para ser capturado en la sesión  $i$ , dado que **SI** estaba disponible durante la sesión  $i-1$ . Fuente: Modificado de Kendall (2015).

### 5.5.3. Prueba de bondad del ajuste (PBA)

Los modelos JS y MPC presentaron problemas estructurales en el ajuste a los datos –incluyendo la existencia de valores irreales de los parámetros– que hicieron inadecuado su uso y por lo tanto fueron descartados de los análisis (Anexo 2).

El DRP no dispone de pruebas para la evaluación de la PBA, por lo cual esta prueba solo fue aplicada al modelo CJS. La misma fue aplicada mediante la rutina RELEASE (disponible en MARK) y el programa U-CARE (Choquet *et al.*, 2009), el cual es totalmente compatible con MARK (Choquet *et al.*, 2009). En estudios de CMR, las PBA evalúan el cumplimiento de las premisas de homogeneidad en las probabilidades de sobrevivencia ( $\phi_i$ ) y captura ( $p_i$ ) de los individuos, así como la magnitud de la variación de los datos (sobre-dispersión,  $\hat{c}$ ). Los programas Release y U-CARE disponen de las pruebas TEST2 y TEST3 para la evaluación de la homogeneidad en las probabilidades de captura y sobrevivencia, respectivamente (White & Burnham, 1999; Choquet *et al.*, 2009). Además, U-CARE dispone de pruebas específicas para evaluar la significancia debida a la posible presencia de (una alta proporción de) individuos transitorios y el efecto “trampa”, *i.e.* afinidad o aversión de algunos animales hacia las trampas utilizadas para efectuar las capturas en especies terrestres (Choquet *et al.*, 2009). Las hipótesis bajo análisis en esta prueba fueron las siguientes:

**H<sub>0</sub>:** todos los parámetros de sobrevivencia ( $\phi_i$ ) y capturabilidad ( $p_i$ ) tienen el mismo valor entre grupos (es decir, no existen diferencias en sobrevivencia ni capturabilidad)

**H<sub>a</sub>:** Al menos uno de los valores de sobrevivencia o capturabilidad es diferente

El rechazo de H<sub>0</sub> indica el incumplimiento de la(s) premisa(s) fundamentales del modelo, lo cual orienta al investigador a evaluar las posibles causas de la falta de ajuste del modelo seleccionado y considerar modelos alternativos con significado ecológico (White & Burnham, 1999). La prueba TEST2 es sensible a los efectos a corto plazo de las capturas y a la migración de individuos. Por su parte, la prueba TEST3 evalúa la suposición de igualdad en las probabilidades de sobrevivencia entre las ocasiones de muestreo (White & Burnham, 1999).

La magnitud de sobredispersión fue medida por medio del parámetro  $\hat{c}$ , (ó índice de inflación de la varianza) disponible en las pruebas de bondad del ajuste del programa MARK: Bootstrap y  $\hat{c}$  mediana (White & Burnham, 1999). En casos de ajuste perfecto entre el modelo y los datos, el valor de  $\hat{c}$  debe ser igual a la unidad. Siguiendo a White y Burnham (1999) y Silva *et al.* (2009), el mayor valor de  $\hat{c}$  así encontrado fue utilizado para efectuar el ajuste a los modelos, por medio



de la rutina ADJUSTMENTS, disponible en MARK. Este procedimiento implicó el uso del Quasi Criterio de Información de Akaike (QAIC) en lugar del AIC para la selección de la mejor formulación de los modelos evaluados (ver Sección 5.5.4).

#### 5.5.4. Selección de los modelos de mejor ajuste

El análisis inicial de los datos según el modelo CJS, efectuado mediante el programa U-CARE y la rutina Release de MARK indicó la existencia de una falta de ajuste del modelo a los datos a causa de la influencia de individuos “transitorios” por lo cual -en los análisis siguientes- se utilizaron las formulaciones de los modelos que incorporan tal efecto en el cálculo de los parámetros (ver White & Burnham, 1999 y Silva *et al.*, 2009).

En cada análisis, se desarrolló un conjunto de “modelos candidatos”, incluyendo un “modelo general”, que contenía todos los efectos potenciales de variación en la sobrevivencia y capturabilidad, donde: (t) = variación con respecto al tiempo (entre ocasiones de muestreo); (.) = sin variación (entre ocasiones de muestreo) y a2 o M2 = edad o tiempo desde el marcado, respectivamente (White & Burnham, 1999; Silva *et al.*, 2009). Los modelos con formulación a2 y M2 incorporan la heterogeneidad en las probabilidades de captura y sobrevivencia debidas a la edad de los individuos (*v.g.* jóvenes *vs.* subadultos *vs.* adultos) o tiempo desde el marcado (*v.g.* residentes *vs.* transitorios) (White & Burnham, 1999; Silva *et al.*, 2009). En cada caso, el modelo general fue utilizado para la realización de la prueba de bondad del ajuste; una vez establecido el modelo general adecuado a los datos, se procedió a fijar y comparar progresivamente modelos más simples, es decir modelos con menor número de parámetros, que fueron derivados como casos especiales del modelo general (White & Burnham, 1999; Silva *et al.*, 2009).

Como ya se mencionó en la sección 5.5.2.1., la selección de los modelos de mejor ajuste a los datos se efectuó mediante el AIC, disponible en MARK. En caso de existencia de sobredispersión en los datos ( $\hat{c} > 1$ ), se efectuó una corrección para la selección del modelo de mejor ajuste por medio del parámetro  $\hat{c}$ , el cual genera un ajuste en el término de verosimilitud, rindiendo el Criterio de Información Quasi-Akaike (QAIC); en ambos casos –AIC y QAIC- el modelo permite efectuar correcciones por bajo tamaño muestral, en cuyo caso se expresan como  $AIC_c$  o  $QAIC_c$ .

(White & Burnham, 1999).

### 5.5.5. Residencia

La residencia fue evaluada a partir de las historias de captura de los delfines foto-identificados. Siguiendo a White & Burnham (1999) y Del Castillo Olvera (2010) se clasificaron como “transitorios” a aquellos delfines observados durante una sola ocasión, mientras que se consideraron residentes (en diferentes grados) a aquellos individuos encontrados dos o más veces. El grado de residencia de los individuos con más de un avistamiento fue determinado mediante los tres criterios propuestos por Ballance (1990) y modificados por Schramm (1993), Morteo (2006), Del Castillo Olvera (2010) y Morteo *et al.* (2012b):

**Ocurrencia (O):** Cantidad de veces en que fue observado un individuo en el año de estudio.

**Permanencia (P):** Cantidad de días entre el primer avistamiento y el último.

**Asiduidad (A):** Promedio (en días) entre avistamientos consecutivos.

Los individuos transitorios fueron excluidos de la evaluación. El grado de residencia se obtuvo con base en el individuo que presentó los mayores valores en los dos primeros criterios (O y P) y el más bajo en el tercer criterio (A); a dicho individuo se le asignó un valor de 10 y al resto se les asignaron -en orden decreciente- los valores correspondientes. Una vez asignado el valor para cada uno de los criterios en los individuos que se registraron frecuentemente, se obtuvo un promedio para cada delfín individualizado y este representó el grado de residencia, de tal manera que el grado de residencia puede tener un valor entre 1 y 10, considerándose como residentes aquellos delfines que presentaron un valor  $\geq 6$  y semi-residentes aquéllos individuos para los cuales dicho valor fue  $< 6$  (Del Castillo Olvera, 2010; ver Tabla).

### 5.5.6. Distribución espacial

La distribución espacial de los avistamientos fue evaluada mediante la herramienta Kernel para estimados de densidad (KDE, por sus siglas en inglés), disponible en el *software* Arcmap 10.2.1 (ESRI, 2011). Las estimaciones de densidad por el método Kernel se basan en tomar cantidades

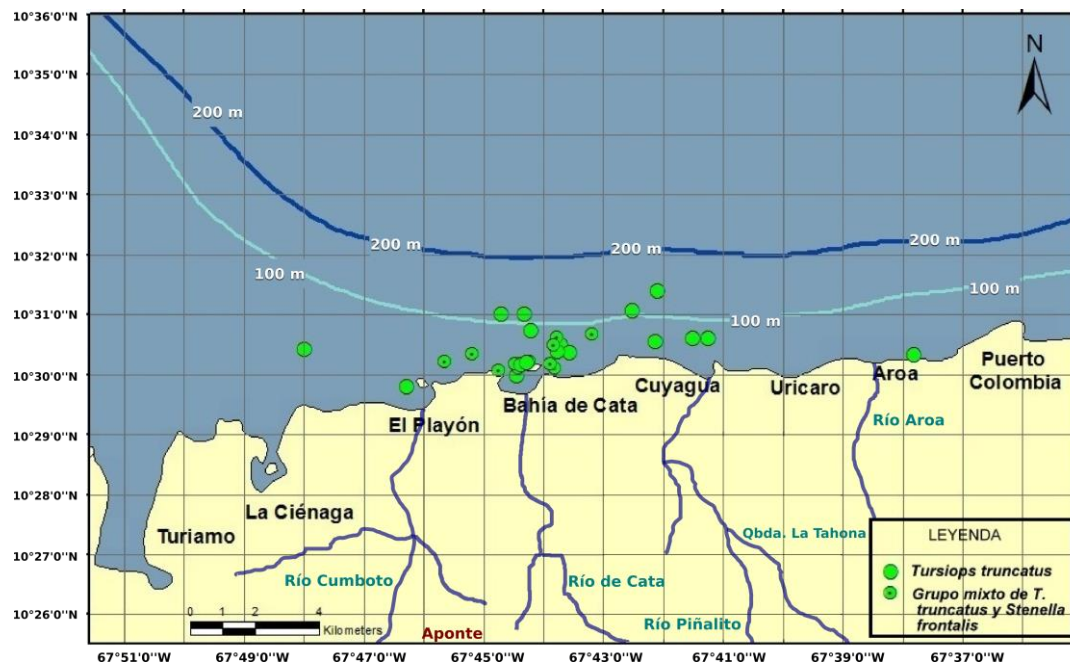
conocidas de una variable (en este caso el tamaño de los grupos de tursiones), los cuales se extienden a través del paisaje (zona de estudio), con base en la magnitud de la variable que se mide en cada localización y la relación espacial de las ubicaciones (coordenadas geográficas) de las cantidades medidas (ESRI, 2011). Las estimaciones son representadas como curvas suaves, construidas según el ancho de banda o radio de búsqueda seleccionado (Silverman, 1986; Medellín Ortiz, 2012). Se utilizó el Kernel fijo y las densidades se expresan en  $\text{km}^2$ . La unidad de muestreo fue el número de individuos por avistamiento (*i.e.* tamaño de grupo) y se tuvieron en cuenta todos los avistamientos del período de estudio. Siguiendo a Morteo (2011) y Medellín Ortiz (2012), dado que se trata de la misma especie y el tamaño del área de estudio es similar, el ancho de banda (radio de búsqueda) para este trabajo fue establecido en 1000 m.

## 6. RESULTADOS

### 6.1. Esfuerzo

Entre enero-marzo y mayo-julio de 2009, se efectuaron 56 navegaciones para un total de 109.33 h de esfuerzo de muestreo. Para efecto de los análisis, los recorridos efectuados durante los primeros días de marzo ( $n = 2$ ) y julio ( $n = 1$ ) fueron agrupados con los de febrero y junio, respectivamente. Se efectuaron 27 avistamientos de tursión (*T. truncatus*), de los cuales 16 (57 %) fueron de grupos mixtos de tursión con delfín manchado del Atlántico (*Stenella frontalis*) (Figura 6). De los 56 recorridos, los grupos de tursiones fueron encontrados en 25 de ellos (tasa de encuentro = 45 %). En el mes de enero, el esfuerzo ( $1.56 \pm 0.82$  h) fue significativamente menor que febrero ( $2.52 \pm 1.00$ ), mayo ( $2.07 \pm 0.99$ ) y junio ( $2.03 \pm 0.33$ ) (Kruskal-Wallis,  $H = 7.82$ , g.l. = 3,  $p = 0.04$ ).

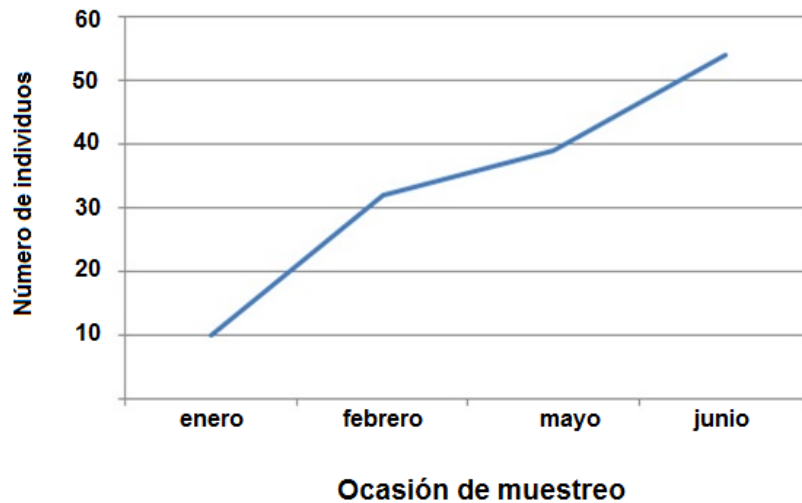
El tamaño promedio de los grupos de tursiones fue de 14 individuos (D.E. = 10, recorrido = 1-40) y no se encontraron diferencias mensuales (Kruskal-Wallis,  $H = 1.02$ ; g.l. = 3;  $p = 0.79$ ). La información detallada de los avistamientos y esfuerzo se presenta en el Anexo 1.



**Figura 6.** Avistamientos de tursiones en la costa occidental del Estado Aragua, enero-julio de 2009. Se indican las isóbatas de 100 y 200 m.

## 6.2. Foto-identificación

La eficiencia de individualización para todo el periodo fue de 0.24 (D.E. = 0.19, recorrido = 0.05 – 0.54), sin observar diferencias significativas entre meses (Kruskal-Wallis,  $H = 0.80$ ; g.l. = 3;  $p = 0.85$ ). En total, fueron individualizados 54 tursiones, de los cuales 39 (72.2%) fueron foto-capturados solo en una ocasión; por ello, la curva de descubrimiento mostró un total de 54 individuos distintos, por lo que al no alcanzar una asíntota se determinó que no se identificó a la mayoría de los individuos de la población (Figura7).



**Figura 7.** Curva de frecuencia acumulada de descubrimiento de nuevos individuos foto-identificados por ocasión de muestreo en aguas de la costa occidental del Estado Aragua entre enero y julio de 2009.

## 6.3. Selección de modelos para la estimación de parámetros poblacionales

Los modelos JS y MPC presentaron fallas estructurales, debido al despliegue de valores irreales de los parámetros (ver Anexo 2) y, por tal motivo, fueron descartados de los análisis. La determinación de los parámetros poblacionales de los tursiones de la zona de estudio se efectuó, entonces, mediante los modelos CJS y DRP, respectivamente.

### **6.3.1. Modelos para sobrevivencia y capturabilidad**

El modelo Cormack-Jolly-Seber (CJS) fue utilizado para la determinación de la sobrevivencia y capturabilidad. En primer lugar, la prueba de bondad del ajuste (PBA) aplicada a las historias de captura agrupadas por mes de muestreo (enero vs. febrero vs. marzo vs. mayo vs. junio) mediante la rutina RELEASE del programa MARK (White & Burnham, 1999) fue significativa para el TEST3.SR2, indicando heterogeneidad en las probabilidades de sobrevivencia para los individuos identificados durante el mes de febrero ( $\text{Chi}^2 = 6.99$ ,  $\text{gl}=1$ ,  $p = 0.0082$ ). Esto fue ratificado mediante el TEST3.SR2 aplicado mediante el programa U-CARE, el cual indicó significancia debido a la presencia de individuos transitorios durante el mes de febrero ( $\text{Chi}^2 = 4.71$ ,  $\text{gl} = 1$ ,  $p = 0.019$ ). A continuación, se evaluó nuevamente el modelo general CJS considerando las diferentes formulaciones que incluían el factor transitorios vs. residentes e incorporando los ajustes de la sobredispersión mediante la inclusión del factor de inflación de la varianza ( $\hat{c}$ ). En este caso, la selección del mejor modelo estuvo basada en el QAICc.

Entre las diferentes formulaciones posibles bajo este modelo general, la de mejor ajuste a los datos fue la de sobrevivencia constante (.) para todos los tursiones dentro de la zona de estudio (incluyendo residentes y transitorios), así como capturabilidad constante (.) para los residentes (Tabla 1, Modelo 1,  $\text{QAIC}_c = 41.94$ ). Este modelo ( $\text{QAIC}_c\text{-W} = 0.30854$ ) recibió 1.8 veces mayor soporte que el siguiente modelo ( $\text{QAIC}_c = 0.17095$ ).

### **6.3.2. Modelos para abundancia absoluta y migración**

La determinación de la abundancia (mensual) de los tursiones se efectuó mediante el Diseño Robusto de Pollock (DRP), utilizando la formulación de Huggins para muestras heterogéneas (parámetro  $\pi$ ), con probabilidades de recaptura iguales a la probabilidad de captura inicial ( $c = p$ ). En este caso, el modelo de mejor ajuste a los datos fue el de migración markoviana, con sobrevivencia y capturabilidad constantes ( $\text{AIC}_c = 583.67$ , modelo 13, Tabla 2). Este modelo presentó 3.5 veces mayor soporte que los modelos siguientes ( $\text{AIC}_c = 0.42$ , modelos 14, 15 y 16,  $\text{AIC}_c = 0.12$ ).

**Tabla 1.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de modelos potenciales CJS para historias de captura agrupadas por mes, considerando residentes *vs.* transitorios. A2 significa que el modelo estima parámetros para la mezcla transitorios-residentes y para residentes, respectivamente. Los modelos se encuentran ordenados de menor a mayor según el QAIC<sub>c</sub>.

	<b>Modelo</b>	<b>QAICc</b>	<b>ΔQAICc</b>	<b>QAICc-W</b>	<b>V.M.</b>	<b>N.P.</b>	<b>Qdev</b>
1	{phi A2 ./ p(.)}	41.9433	0.0000	0.30854	1.0000	3	6.3798
2	{phi A2 ./ p(t)}	43.1243	1.1810	0.17095	0.5541	5	2.6322
3	{phi(.), p(.)}	43.9415	1.9982	0.11361	0.3682	2	10.6704
4	{phi A2 ./t p(.)}	44.1567	2.2134	0.10202	0.3306	4	6.18900
5	{phi(.), p(t)}	44.7149	2.7716	0.07717	0.2501	4	6.74720
6	{phi A2 t/ p(.)}	45.386	3.4427	0.05518	0.1788	5	4.8939
7	{phi A2 ./t p(t)}	45.6643	3.7210	0.04801	0.1556	6	2.5183
8	{phi(t), p(.)}	45.903	3.9597	0.04261	0.1381	4	7.9353
9	{phi(t), p(t)}	46.2748	4.3315	0.03538	0.1147	5	5.7827
10	{phi A2 t/ p(t)}	47.1104	5.1671	0.02330	0.0755	7	1.1709
11	{phi A2 t/t p(.)}	47.7233	5.7800	0.01715	0.0556	6	4.5774
12	{phi A2 t/t p(t)}	49.7934	7.8501	0.00609	0.0197	8	0.9094

ΔQAIC<sub>c</sub> refleja la diferencia entre el QAIC<sub>c</sub> del modelo y el modelo general. QAIC<sub>c</sub>-W refleja el porcentaje de soporte que recibe el modelo, teniendo en cuenta todos los modelos. V.M. = Verosimilitud del modelo. N.P. = número de parámetros considerados. Qdev = Quasi-desviación. Phi = sobrevivencia. p = capturabilidad. p(.) = capturabilidad constante, p(t) = capturabilidad variable en el tiempo. En modelos A2: ./ = sobrevivencia constante tanto para la mezcla (transitorios+residentes) como para los residentes; t/ = sobrevivencia variable en el tiempo, tanto para la mezcla como para los residentes; ./t = sobrevivencia constante para la mezcla y variable en el tiempo para residentes; t/. = sobrevivencia variables en el tiempo para la mezcla y constante para residentes.

**Tabla 2.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de formulaciones de Huggins (1989) del Diseño Robusto de Pollock para muestras heterogéneas. Los modelos se encuentran en orden ascendente según el AICc.

	<b>Modelo</b>	<b>AICc</b>	<b>ΔAICc</b>	<b>AICc-W</b>	<b>Verosimilitud del modelo</b>	<b>N.P.</b>	<b>Desviación</b>
13	{phi(.), γ, γ <sup>c</sup> , pi(.), p(.)}	583.67	0.00	0.42	1.00	7	576.06
14	{phi(t), γ, γ <sup>c</sup> , pi(.), p(.)}	586.11	2.44	0.12	0.30	8	576.06
15	{phi(t), γ <sup>c</sup> =γ <sup>c</sup> , pi(.), p(.)}	586.11	2.44	0.12	0.30	8	576.06
16	{phi(.), γ <sup>c</sup> =γ <sup>c</sup> , pi(.), p(.)}	586.13	2.46	0.12	0.29	6	580.89
17	{phi(.), γ, γ <sup>c</sup> , pi(.), p(t)}	586.51	2.84	0.10	0.24	10	571.38
18	{phi(.), γ <sup>c</sup> =γ <sup>c</sup> , pi(.), p(t)}	587.97	4.30	0.05	0.12	9	575.41
19	{phi(t), γ <sup>c</sup> =γ <sup>c</sup> , pi(.), p(t)}	589.15	5.48	0.03	0.06	11	571.38
20	{phi(t), γ, γ <sup>c</sup> , pi(.), p(t)}	589.15	5.48	0.03	0.06	11	571.38

ΔAICc refleja la diferencia entre el AICc del mejor modelo y el modelo en cuestión. AICc-W refleja el porcentaje de soporte (ponderación) que recibe el modelo. N.P. = número de parámetros. phi = Sobrevivencia, pi(.) = mixtura constante; p = probabilidad

de captura; (t) = parámetro variable entre ocasiones de muestreo; (.) = parámetro constante entre ocasiones de muestreo.  $\gamma'$  = probabilidad de que un individuo de la superpoblación se encuentre fuera de la zona de estudio -no disponible para capturas- durante la ocasión de muestreo ( $i$ ), dado que **NO** estaba presente durante la ocasión ( $i - 1$ );  $\gamma''$  = probabilidad de que un individuo se encuentre fuera de la zona de estudio -no disponible para capturas- durante la ocasión de muestreo ( $i$ ), dado que **SÍ** estaba presente durante la ocasión ( $i - 1$ )  $\gamma', \gamma''$  = modelo de migración temporal markoviana;  $\gamma' = \gamma''$  = modelo de migración temporal aleatoria.

**Tabla 3.** Detalles de la selección del mejor modelo del conjunto de formulaciones del modelo de Huggins (1989) del Diseño Robusto de Pollock para la evaluación de la sobrevivencia, capturabilidad y migración temporal. Los modelos se encuentran en orden ascendente según el AICc.

	Modelo	AICc	$\Delta$ AICc	AICc-W	Verosimilitud del modelo	N.P.	Desviación
21	{phi(.), $\gamma', \gamma''$ , p(.)}	581.30	0.00	0.33	1.00	6	576.06
22	{phi(.), $\gamma' = \gamma''$ , p(.)}	581.90	0.61	0.24	0.73	5	578.99
23	{phi(t), $\gamma', \gamma''$ , p(.)}	583.67	2.38	0.10	0.30	7	576.06
24	{phi(t), $\gamma' = \gamma''$ , p(.)}	583.67	2.38	0.10	0.30	7	576.06
25	{phi(.), $\gamma' = \gamma''$ , p(.)=c(.)}	583.90	2.60	0.09	0.27	8	573.84
26	{phi(.), $\gamma', \gamma''$ , p(.)=c(.)}	583.94	2.64	0.09	0.27	9	571.38
27	{phi(t), $\gamma', \gamma''$ , p(.)=c(.)}	586.51	5.21	0.02	0.07	10	571.38
28	{phi(t), $\gamma' = \gamma''$ , p(.)=c(.)}	586.51	5.21	0.02	0.07	10	571.38
29	{phi(.), $\gamma' = \gamma''$ , p(t)=c(t)}	762.33	181.03	0.00	0.00	60	345.18
30	{phi(t), $\gamma', \gamma''$ , p(t)=c(t)}	786.02	204.72	0.00	0.00	61	342.99
31	{phi(.), $\gamma', \gamma''$ , p(t)=c(t)}	786.02	204.72	0.00	0.00	61	342.99
32	{phi(t), $\gamma' = \gamma''$ , p(t)=c(t)}	786.02	204.72	0.00	0.00	61	342.99

$\Delta$ AICc refleja la diferencia entre el AICc del mejor modelo y el modelo en cuestión. AICc-W refleja el porcentaje de soporte (ponderación) que recibe el modelo. N.P. = número de parámetros. phi = sobrevivencia, p= probabilidad de captura, c= probabilidad de recaptura de un individuo, dado que ya fue capturado –al menos- en una ocasión; (t) = parámetro variable entre ocasiones de muestreo; (.) = parámetro constante entre ocasiones de muestreo.  $\gamma'$  = probabilidad de que un individuo de la superpoblación se encuentre fuera de la zona de estudio -no disponible para capturas- durante la ocasión de muestreo ( $i$ ), dado que **NO** estaba presente durante la ocasión ( $i - 1$ );  $\gamma''$  = probabilidad de que un individuo se encuentre fuera de la zona de estudio -no disponible para capturas- durante la ocasión de muestreo ( $i$ ), dado que **SÍ** estaba presente durante la ocasión ( $i - 1$ )  $\gamma', \gamma''$  = modelo de migración markoviana;  $\gamma' = \gamma''$  = modelo de migración aleatoria

La determinación de los parámetros de migración temporal se efectuó mediante diferentes formulaciones del modelo de Huggins. Esta determinación fue efectuada mediante las formulaciones del modelo que no incluyen heterogeneidad (.), ya que no se dispone de estimadores de máxima verosimilitud para estos modelos y, por otra parte, el desempeño de los estimadores para el modelo de migración aleatoria no ha sido estudiado en detalle (Kendall *et al.*,



1997; Silva *et al.*, 2009). En este caso, los modelos de mejor ajuste a los datos fueron el de migración markoviana, con sobrevivencia y capturabilidad constantes entre muestreos (Modelo 21, AICc = 581.30, AICc-W = 0.33) y el modelo aleatorio (Modelo 22, Tabla 3, AICc = 581.90, AICc-W = 0.24), igualmente con sobrevivencia y capturabilidad constantes, los cuales fueron estadísticamente equivalentes ( $\Delta AICc < 2$ ). De acuerdo con el modelo de Huggins, el parámetro  $\gamma'$  (probabilidad de que el individuo se encuentre fuera de la zona de estudio, no disponible para capturas en la ocasión  $i$ , dado que **no** estaba disponible en la ocasión  $i-1$ ) fue de 0.84 (entre febrero-mayo) y 0.73 (entre mayo-junio). El parámetro  $\gamma''$  (probabilidad de que el individuo se encuentre fuera de la zona de estudio, no disponible para capturas en la ocasión  $i$ , dado que **sí** estuvo presente durante la ocasión  $i-1$ ) fue de 0,99 (enero-febrero y mayo-junio) y 0,15 (febrero-mayo) (Figura 8).

## 6.4. Estimación de parámetros poblacionales

### 6.4.1. Cálculos de sobrevivencia y capturabilidad

Según el modelo de mejor ajuste a los datos (CJS, Modelo 1, Tabla 1), la tasa de sobrevivencia (mensual) de los individuos residentes fue de 0.97, constante entre muestreos, mientras que la capturabilidad ( $p$ ) fue de 0.54, constante entre muestreos (Tabla 4).

**Tabla 4.** Valores de Sobrevivencia ( $\Phi$ ) y Capturabilidad ( $p$ ) según el modelo CJS del tursión en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009. tra = transitorios, res = residentes, IC<sub>95</sub> = Intervalo de confianza al 95%.

Parámetro	Estimado	Error estándar	IC <sub>95</sub>	
			Inferior	superior
$\Phi_{tra + res}$	0.58	0.0918	0.40	0.75
$\Phi_{res}$	0.97	0.0755	0.12	0.99
$p_{res}$	0.54	0.1359	0.29	0.78

#### 6.4.2. Cálculos de abundancia absoluta

La abundancia mensual de los tursiones foto-identificados en la zona de estudio, estimada mediante el DRP, fluctuó entre 21 y 94 individuos, con el mayor valor en el mes de febrero y el menor en el mes de mayo (Tabla 5).

**Tabla 5.** Abundancia de tursiones foto-identificados en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009 (Modelo 41). E.E. = error estándar; **IC<sub>95</sub>**= Intervalo de confianza al 95%.

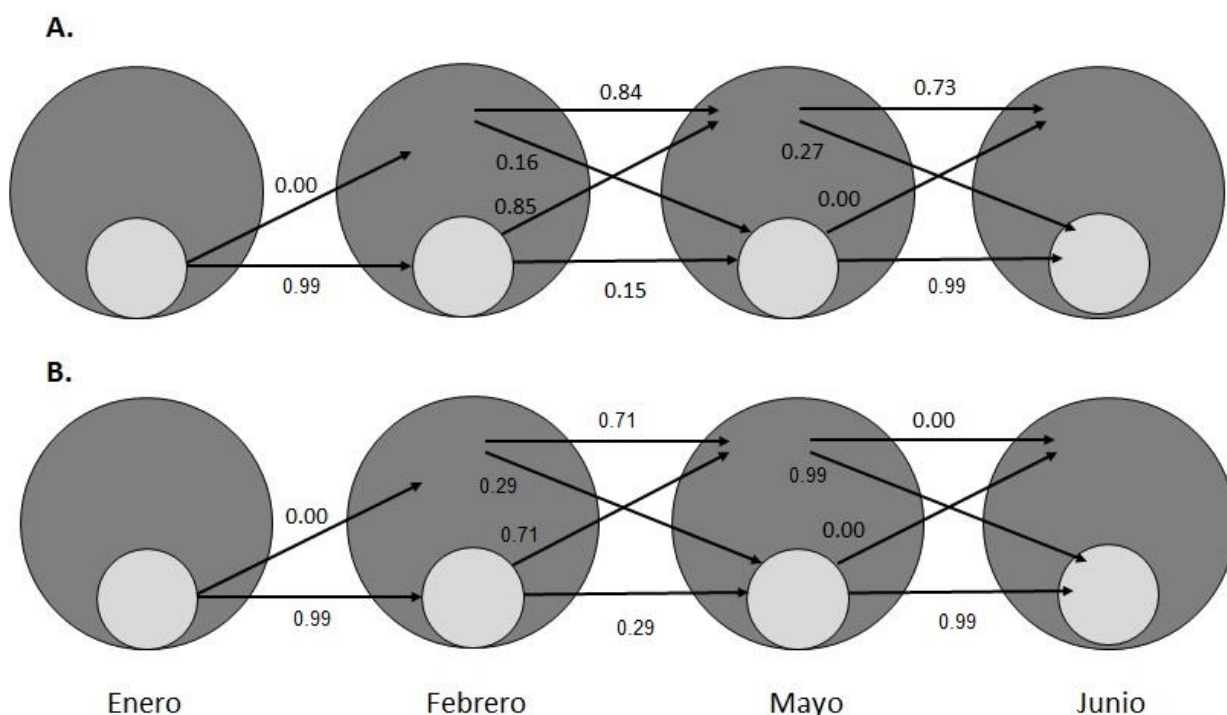
Mes	Abundancia	E.E.	IC <sub>95</sub>	
			inferior	superior
Enero	34	11	20	66
Febrero	94	22	63	152
Mayo	21	6	13	41
Junio	50	10	37	79

#### 6.4.3. Cálculos de migración temporal

Como se mencionó, los parámetros de migración temporal de los tursiones de la zona de estudio fueron determinados mediante el DRP en su formulación de Huggins (Tabla 3). En estas formulaciones, los modelos de mejor ajuste a los datos fueron el de migración markoviana, con sobrevivencia y capturabilidad constantes (modelo 21, AICc = 581.30, Tabla 3), seguido del modelo de migración aleatoria (modelo 22 AICc = 581.90, Tabla 3). Sin embargo, los dos modelos presentaron un valor de  $\Delta AICc$  (0.60) y grado de soporte a los modelos (0.33 para el markoviano y 0.24 para el aleatorio), lo cual indica un soporte equivalente de dichos modelos a los datos.

Las tasas de emigración ( $\gamma''$ ) e inmigración ( $\gamma'$ ) temporal de los tursiones de acuerdo con los dos modelos de mejor desempeño, según el DRP, se presentan en la Figura 8. Como se puede apreciar, según el modelo de migración markoviana (A), la emigración temporal ( $\gamma''$ ) fue de 0.00 entre los meses contiguos enero-febrero y mayo-junio y de 0.85 entre febrero y mayo, mientras

que la inmigración ( $1 - \gamma'$ ) fue de 0.16 entre febrero y mayo y de 0.27 entre mayo y junio. Según el modelo de migración aleatoria (B) la emigración temporal fue muy cercana a cero entre los meses contiguos (enero-febrero y mayo-junio) y de 0.71 entre febrero y mayo. La inmigración temporal, es decir la tasa de retorno de los emigrantes temporales, fue de 0.29 entre febrero-mayo y de 0.99 entre mayo-junio. Es de hacer notar que, de acuerdo con el marco conceptual del modelo (White & Burnham, 1999), el parámetro  $\gamma'$  (tasa de retorno a la zona de estudio de los emigrantes temporales) no es estimable para el primer período entre muestreos primarios. Esto se debe a que durante el muestreo primario  $i$  no hay animales marcados que se encuentren fuera de la zona de estudio y que, a su vez, hayan estado fuera de la zona de estudio durante la ocasión  $i-1$  (puesto que si hubieran estado fuera de la zona de estudio en la ocasión  $i$ , no hubieran podido ser marcados, White & Burnham, 1999).



**Figura 8.** Valores de los parámetros de migración temporal ( $\gamma'$  y  $\gamma''$ ) de tursiones en aguas de la costa occidental de Aragua, Venezuela, entre enero y junio de 2009, derivados de los dos modelos de mejor ajuste a los datos del DRP (Modelos 17 y 18, ver definición de términos en Figura 4). El círculo gris oscuro representa el ámbito de la superpoblación (*sensu* Kendall *et al.*, 1997). El círculo gris claro representa la zona de estudio. Las flechas indican la dirección de la migración temporal de los individuos. A = modelo markoviano, B = modelo aleatorio.

## 6.5. Residencia

El análisis de residencia efectuado a los 15 individuos identificados en más de una ocasión (27.8%), mostró únicamente cuatro residentes en el periodo de estudio (Tabla 6). Los individuos residentes fueron MI-01, UP-05, LD-07 y EN-35 (Figura 10). LD-07 fue avistado en los cuatro meses evaluados, mientras que MI-01 y UP-05 fueron avistados en enero, febrero y junio (75 % de los períodos de muestreo) y EN-35 en febrero, mayo y junio (75 % de los períodos). El resto de estos 15 individuos tuvo una calificación de residencia menor a 6, por lo cual fueron considerados semi-residentes.



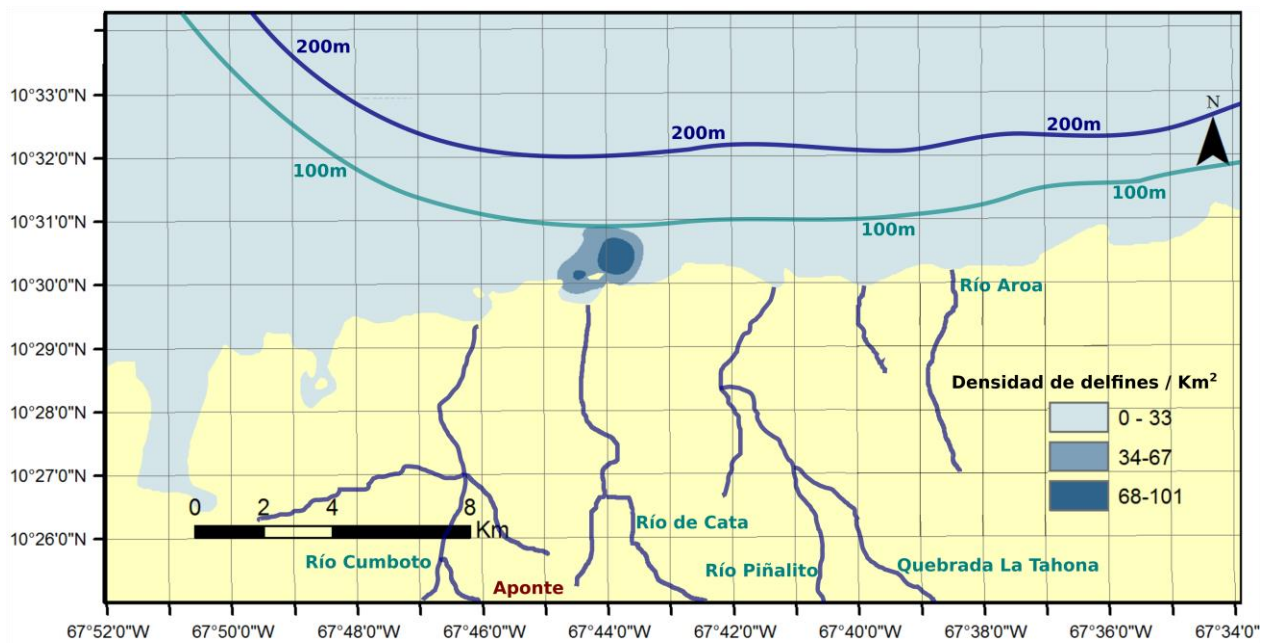
**Figura 9.** Tursiones residentes de la temporada seca de 2009 en la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela. Fotos: Jaime Bolaños Jiménez, Graciela Castro y Archivos A.C. Sea Vida.

**Tabla 6.** Residencia de tursiones en la costa centro-occidental del Estado Aragua entre enero-julio de 2009, mediante los criterios de Ballance (1992); modificados por Schramm (1993), Morteo (2006), Del Castillo Olvera (2010) y Morteo *et al.* (2012b) (**O**: Ocurrencia; **P**: Permanencia; **A**: Asiduidad)

<b>Individuo</b>	<b>O</b>	<b>Valor</b>	<b>P</b>	<b>Valor</b>	<b>A</b>	<b>Valor</b>	<b>Promedio Residencia</b>	<b>Calificación de residencia</b>
UP-41	2	6	32	2	32	8	5.33	Semi-residente
UP-43	2	6	23	1	23	10	5.67	Semi-residente
UP-09	2	6	33	3	33	8	5.67	Semi-residente
MI-40	2	6	37	4	37	8	6.00	Semi-residente
EN-08	2	6	5	1	5	10	5.67	Semi-residente
EN-06	3	7	125	5	125	2	4.67	Semi-residente
UP-14	2	6	139	6	139	1	4.33	Semi-residente
ND-36	2	6	143	7	143	1	4.67	Semi-residente
LO-31	2	6	2	1	2	10	5.67	Semi-residente
LO-33	2	6	2	1	2	10	5.67	Semi-residente
UP-17	2	6	145	8	145	1	5.00	Semi-residente
LD-07	6	9	158	9	31	8	8.67	Residente
MI-01	6	9	159	10	19	9	9.33	Residente
UP-05	4	8	158	9	52	7	8.00	Residente
EN-35	7	10	158	9	31	8	9.00	Residente

## 6.6. Distribución espacial

El análisis de densidad de Kernel reflejó la existencia de una zona de alta densidad de 76-101 delfines km<sup>-2</sup>, localizada en los alrededores de la Bahía de Cata, frente a la Ensenada de Juan Andrés (Figura 9) en profundidades < 100 m.



**Figura 10.** Análisis de densidad Kernel (individuos km<sup>-2</sup>) para la presencia del delfín nariz de botella o tursión, *T. truncatus*, en aguas de la costa occidental de Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009. Unidad de muestreo: tamaño de grupo; ancho de banda o radio de búsqueda: 1000 m.

## 7. DISCUSIÓN

### 7.1. Muestreos

El presente estudio fue efectuado entre los meses de enero-julio de 2009, los cuales corresponden a la temporada seca local (Albornoz Galindo, 2004) y, por otra parte, los recorridos fueron efectuados en horas matutinas, por lo cual las conclusiones derivadas del estudio aplican exclusivamente a tales escalas temporales. Se encontró diferencia significativa en el esfuerzo (expresado en horas de navegación) entre el mes de enero y los meses de febrero y junio. La naturaleza no sistemática de los muestreos implica que, ocasionalmente, algunos sectores de la zona de estudio no fueron muestreados, mientras que otros se revisaron con mayor frecuencia durante los recorridos; tal diseño permitió maximizar la probabilidad de encuentro con los grupos de tursiones y -de esta manera- el número de animales fotografiados (ver Read *et al.*, 2003); sin embargo, estas diferencias no se tradujeron en cambios del número de animales detectados o en el tamaño de los grupos de tursiones, lo cual será discutido más adelante.

La tasa de encuentro con tursiones (45 % de los recorridos) en este estudio fue similar a la reportada por González Fernández (2000) y Cobarrubia Russo (2010) en la misma zona (46 y 38 %, respectivamente), y superior a la encontrada por Bolaños Jiménez *et al.* (1998) y Herrera Trujillo (2007) (25 y 31 %, respectivamente). Entre los mencionados estudios es de destacar el de González Fernández (2000) quien efectuó dos clases de recorridos, un transecto (A) paralelo a la costa y otro (B) perpendicular a la misma, hasta una distancia de 12 km de la costa. En el transecto A (costero) la tasa de encuentro con tursiones fue de 75 % (ocho avistamientos en 12 recorridos), mientras que en el B fue de 33 % (cuatro avistamientos en 12 recorridos). Esto indica que existen variaciones en las tasas de encuentro tanto por el método de muestreo como por la ubicación de las rutas de navegación.

La presencia en esta región de grupos mixtos de tursión con delfín manchado del Atlántico (*Stenella frontalis*) también ha sido reportada en otros trabajos (Bolaños Jiménez *et al.*, 1998, 2007a; González Fernández, 2000; Silva Hernández, 2007; Herrera Trujillo, 2007; Cobarrubia Russo, 2010; Castro Pérez, 2009; Sifontes, 2013; Mogollón, 2014), tal como sucede en el Atlántico venezolano (Bolaños Jiménez *et al.*, 2007b) y en las Islas Bahamas (Herzing &

Johnson, 1997). La presencia de los grupos mixtos de tursión y delfín manchado del Atlántico pudiera haber generado errores en la identificación de algunos individuos. Sin embargo, se estima que dichos errores fueron minimizados, ya que se obtuvieron múltiples fotos de cada individuo, en las que se aprecian diferencias interespecíficas en tamaño corporal, robustez y la ausencia de manchas en los tursiones (Jefferson *et al.*, 2015). Además, las fotografías fueron revisadas y validadas por el autor y tres observadores entrenados, todos familiarizados con las características morfológicas de ambas especies.

El tamaño de los grupos de tursiones en la zona fue variable ( $13.6 \pm 9.78$ ) y parece cambiar entre años y de acuerdo con la técnica de estudio; sin embargo, corresponde en términos generales con el reportado en la misma zona de estudio en investigaciones previas (Tabla 7). Dicho valor es similar al tamaño de los grupos conocidos para poblaciones del ecotipo costero en el Océano Pacífico (entre 8.8 y 19.8 individuos) (Scott & Chivers, 1990; Defran & Weller, 1999; Bearzi, 2005). En esta especie se ha encontrado que -en general- los grupos se vuelven más grandes conforme aumenta la profundidad y la distancia a la costa, siendo incluso una característica distintiva entre ecotipos (costero *vs.* oceánico) (Morteo *et al.*, 2002). Sin embargo, en el presente estudio no se cuenta con elementos que permitan especular sobre la existencia de morfotipos o ecotipos diferentes en la zona de estudio. Aunque el tamaño de grupo en esta región puede estar asociado a la existencia de una plataforma continental estrecha en comparación con otras zonas del Caribe y el Golfo de México, es de hacer notar que los grupos superiores a 20 individuos son escasos y parecen ser consecuencia de agregaciones relacionadas con eventos alimenticios (Bolaños Jiménez, obs. pers.).

## **7.2. Foto-identificación**

La eficiencia de individualización para todo el período fue de 24 % (D.E. = 19, rango = 5 – 54 %) y no se detectaron diferencias significativas entre meses (Kruskal-Wallis,  $H = 0.80$ ;  $gl = 3$ ;  $p = 0.85$ ). Esto significa que 76 % de los individuos encontrados no pudo ser individualizado, ya sea por carecer de marcas o por no haber logrado fotografiarlo. La baja proporción de individualización pudiera ocasionar sesgos negativos en las estimaciones de los parámetros poblacionales (Del Castillo Olvera, 2010). Sin embargo, al cumplir con los supuestos de los



modelos de estimación poblacional, es posible inferir que los resultados obtenidos son representativos, al menos para la parte de la población marcada y reavistada.

Lo anterior tuvo efectos en la tendencia de la curva de descubrimiento de nuevos individuos (Figura 7), indicando que se trata de una población abierta, en la que –como se mencionó– la mayoría de los individuos no fue identificada. Esta tendencia coincide con lo encontrado por Cobarrubia Russo (2010, Figura 18) entre 2004-2008. Es de hacer notar que esta tendencia prevalece a pesar de que ambos estudios presentan notables diferencias en el diseño muestral y escala temporal. Por ejemplo, Cobarrubia Russo (2010) realizó 100 navegaciones en cinco años, cubriendo tanto jornadas matutinas como vespertinas de las temporadas seca y lluviosa de la región; en contraste, el presente trabajo, solo abarcó la temporada seca del año 2009 y no incluyó muestreos vespertinos.

**Tabla 7.** Valores de referencia para el tamaño de grupo del tursión en aguas de la costa de Aragua. D.E. = desviación estándar, nd = no disponible.

Fuente	Media ( $\pm$ D.E.)	Rango
Bolaños Jiménez <i>et al.</i> (1998)	nd	1 - 15
Bolaños Jiménez <i>et al.</i> (2007a)	14.70 $\pm$ 12.30	4 - 30
Herrera Trujillo (2007)	7.86 $\pm$ 7.03	3 - 15
Cobarrubia Russo (2010)	nd*	4 - 15
Mogollón (2014)	9.00 $\pm$ 7.00	5 - 15
Este estudio	13.63 $\pm$ 9.78	1 - 40

\* Mediana = 10 (Cobarrubia Russo, 2010)

### 7.3. Selección de modelos para estimación de parámetros poblacionales

La existencia de fallas estructurales en los modelos JS y MPC, debido al despliegue de valores irreales en los parámetros poblacionales (ver Anexo 2) ocasionó que fueran descartados de los análisis. El MPC fue rechazado, además, debido a la tendencia lineal de la curva de descubrimiento de nuevos individuos (Figura 7); tal como se discutió en la sección 7.2. Esto

significa que durante la temporada seca del año 2009 (enero a junio), la población de tursiones de la zona de estudio se comportó como una población abierta.

Entre las principales causas de la falta de ajuste en los modelos está el incumplimiento de los supuestos referentes a la permanencia y correcto reconocimiento de las marcas (sección 5.5.2, inciso c) y a que los intervalos entre ocasiones de muestreo deben ser más largos que la duración de la muestra (inciso d). En el presente estudio se considera que tales factores no tuvieron incidencia en la calidad de los resultados, debido a: 1) el uso de los estrictos criterios de calidad fotográfica e individualización de las marcas establecidos en el protocolo del LaVMMar (Morteo, 2011; Chávez Martínez, 2014; Ruíz Hernández, 2014, modificado de SDRP, 2006) y 2) el diseño muestral de cuatro sesiones primarias (enero, febrero, mayo y junio) suficientemente espaciadas entre sí (ver Figura 3).

Se debe tener en cuenta que la posible causa de las fallas estructurales en los modelos JS y MPC pudo ser el bajo porcentaje de individualización (24 %), lo cual significa que solo una cuarta parte de los individuos avistados pudo ser individualizada. En estudios CMR, las posibles causas de la baja individualización suelen ser: animales que no se acercaron lo suficiente a la embarcación, fotografías de mala calidad y/o presencia de animales sin marcas o muy jóvenes (White & Burnham, 1999). Cualquiera de estos factores -o una combinación de ellos- pudo contribuir en el presente estudio, por lo que será necesario revisar el protocolo de muestreo y adecuarlo a las condiciones de la especie en el área de estudio con el fin de controlar los sesgos, o bien contar con factores de corrección para los estimadores en futuros estudios poblacionales.

Las pruebas de bondad del ajuste permitieron detectar heterogeneidad en las probabilidades de captura y/o sobrevivencia de los individuos (White & Burnham, 1999; ver Sección 5.5.2 *ut supra*). La significancia del TEST3.SR2 al ajustar el modelo CJS a los datos indicó la conveniencia de incorporar el factor heterogeneidad en el análisis (White & Burnham, 1999). Tal como se mencionó previamente, el efecto “edad” o “tiempo desde el marcado” se refiere a la heterogeneidad en las probabilidades de captura y/o sobrevivencia, derivadas de la presencia de individuos de diferentes grupos de edad (*i.e.* crías y jóvenes) y/o animales “transitorios”. En este caso, se trataría de individuos de una hipotética superpoblación que solo se encuentran de paso

por la zona de estudio, con probabilidad cero de ser recapturados en los muestreos sucesivos (Pollock, 1982; White & Burnham, 1999). Dado que en el presente estudio los individuos crías y jóvenes no fueron incluidos en los análisis (por carecer de marcas para identificarlos), la heterogeneidad en la probabilidad de sobrevivencia se atribuye a la presencia de animales transitorios; así, al incorporar la heterogeneidad en las formulaciones, se obtuvieron estimados menos sesgados de la abundancia y la capturabilidad. Esto es importante debido a que los individuos más “capturables” tienden a ser capturados primero y con mayor frecuencia, lo cual puede generar sobreestimaciones de la capturabilidad y subestimaciones de la abundancia (White & Burnham, 1999). Dicha estratificación (por edad o transitoriedad) se considera efectiva para controlar la heterogeneidad en las probabilidades de recaptura o sobrevivencia (Silva *et al.*, 2009).

#### **7.4. Estimación de los parámetros poblacionales**

Los distintos parámetros para esta población se calcularon de acuerdo con la selección de los modelos con mayor ajuste; sin embargo, cabe recalcar que estos corresponden exclusivamente a la fracción de la población marcada y reavistada en el área de estudio, durante el periodo analizado, la cual a grandes rasgos representa aproximadamente una cuarta parte de los animales presentes en el sitio durante cada periodo de muestreo (primarios y secundarios).

##### **7.4.1 Sobrevivencia y capturabilidad**

De acuerdo con la mejor formulación del modelo CJS (Tabla 1, modelo 1), la tasa de sobrevivencia aparente mensual fue de 0.97 (IC<sub>95</sub>: 0.12-0.99), la cual se considera alta y se justifica dado que los tursiones son especies longevas, que suelen vivir hasta los 48 años o más (Wells y Scott, 2009). Sin embargo, este es un valor que debe tomarse con precaución, debido a la amplitud del IC<sub>95</sub> encontrado (0.12 – 0.99), la cual implica una alta variabilidad en la sobrevivencia, que pudiera ser causada por el bajo tamaño muestral (de las historias de captura de sobrevivientes). A este respecto, es importante hacer notar que, tal como se aprecia en la tabla 4, la sobrevivencia de la mezcla (residentes + transitorios) fue de 0.58; cifra que refleja un sesgo negativo debido a la presencia de los transitorios en la mezcla (Pradel *et al.*, 1997; White &

Burnham, 1999; Silva *et al.*, 2009). La menor amplitud del IC<sub>95</sub> en este caso (0.40 – 0.75), podría confirmar el bajo tamaño muestral como posible causa de la alta variabilidad encontrada en la sobrevivencia de los residentes.

Tasas de sobrevivencia superiores al 90% también han sido encontradas en tursiones de otras zonas costeras como Sarasota, Florida, EE.UU. ( $0.96 \pm 0.01$  DE) (Wells & Scott, 1990), las Islas Azores ( $0.97 \pm 0.029$  DE) (Silva *et al.*, 2009), Laguna, en el sur de Brasil (0.92, IC<sub>95</sub>: 0.88 – 0.96) (Daura Jorge *et al.*, 2013) y Laguna de Patos, Brasil (0.93; IC<sub>95</sub>: 0.89 – 0.95) (Fruet *et al.*, 2015).

Entre las principales causas de mortalidad del tursión están la depredación por tiburones así como actividades antrópicas, incluyendo los enmallamientos en redes de pesca (Wells & Scott, 2009). En el presente estudio, solo uno de los 54 individuos foto-identificados (LD-07) presentó una cicatriz consistente con posible mordida de tiburón (Anexo 4). Por otra parte, ninguno de los 54 individuos foto-identificados presentó evidencias de heridas por interacciones con artes pesqueras, aunque sí se han observado individuos de delfín manchado del Atlántico (observación personal). Lo anterior concuerda con el hallazgo de Cobarrubia Russo (2010), quien postuló que “entre la Bahía de Turiamo y Cuyagua parece haber una oferta de refugio y alimento óptima” para los tursiones de la región.

Por otra parte, la probabilidad de captura o capturabilidad de los tursiones residentes fue de 0.54 y, al igual que la sobrevivencia, se mantuvo constante entre los muestreos. En este caso, la capturabilidad aplica solo a los individuos residentes, ya que por definición los transitorios no son tenidos en cuenta para el cálculo del parámetro (White & Burnham, 1999). A pesar de que la tasa de individualización fue baja, la tasa de capturabilidad encontrada se considera adecuada; para los efectos de la calidad de las estimaciones de abundancia esto significa que aunque la representatividad de los datos es limitada (aprox. 25% de la población), una vez identificado, cualquier individuo tenía una probabilidad razonable de ser observado nuevamente en el área. Esto es importante ya que las tasas de capturabilidad bajas pueden ocasionar estimaciones sesgadas (White & Burnham, 1999).

#### 7.4.2. Abundancia

Los valores más altos de abundancia en el presente estudio fueron encontrados en febrero y junio (94 y 50 individuos, respectivamente), coincidentes con la presencia de una alta proporción de tursiones transitorios. A escalas locales los tamaños poblacionales del tursión pueden incluir varias decenas de individuos, tal como sucede en Sarasota, Florida (unos 100 individuos, Wells & Scott, 1990), en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México (106 individuos, Morteo, 2011) y en el sur de Brasil (50-59 individuos, Daura Jorge *et al.*, 2013), lo cual puede estar relacionado con características ecológicas de cada sitio, tales como abundancia de presas, fluctuaciones de parámetros ambientales, estacionalidad, actividades antrópicas y capacidad de carga del sistema, entre otras (Ballance, 1992; Martinho *et al.*, 2014; Cheney *et al.*, 2014). Las fluctuaciones en las abundancias estacionales de los tursiones son comunes y suelen estar relacionadas con los factores ya mencionados y, en el caso de los machos, con las temporadas reproductivas, durante las cuales machos de la superpoblación se desplazan por la zona de estudio en busca de hembras receptivas (Sprogis *et al.*, 2015). A este respecto, estudios demográficos de tursiones en varias localidades del norte del Golfo de México indican la existencia de incrementos en la abundancia durante los meses de primavera y otoño y se ha sugerido que los requerimientos alimenticios y reproductivos pudieran ser los factores críticos para dichas fluctuaciones (Balmer *et al.*, 2008).

Cobarrubia Russo (2010) postuló la existencia de cuatro conglomerados de tursiones en la costa de Aragua, de los cuales el conglomerado “A” estaría compuesto por 11 individuos, incluyendo seis posibles hembras adultas calificadas como residentes estables, fuertemente asociadas entre sí y fotografiadas frecuentemente en la zona de estudio desde el año 2005, incluyendo el presente estudio. De estos individuos, los individuos MI-O1 y ND-36 (nombrados como “Micaela” y “Omara”, respectivamente, en el catálogo de Cobarrubia Russo, 2010) fueron observados con crías en el año 2006 (Cobarrubia Russo, com. pers., 2016). De acuerdo con los hallazgos de Cobarrubia Russo (*op. cit.*), el núcleo de la población de delfines de la costa de Aragua estaría conformado por “una banda de hembras residentes asociada a algunos machos (visitantes ocasionales)” lo cual podrá ser corroborado mediante futuras investigaciones.

Las fluctuaciones de abundancia encontradas en el presente estudio podrían estar relacionadas

con fluctuaciones en la abundancia de presas. Según lo postulado por Cobarrubia Russo (2010), la Bahía de Turiamo representa un hábitat costero interno óptimo como área de refugio para los tursiones –fundamentalmente los residentes- por tener corrientes y profundidad y oleaje reducidos, desde donde los delfines se desplazan diariamente a su zona de alimentación, entre la Boca y Cuyagua. Aunque no se dispone de estadísticas pesqueras del Estado Aragua para el año 2009, se sabe que las capturas totales presentan una alta variabilidad mensual. Por ejemplo, para el año 2006, Silva Hernández (2007) encontró que las capturas (mensuales) en los puertos pesqueros de Puerto Colombia (Choroní) y La Boca (Ocumare de la Costa de Oro) estuvieron en el intervalo 6 519 – 558 069 kg (media: 109 689; d.e.: 170 600 kg).

A pesar de que se cuenta con otros resultados de abundancia en la zona de estudio (Tabla 8), las estimaciones no son comparables debido a las diferencias en los modelos aplicados, así como en las escalas temporales utilizadas para las corridas de los análisis. Sin embargo, también se observan fluctuaciones notables entre meses y temporadas (entre 43 y 156 individuos).

**Tabla 8.** Abundancia de tursiones (*Tursiops truncatus*) en aguas de la costa occidental del Estado Aragua, Venezuela, en diferentes períodos del año 2009. Se indican las fuentes y, entre paréntesis, los modelos utilizados. N.C. = no considerado.

Periodo	Castro Pérez (2009) (Schnabel)	Sifontes (2013)		Este estudio
		(Schnabel)	(Jolly-Seber)	
Enero	N.C.	138	43	34
Febrero				94
Mayo	103	N.C.	156	21
Junio				50
Julio				
Agosto	N.C.	115	81	N.C.
Septiembre				

### 7.4.3. Migración temporal

El uso del DRP y la consiguiente evaluación de los parámetros de migración temporal en

poblaciones de delfines son relativamente recientes y se iniciaron con los trabajos realizados por Balmer *et al.* (2008) en Florida, EE.UU., y Silva *et al.* (2009) en las Islas Azores, Portugal. Hasta entonces, los estudios acerca de la ecología poblacional de delfines habían ignorado la posibilidad de que algunos individuos de la población emigraran temporal o permanentemente (Silva *et al.*, 2009).

El modelo de mejor ajuste a los datos fue el de migración markoviana, con sobrevivencia y capturabilidad constantes (Tabla 3, modelo 21), seguido del de migración aleatoria (Tabla 3, modelo 22). Sin embargo, los dos modelos no difieren significativamente, dados los valores de  $\Delta\text{AICc}$  (0.60) y el grado de soporte (0.33 para el markoviano y 0.24 para el aleatorio), lo cual indica que ambos modelos se adecúan a los datos de forma equivalente (White & Burnham, 1999, p. 4-39). Esto coincide con lo encontrado por Fruet *et al.* (2015) en Laguna de Patos, al sur de Brasil, donde los modelos aleatorio y markoviano presentaron similar soporte a los datos ( $\Delta\text{QAICc} < 2$ ,  $\text{QAICc-W} = 0.44$  y  $0.38$ , respectivamente). Lo anterior no permite establecer concluyentemente la naturaleza de la migración temporal de los tursiones característica de la temporada seca del año 2009.

Tal como lo definen Kendall *et al.* (1997), el modelo de migración markoviana indica que el estado de un individuo durante una sesión de muestreo  $i$  (*i.e.* observable *vs.* no observable) depende del estado del individuo durante la sesión de muestreo anterior ( $i - 1$ ), mientras que en el modelo de migración aleatoria la probabilidad del individuo de encontrarse en estado “observable” durante la sesión de muestro  $i$  es independiente del estado anterior del individuo. Aunque ambos escenarios son contradictorios, el análisis de la Figura 8 permite establecer, al menos que: 1) la tasa de emigración temporal entre meses contiguos es muy cercana a cero y fue alta entre meses no contiguos (febrero a mayo) y 2) la tasa de inmigración temporal fue baja ( $<0.3$  en el período febrero-mayo).

Los patrones de migración temporal markoviana también han sido encontrados en tursiones de las Islas Azores Silva *et al.* (2009), Bahía de San José, Florida, EE.UU. (Balmer *et al.*, 2008) y en las costas de Georgia y Carolina del Sur, EE.UU. (Taylor *et al.*, 2016), lo mismo que en tursiones del Indo-Pacífico (*Tursiops aduncus*) en Kenya (Pérez-Jorge *et al.*, 2016). Por el contrario, en

tursiones *T. truncatus* de Nueva Zelanda, el patrón de migración temporal fue aleatorio, con altas variaciones y baja precisión en la emigración temporal (Tezanos Pinto *et al.*, 2013).

Los resultados de este estudio indican que es necesario contar con más información para definir concretamente el tipo de patrón migratorio temporal de esta población; sin embargo, en términos ecológicos, se puede inferir que los tursiones tienden a permanecer en la zona de estudio durante meses consecutivos y que la incorporación de tursiones de la superpoblación a la zona de estudio es relativamente baja.

### **7.5. Residencia**

El bajo porcentaje de residencia de tursiones encontrado en el presente estudio (7.4 %) es consistente con la interpretación de la curva de descubrimiento de delfines foto-identificados (*i.e.* población abierta) y los valores de los parámetros poblacionales (alta sobrevivencia, capturabilidad media, alta emigración y baja inmigración temporal). En estudios previos (Castro Pérez 2009; Cobarrubia Russo, 2010; Sifontes, 2013) se hallaron resultados similares. En particular, Cobarrubia Russo (*op. cit.*) combinó, además, los datos de residencia con el análisis de la estructura social y postuló la existencia de un núcleo de tres individuos (A1, A2 y A3), los cuales fueron clasificados como hembras residentes, caracterizado por presentar altos índices de asociación. Como ya se mencionó, la Bahía de Turiamo parece representar una zona de refugio para el núcleo de individuos residentes, desde la cual estos individuos se movilizan, durante las horas de la mañana hacia su zona de alimentación, aproximadamente entre La Boca y Cuyagua, zona coincidente con la presencia de delfín manchado del Atlántico y embarcaciones pesqueras (Cobarrubia Russo, 2010). De esta forma, la zona de acción de los individuos del núcleo residente estaría principalmente determinada por el acceso a un hábitat protegido –la Bahía de Turiamo– y la cercanía a la zona de alimentación (Cobarrubia Russo, 2010). En este sentido, la filopatría de hembras y la formación de lazos moderados entre hembras emparentadas han sido reconocidas como características de las poblaciones de tursiones de aguas interiores (Möller, 2011) o cercanas a la costa (Morteo *et al.*, 2014). Por otra parte, Cobarrubia Russo (2010) señala una posible subestimación en el número de individuos residentes, debido a una baja tasa de individualización y la presencia de individuos que se mantenían alejados de la embarcación y no



podieron ser fotografiados (*i.e.* heterogeneidad de recapturas), lo cual pudo haber ocurrido también en el presente estudio.

La alta proporción de individuos transitorios detectada durante los muestreos de febrero y junio podría estar relacionada con el uso de la zona de estudio como zona de alimentación por parte de individuos de la superpoblación. En su modelo sobre estructura social y estrategias de los delfínidos en un contexto ecológico, Gowans *et al.* (2008) postularon que cuando la disponibilidad de recursos en espacio y tiempo es predecible, los delfines tienden a ser residentes de zonas geográficamente pequeñas. Tal como lo señala Cobarrubia Russo (2010), este podría ser el caso de los delfines residentes (conglomerado A), para los cuales su zona de acción está claramente definida entre las localidades de La Boca y Cuyagua. De acuerdo con lo encontrado por Cobarrubia Russo (*op. cit.*), estos individuos constituirían el núcleo de la población local, mientras que los otros tres conglomerados (B, C y D) estarían compuestos –principalmente– por machos visitantes ocasionales y transitorios, los cuales presentaron asociaciones con el conglomerado A tanto a nivel intergrupar como intragrupal.

## **7.6. Distribución Espacial**

Teniendo en cuenta los tamaños de grupo registrados durante toda la temporada de muestreo, el análisis de densidad Kernel reflejó la existencia de una zona de alta densidad (76-101 individuos  $\text{km}^{-2}$ ), localizada frente a la Ensenada de Juan Andrés, en las adyacencias de la Bahía de Cata (Figura 9). Esto implica que la distribución de los delfines en la zona de estudio no es aleatoria y coincide con los testimonios de pescadores y con algunos de los trabajos previos conocidos para la zona de estudio (*v. g.* González Fernández, 2000; Castro, 2009; Cobarrubia Russo, 2010; Mogollón, 2014). Cobarrubia Russo (2010, Figs. 11 y 12) documentó que esta misma área (Kernel de 25%) era ocupada por los tursiones residentes A1 y A2 y coincide con las actividades pesqueras y la presencia de delfín manchado del Atlántico (*Stenella frontalis*) (Cobarrubia Russo, 2010, Figura 17). De acuerdo con este autor, las áreas de acción de los individuos A1 y A2 estuvieron definidas principalmente por avistamientos matutinos y por actividades de alimentación y socialización, lo cual coincide con lo encontrado en el presente estudio y contribuye a reforzar la consideración de la zona comprendida entre la Bahía de Turiamo y

Cuyagua como una zona importante para la población de delfines debido a su oferta de refugio y alimento (Cobarrubia Russo, 2010). A su vez, la oferta de especies presa característica del sector entre La Boca y Cuyagua podría estar explicada por los aportes de agua dulce de los ríos de la región, incluyendo los ríos Ocumare, Cata, Cuyagua y Uricaro, tal como ha sido sugerido para otras localidades (v.g. Ballance, 1992; Del Castillo Olvera, 2010). Con base en dichos hallazgos y los del presente estudio, se sugiere que los tursiones de la zona de estudio y de la superpoblación presentan un patrón de desplazamientos paralelos a la costa, a distancias máximas de 2-3 km de la misma en profundidades menores o cercanas a los 100 m, en los que las distancias recorridas (a lo largo de la costa) dependerían de su condición de residentes, semi-residentes o transitorios. Similares patrones de desplazamientos de tursiones han sido encontrados en California (EE.UU.) y Baja California (México) donde se sabe que dichos desplazamientos se deben principalmente a la ecología y el comportamiento de sus presas y en algunos casos la distancia recorrida por tursiones foto-identificados ha sido de más de 900 km (Hwang *et al.*, 2014; Defran *et al.*, 2015).

## 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

- La incorporación de tursiones de la superpoblación aledaña generó fluctuaciones mensuales notables en la abundancia en la costa occidental de Aragua entre enero y junio de 2009.
- Los tursiones manifestaron tendencia a permanecer dentro de la zona de estudio durante meses contiguos y a emigrar (temporalmente) durante los lapsos entre meses no contiguos.
- La baja proporción de individuos residentes coincide con los hallazgos de investigaciones previas.
- La mayor densidad de tursiones en cercanías de la Bahía de Cata y Ensenada de Juan Andrés parece estar relacionado con la abundancia de presas.
- La población de tursiones de las aguas de la costa centro-occidental de Aragua es abierta, presenta fluctuaciones mensuales considerables y está compuesta por un núcleo de individuos residentes, así como visitantes ocasionales e individuos transitorios que provienen de aguas aledañas y que pertenecen a una superpoblación con un ámbito hogareño de mayor extensión que la zona de estudio.
- Las interacciones entre los delfines residentes, visitantes y transitorios afectan las probabilidades de foto-captura de los individuos generando heterogeneidad en este parámetro, lo cual debe ser considerado para el diseño muestral de futuros estudios.
- Debido a la escala temporal limitada y al bajo tamaño muestral en foto-identificación (*i.e.* las historias de captura individuales), se considera que el presente debe ser considerado un estudio piloto, que servirá como línea base para evaluaciones futuras y para la realización de propuestas para la gestión de la actividad turística potencial.

En virtud de los hallazgos del presente estudio, se recomienda:

- Dar continuidad de los esfuerzos de investigación mediante foto-identificación incrementando la cobertura espacial y temporal, considerando muestreos multianuales y recorridos sistemáticos de frecuencia mensual o bimensual.
- La implementación de estudios acerca del comportamiento y dieta de los delfines y sus interacciones con las embarcaciones turísticas y pesqueras.
- La implementación de estudios de densidad poblacional de los tursiones mediante métodos de transectos lineales, uso de *drones* y/o monitoreo acústico pasivo.
- La caracterización genética de los tursiones y otras especies de cetáceos locales.
- La implementación de estudios de caracterización de hábitat, con énfasis en pluviosidad, temperatura superficial del mar, salinidad y perfil batimétrico.
- La implementación de estudios de productividad primaria y evaluación de la biomasa pesquera.

## 9. LITERATURA CITADA

Acevedo, R. 2001. Distribución y caracterización de hábitats de los cetáceos marinos reportados en las costas de Venezuela Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 243 pp.

Acevedo Galindo, R. 2007. Potential geographical distribution of seven species of marine cetaceans reported in Venezuela, Southeast Caribbean. *Acta Zool. Sinica*, 53(5): 853-64.

Acevedo Gutiérrez, A. 2009. Group behavior. In: Perrin, W.F.P., B. Würsig & J.G.M. Thewijssen (eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2nd Ed., Academic Press, San Diego, USA, Pp.511-520.

Akaike, H. 1973. Information Theory and an extension of the Maximum Likelihood Principle. In: Petrov, B.N. & F. Csaki, eds. *Second International Symposium on Information Theory*. Budapest: Akademiai Kiado. Pp. 267-281.

Albornoz Galindo, L. 2004. Caracterización físico-ambiental de la Hacienda Cata, Municipio Ocumare de la Costa de Oro, Estado Aragua. Serie Informes Técnicos, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Maracay, Estado Aragua, Venezuela, 41 pp.

ARV (Hoy: Armada de la República Bolivariana de Venezuela). s.f. Carta Náutica DHN 300. Oficina Central de Hidrografía y Navegación (OCHINA), Observatorio Naval Cajigal, Caracas, Venezuela.

Ashby, S.A., M.A. Taylor & A.A. Chen. 2005. Statistical models for predicting rainfall in the Caribbean. *Theor. Appl. Climatol.*, 82: 65-80.

Ballance, L.T. 1990. Residence patterns, group organization and surface association of bottlenose dolphins in Kino Bay, Gulf of California, Mexico. In: Leatherwood, S & R.R. Reeves (eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, USA. Pp. 267-284.

Ballance, L.T. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Mar. Mamm. Sci.*, 8: 262-274.

Balmer, B.C., R.S. Wells, S.M. Nowacek, D.P. Nowacek, L.H. Schwacke, W.A. McLellan, F.S. Scharf, T.K. Rowles, L.J. Hansen, T.R. Spradlin & D.A. Pabst. 2008. Seasonal abundance and distribution patterns of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near St. Joseph Bay, Florida, USA. *J. Cetacean Res. Manag.*, 10: 157-167.

Barrios Garrido, H. & M.G. Montiel Villalobos. 2004. Lista actualizada de cetáceos del Golfo de Venezuela: nuevos registros. X Jornadas Nacionales de Investigación Científica, Maracaibo, Estado Zulia, 26-29 de Octubre de 2004 (póster)

Barrios Garrido, H., S. Boher-Bentti, K. De Turrís Morales, N. Espinoza, A. Ferrer Pérez, O.L. Herrera Trujillo, T. León, L. Oviedo, D. Pirela, M. Portocarrero Aya, L. Sánchez Criollo, F. Trujillo & J. Bolaños Jiménez. 2015. Tonina costera, tonina del lago, bufete, bufeo negro, delfín de río, *Sotalia guianensis* (Van Bénéden, 1864). 4ta Edición. En: Rodríguez, J.P. & F. Rojas Suárez (Eds.). Libro Rojo de la Fauna Venezolana, Provita-Fundación Polar, Caracas. <http://animalesamenazadosprovitaorgve/content/tonina-costera>. Descargado el 13-05-2016.

Bearzi, M. 2005. Aspects of the ecology and behaviour of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Santa Monica Bay, California. *J. Cet. Res. Manage.*, 7(1): 75-83.

Bearzi, G., S. Bonizzoni & J. Gonzalvo. 2008a. Mid-distance movements of common bottlenose dolphins in the coastal waters of Greece. *J. Ethol.*, 29: 369-374.

Bearzi, G., S. Agazzi, S. Bonizzoni, M. Costa & A. Azzellino. 2008b. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquat. Conserv.*, 18: 130–146.

Bearzi, G., C.M. Fortuna & R.R. Reeves. 2008c. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev.*, 39: 92–123.

Bejder, L., A. Samuels, H. Whitehead, N. Gales, J. Mann, R.C. Connor, M.R. Heithaus, J. Watson-Capps & C. Flaherty. 2006. Decline in relative abundance of bottlenose dolphins exposed to long-term disturbance. *Conserv. Biol.*, 20: 1791-1798.

Bolaños Jiménez, J. 1994. Inventario de muestras biológicas de cetáceos y sirénidos existentes en los museos de Venezuela. Base de datos en DBASE III Plus Informe de Trabajo Dirigido Especialización en Manejo de Fauna Silvestre y Acuática Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.

Bolaños Jiménez, J. 2011. Educating educators on the knowledge and conservation of the marine habitat and species in Ocumare de la Costa de Oro, State of Aragua, Venezuela. Final report, Project 710609, presented to the Rufford Foundation, Ocumare de la Costa de Oro, State of Aragua, September 2011 (unpublished).

Bolaños Jiménez, J., M. Campo & M. González Fernández. 1998. Estado actual de los cetáceos de las costas del Estado Aragua. Serie Informes Técnicos, Dirección General de Fauna/IT/386, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, Venezuela. 37 pp.

Bolaños Jiménez, J., A.J. Villarroel Marín, E.C.M. Parsons & N. Rose. 2007a. Origin and development of whalewatching in the state of Aragua, Venezuela: laying the groundwork for sustainability. In: Lück, M., A. Gräupl, J. Auyong, M.L. Miller & M.B. Orams (eds.). Balancing marine tourism, development and sustainability. Proceedings of the V International Coastal and Marine Tourism Congress School of Hospitality and Tourism, AUT University, the New Zealand Tourism Research Institute (NZTRI), and the School of Marine Affairs, University of Washington, Auckland, New Zealand, September 11-15, 2007. Pp. 16-27.

Bolaños Jiménez, J., H.J. Guada & M. Lentino. 2007b. Componente fauna relevante. In: Martín, A. & D. Bone (eds.). Línea base ambiental Plataforma Deltana. Petróleos de Venezuela, S.A.-Universidad Simón Bolívar Caracas, Venezuela. Pp. 120-133.

Bolaños Jiménez, J., G. Castro Pérez, L. Oviedo, M. Palacios, L. Sifontes & A.J. Villarroel Marín. 2012. A baseline study on the abundance and residency pattern of the Atlantic spotted (*Stenella frontalis*) and common bottlenose (*Tursiops truncatus*) dolphins in Central Venezuela. Documento de trabajo SC-64-SM1 presentado al Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional, Ciudad de Panamá, Panamá, June 2012. 4 Pp.

Bolaños Jiménez, J., G. Castro Pérez, O. Herrera Trujillo, L. Oviedo, D. Palacios, M.F. Puerto, L. Sánchez Criollo, L. Sifontes, M.G. Silva Hernández & A.J. Villarroel Marín. 2013. The presence of long-beaked common dolphins (*Delphinus* sp.) off central-western Venezuela. *Anartia*, 25: 32-46.

Bompar, J.M., D. Baril, F. Dhermain & T. Ripoll. 1994. Estimation of the Corsican population of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*: is there a real conflict with fishermen? *Europ. Res. Cetacean*, 8: 92-94.

Bräger, S., B. Würsig, A. Acevedo & T. Henningsen. 1994. Association pattern of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Galveston Bay, Texas. *J. Mammal.*, 75: 431-437.

Buckland, S.T. & A.E. York. 2009. Abundance estimation. In: Perrin, W.F.P., B. Würsig & J.G.M. Thewijssen (eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. Academic Press, San Diego, 2nd Ed. Pp. 1-5.

Castillo, C. 2011. Programa de manejo ecoturístico orientado a la conservación de delfines en el Municipio Ocumare de la Costa de Oro, Estado Aragua Tesis de Maestría en Gestión Turística Universidad de La Habana, La Habana, Cuba. 84 Pp.

Castro Pérez, G. 2009. Estatus poblacional de *Stenella frontalis* y *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) en la costa centro-occidental del Estado Aragua, Venezuela. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad de Carabobo, Valencia, Estado Carabobo, Venezuela. 104 pp.

Charlton Robb, K., L. Gershwin, R. Thompson, J. Austin, K. Owen, & S. McKechnie. 2011. A new dolphin species, the Burrunan dolphin *Tursiops australis* sp. nov., endemic to southern Australian coastal waters. *PLoS ONE* 6(9): e24047 doi:101371/journalpone0024047.

Chávez Martínez, K. 2014. Evaluación visual de la condición corporal del tursión (*Tursiops truncatus*, Montagu, 1821). Tesis de Biología, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, Morelia, Michoacán. 108 pp.

Cheney, B., R. Corkrey, J.W. Durban, K. Grellier, P.S. Hammond, V. Islas Villanueva, V.M. Janik, S.M. Lusseau, K.M. Parsons, N.J. Quick, B. Wilson & P.M. Thompson. 2014. Long-term trends in the use of a protected area by small cetaceans in relation to changes in population status.

Global Ecol. And Conserv., 2:118-128.

Choquet, R., J.D. Lebreton, O. Gimenez, A.M. Reboullet & R. Pradel. 2009. U-CARE: Utilities for performing goodness of fit tests and manipulating CAPture-REcapture data. *Ecography*. 32:1071-1074.

Cobarrubia Russo, S. 2010. Ecología y comportamiento del delfín nariz de botella en la costa del Estado Aragua. Tesis de Maestría en Ciencias Biológicas, Universidad Simón Bolívar (USB), Caracas, Venezuela. 84 pp.

Cobarrubia Russo, S., M. Mariani, E. Omaña & G. Barreto. 2008. Patrones residenciales de *Tursiops truncatus* en la costa oceánica del Estado Aragua, Venezuela. XIII Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur y 7º Congreso SOLAMAC. Montevideo, Uruguay.

Connor, R.C., R. Wells, J. Mann & A. Read. 2000. The bottlenose dolphin, *Tursiops* spp.: Social relationships in a fission-fusion society. In: Mann, J., R.C. Connor, P. Tyack & H. Whitehead (Eds.). *Cetacean societies: field studies of whales and dolphins* Chicago: University of Chicago Press. Pp. 91–126.

Cormack, R.M. 1964. Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429-438.

Couzin, I.D. 2006. Behavioural ecology: social organization in fission-fusion societies. *Curr. Biol.*, 16: 169-171.

Daura Jorge, F.G., S.N. Ingram & P.C. Simões Lopes. 2013. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. *Mar. Mamm. Sci.*, 29: 293–311.

Defran, R.H. & D.W. Weller. 1999. Occurrence, distribution, site fidelity, and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. *Mar. Mamm. Sci.*, 15: 366–380.

Defran R.H., M. Caldwell, E. Morteo, A.R. Lang, M. Rice & D. Weller. 2015. Possible stock structure of coastal bottlenose dolphins off Baja California and California revealed by photo-identification research. *Bull. Southern Calif. Acad. Sci.*, 114 (1):1-11.

Del Castillo Olvera, V. 2010. Ecología poblacional del tursión (*Tursiops truncatus*) en la costa de Alvarado, Veracruz Tesis de Licenciatura en Biología, Benemérita Universidad Autónoma de Puebla, Puebla, México. 82 pp.

Delgado Estrella, A. 2015. Patrones de residencia y movimientos a largo plazo de las toninas *Tursiops truncatus*, en la región sureste del Golfo de México. *Therya*, 6(2): 297-314.

Dick, D.M. & E.M. Hines. 2011. Using distance sampling techniques to estimate bottlenose



dolphin (*Tursiops truncatus*) abundance at Turneffe Atoll, Belize. *Mar. Mamm. Sci.*, 27(3): 606–621.

Díaz Gamboa, R.E. 2003. Diferenciación entre tursiones (*Tursiops truncatus*) costeros y oceánicos en el Golfo de California por medio de isótopos estables de carbono de nitrógeno. Tesis de Maestría, CICIMAR-IPN, La Paz, BCS, México. 62 pp.

Elliser, C.R. & D.L. Herzog. 2011. Replacement dolphins? Social restructuring of a resident pod of Atlantic bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, after two major hurricanes. *Mar. Mamm. Sci.*, 27: 39–59.

ESRI. 2011. ArcGIS Desktop: Release 10. Redlands, California, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.

Fruet, P.F., E.R. Secchi, J.C. Di Tullio & P.G. Kinas. 2011. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos lagoon estuary, southern Brazil: implications for conservation. *Zoologia (Curitiba)*, 28: 23–30.

Fruet, P.F., F.G. Daura Jorge, L.M. Möller, R.C. Genoves & E.R. Secchi. 2015. Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. *J. Mammal.*, 96(2): 332-343.

García, R. 1995. Presencia de toninas, *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, Iztacala, México. 47 pp.

García Vital, M. 2009. Clasificación de marcas en la aleta dorsal de tursiones (*Tursiops truncatus*: Montagu, 1821) foto-identificados en las costas de Veracruz, México. Memoria de Residencia Profesional. Instituto Tecnológico de Boca del Río. Boca del Río, Ver., México. 72 pp.

García Vital, M., E. Morteo, I. Martínez Serrano, A. Delgado Estrella & C. Bazúa Durán. 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.

Gnone, G., M. Bellinger, F. Dhermain, F. Dupraz, S. Nuti, D. Bedocchi, A. Moulins, M. Rosso, J. Alessi, R.S. McReal, A. Azzellino, S. Airoidi, N. Portunato, S. Laran, L. David, N. Di Meglio, P. Bonelli, G. Montesi, R. Trucchi, F. Fossa & M. Wurtz. 2011. Distribution, abundance, and movements of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Pelagos Sanctuary MPA (north-west Mediterranean Sea). *Aquat. Conserv.*, 21: 372–388.

González Fernández, M. 2000. Determinación del estado actual de los cetáceos de las costas del Estado Aragua. Serie Informes técnicos, resultados de la etapa II, Dirección General de Fauna, Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales, Caracas, Venezuela. 44 Pp.

Gowans, S., B. Würsig, & L. Karczmarski. 2008. The social structure and strategies of

- delphinids: predictions based on an ecological framework. *Adv. Mar. Biol.*, 53: 197-267.
- Hastenrath, S. & D. Polzin. 2013. Climatic variations in Central America and the Caribbean. *Int. J. Climatol.*, 33: 1348–1356.
- Heckel, G. 1992. Fotoidentificación 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.
- Herrera Trujillo, O. 2007. Efecto de la presencia de peñeros a motor sobre el comportamiento del delfín manchado del atlántico (*Stenella frontalis*) y del delfín nariz de botella (*Tursiops truncatus*) en la costa del Estado Aragua. Tesis de Licenciatura, Escuela de Biología, Facultad de Ciencias, Universidad Central del Venezuela, Caracas. 86 pp.
- Hersh, S.L. & D.A. Duffield. 1990. Distinction between northwest Atlantic offshore and coastal bottlenose dolphins based on hemoglobin profile and morphometry. In: Leatherwood, S. & R.R. Reeves (eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, USA. Pp. 129-139.
- Herzing, D.L. & C.M. Johnson. 1997. Interspecific interactions between Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bahamas, 1985–1995. *Aquat. Mamm.*, 23(2): 85-99.
- Hohn, A.A. 1997. Design for a multiple-method approach to determine stock structure of bottlenose dolphins in the mid-Atlantic. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC 401. 22 pp.
- Hwang, A., R.H. Defran, M. Bearzi, D. Maldini, C.A. Saylan, A.R. Lang, K.J. Dudzik, O.R. Guzón-Zatarain, D.L. Kelly & D.W. Weller. 2014. Coastal range and movements of common bottlenose dolphins off California and Baja California, Mexico. *Bul. S. Calif. Acad. Sci.*, 13(1):1–13.
- Huggins, R.M. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika*, 76: 133-140.
- Hupman, A., I.N. Visser, E. Martinez & K.A. Stockin. 2014. Using platforms of opportunity to determine the occurrence and group characteristics of orca (*Orcinus orca*) in the Hauraki Gulf, New Zealand. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.*, 49(1): 132-149
- Hurlbert, S.H. 1971. The Nonconcept of Species Diversity: A Critique and Alternative. *Ecology*, 52 (4): 577-58.
- Instituto Nacional de Investigaciones Agrícolas (INIA). 2015. Base de datos de la Estación Meteorológica Ocumare de la Costa. Archivo en formato Excel™
- Irvine, A.B., M.D. Scott, R.S. Wells & J.H. Kaufmann. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fish. Bull.*, 79: 671-688.
- Jefferson, T.A., M. Webber & R. Pitman. 2015. *Marine mammals of the world*. A

comprehensive guide to their identificación. 2<sup>nd</sup> ed., Elsevier, London. 608 pp.

Jolly, G.M. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration Stochastic model. *Biometrika*, 52: 225-247.

Kaufman, G., D. Maldini, B. Ward, P. Merrill, B. Moore & M. Kaufman. 2011. Enhancing platforms of opportunity data collection using newly developed whale & dolphin tracker software. Working document SC/63/WW3 presented at the 63<sup>rd</sup> annual meeting of the Scientific Commission, Tromsø, Norway, 30 May – 11 June 2011.

Kendall, W.L. 1999. Robustness of closed capture–recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology*, 80: 2517–2525.

Kendall, W.L. 2015. The robust design. *In*: Cooch, E.G. & G.C. White (Eds.). Program Mark: a gentle introduction, 14<sup>th</sup> Ed. University of Colorado. Pp. 15.1-15.50 (unpublished).

Kendall, W.L., J.D. Nichols & J.E. Hines. 1997. Estimating temporary emigration using capture-recapture data with Pollock's robust design. *Ecology*, 78: 563–578.

Lomolino, M.V., B.R. Riddle, R. Whittaker & J.H. Brown. 2010. *Biogeography*. 4th Ed. Sinauer, Associates, Massachusetts, USA. 878 pp.

Lusseau, D., L. Slooten & R.J.C. Currey. 2006. Unsustainable dolphin-watching tourism in Fiordland, New Zealand. *Tourism in Mar. Env.*, 3: 173-178.

Macía, G. 2011. Diseño de un producto turístico de naturaleza especializado en el humedal costero de La Ciénaga, Estado Aragua. Tesis de Maestría en Gestión Turística. Universidad de La Habana, La Habana, Cuba. 79 pp.

Martínez Serrano, I., A. Serrano, G. Heckel & Y. Schramm. 2011. Distribución y ámbito hogareño de toninas (*Tursiops truncatus*) en Veracruz, México. *Cienc. Mar.*, 37: 379–392.

Martinho, F., A. Pereira, C. Brito, R. Gaspar & I. Carvalho. 2014. Structure and abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in coastal Setúbal Bay, Portugal. *Mar. Biol. Res.*, DOI: 10.1080/17451000.2014.894244

May Collado, L.J., D.C. Barragán-Barrera, S.G. Quiñones Lebrón & W. Aquino Reynoso. 2012. Dolphin watching boats impact on habitat use and communication of bottlenose dolphins in Bocas del Toro, Panamá during 2004, 2006-2010. Documento de Trabajo SC/64/WW2 presentado al Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional. Ciudad de Panamá, junio 2012. 8 pp.

May Collado, L., S.G. Quiñones Lebrón, D.C. Barragán Barrera, J.D. Palacios, M. Gamboa Poveda. 2014. The dolphin watching industry of Bocas del Toro continues impacting the resident bottlenose dolphin population. Documento de trabajo SC-65b-WW06 presentado al Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional, Eslovenia, mayo 2014. 6 pp.

Maze, K.S. & B. Würsig. 1999. Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns, site-fidelity, and habitat use. *Aquat. Mamm.*, 25: 91–103.

Mc Donald, J.H. 2014. Handbook of biological statistics. 3<sup>rd</sup> Ed. Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland, U.S.A. 299 pp.

Mead, J.G. & C.W. Potter. 1990. Natural history of bottlenose dolphins along the central Atlantic coast of the United States. In: Leatherwood, S. & R.R.R. Reeves (eds.). *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego, CA., USA. Pp. 165 – 195

Mead, J.G. & C.W. Potter. 1995. Recognizing two populations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off the Atlantic coast of North America: Morphological and ecological considerations. *Internat. Biol. Res. Inst. Rep. (IBI)*, 5: 31-43.

Medelín Ortiz, B.N. 2012. Diferencias sexo-específicas en las áreas núcleo de la distribución de los delfines *Tursiops truncatus* frente al Sistema Lagunar de Alvarado, Golfo de México. Tesis de Maestría, Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Veracruz, México. 58 pp.

Miloslavich, P. & E. Klein. 2008. Ecorregiones marinas del caribe venezolano. In: Klein, E. (ed.). 2008. Prioridades de PDVSA en la conservación de la biodiversidad en el Caribe venezolano. Petróleos de Venezuela, S.A.-Universidad Simón Bolívar-The Nature Conservancy. Caracas, Venezuela. Pp. 16–19.

MINAMB (Ministerio del Poder Popular para el Ambiente). 2010. Estrategia Nacional de Diversidad Biológica, Caracas, Venezuela. 52 pp.

Mogollón, J.D. 2014. Abundancia y patrón de residencia de *Stenella frontalis* y *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) en la costa centro-occidental del Estado Aragua, Venezuela entre agosto 2011 y mayo 2013. Tesis de Licenciatura en Biología Marina, Universidad de Oriente, Núcleo Nueva Esparta, Estado Nueva Esparta, Venezuela. 90 pp.

Möller, L.M. 2011. Sociogenetic structure, kin associations and bonding in delphinids. *Molec. Ecol.*, 21: 745–764

Montagu, 1821. *Mem. Wernerian Nat. Hist. Soc.*, 3: 75, plate 3. Disponible en: <https://ia601408usarchiveorg/35/items/memoirswerneria00socioog/memoirswerneria00socioog/pdf> Consultado el 29-05-2016

Morteo, E. 2006. Nuevo procedimiento cuantitativo estandarizado para determinar residencia con datos de captura-recaptura. 1<sup>a</sup> Reunión Internacional para el Estudio de los Mamíferos Acuáticos, SOMEMMA-SOLAMAC, 5-9 de noviembre, Mérida, Yucatán, México p. 45

Morteo, E. 2011. Ecología social de los delfines (*Tursiops truncatus*) en las aguas costeras de Alvarado, Veracruz, México Tesis de Doctorado en Ciencias Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías, Universidad Veracruzana, Veracruz, México. 129 pp.

Morteo, E., L.D. Olivera & H. de la Cueva. 2002. Estudio prospectivo sobre el estado de *Tursiops truncatus* en la Bahía de San Quintín. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California, México, 23 p.

Morteo, E., A. Rocha Olivares, P. Arceo Briseño & L.G. Abarca Arenas. 2012a. Spatial analyses of bottlenose dolphin–fisheries interactions reveal human avoidance off a productive lagoon in the western Gulf of Mexico. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.*, 92: 1893-1900.

Morteo E., A. Rocha Olivares & R. Morteo. 2012b. Sensitivity analysis of residency and site fidelity estimations to variations in sampling effort and individual catchability. *Rev. Mex. Biodiv.*, 83(2):487-495.

Morteo, E., A. Rocha Olivares & L.G. Abarca Arenas. 2014. Sexual segregation of coastal bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southwestern Gulf of Mexico. *Aquat. Mamm.*, 40: 375-385.

Naveira Cortizas, J.L. 1996. El orden Cetacea en la región Nor-oriental de Venezuela Tesis de Maestría, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Estado Sucre, Venezuela. 181 pp.

O'Connor, S.O., R. Campbell, H. Cortez & T. Knowles. 2009. Whale watching worldwide: Tourism numbers, expenditures and expanding economic benefits. A special report from the International Fund for Animal Welfare, IFAW and Economists at Large, Yarmouth, Mass, USA. 295 pp.

Ojasti J., & F. Dallmeier (eds.). 2000. Manejo de Fauna Silvestre Neotropical. SI/MAB Series # 5 Smithsonian Institution/MAB Biodiversity Program, Washington D.C. 290 pp.

Otis, D.L., K.P. Burnham, G.C. White & D.R. Anderson. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildlife Monogr.*, 62: 3-135.

Oviedo, L. & N. Silva. 2005. Sighting frequency and relative abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the northeast coast of Margarita Island and Los Frailes Archipelago, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.*, 53: 595-600.

Parsons, E.C.M. 2012. The negative impacts of whale-watching. *J. Mar. Biol.*, Article ID 807294, 9 pp. doi:10.1155/2012/807294

Pérez Jorge, S., I. Gomes, K. Hayes, G. Corti, M. Louzao, M. Genovart & D. Oro. 2016. Effects of nature-based tourism and environmental drivers on the demography of a small dolphin population. *Biol. Conserv.*, 197: 200–208

Pollock, K.H. 1982. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. *J. Wildl Manage.*, 46: 757–760.

Pollock, K., J. Nichols, C. Brownie & J. Hines. 1990. Statistical inference for capture-recapture

experiments. Wildl. Monogr., 107: 3–97.

Pradel, R., J.E. Hines, J.D. Lebreton & J.D. Nichols. Capture-recapture survival models taking account of transients. *Biometrics*, 53: 60-72.

Quintana Rizzo, E. & R.S. Wells. 2001. Resighting and association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Cedar Keys, Florida: insights into social organization. *Can J. Zool.*, 79: 447–456.

RBV-AN (República Bolivariana de Venezuela, Asamblea Nacional). 2008. Ley de Gestión de la Diversidad Biológica. Gaceta Oficial N° 39070 del 01/12/2008.

Read, A.J., K.W. Urian, B. Wilson & D.M. Waples. 2003. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. *Mar. Mammal Sci.*, 19: 59-73.

Rechimont Pérez, M.E. 2015. Evaluación de la depredación del delfín costero (*Tursiops truncatus*) sobre la pesquería artesanal en la costa central de Veracruz. Tesis de Maestría, Universidad Veracruzana, Instituto de Ecología. Xalapa, Veracruz. 59 pp.

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.

Rueda Roa, D. & F.E. Muller Karger. 2013. The southern Caribbean upwelling system: Sea surface temperature, wind forcing and chlorophyll concentration patterns. *Deep Sea Res.*, I 78:102–114.

Ruíz Hernández, I.A. 2014. Desplazamientos de toninas (*Tursiops truncatus*) en la costa central de Veracruz, México. Trabajo de Experiencia Recepcional, Universidad Veracruzana, Xalapa, Veracruz. 58 pp.

Sanders, H.L. 1968. Marine Benthic Diversity: A Comparative Study. *Amer. Nat.*, 102 (925): 243-282.

Schnabell, E. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. *Amer. Math. Month.*, 45(6): 348-452.

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.

Scott, M. & S. Chivers. 1990. Distribution and herd structure of bottlenose dolphin in the eastern tropical Pacific Ocean. In: Leatherwood, S. & R.R. Reeves (eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, USA. Pp. 387-402.

SDRP (Sarasota Dolphin Research Program). 2006. Field techniques and photo-identification Sarasota, Florida, USA. 35 pp.

Seber, G.A.F. 1965. A note on the multiple recapture census. *Biometrika*, 52: 249-259.

Seber, G.A.F. 1986. A review of estimating animal abundance. *Biometrics*, 42:267-292.

Seber, G.A.F. 1992. A review of estimating animal abundance II. *Rev. Internat. Stat. Instit.*, 60:129-166.

Shane, S.H., R.S. Wells & B. Würsig. 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: a review. *Mar. Mammal Sci.*, 2: 34-63.

Sifontes, L. 2013. Abundancia del delfín manchado del Atlántico (*Stenella frontalis*) y del guamachín o nariz de botella (*Tursiops truncatus*) por medio de la fotoidentificación en la costa centro-occidental del Estado Aragua Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 95 pp.

Silva Hernández, M.G. 2007. Abundancia y distribución de los cetáceos presentes en la costa del Estado Aragua. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela. 100 pp.

Silva, M., S. Magalhães, R.S.S. Rui Prieto & P.S. Hammond. 2009. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 392: 263–276.

Silverman, B.W. 1986. Density estimation for statistics and data analysis. Monographs on statistics and applied probability. Chapman and Hall, London, England. 175 Pp.

Simões Lopes, P.C. & M.E. Fabian. 1999. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. *Rev. Bras. Zool.*, 16: 1017-1024.

Smith, H.C., K. Pollock, K.Waples, S. Bradley & L. Bejder. 2013. Use of the robust design to estimate seasonal abundance and demographic parameters of a coastal bottlenose dolphin (*Tursiops aduncus*) population. *PLoS ONE*, 8(10): e76574.

Sprogis, K.R., H.C. Raudino & R. Rankin. 2015. Home range size of adult Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in a coastal and estuarine system is habitat and sex-specific. *Mar. Mamm. Sci.*, 32(1): 287–308.

Sucre, D. 2003. Delimitación de áreas ecogeográficas del Estado Aragua. Papeles de Fundacite Aragua (hoy Unidad Territorial Aragua del Ministerio del Poder Popular para Educación Universitaria, Ciencia y Tecnología. Informe Final de Consultoría.76 pp.

Taylor, M.A., D.B. Enfield & A. Chen. 2002. Influence of the tropical Atlantic versus the tropical

Pacific on Caribbean rainfall. *J. Geophys. Res.*, 107: 10.1-10.14.

Taylor, A.R., J.H., Schacke, T.R., Speakman, S.B., Castleberry, R.B. Chandler. 2016. Factors related to common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) seasonal migration along South Carolina and Georgia coasts, USA. *Anim. Migr.*, 3: 14–26.

Tezanos Pinto, G., R. Constantine, L. Brooks, J.A. Jackson, F. Moura, S. Wells & C.S. Baker. 2013. Decline in local abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bay of Islands, New Zealand. *Mar. Mamm. Sci.*, 29(4): E390–E410.

Tim, N. 2011. Oceanic influence on precipitation in Venezuela, under current and future climate. Master's Thesis in Meteorology, Universität Hamburg, Hamburg, Germany. 165 pp

Toth, J.L., A. Hohn, K.W. Able & A.M. Gorgone. 2012. Defining bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) stocks based on environmental, physical, and behavioral characteristics. *Mar. Mamm. Sci.*, 28: 461–478.

Urian, K.W., A.A. Hohn & L.J. Hansen. 1999. Status of the photo-identification catalog of coastal bottlenose dolphin of the western North Atlantic: Report of a workshop of catalog contributors. NOAA Tech. Mem. NMFS-SEFSC-425. 24 pp.

Urian, K.W., D.M. Waples, R.B. Tyson, L.E.W. Hodge & A.J. Read. 2013. Abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in estuarine and near-shore waters of North Carolina, USA. *J. North Carolina Acad. Sci.*, 129: 165-171.

Valdés Arellanes, M.P., A. Serrano, G. Heckel, Y. Schramm & I. Martínez Serrano. 2011. Abundancia de dos poblaciones de toninas (*Tursiops truncatus*) en el norte de Veracruz, México. *Rev. Mex. Biodivers.*, 82: 227-235.

Vásquez Castán, L., A. Serrano, M. López Ortega, J.A. Galindo, M.A. Díaz Arredondo & A. Capistrán Barradas. 2014. Is the northern-central coast of Veracruz, Mexico an important area for bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus* Montagu, 1821)? *Thalassas*, 30: 57-6.

Verme, V. & J. Iannacone. 2012. Estructura social del delfín nariz de botella *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae) en la costa suroeste de la Isla de Tenerife (Islas Canarias), España. *Ecología Aplicada*, 11(2): 67-76.

Volmer, N.L. & P. Rosel. 2013. A review of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus truncatus*) in the Northern Gulf of Mexico: Population biology, potential threats, and management. *Southeast. Naturalist*, 12(6): 1-45.

Wang, J. & S. Chu Yang. 2009. Indopacific bottlenose dolphin. In: Perrin, W.F.P., B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.). *Encyclopedia of marine mammals*, 2nd Edition. Academic Press, San Diego, California, USA. Pp.602-608.

Wells, R.S. 1998. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose



dolphin community. In: Pryor, K. & K.S. Norris (eds.). *Dolphin societies: Discoveries and puzzles*. University of California Press, Berkeley, California, USA. Pp. 199-225.

Wells, R.S. & D. Scott. 1990. Estimating bottlenose dolphin parameters from individual estimation and capture-release techniques. In: Hammond, P.S., S.A. Mizroch & G.P. Donovan (eds.). *Rep. Internat. Whaling Comm., Special Issue 12*: 407-415.

Wells, R.S. & D. Scott. 2009. The common bottlenose dolphin. In: Perrin, W.F.P., B. Würsig & J.G.M. Thewissen (eds.). *Encyclopedia of marine mammals*. 2nd Edition, Academic Press, San Diego, California, USA. Pp. 149-255.

White, G.C. & K.P. Burnham. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 Supplement: 120-138.

Williams, B.K., J.D. Nichols & M.J. Conroy. 2002. *Analysis and Management of Animal Populations*. Academic Press, San Francisco, California, USA. 817pp.

Wilson, B., P.M. Thompson & P.S. Hammond. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth. *J. App. Ecol.*, 34: 1365-1374.

Würsig, B. & T.A. Jefferson. 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, P.S., S.A. Mizroch & G.P. Donovan (eds.). *Rep. Internat. Whaling Comm., Special Issue 12*. Pp.43-52.

**Anexo 1.** Resumen de la información de los avistamientos de tursión, *Tursiops truncatus*, en aguas de la costa occidental de Aragua, Venezuela, entre enero-junio de 2009. nTt = tamaño de grupo, *Tursiops truncatus*; nSf = tamaño de grupo, *Stenella frontalis*.

Avistamiento	Fecha	Latitud (N)	Long. (O)	nTt	nSf
1	2009-01-23	10.496667	-67.771389	3	0
2	2009-01-24	10.499722	-67.740833	15	0
3	2009-01-25	10.501944	-67.740000	1	0
4	2009-01-26	10.503611	-67.736944	12	180
5	2009-01-29	10.501944	-67.730000	20	40
6	2009-01-31	10.503056	-67.741111	30	60
7	2009-02-22	10.506944	-67.800000	6	0
8	2009-02-23	10.516667	-67.738611	2	0
9	2009-02-24	10.523333	-67.701667	15	0
10	2009-02-24	10.512222	-67.736667	40	0
11	2009-02-26	10.508333	-67.728611	35	0
12	2009-03-03	10.505556	-67.630000	8	0
13	2009-05-02	10.502780	-67.739550	12	0
14	2009-05-03	10.480670	-67.838940	--	2
15	2009-05-17	10.509302	-67.702231	10	0
16	2009-05-17	10.506053	-67.726064	6	0
17	2009-05-18	10.510000	-67.691675	15	0
18	2009-05-21	10.516799	-67.745108	10	0
19	2009-05-23	10.503329	-67.738090	5	0
20	2009-06-10	10.503145	-67.731348	25	30
21	2009-06-12	10.510119	-67.687499	5	0
22	2009-06-13	10.503522	-67.760493	15	60
23	2009-06-14	10.505826	-67.753101	10	30
24	2009-06-16	10.506465	-67.729506	10	0
25	2009-06-18	10.511380	-67.719601	8	80
26	2009-06-19	10.510460	-67.729262	20	150
27	2009-06-23	10.508277	-67.730386	20	40
28	2009-07-01	10.517674	-67.708537	10	0

**Anexo 2.**Resultados de las corridas de la formulación general delos modelos Jolly-Seber (A) y Población Cerrada (B) aplicadas a los datos de historias de captura por mes (enero, febrero, mayo, junio de 2009).Se observan valores irreales de los parámetros phi, p, Lambda, N (JS) y f0 (Población Cerrada).

**A**

ARA n4 JS

Real Function Parameters of {M2 phi p, transitorios vs residentes}

Parameter	Estimate	Standard Error	95% Confidence Interval	
			Lower	Upper
1:Phi	0.9859677E-304	0.0000000	0.9859677E-304	0.9859677E-304
2:Phi	0.9859677E-304	0.0000000	0.9859677E-304	0.9859677E-304
3:p	0.9859677E-304	0.0000000	0.9859677E-304	0.9859677E-304
4:p	0.9859677E-304	0.0000000	0.9859677E-304	0.9859677E-304
5:Lambda	0.1014232E+305	0.0000000	0.1014232E+305	0.1014232E+305
6:Lambda	0.1014232E+305	0.0000000	0.1014232E+305	0.1014232E+305
7:Lambda	0.1014232E+305	0.0000000	0.1014232E+305	0.1014232E+305
8:N	0.1014232E+305	0.0000000	0.1014232E+305	0.1014232E+305

**B**

Program MARK - Survival Rate Estimation with Capture-Recapture Data  
 gfortran(win32) Vers. 8.1 Mar 2016 5-Aug-2016 19:59:52 Page 004  
 ARA n4 CLOSED x OTIS

Real Function Parameters of {Modelo General}

Parameter	Estimate	Standard Error	95% Confidence Interval	
			Lower	Upper
1:p	0.1851852	0.0528610	0.1026390	0.3111028
2:p	0.5000000	0.0753778	0.3564141	0.6435859
3:p	0.3181818	0.0993026	0.1598552	0.5337052
4:p	1.0000000	0.1210173E-021	1.0000000	1.0000000
5:c	0.5000000	0.1581138	0.2245035	0.7754965
6:c	0.0625000	0.0427908	0.0156821	0.2181178
7:c	0.2564103	0.0699201	0.1438740	0.4143669
8:f0	0.1684322E-013	0.0000000	0.1684322E-013	0.1684322E-013

**Anexo 3.** Resultado de la corrida del TEST3.SR mediante el programa U-CARE (Choquet *et al.*, 2009)

```

%%%%%%%%%% U-CARE V2.3.2 , 21/04/2009 %%%%%%%%%%
TEST3.SR, group =1
component df      z        LOR      S.E.LOR   chi2      G2
2         1      2.17     2.44     1.07     4.71     4.71
3         1      0.76     1.86     1.71     0.58     0.58
component df  low nrs  P(chi2) P(Cochran) P(G2)
2         1    1.00    0.03     0.02     0.03
3         1    2.00    0.44     0.42     0.44
=====
N(0,1) statistic for transient(>0) =2.0753
  P-level, two-sided test =0.037957
  P-level, one-sided test for transience =0.018978
Log-Odds-Ratio (LOR) =3.0415
N(0,1) standardized LOR statistic for transience (>0) =2.1394
  P-level, two-sided test =0.032406
  P-level, one-sided test for transience =0.016203
Overall test df =2
Quadratic Chi2 =5.2947
  P-level =0.070838
G2 =5.2947
  P-level =0.070838
*****

```

**Anexo 4.** Aspectos del individuo LD-07, resaltando (óvalos amarillos) la presencia de cicatriz semi-circular en la región dorsal-anterior, consistente con posible herida ocasionada por tiburón.

