

Capture-recapture abundance estimate of Guiana dolphins in southeastern Brazil

Estimación de abundancia por captura-recaptura de los delfines Guiana en el sureste de Brasil

M Freitas Nery^{1*}, S Marino Simão²

¹ Instituto de Ciencias Ambientales y Evolutivas, Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile, Campus Isla Teja, casilla 567, Valdivia, Chile.

² Laboratório de Ecologia e Bioacústica de Cetáceos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, km 7, BR 465, Seropédica, Brazil.

* Corresponding author. Email: mariananery@gmail.com

ABSTRACT. The objective of this study was to estimate the abundance of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeastern Brazil, based on photographic identification of animals. Estimates of population size were obtained using capture-recapture models for a closed population. Photo-identification data were analyzed using a model-fitting approach in the computer programs CAPTURE and MARK, and the Schnabel and Schumacher-Eschmeyer estimators were used to calculate the abundance of individuals with natural marks. These estimates were corrected to include unmarked individuals using data of the proportion of identifiable individuals in this population. During the surveys conducted between April 2006 and April 2007, a total of 9990 photographs of dolphins were taken and, of these, 2567 images were of sufficient quality for analysis; 382 dolphins were identified and catalogued from distinctive nicks and notches on their dorsal fins and, among them, 153 dolphins were photographed on more than one occasion. The resulting abundance estimates, corrected to account for the proportion (0.47) of unmarked dolphins in the population, showed an overlap among estimators ranging from 1004 to 1099 individuals. This is the largest estimated abundance for a population of *S. guianensis* reported to date using the capture-recapture technique.

Key words: abundance estimate, capture-recapture, Sepetiba Bay, *Sotalia guianensis*, photo-identification.

RESUMEN. El objetivo de ese estudio fue estimar la abundancia de *Sotalia guianensis* en la bahía de Sepetiba, sureste de Brasil, con base en la identificación fotográfica de los animales. Se obtuvieron estimaciones del tamaño poblacional mediante modelos de captura-recaptura para una población cerrada. Los datos de foto-identificación fueron analizados usando una aproximación de ajuste de modelos en los programas CAPTURE y MARK, y los estimadores Schnabel y Schumacher-Eschmeyer también fueron usados para calcular la abundancia de los distintos individuos. Estas estimaciones fueron corregidas para incluir individuos no marcados usando datos de la proporción de los individuos identificables en esa población. Durante las salidas de campo entre abril de 2006 y abril de 2007, se tomaron 9990 fotografías de los delfines y de éstas, 2567 fueron de calidad suficiente para los análisis. En total, 382 delfines fueron identificados y catalogados a partir de sus marcas distintivas en la aleta dorsal y entre estos, 153 delfines fueron fotografiados en más de una ocasión. Las estimaciones de abundancia resultantes, escaladas para tener en cuenta la proporción (0.47) de delfines no marcados en la población, mostraron una sobreposición entre los estimadores, de 1004 a 1099 individuos. Esta es la mayor abundancia estimada para una población de *S. guianensis* registrada hasta la fecha usando la técnica de captura-recaptura.

Palabras clave: estimación de abundancia, captura-recaptura, bahía de Sepetiba, *Sotalia guianensis*, foto-identificación.

INTRODUCTION

The Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*) is a small dolphin that inhabits estuarine and bay areas along the Atlantic coast of Central and South America (Silva and Best 1994, Flores 2002). Considering its relatively wide range, little information concerning the population ecology of this species is available. It is classified as an inadequately known species by the International Union for Conservation of Nature (IUCN) (Secchi 2010), and is considered a threatened species in Brazil (Machado *et al.* 2005). Previous studies found that Sepetiba Bay, in southeastern Brazil, harbors a population of the Guiana dolphin that are consistently found

INTRODUCCIÓN

El delfín Guiana (*Sotalia guianensis*) es un pequeño delfín que habita estuarios y bahías a lo largo de la costa del Atlántico de Suramérica y América Central (Silva y Best 1994, Flores 2002). Considerando su amplia distribución de hábitat, poca información sobre la ecología poblacional de esta especie está disponible. *Sotalia guianensis* está clasificada como poco conocida por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (Secchi 2010) y es considerada una especie amenazada en Brasil (Machado *et al.* 2005). Trabajos anteriores encontraron que la bahía de Sepetiba, en la costa sureste de Brasil, abriga una población

all year round; individuals have been recorded for more than 12 years and probably use the bay for feeding and reproduction (Nery *et al.* 2008a). Data on Guiana dolphin abundance and site fidelity are essential for effective conservation and management purposes, particularly in coastal and estuarine areas like Sepetiba Bay, where human populations are rapidly expanding, increasing the direct and indirect threats to dolphins (Nery *et al.* 2008b).

In Brazil, there are few abundance estimates of *S. guianensis* using mark-recapture methods (Pizzorno 1999, Santos and Zerbini 2006) and distance sampling techniques (Cremer *et al.* 2006, Flach *et al.* 2008a). A previous abundance estimate of Guiana dolphin in Sepetiba Bay was calculated from line-transect surveys undertaken in 2002 and 2003 (Flach *et al.* 2008a). Photo-identification has been extensively used to evaluate site fidelity, survival rates, association patterns, and disease conditions of Guiana dolphin in Sepetiba Bay since 1994 (e.g., Van Bressemer *et al.* 2007, Flach *et al.* 2008b, Nery *et al.* 2008a), but no abundance study using this approach has been made until now.

Knowing population size has long been recognized as information of great value when planning management. Interest in estimating population size has had a long history and many methodological advances under a wide variety of assumptions and situations have been developed (White *et al.* 1982). Capture-recapture (or mark-recapture) techniques using photographically identified individuals have been used increasingly to estimate population size of several cetacean populations (e.g., Urban *et al.* 1999, Chilvers and Corkeron 2003, Gubbins *et al.* 2003, Gormley *et al.* 2005). These techniques rely on the ability to identify and track individuals based on photographs of natural markings, including pigmentation, scars, and notches (Hammond *et al.* 1990). However, not all individuals in a population are marked to enable individual identification. In these cases, capture-recapture analysis produces an estimate of the number of identifiable individuals in the population. Extrapolation to total population size, therefore, requires information on the proportion of identifiable individuals in the study population (Jolly 1965, Williams *et al.* 1993).

In this paper, our objective was to perform an abundance estimate for Guiana dolphins in Sepetiba Bay using conventional mark-recapture and photo-identification techniques and applying different models for closed populations.

MATERIAL AND METHODS

Sepetiba Bay (state of Rio de Janeiro, Brazil; 22°35' S, 44°03' W) (fig. 1) is a semi-closed coastal complex covering an area of 519 km² and containing diverse ecosystems, including beaches, peninsulas, islands, rocky cliffs, and mangrove and inter-tidal swamps. Much of the complex is shallow (~6 m depth), but in some isolated areas, particularly between the islands, water depth can be 47 m (Borges 1990). This ecologically important area is surrounded by more than

de delfines Guiana que son consistentemente encontrados durante todo el año; los individuos se han registrados por más de 12 años y probablemente usan la bahía para alimentarse y reproducirse (Nery *et al.* 2008a). Datos sobre la abundancia y fidelidad de hábitat de estos delfines son esenciales para la conservación efectiva y también para fines de manejo, particularmente en áreas costeras y de estuario como es la bahía de Sepetiba, donde las poblaciones humanas se están expandiendo rápidamente, aumentando las amenazas directas e indirectas a los animales (Nery *et al.* 2008b).

En Brasil hay pocas estimaciones de abundancia de *S. guianensis* con métodos de captura-recaptura (Pizzorno 1999, Santos y Zerbini 2006) y técnicas de muestreo a distancia (Cremer *et al.* 2006, Flach *et al.* 2008a). Estimaciones de abundancia anteriores en la bahía de Sepetiba fueron calculadas por transectos lineales conducidos en 2002 y 2003 (Flach *et al.* 2008a). La foto-identificación ha sido usada extensivamente para evaluar fidelidad de hábitat, tasas de supervivencia, patrones de asociación y condiciones de salud del delfín Guiana en la bahía de Sepetiba desde 1994 (e.g., Van Bressemer *et al.* 2007, Flach *et al.* 2008b, Nery *et al.* 2008a), pero ningún estudio de abundancia que utilice esta técnica había sido realizado hasta ahora.

Conocer el tamaño poblacional ha sido reconocido como una información de gran importancia para planear el manejo. El interés en estimar el tamaño poblacional tiene una larga historia y muchos avances metodológicos bajo diversos supuestos y situaciones han sido desarrollados (White *et al.* 1982). Las técnicas de captura-recaptura que utilizan individuos identificados fotográficamente han sido usados cada vez más para estimar tamaños poblacionales de diversas poblaciones de cetáceos (e.g., Urban *et al.* 1999, Chilvers y Corkeron 2003, Gubbins *et al.* 2003, Gormley *et al.* 2005). Estas técnicas se basan en la habilidad de identificar y rastrear individuos con base en fotografías de sus marcas naturales, incluyendo pigmentación, cicatrices y muescas (Hammond *et al.* 1990). Sin embargo, no todos los individuos de una población están marcados para permitir su identificación individual. En esos casos, los análisis de captura-recaptura producen una estimación del número de individuos identificables en la población. La extrapolación para el tamaño total de la población, por lo tanto, requiere información sobre la proporción de individuos identificables en la población estudiada (Jolly 1965, Williams *et al.* 1993).

En este trabajo, nuestro objetivo fue realizar una estimación de abundancia de los delfines Guiana en la bahía de Sepetiba mediante las técnicas de captura-recaptura y de foto-identificación y la aplicación de distintos modelos estadísticos para poblaciones cerradas.

MATERIALES Y MÉTODOS

La bahía de Sepetiba (estado de Rio de Janeiro, Brasil; 22°35' S, 44°03' W) (fig. 1) es un complejo costero semi-cerrado con un área de 519 km² y diversos ecosistemas que

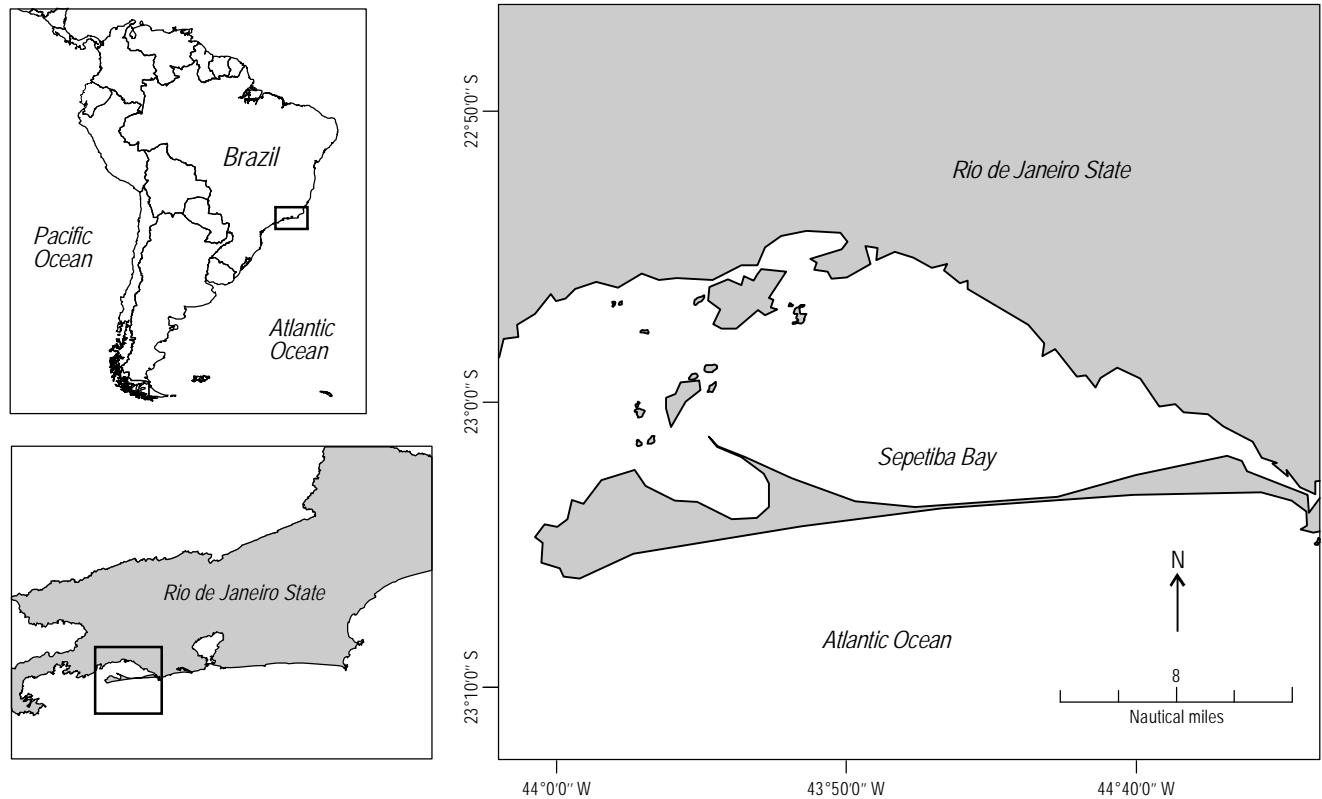


Figure 1. Map of Sepetiba Bay (22°35' S, 44°03' W), southeastern Brazil.

Figura 1. Mapa de la bahía de Sepetiba (22°35' S, 44°03' W), sureste de Brasil.

400 factories associated with chemical, metal, rubber, and printing industries (Marques *et al.* 2002). The industrial and agricultural wastes released into Sepetiba Bay, together with the pollution resulting from an expanding port facility nearby and the increased levels of boat traffic, produce a negative impact on this bay and pose a threat to the wildlife of the area (Karez *et al.* 1994, Magalhães *et al.* 2001, Lailson-Brito *et al.* 2010).

Fourteen regular expeditions were conducted in Sepetiba Bay between April 2006 and April 2007, comprising all seasons, with the aim of photographing the dorsal region (including the dorsal fin) of the Guiana dolphin. Surveys were carried out in a 7-m vessel that travelled at a constant speed of approximately 4–5 knots. Surveys were conducted under favorable conditions (i.e., Beaufort sea state < 3). We travelled on a random route until one or more groups of dolphins were sighted. On each encounter with dolphins we recorded the global positioning system (GPS) locations, time, a field estimate of the number of dolphins in the group, number of calves, behavior, and environmental data such as sea surface temperature and turbidity. We attempted to photograph the dorsal fin of each dolphin using a Canon EOS 20D digital camera fitted with Canon EF 75–300 mm zoom lens.

Following Mazzoil *et al.* (2004), Adobe Photoshop CS2 and Picture Viewer implemented in Windows XP were used

incluyen playas, penínsulas, islas, manglares y plataformas intermareales. Mucho de ese complejo es somero (~6 m de profundidad), pero en algunas áreas aisladas, particularmente entre las islas, la profundidad puede llegar a 47 m (Borges 1990). Esta área tan ecológicamente importante está cercada de más de 400 fábricas asociadas con la industria química, la del metal, la del caucho y la de la imprenta (Marques *et al.* 2002). Los residuos industriales y de la agricultura que se liberan en la bahía de Sepetiba, junto con la polución resultante del puerto y del cada vez mayor tránsito de barcos, producen un impacto negativo en esta bahía y conforman una amenaza para la vida silvestre del área (Karez *et al.* 1994, Magalhães *et al.* 2001, Lailson-Brito *et al.* 2010).

Catorce expediciones regulares fueron conducidas en la bahía de Sepetiba entre abril de 2006 y abril de 2007, abarcando todas las estaciones climáticas, con el objetivo de fotografiar la región dorsal (incluyendo la aleta dorsal) del delfín Guiana. Las salidas de campo se realizaron en un barco de 7 m que viajaba a una velocidad constante de aproximadamente 4–5 nudos. Las salidas se condujeron bajo condiciones favorables (i.e., estado del mar en la escala de Beaufort < 3). Se viajó una ruta aleatoria hasta que uno o más grupos de delfines fuesen avistados. En cada encuentro con delfines, se registró la posición global (GPS), el tiempo, una estimación visual del número de animales en el grupo, el número

for the purpose of analyzing, sorting, and cataloguing the photographs. Unique nicks, marks, and scars on dorsal fins were used to identify individual dolphins (Würsig and Jefferson 1990). Only good photographs (in focus, unobscured, with the dorsal fin relatively perpendicular to the plane of the photographer, and with the dorsal fin large enough to identify small notches, if present) were used in the analyses. Any image at an oblique angle or that did not show the entire trailing edge of the dorsal fin from the tip to the posterior insertion were excluded from further analysis. Images of individual dolphins were sorted according to the location of the most prominent feature on their fin, an identification number was given to each individual, and its image was placed in a catalogue. Each distinctive dolphin was compared to every other before adding it to the catalogue and a second researcher verified each match. An observation of an individual or "capture" was defined as the identification of an individual on a single day. A resighting or "recapture" was classified as the same individual, photographed and identified on a later day.

Seber (1982), Cormack (1968), and Otis *et al.* (1978) have described capture-recapture models in great detail. There are general assumptions for all capture-recapture studies (Krebs 1999), and by carefully designing and choosing appropriate models we attempted to minimize the impact of violating them. The general assumptions of a closed population mark-recapture analysis are that (1) marks are not lost during the study, (2) the capture of an animal does not affect its subsequent probability of recapture, (3) there were no additions (through births or immigration) or losses (through mortality or emigration), and (4) within a sampling occasion all animals in the population have equal probability of being captured (Seber 1982). There are a large number of models and estimators available for capture-recapture analysis and the choice of the most suitable model is an important decision, as an inappropriate use can lead to biased estimations (Burnham and Anderson 1992). Once the assumptions are accounted for, individual estimators differ from each other by the way they model the capture probabilities of individuals. Using capture-recapture histories from surveys, we chose to analyze them by using different estimators available in the program CAPTURE (Rexstad and Burnham 1991), closed-population maximum likelihood estimators in program MARK (White 2002), and two other estimators available in the literature: the Schnabel and Schumacher-Eschmeyer methods (Krebs 1999).

The software CAPTURE, developed by Otis *et al.* (1978), has 11 available models that test for 3 sources of variation in sighting probabilities: (1) a time response, which considers that a sighting probability varies from sampling period to sampling period but all animals within each sampling period have the same probability of being sighted; (2) a behavioral response, where an animal's behavior changes after its first capture, either avoiding or being attracted to "trapping" situations; and (3) individual heterogeneity, where individuals

de crías, el comportamiento y datos ambientales como la temperatura de la superficie del mar y la turbidez. Se buscó fotografiar la aleta dorsal de cada delfín con una cámara digital Canon EOS 20D con lentes de aumento Canon EF 75–300 mm.

Siguiendo a Mazzoil *et al.* (2004), se usaron los programas Adobe Photoshop CS2 y Picture Viewer implementado en Windows XP para analizar, seleccionar y catalogar las fotografías. Las marcas y cicatrices únicas en las aletas dorsales fueron usadas para identificar individualmente a los animales (Würsig y Jefferson 1990). Solamente buenas fotografías (con foco, claras, con la aleta dorsal relativamente perpendicular al fotógrafo y con la aleta dorsal lo suficiente grande para identificar pequeñas marcas, si estuviesen presentes) fueron usadas en el análisis. Cualquier imagen en ángulo oblicuo o que no mostrara el margen completo de la aleta dorsal, desde la punta hasta la inserción posterior, fue excluida del análisis. Imágenes de delfines individuales fueron seleccionadas de acuerdo con la ubicación de la característica más prominente de su aleta, un número de identificación fue asignado a cada individuo y su imagen fue colocada en un catálogo. Cada delfín fue comparado con cada otro antes de ser adicionado al catálogo y un segundo investigador verificaba cada coincidencia. Una observación de un individuo o "captura" fue definida como la observación de un individuo en un único día. Un reavistamiento o "recaptura" fue definida como el mismo individuo, fotografiado e identificado posteriormente.

Seber (1982), Cormack (1968) y Otis *et al.* (1978) han descrito modelos de captura-recaptura a mayor detalle. Hay supuestos generales para todos los estudios de captura-recaptura (Krebs 1999) y, a través de un diseño adecuado y de la elección de modelos apropiados, se buscó minimizar el impacto de las violaciones de esos supuestos. Los supuestos generales de una población cerrada para análisis de captura-recaptura son (1) las marcas no se pierden durante el estudio, (2) la captura de un animal no afecta su posterior probabilidad de recaptura, (3) no hay adiciones (a través de nacimientos o inmigración) o pérdidas (a través de mortalidad o emigración) y (4) en una ocasión de muestra, todos los animales en la población tienen la misma probabilidad de ser capturados (Seber 1982). Hay un gran número de modelos y estimadores disponibles para el análisis de captura-recaptura y la elección del modelo más adecuado es una decisión importante, ya que un modelo inapropiada puede llevar a un sesgo en las estimaciones (Burnham y Anderson 1992). Una vez que se cumplen los supuestos, los estimadores difieren entre ellos por el modo en que modelan las probabilidades de captura de los individuos. Usando el historial de captura-recaptura de las salidas de campo, se eligió analizarlo mediante diferentes estimadores disponibles a través del programa CAPTURE (Rexstad y Burnham 1991), estimadores de máxima verosimilitud para poblaciones cerradas en el programa MARK (White 2002) y dos otros estimadores

vary in their capture probability possibly because of differences in sex, age, or community social structure. All 11 models are based on these principles and/or combinations of these, plus one additional model where probability of capture remains constant. The software includes an algorithm to select the appropriate model from those 12 possible models after the hypothesis testing procedure. In addition, program CAPTURE performs a test for demographic closure (Otis *et al.* 1978).

A mark-recapture analysis was also performed using the Huggins closed capture estimator (Huggins 1989) implemented in program MARK (White 2002). The Huggins conditional likelihood generates estimates of initial capture and recapture rates based on animal encounter histories and then uses these rates to generate estimates of abundance. We based model selection on Akaike's information criterion (AIC) (Akaike 1973).

Abundance estimates were generated using two additional estimators: the Schnabel and Schumacher-Eschmeyer methods (Krebs 1999). The Schnabel estimator (Schnabel 1938) extends the Lincoln-Peterson method for estimating animal population size from a capture-recapture experiment when capture and marking take place on a series of occasions. We obtained the approximate 95% confidence limits for this estimator by treating the total of recaptures as a Poisson variable (Krebs 1999). The Schumacher-Eschmeyer method (Schumacher and Eschmeyer 1943) is another estimation technique recommended when departures from randomness are probable. It is actually a least squares refinement of the binomial model used by Schnabel (Mares *et al.* 1981). The adequacy of the Schumacher-Eschmeyer method was verified by applying through-the-origin regression on the scatter-plot of the proportion of marked animals in samples against the number of marked animals at large (Krebs 1999). The assumptions required to validate the method are met if there is a positive linear relationship between these variables (Seber 1982).

Because we relied on natural markings to identify individuals, our estimates pertained to the population of marked animals only. The abundance estimate given by models mentioned above must be corrected by mark rate in order to obtain an estimate of total population size. As long as photographs are taken randomly (i.e., without any bias towards naturally marked or unmarked individuals), the proportion of photographs showing naturally marked animals should be an unbiased measure of the proportion of identifiable animals in the population. The proportion of individuals in the population with a distinguishable dorsal fin or other distinguishing markings on the body (i.e., back notches) was estimated using a simple ratio (θ) between the number of high quality photographs of individuals presenting long-lasting marks and the total number of dorsal fin photographs taken (e.g., Williams *et al.* 1993, Wilson *et al.* 1999). The final confidence intervals assume the same error distribution as the

disponibles en la literatura: los métodos de Schnabel y Schumacher-Eschmeyer (Krebs 1999).

El software CAPTURE, desarrollado por Otis *et al.* (1978), tiene 11 modelos disponibles para probar 3 tipos de variación en las probabilidades de avistamiento: (1) una respuesta temporal, que considera que la probabilidad de avistamiento varía de periodo de muestreo a periodo de muestreo pero todos los animales dentro de cada periodo de muestreo tienen la misma probabilidad de ser avistados; (2) una respuesta de comportamiento, donde el comportamiento de un animal cambia después de su primera captura, tanto evitando como siendo atraído a la situación de la captura; y (3) heterogeneidad individual, donde las probabilidades de captura de los individuos varían debido a diferencias en el sexo, edad, o estructura social. Todos los 11 modelos se basan en estos principios y/o combinaciones de ellos, más un modelo adicional donde la probabilidad de captura permanece constante. El software incluye un algoritmo para seleccionar el modelo apropiado de esos 12 modelos posibles después de un procedimiento de prueba de hipótesis. Adicionalmente, el programa CAPTURE realiza una prueba de cierre demográfico (Otis *et al.* 1978).

Un análisis de captura-recaptura también fue realizado usando el estimador de captura cerrada de Huggins (Huggins 1989) implementado en el programa MARK (White 2002). El valor condicional de verosimilitud de Huggins genera estimaciones de las tasas de captura inicial y de recaptura con base en los historiales de encuentros con los animales y entonces usa esas tasas para generar las estimaciones de abundancia. El modelo se seleccionó con base en el criterio de información de Akaike (AIC, por sus siglas en inglés) (Akaike 1973).

Las estimaciones de abundancia fueron generadas con dos estimadores adicionales: Schnabel y Schumacher-Eschmeyer (Krebs 1999). El estimador de Schnabel (Schnabel 1938) extiende el método de Lincoln-Petersen para estimar el tamaño poblacional de un experimento de captura-recaptura cuando la captura y las marcaciones ocurren en diversas ocasiones. Los límites aproximados de confianza al 95% para este estimador se obtuvieron tratando al total de recapturas como una variable de Poisson (Krebs 1999). El método de Schumacher-Eschmeyer (Schumacher-Eschmeyer 1943) es una técnica de estimación recomendada cuando desvíos de la aleatoriedad son probables. Se trata de un refinamiento de mínimos cuadrados del modelo binomial usado por Schnabel (Mares *et al.* 1981). La adecuación del método de Schumacher-Eschmeyer fue verificada a través de una regresión de la proporción de animales marcados en las muestras contra el número de animales marcados en total (Krebs 1999). Los supuestos requeridos para validar el método se cumplen cuando hay una relación lineal entre estas variables (Seber 1982).

Debido a que nos basamos en las marcas naturales para identificar a los individuos, nuestras estimaciones se refieren solamente a la población de animales marcados. Las

estimate of the distinctive population estimate. Then, the total population size for Sepetiba Bay area was estimated by:

$$N_T = \frac{N}{\theta}$$

where N_T is the estimated total population size from each model, N is the mark-recapture estimate of the number of animals from each model, and θ is the estimated proportion of animals with long-lasting marks (Williams *et al.* 1993). The variance was estimated using the delta method as modified by Wilson *et al.* (1999).

RESULTS

The population of Guiana dolphins was found to inhabit Sepetiba Bay year-round. Animals were observed on each expedition and occurred in groups that ranged from 2 to 200 individuals (mean \pm SE: 80.5 \pm 51.1).

During this study we had 17.05 h of direct observation (time spent observing dolphins) out of 71.2 h of field effort. From 9990 photographs taken during the surveys, 2567 images (25.7%) met our criteria for analyses. From these 2567 images, 382 marked dolphins were identified and catalogued. Resighting rates were relatively low, with 228 individuals seen in only one sampling period and 154 dolphins (40%) seen in more than one survey (table 1). The number of individuals "captured" (i.e., photo-identified for the first time) in a sampling period averaged 28 (range: 12–50). The discovery curve continued to rise throughout the study, with new marked individuals being regularly documented (fig. 2).

The regression plot provided for the Schumacher-Eschmeyer estimator suggests that assumptions were not violated ($R^2 = 0.89$, $P < 0.01$).

Testing our capture-recapture history, model M_{th} was chosen in CAPTURE as the model that best suited data (criterion value = 1.0). This model allows the capture probability to vary in time, simultaneously allowing heterogeneity through individuals permitting them to have unequal capture probability (Chao *et al.* 1992). In addition, abundance was also estimated using model M_t that received the second highest criterion value (= 0.81) in the selection process. This model only allows relaxation of the requirement for constant probability in time (Darroch 1958). The closure test performed by CAPTURE could not reject the null hypothesis of demographic closure in this population for the sampling period ($P = 0.31$).

The model incorporating individual heterogeneity in capture probabilities better fitted the data when we performed model selection using AIC available in program MARK (AIC = 445.27).

The proportion of dolphins with long-lasting marks in the population was 0.53 (θ), which means that approximately 53% of the population present distinguishable natural marks. This value was used to estimate the total population size (N_T)

estimaciones de abundancia dadas por los modelos mencionados deben ser corregidas por la tasa de marcas a fin de obtener una estimación total del tamaño poblacional. Mientras que las fotografías se tomen aleatoriamente (i.e., sin ningún sesgo con relación a animales marcados o no), la proporción de fotografías que muestran los animales naturalmente marcados debería ser una medida no sesgada de la proporción de animales identificables en la población. La proporción de individuos en la población con aletas dorsales distinguibles u otras marcas distintivas en el cuerpo (i.e., marcas en el dorso) fue estimada como una simple proporción (θ) entre el número de fotografías de alta calidad de individuos con marcas de larga duración y el total de fotografías de aletas dorsales tomadas (e.g., Williams *et al.* 1993, Wilson *et al.* 1999). Los intervalos de confianza finales suponen el mismo error de distribución que la estimación de la estimación de la población distintiva. Entonces, el tamaño poblacional total para la bahía de Sepetiba fue estimada por la siguiente ecuación:

$$N_T = \frac{N}{\theta}$$

donde N_T es el tamaño poblacional total estimado de cada modelo, N es la estimación del número de animales obtenidos con los modelos de captura-recaptura para cada modelo y θ es la proporción estimada de animales con marcas de larga duración (Williams *et al.* 1993). La varianza fue estimada mediante el método delta, modificado por Wilson *et al.* (1999).

RESULTADOS

La población de delfines Guiana fue encontrada durante todo el año en la bahía de Sepetiba. Se observaron animales en cada salida de campo y se encontraron en grupos que variaban de 2 a 200 individuos (media \pm EE: 80.5 \pm 51.1).

Durante el estudio, se obtuvieron 17.05 h de observación directa (tiempo empleado en observar delfines) de un total de 71.2 h de esfuerzo. De las 9990 fotografías tomadas durante

Table 1. Resight history of individuals sighted more than once throughout the 14 surveys conducted during the study.

Tabla 1. Historial de reavistamientos de individuos vistos más de una vez a lo largo de las 14 salidas de campo conducidas durante el estudio.

Number of individuals identified more than once	Number of surveys
110	2
19	3
18	4
6	5
1	6

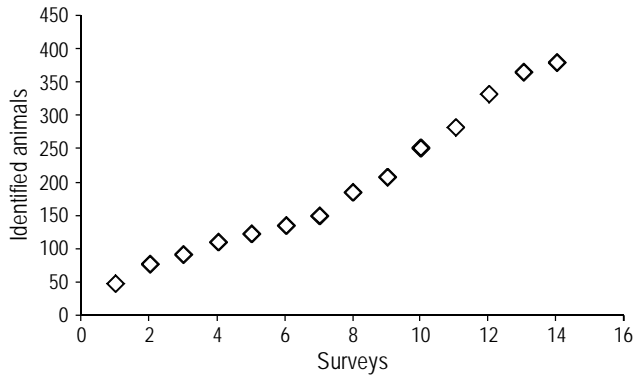


Figure 2. Discovery curve showing the cumulative number of identified individuals during 14 surveys conducted in Sepetiba Bay between April 2006 and April 2007.

Figura 2. Curva de descubrimiento que muestra el número acumulado de individuos identificables durante las 14 salidas de campo conducidas en la bahía de Sepetiba entre abril de 2006 y abril de 2007.

for each model, which ranged from 989 to 1090 individuals. All estimations and their 95% confidence intervals are summarized in table 2.

DISCUSSION

The population of Guiana dolphin in Sepetiba Bay occurs in large groups. This study reports the largest population estimates using mark-recapture techniques described for the species throughout its distribution. All estimators presented similar results when compared with each other and also presented low coefficients of variation and relatively narrow confidence intervals. Among the confidence intervals of all estimators, there was an overlap that yielded a population size ranging from 1004 to 1099 individuals.

The results from the Schumacher-Eschmeyer estimator appear to be robust and very similar to those models where the assumption of equal capture probability among

el periodo de muestreo, 2567 imágenes (25.7%) fueron de calidad suficiente para los análisis. De esas 2567 imágenes, 382 delfines marcados fueron identificados y catalogados. La tasa de reavistamiento fue relativamente baja: 228 individuos avistados solamente en una ocasión de muestreo y 154 delfines (40%) vistos en más de una ocasión (tabla 1). El número de individuos “capturados” (i.e., foto-identificados por primera vez) en un periodo de muestreo fue en promedio 28 (rango: 12–50). La curva de descubrimiento continuó a subir hasta el final del estudio, habiendo documentado regularmente a los nuevos individuos marcados (fig. 2).

La regresión obtenida del estimador de Schumacher-Eschmeyer sugiere que los supuestos no fueron violados ($R^2 = 0.89$, $P < 0.01$).

Al probar nuestro historial de captura-recaptura, el modelo M_{th} fue elegido por CAPTURE como el modelo que más se ajustó a los datos (valor de criterio = 1.0). Este modelo permite que la probabilidad de captura varíe con el tiempo y, al mismo tiempo, permite heterogeneidad entre los individuos (Chao *et al.* 1992). Adicionalmente, la abundancia también fue estimada con el modelo M_t , que recibió el segundo mayor valor de criterio (= 0.81) en el proceso de selección del modelo. Este modelo solamente permite el relajamiento del requerimiento de la probabilidad de captura constante con el tiempo (Darroch 1958). La prueba de cierre realizado por CAPTURE no rechazó la hipótesis nula de cierre demográfico en esta población para el periodo de muestreo ($P = 0.31$).

El modelo que incorpora la heterogeneidad individual en las probabilidades de captura fue el que mejor se ajustó a los datos cuando se realizó la selección de modelo con el AIC disponible en el programa MARK (AIC = 445.27).

La proporción de delfines con marcas de larga duración en la población fue de 0.53 (0), lo que significa que aproximadamente el 53% de la población presenta marcas naturales. Este valor fue usado para estimar el tamaño poblacional total (N_T) para cada modelo, que varió entre 989 y 1090 individuos. Todas las estimaciones y sus límites de confianza de 95% están resumidos en la tabla 2.

Table 2. Population size estimates for Guiana dolphin in Sepetiba Bay derived from each estimator. N = abundance estimates for marked animals, N_T = adjusted estimates that include both marked and unmarked dolphins, 95% CI = adjusted lower and upper bounds of the 95% confidence interval, CV = coefficient of variation.

Tabla 2. Estimaciones del tamaño poblacional para el delfín Guiana en la bahía de Sepetiba resultantes de cada estimador. N = estimación de abundancia para animales marcados, N_T = estimaciones ajustadas que incluyen tanto animales marcados como no marcados, 95% CI = límites inferior y superior del intervalo de confianza al 95%, CV = coeficiente de variación.

Estimator	N	N_T	95% CI	CV
Schnabel	524	989	965–1099	0.20
Schumacher-Eschmeyer	562	1060	1004–1117	0.17
M_t (program CAPTURE)	553	1043	999–1115	0.18
M_{th} (program CAPTURE)	575	1085	1016–1134	0.18
Huggins closed capture (program MARK)	578	1090	1011–1112	0.15

individuals and sampling occasions is relaxed. When compared to the other models, it seems that the Schnabel estimator underestimated the population size. Previous studies (e.g., Otis *et al.* 1978, Burnham and Overton 1979, Alexander *et al.* 1997) have confirmed that the Schnabel estimator, which is based on the equal catchability assumption, is negatively biased by heterogeneity of capture probabilities. For this reason, this estimator was considered the most biased. Both models selected in program CAPTURE showed very similar results and proved to be useful in characterizing population trends in Guiana dolphins.

Since we do not know the true abundance of this population, the accuracy of each estimator cannot be evaluated properly. Thus, the most precise estimate was considered to be that with small coefficient of variation and narrow confidence intervals. Using this criterion, the most precise estimator was found to be the Huggins closed capture estimator implemented in program MARK.

A previous study using the line transect method to estimate Guiana dolphin population size in Sepetiba Bay found a population size of 1266 individuals (95% confidence interval: 739–2196) (Flach 2008a). Although the point estimate is similar to our results, the confidence interval is much larger as well as the overall coefficient of variation (0.28). In comparison, our mark-recapture study provides a more precise abundance estimate for this population. Previous studies state that because mark-recapture methods use data on the number of animals marked and their proportion represented in subsequent samples, they can provide unbiased and more precise estimates of population size than those derived from line-transect sampling (Calambokidis *et al.* 1990, Fairfield 1990). This could be due to the fact that dolphins are wide-ranging and spend much of their time underwater, making line transect sampling difficult to implement (Wilson *et al.* 1999). Cremer *et al.* (2006) also used line transect methods to estimate the population size of Guiana dolphins in Babitonga Bay (southern Brazil) and found a confidence interval of 71–332 individuals. Two other studies using mark-recapture techniques were conducted for the species. In Cananéia Estuary (southeastern Brazil), the population was estimated between 290 and 360 animals (Santos and Zerbini 2006). In Guanabara Bay (southeastern Brazil), the population size ranged from 69 to 75 individuals (Pizzorno 1999).

The increasing (non-asymptotic) discovery curve may indicate that the sampling effort was not sufficient to identify all or most of the individuals that use Sepetiba Bay and suggests that with new sampling occasions, new individuals will be identified. It also could indicate that we are dealing with an open population during the research surveys. However, the closure test incorporated into program CAPTURE indicates that the population was closed during the sampling period. Moreover, Kendall (1999) found that closed-population models as described in Otis *et al.* (1978) are still valid when some closure assumption is violated, such as random movement in and out of the study area. Hence, we strongly believe

DISCUSIÓN

La población de delfines Guiana en la bahía de Sepetiba se encuentra en grupos grandes. Este estudio registra la estimación poblacional más grande descrita para la especie, usando la técnica de captura-recaptura, en toda su distribución. Todos los estimadores presentaron resultados similares cuando se compararon entre ellos y también presentaron coeficientes de variación bajos e intervalos de confianza relativamente cortos. Entre los intervalos de confianza de todos los estimadores, hubo una sobreposición que resultó en un tamaño poblacional que varió de 1004 a 1099 individuos.

Los resultados del estimador de Schumacher-Eschmeyer parecen ser robustos y muy similares a los modelos en los cuales la probabilidad de igual captura entre individuos y periodos de muestreo es relajada. Cuando se compara con otros modelos, parece que el estimador de Schnabel subestimó el tamaño poblacional. Estudios anteriores (e.g., Otis *et al.* 1978, Burnham y Overton 1979, Alexander *et al.* 1997) han confirmado que el estimador Schnabel, que se basa en un supuesto de igual probabilidad de captura, está negativamente sesgado por la heterogeneidad de las probabilidades de captura. Por esta razón, este estimador se consideró como el más sesgado. Los dos modelos seleccionados en el programa CAPTURE mostraron resultados muy similares y probaron ser útiles para caracterizar las tendencias poblacionales de los delfines Guiana.

Ya que no se conoce la abundancia real de esta población, la precisión de cada estimador no puede ser evaluada propiamente. Entonces, el estimador más preciso fue considerado aquél que presentó el menor coeficiente de variación y los intervalos de confianza más cortos. Con base en estos criterios, el estimador más preciso fue el estimador para capturas cerradas de Huggins implementado en el programa MARK.

Un estudio anterior que usó el método de transecto lineal para estimar el tamaño poblacional del delfín Guiana en la bahía de Sepetiba encontró un tamaño poblacional de 1266 individuos (intervalo de confianza de 95%: 739–2196) (Flach 2008a). Aunque la estimación puntual es similar a nuestros resultados, el intervalo de confianza es mucho mayor que el encontrado por nosotros, así como el coeficiente general de variación (0.28). En comparación, nuestro estudio de captura-recaptura provee una estimación de abundancia más precisa para esta población. Estudios anteriores afirman que debido a que los métodos de captura-recaptura usan datos del número de animales marcados y su proporción representada en muestras subsecuentes, éstos pueden proveer estimaciones no sesgadas y más precisas que aquellas derivadas de un muestreo por transecto lineal (Calambokidis *et al.* 1990, Fairfield 1990). Esto podría deberse al hecho de que los delfines son muy móviles y pasan mucho tiempo bajo el agua, lo que hace que los muestreos por transecto lineal sean difíciles de implementar en estos animales (Wilson *et al.* 1999). Cremer *et al.* (2006) también emplearon métodos de transecto lineal para estimar el tamaño poblacional de los

that our results reflect a precise estimation of the population size of Guiana dolphins in Sepetiba Bay.

The proportion of marked individuals in this population (53%) is similar to that reported for other delphinid species: 0.53–0.75 for *Stenella longirostris* (Karczmarski *et al.* 2005), 0.56–0.68 for *Tursiops truncatus* (Wilson *et al.* 1999), 0.44 for *Tursiops aduncus* (Chilvers and Corkeron 2003), and 0.66–0.79 for *Sousa chinensis* (Parra *et al.* 2006). Few studies have reported the proportion of marked *S. guianensis*. Pizzorno (1999) obtained a proportion of 0.82 in Guanabara Bay and the author highlights that this high value could be due to the great human impact that these dolphins face in a very degraded habitat. Santos and Zerbini (2006) reported a proportion of 0.27 of marked animals in Cananéia Estuary.

This study was designed to meet closed population mark-recapture assumptions. Validation of the assumptions underlying mark-recapture methods is critical in providing relatively unbiased population estimates.

While mark loss and retention can be a source of bias, we exclusively used marks that are widely considered long-lasting (nicks and other dorsal fin edge mutilations; Wilson *et al.* 1999) to identify individuals and we can consider mark loss negligible throughout the study. Nevertheless, during the analysis we always kept in mind the possibility of animals gaining marks, and despite the short duration of the study, we could account for permanent mark gaining in two dolphins.

Guiana dolphins live in coastal and estuarine areas where they commonly encounter boats; therefore, a subsequent behavioral response after being photographed seems very unlikely to occur. The violation of this assumption was considered to be improbable as has been found in other studies (Hammond 1990, Read *et al.* 2003).

Dolphins are large mammals with low reproductive and high survival rates and due to the short duration of the study, additions or losses through births and deaths have been assumed unlikely to be important. By restricting the analysis to a one-year period, the possibility of violating the model's assumptions of demographic closure was reduced. The assumption of geographic closure (no emigration or immigration) is more difficult to address since Guiana dolphins are known to occur in areas to the north (Guanabara Bay, Azevedo *et al.* 2004, 2007) and south (Paraty Bay, Lodi and Hetzel 1998) of our study area (fig. 3), and there is potential for migration to and from these waters. To further address this issue, comparisons between the photo-identification catalogues of Sepetiba and Guanabara bays were made and we did not find any matches, despite the relatively short distance between them (~91 km). Comparisons were also made between the photo-identification catalogues of Sepetiba and Paraty bays (distant <40 km); the latter has 508 individual dolphins catalogued so far and 2 individual matches were found between the catalogues (MA Espécie, pers. comm.). This suggests that there could have been some movement of individuals into or out of the area during the course of the study. Nevertheless, the relationship of the dolphins in our

delfines Guiana en la bahía de Babitonga (sur de Brasil) y encontraron un intervalo de confianza de 71–332 individuos. Otros dos estudios que usaron técnicas de captura-recaptura fueron conducidos para esta especie. En el estuario de Cananéia (sureste de Brasil), la población fue estimada entre 290 y 360 animales (Santos y Zerbini 2006). En la bahía de Guanabara (sureste de Brasil), el tamaño poblacional varió de 69 a 75 individuos (Pizzorno 1999).

La curva de descubrimiento no asintótica (siempre aumentando) puede indicar que el esfuerzo de muestreo no fue suficiente para identificar todos o la mayoría de los individuos que usan esa bahía y sugiere que, con nuevas ocasiones de muestreo, nuevos individuos serán identificados. También podría indicar que se está lidiando con una población abierta durante las salidas de campo. Sin embargo, Kendall (1999) encontró que los modelos de población cerrada como los descritos en Otis *et al.* (1978) son válidos aun cuando los supuestos de cerramiento son violados, tales como movilidad aleatoria dentro y fuera del área de estudio. Por lo tanto, acreditamos que nuestros resultados reflejan una estimación precisa del tamaño poblacional de delfines Guiana en la bahía Sepetiba.

La proporción de individuos marcados en esa población (53%) es similar a la registrada para otras especies de delfinidos: 0.53–0.75 para *Stenella longirostris* (Karczmarski *et al.* 2005), 0.56–0.68 para *Tursiops truncatus* (Wilson *et al.* 1999), 0.44 para *Tursiops aduncus* (Chilvers y Corkeron 2003) y 0.66–0.79 para *Sousa chinensis* (Parra *et al.* 2006). Pocos estudios han reportado la proporción de *S. guianensis* marcados. Pizzorno (1999) obtuvo una proporción de 0.82 en la bahía de Guanabara y el autor resalta que este valor alto podría deberse al gran impacto humano que estos delfines tienen que enfrentar en un hábitat extremadamente degradado. Santos y Zerbini (2006) registraron una proporción de 0.27 de animales marcados en el estuario de Cananéia.

Este estudio fue diseñado para cumplir los supuestos de una población cerrada usando la técnica de captura-recaptura. La validación de los supuestos en los métodos de captura-recaptura es crítico para proveer estimaciones no sesgadas de una población.

Mientras que la pérdida y retención de marcas puede ser un factor de sesgo, nosotros usamos exclusivamente marcas que son ampliamente consideradas de larga duración (muescas y otras mutilaciones en el borde de la aleta dorsal) (Wilson *et al.* 1999) para identificar individuos y podemos considerar que la pérdida de marcas no es importante en nuestro estudio. Sin embargo, durante el análisis siempre se tuvo en cuenta la posibilidad de que los animales pudiesen obtener nuevas marcas, y a pesar de la corta duración de nuestro estudio, se pudo registrar que dos delfines adquirieron nuevas marcas permanentes.

Los delfines Guiana viven en áreas costeras y de estuario donde frecuentemente se encuentran con barcos; por lo tanto, una subsecuente respuesta de comportamiento después de haber sido fotografiados parece muy difícil de ocurrir. La

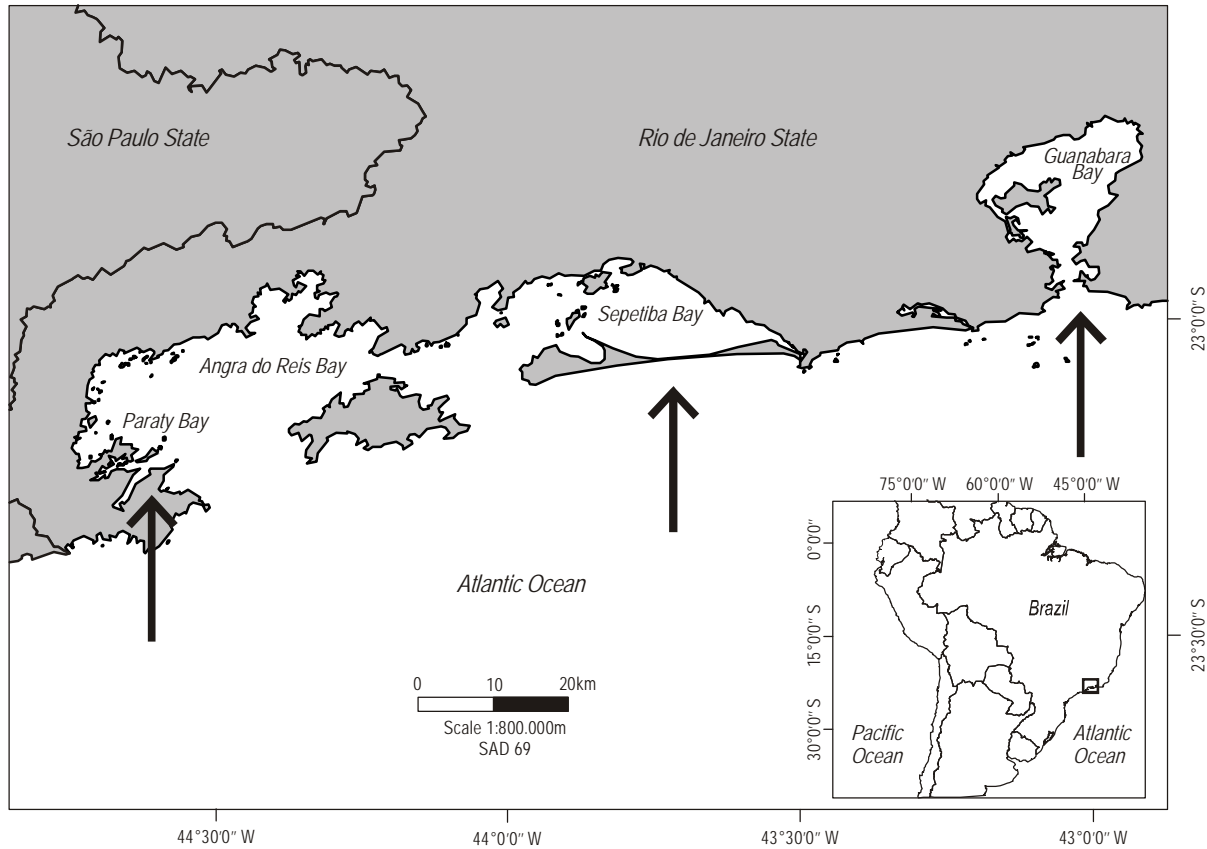


Figure 3. Map of the southern Rio de Janeiro coastline showing the geographic location of the three bays (black arrows) that harbor *Sotalia guianensis* populations.

Figura 3. Mapa de la costa sur de Río de Janeiro que muestra las localizaciones geográficas de las tres bahías (flechas negras) donde habitan las poblaciones de *Sotalia guianensis*.

study area to those in the Paraty region is still unclear and we suspect that the low number of matches does not greatly affect the assumption of geographic closure. A more comprehensive understanding of movements into and out of our study area, individual ranging patterns, habitat relationships, population connectivity, and stock structure, using photo-identification and other techniques, is needed in both areas. Further studies would allow us to address these questions and account for impacts on abundance estimates and also to place our estimate in a more precise ecological context.

Regarding the assumption of equal capture probability for all individuals, it is very unlikely to occur in natural populations due to variability at the individual level that can influence their probability of being captured (Hammond 1986, Durban and Elston 2005). Such variation can come from individual dolphins behaving differently towards the boat (being attracted to or avoiding it) or from individuals or groups exhibiting habitat fidelity, which can introduce heterogeneity on sampling. This assumption was relaxed in three of the five estimators used, and we believe they represent the more unbiased results of population size of Guiana dolphins in Sepetiba Bay.

violación de este supuesto fue considerada improbable así como lo ha sido en otros estudios (Hammond 1990, Read *et al.* 2003).

Los delfines son grandes mamíferos con baja tasa reproductiva y altas tasas de supervivencia y debido a la corta duración del presente estudio, las adiciones o pérdidas por nacimientos y muertes se pueden suponer como de poca importancia. Al restringir el análisis a un periodo de un año, la posibilidad de violar los supuestos de cierre demográfico fue reducida. El supuesto de cierre geográfico (sin emigración o inmigración) es más difícil de cumplir debido a que se sabe que los delfines Guiana se encuentran al norte (bahía de Guanabara, Azevedo *et al.* 2004, 2007) y al sur (bahía de Paraty, Lodi y Hetzel 1998) de nuestra área de estudio (fig. 3), y hay una migración potencial hacia y desde esas aguas. Para evaluar este asunto, se hicieron comparaciones entre los catálogos de foto-identificación de las bahías de Sepetiba y Guanabara y no se encontró ningún animal en común, a pesar de la corta distancia entre esas dos bahías (~91 km). También se hicieron comparaciones entre los catálogos de foto-identificación de la bahía de Sepetiba y de la de Paraty (separadas por menos de 40 km), que cuenta con

The results of this study indicate that, at present, Sepetiba Bay is sustaining the largest population reported for the distribution of Guiana dolphin. When compared to the relative low numbers of other *S. guianensis* populations, the importance of this area as a critical habitat for this species is even greater. Sepetiba Bay is surrounded by fast-growing cities and is subject to increasing urban development, tourism, and fishing activities. The bay houses two important harbors and several industries are rapidly growing in the surrounding areas. Guiana dolphins use exclusively coastal habitats, making them extremely exposed to anthropogenic disturbances such as boat traffic, pollution, over-fishing, and habitat degradation. So there is a great concern that as human activities increase, dolphin injuries and threats will increase as well. The long-term effects of anthropogenic activities on the survival of this species are still unknown. Nevertheless, correct management and continued monitoring efforts are essential to ensure the preservation of the largest Guiana dolphin population known. We hope these results will serve as a baseline for future mark-recapture population assessments and form a benchmark for further studies conducted in this region, which are fundamental to fill gaps in our understanding of this species throughout its distribution.

ACKNOWLEDGEMENTS

This study was supported by Fundação O Boticário. We are indebted to Instituto Aqualie for allowing the use of equipment, to R Silva for his invaluable manoeuvring skills, and to S Moreira for the maps. We sincerely appreciate all the help provided by M Espécie, R Tardin, E Correa, N Fernandes, C Castro, F Torres, and eco-volunteers with field work. We thank JP Torres and A Carvalho for review comments and contributions to this manuscript.

REFERENCES

- Akaike H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: Petrov BN, Csaki F (eds.), Second International Symposium on Information Theory. Akademiai Kiado, pp. 267–281.
- Alexander HM, Slade NA, Kettle WD. 1997. Application of mark-recapture models to estimation of the population size of plants. *Ecology* 78: 1230–1237.
- Azevedo AF, Lailson-Brito Jr. J, Cunha HA, Van Sluys M. 2004. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *J. Cetacean Res. Manage.* 6: 265–268.
- Azevedo AF, Oliveira AM, Viana SC, Van Sluys M. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *J. Mar. Biol. Assoc. UK* 87: 201–205.
- Borges HV. 1990. Dinâmica sedimentar da Restinga da Marambaia e Baía de Sepetiba. MSc thesis, Universidade Federal do Rio de Janeiro, 90 pp.
- Burnham KP, Overton WS. 1979. Robust estimation of population size when capture probabilities vary among animals. *Ecology* 60: 927–936.
- más de 508 individuos hasta el momento, y se encontraron 2 individuos en común entre los dos catálogos (MA Espécie, com. pers.). Esto sugiere que pudo haber ocurrido algún movimiento de individuos dentro y fuera del área durante nuestro estudio. Sin embargo, la relación de los delfines de nuestra área de estudios y de aquellos en la región de Paraty todavía no es clara, y nosotros sospechamos que el pequeño número de animales coincidentes en las dos bahías no debe afectar en gran escala el supuesto de cierre geográfico. Un entendimiento más profundo de los movimiento dentro y afuera de nuestra área de estudio, los patrones individuales de movilidad, las relaciones con el hábitat, la conectividad poblacional y la estructura de la población, mediante el uso de foto-identificación y otras técnicas, son muy necesarios en las dos áreas. Estudios futuros permitiran evaluar estas preguntas, tomar en cuenta los impactos en la estimación de abundancia y además poner nuestra estimación en un contexto ecológico más preciso.
- Con relación al supuesto de igual probabilidad de captura de todos los individuos, es muy improbable que ocurra en poblaciones naturales debido a la variabilidad a nivel individual que puede influir en sus probabilidades de ser capturados (Hammond 1986, Durban y Elston 2005). Tal variación puede venir de delfines individuales que se comportan de manera diferente frente a un barco (siendo atraídos o evitándolo) o de individuos o grupos que exhiben fidelidad de hábitat, lo cual puede introducir heterogeneidad en el muestreo. Ese supuesto fue relajado en tres de los cinco estimadores que usamos, y nosotros acreditamos que representan los resultados menos sesgados del tamaño poblacional de delfines Guiana en la bahía de Sepetiba.
- Los resultados del presente estudio indican que, en el presente, la bahía de Sepetiba sostiene la población más grande registrada para el delfín Guiana en toda su distribución. Cuando comparada con los bajos números de otras poblaciones de *S. guianensis*, la importancia de esta área como un hábitat crítico para la especie es aún mayor. La bahía de Sepetiba está cercada por ciudades con rápido crecimiento y está sujeta al creciente desarrollo urbano, el turismo y las actividades de pesca. La bahía abriga dos puertos importantes, y diversas industrias en sus cercanías están creciendo rápidamente. Los delfines Guiana usan exclusivamente los hábitats costeros, y esto hace que estén extremadamente expuestos a los disturbios antropogénicos como el tráfico de barcos, polución, sobrepesca y degradación del hábitat. Por lo tanto, hay gran preocupación de que con el aumento de las actividades humanas, las heridas y amenazas a los delfines aumenten igualmente. Todavía no se conocen los efectos de largo plazo de las actividades antropogénicas en la supervivencia de esta especie. Sin embargo, el correcto manejo y la continuación de los esfuerzos de seguimiento son esenciales para asegurar la preservación de la población más grande de delfines Guiana ya conocida. Se espera que estos resultados sirvan de base para futuros estudios poblacionales de captura-recaptura y que sea un marco

- Burnham KP, Anderson DR. 1992. Data-based selection of an appropriate biological model: The key to modern data analysis. In: McCulloch DR, Barrett RH (eds.), *Wildlife 2001: Populations*. Elsevier Applied Science, pp. 16–30.
- Calambokidis J, Steiger GH, Cabbage JC, Balcomb KC, Ewald C, Kruse S, Wells R, Sears R. 1990. Sightings and movements of blue whales off central California 1986–88 from photo-identification of individuals. *Rep. Int. Whaling Comm.* 40: 343–348.
- Chao A, Lee SM, Jeng SL. 1992. Estimating population size for capture-recapture data when capture probabilities vary by time and individual animal. *Biometrics* 48: 201–216.
- Chilvers BL, Corkeron PJ. 2003. Abundance of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off Point Lookout, Queensland, Australia. *Mar. Mamm. Sci.* 19: 85–95.
- Cormack RM. 1968. The statistics of capture-recapture. *Oceanogr. Mar. Biol.* 6: 455–506.
- Cremer MJ, Hardt FAS, Tonello Jr. AJT. 2006. Estimativas de abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis* na Baía de Babitonga, sul do Brasil. In: Siciliano S, Borobia M, Barros NB, Marques F, Trujillo F, Flores PAC (eds.), *Workshop on Research and Conservation of the Genus Sotalia*, Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. Edil Artes Gráficas, Rio de Janeiro, p. 41.
- Darroch JN. 1958. The multiple recapture census. I. Estimation of a closed population. *Biometrika* 45: 343–359.
- Durban JW, Elston DA. 2005. Mark-recapture with occasion and individual effects: Abundance estimation through Bayesian model selection in a fixed dimensional parameter space. *J. Agric. Biol. Environ. Stat.* 10: 291–305.
- Fairfield CP. 1990. Comparison of abundance estimation techniques for the western North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). *Rep. Int. Whaling Comm.* 40: 119–126.
- Flach L, Flach PA, Chiarello AG. 2008a. Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin (*Sotalia guianensis* van Beneden, 1864) in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *J. Cetacean Res. Manage.* 10: 31–36.
- Flach L, Flach PA, Chiarello AG. 2008b. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *Mar. Mamm. Sci.* 24: 503–515.
- Flores PAC. 2002. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*. In: Perrin WF, Wursig B, Thewissen GM (eds.), *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, pp. 1267–1269.
- Gormley AM, Dawson SM, Slooten E, Brager S. 2005. Capture-recapture estimates of Hector's dolphin abundance at Banks Peninsula, New Zealand. *Mar. Mamm. Sci.* 21: 201–216.
- Gubbins CM, Caldwell M, Barco SG, Rittmaster K, Bowles N, Thayer V. 2003. Abundance and sighting patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at four northwest Atlantic coastal sites. *J. Cetacean Res. Manage.* 5: 141–147.
- Hammond PS. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Rep. Int. Whaling Comm.* 36: 253–282.
- Hammond PS. 1990. Capturing whales on film - estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mamm. Rev.* 20: 17–22.
- Hammond PS, Mizroch SA, Donovan GP. 1990. Individual recognition of cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *International Whaling Commission*, Cambridge, 440 pp.
- Huggins RM. 1989. On the statistical analysis of capture experiments. *Biometrika* 76: 133–140.
- Jolly GM. 1965. Explicit estimates from capture-recapture data with both dead and immigration-stochastic model. *Biometrika* 52: 225–247.
- para futuras investigaciones conducidas en esa región, que son fundamentales para llenar los vacíos en el entendimiento de esta especie a lo largo de su distribución.

AGRADECIMIENTOS

Ese estudio tuvo soporte de la Fundação O Boticário. También estamos en deuda con el Instituto Aqualie por permitir el uso del equipo, con R Silva por sus habilidades en manejar el barco y con S Moreira por su ayuda con los mapas. También apreciamos mucho la ayuda de M Espécie, R Tardin, E Correa, N Fernandes, C Castro, F Torres y eco-voluntarios en el trabajo de campo. Nos gustaría agradecer a JP Torres y A Carvalho por sus comentarios y contribuciones al revisar este manuscrito.

- Karczmarski L, Wursig B, Gailey G, Larson KW, Vanderlip C. 2005. Spinner dolphins in a remote Hawaiian atoll: Social grouping and population structure. *Behav. Ecol.* 16: 675–685.
- Karez CS, Magalhães VF, Pfeiffer WC. 1994. Trace metal accumulation by algae in Sepetiba Bay, Brazil. *Environ. Pollut.* 83: 351–356.
- Kendall WL. 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology* 80: 2517–2525.
- Krebs CJ. 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin Cummings, Menlo Park, 624 pp.
- Lailson-Brito J, Dorneles PR, Azevedo-Silva CE, Azevedo AF, Vidal, LG, Zanelatto RC, Lozinski CPC, Azeredo A, Fragoso ABL, Cunha HA, Torres JPM, Malm O. 2010. High organochlorine accumulation in blubber of Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, from Brazilian coast and its use to establish geographical differences among populations. *Environ. Pollut.* 158: 1800–1808.
- Lodi L, Hetzel B. 1998. Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Ilha Grande, Rio de Janeiro. *Bioikos* 12: 26–30.
- Machado ABM, Martins CS, Drummong GM. 2005. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte. 157 pp.
- Magalhães VF, Carvalho CEV, Pfeiffer WC. 2001. Arsenic contamination and dispersion in the Engenho Inlet, Sepetiba Bay, SE Brazil. *Water, Air, Soil Pollut.* 129: 83–90.
- Mares MA, Streilein KE, Willig KE. 1981. Experimental assessment of several population techniques on an introduced population of eastern chipmunks. *J. Mammal.* 62: 315–328.
- Marques AN, Moraes RBC, Maurat MC. 2002. *Poluição Marinha*. In: Pereira RC, Soares-Gomes A (eds.), *Biologia Marinha*. Interciência Editora, pp. 311–334.
- Mazzoil M, McCulloch SD, Defran RH, Murdoch ME. 2004. Use of digital photography and analysis of dorsal fins for photo-identification of bottlenose dolphin. *Aquat. Mamm.* 30: 209–219.
- Nery MF, Espécie MA, Simão SM. 2008a. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Rev. Bras. Zool.* 25:182–187.
- Nery MF, Espécie MA, Simão SM. 2008b. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) injuries as a possible indicator of fisheries interaction in southeastern Brazil. *Braz. J. Oceanogr.* 56: 313–316.

- Otis DL, Burnham K, White GC, Anderson DR. 1978. Statistical inference from capture data on closed animal populations. *Wildl. Monogr.* 62: 3–135.
- Parra GJ, Corkeron PJ, Marsh H. 2006. Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 129: 167–180.
- Pizzorno JLA. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de fotoidentificação. MSc thesis, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 47 pp.
- Read AJ, Urian KW, Wilson B, Waples DM. 2003. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina. *Mar. Mamm. Sci.* 19: 59–73.
- Rexstad E, Burnham K. 1991. User's Guide for Interactive Program Capture. Colorado State University, Fort Collins, 29 pp.
- Santos MCO, Zerbini AN. 2006. Abundance estimates of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. In: Siciliano S, Borobia M, Barros NB, Marques F, Trujillo F, Flores PAC (eds.), Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*, Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brazil. Edil Artes Gráficas, Rio de Janeiro, p. 51.
- Schnabel ZE. 1938. The estimation of the total fish population of a lake. *Am. Math. Mon.* 45: 348–352.
- Schumacher FX, Eschmeyer RW. 1943. The estimation of fish populations in lakes or ponds. *J. Tennessee Acad. Sci.* 18: 228–249.
- Seber GAF. 1982. The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters. Macmillan Publishing, New York, 654 pp.
- Secchi E. 2010. *Sotalia fluviatilis*. IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Downloaded on 04 January 2011.
- Silva VMF, Best RC. 1994. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: Ridgway SH, Harrison R (eds.), Handbook of Marine Mammals: The First Book of Dolphins. Academic Press, London, pp. 43–49.
- Urban JR, Alvarez CF, Salinas MZ, Jacobsen J, Balcomb III KC, Jaramillo AL, Guevara PLP, Aguayo AL. 1999. Population size of humpback whale, *Megaptera novaeangliae*, in waters off the Pacific coast of Mexico. *Fish. Bull.* 97: 1017–1024.
- Van Bresse MF, Waerebeek KV, Reyes JC, Félix F, Echegaray M, Siciliano S, di Benedetto APM, Flach L, Viddi F, Avila IC, Herrera JC, Torbón IC, Bolaños-Jiménez J, Moreno IB, Ott PH, Sanino GP, Castineira E, Montes D, Crespo EA, Flores PAC, Haase B, Souza SM, Laeta M, Fragoso ABL. 2007. A preliminary overview of skin and skeletal diseases and traumata in small cetaceans from South American waters. *Lat. Am. J. Aquat. Mamm.* 6: 7–42.
- White GC. 2002. Program MARK. Updated version, 16 December 2002. <<http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>>.
- White GC, Anderson DR, Burnham KP, Otis DL. 1982. Capture-recapture and removal methods for sampling closed population. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, 235 pp.
- Williams AJ, Dawson SM, Slooten E. 1993. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Can. J. Zool.* 71: 2080–2088.
- Wilson B, Hammond PS, Thompson PM. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecol. Appl.* 9: 288–300.
- Würsig B, Jefferson TA. 1990. Methodology of photo-identification for small cetaceans. In: Hammond PS, Mizroch SA, Donovan GP (eds.), Individual Recognition of Cetaceans: Use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. International Whaling Commission, Special Issue 12, pp. 43–52.

*Received June 2011,
received in revised form April 2012,
accepted May 2012.*