

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION  
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Special Report 21  
Informe Especial 21

**INDEPENDENT REVIEW OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN DOLPHIN  
POPULATION ASSESSMENT**

**ANÁLISIS INDEPENDIENTE DE LA EVALUACIÓN DE LAS  
POBLACIONES DE DELFINES EN EL  
OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL**

By-Por

André E. Punt

School of Aquatic and Fishery Sciences, Box 355020, University of Washington,  
Seattle, WA 98195-5020, USA

La Jolla, California, USA

2013

The Antigua Convention, which was negotiated to strengthen and replace the 1949 Convention establishing the Inter-American Tropical Tuna Commission (IATTC), entered into force on 27 August 2010. The IATTC is responsible for the conservation and management of the “stocks of tunas and tuna-like species and other species of fish taken by vessels fishing for tunas and tuna-like species” in the eastern Pacific Ocean, and also for the conservation of “species belonging to the same ecosystem and that are affected by fishing for, or dependent on or associated with, the fish stocks covered by [the] Convention.”

The members of the Commission and the Commissioners are listed in the inside back cover of this report.

The IATTC staff's research responsibilities are met with four programs, the Data Collection and Data Base Program, the Biology and Ecosystem Program, the Stock Assessment Program, and the Bycatch Program and International Dolphin Conservation Program.

An important part of the work of the IATTC is the publication and wide distribution of its research results. These results are published in its Bulletin, Special Report, Data Report series, and papers in outside scientific journals and chapters in books, all of which are issued on an irregular basis, and its Stock Assessment Reports and Fishery Status Reports, which are published annually.

The Commission also publishes Annual Reports and Quarterly Reports, which include policy actions of the Commission, information on the fishery, and reviews of the year's or quarter's work carried out by the staff. The Annual Reports also contain financial statements and a roster of the IATTC staff.

Additional information on the IATTC's publications can be found in its web site.

La Convención de Antigua, negociada para fortalecer y reemplazar la Convención de 1949 que estableció la Comisión Interamericana del Atún Tropical (CIAT), entró en vigor el 27 de agosto de 2010. La CIAT es responsable de la conservación y ordenación de las “poblaciones de atunes y especies afines y otras especies de peces capturadas por embarcaciones que pescan atunes y especies afines” en el Océano Pacífico oriental, así como de la conservación de “especies que pertenecen al mismo ecosistema y que son afectadas por la pesca de especies de peces abarcadas por la ... Convención.”

En la contraportada del presente informe se alistan los miembros de la Comisión y los Comisionados.

Las responsabilidades de investigación del personal de la CIAT son realizadas mediante cuatro programas: el programa de recolección de datos y bases de datos, el programa de biología y ecosistemas, el programa de evaluación de poblaciones, y el programa de captura incidental y el Acuerdo sobre el Programa Internacional para la Conservación de los Delfines.

Una parte importante del trabajo de la CIAT es la publicación y amplia distribución de los resultados de sus investigaciones. Se publican los mismos en sus series de Boletines, Informes Especiales, Informes de Datos, y publicaciones en revistas científicas externas y capítulos en libros, todos de los cuales son publicados de forma irregular, y sus Informes de la Condición de las Poblaciones e Informes de la Situación de las Pesquerías, publicados anualmente.

La Comisión publica también informes anuales y trimestrales, los que incluyen acciones de política de la Comisión, información sobre la pesquería, y resúmenes de trabajo realizado por el personal en el año o trimestre correspondiente. Los informes anuales contienen también un estado financiero y una lista del personal de la CIAT.

Se presenta información adicional sobre las publicaciones de la CIAT en su sitio web.

DIRECTOR  
Guillermo A. Compeán  
HEADQUARTERS AND MAIN LABORATORY—OFICINA Y LABORATORIO PRINCIPAL  
8901 La Jolla Shores Drive  
La Jolla, California 92037-1508, USA  
[www.iattc.org](http://www.iattc.org)

**INTER-AMERICAN TROPICAL TUNA COMMISSION  
COMISIÓN INTERAMERICANA DEL ATÚN TROPICAL**

Special Report 21  
Informe Especial 21

**INDEPENDENT REVIEW OF THE EASTERN PACIFIC OCEAN DOLPHIN  
POPULATION ASSESSMENT**

**ANÁLISIS INDEPENDIENTE DE LA EVALUACIÓN DE LAS  
POBLACIONES DE DELFINES EN EL  
OCÉANO PACÍFICO ORIENTAL**

By-Por

André E. Punt

School of Aquatic and Fishery Sciences, Box 355020, University of Washington,  
Seattle, WA 98195-5020, USA

La Jolla, California, USA  
2013

## CONTENTS

1. Executive Summary .....	3
2. Introduction.....	3
3. Assessment methodology and assumptions.....	3
4. Are sensitivity analyses adequate? .....	4
5. Is there adequate information to estimate current population growth rate? .....	5
6. Alternative hypothesis for the perceived lack of increase .....	5
7. Recommendations for future analyses.....	6
Acknowledgements.....	7
Other references .....	7
Appendix A.....	8
Appendix B.....	9
Appendix C.....	10

## INDICE

1. Resumen Ejecutivo .....	11
2. Introducción .....	11
3. Metodología y supuestos de la evaluación .....	11
4. ¿Son suficientes los análisis de sensibilidad?.....	12
5. ¿Existe información suficiente para estimar la tasa actual de crecimiento de la población? ....	13
6. Hipótesis alternativas sobre la falta de incremento percibida.....	13
7. Recomendaciones para análisis futuros.....	15
Reconocimientos.....	15
Otras referencias .....	16
Anexo A.....	17
Anexo B.....	18
Anexo C.....	19

# INDEPENDENT REVIEW OF THE IATTC'S EPO DOLPHIN POPULATION ASSESSMENT

André E. Punt

## 1. EXECUTIVE SUMMARY

- a. The types of models applied to eastern Pacific Ocean dolphin stocks are appropriate (and consistent with those used for stock assessments of other marine mammals). However, there has been no systematic evaluation of the basis for the assumptions underlying those assessments, and the sensitivity tests conducted (although fairly thorough) are not particularly closely linked to the hypotheses raised for the apparent lack of recovery of these stocks.
- b. If an estimate of trend is required, the most straightforward approach would be to fit a log-linear model to the most-recent few abundance estimates.
- c. A workshop should be conducted to identify (a) a broad set of hypotheses regarding the dynamics of these dolphin stocks, (b) a set of mathematical models which can (to the extent possible) represent them, and (c) what data are available to parameterize the models. A second workshop should be conducted to review the resulting assessment within a framework in which additional analyses can be requested by a Review Panel.
- d. Future reviews of assessments of dolphin stocks would be enhanced if a Terms of Reference document were to be developed.

## 2. INTRODUCTION

Population assessments of various dolphin stocks have been conducted by IATTC staff and other relevant scientists over several years. The outputs of these assessments have explored the state of the stock relative to the thresholds included in the U.S. Marine Mammal Protection Act (MMPA), the maximum and current rate of increase in abundance, and factors which might be hindering the rate of recovery. This review considers the assessment methodology applied to evaluate the status and trends of the eastern stock of spinner dolphin (*Stenella longirostris*) and of the northeastern stock of the spotted dolphin (*S. attenuata*) in the eastern Pacific Ocean (EPO).

The terms of reference for this review are listed in Appendix A, and the documents reviewed are listed in Appendix B. The following sections provide reviewer comments in relation to each of the five terms of reference. The models are based on a variety of data sources, primarily catches and estimates of abundance from line-transect surveys. This review does not review the methods used to estimate catches and abundance.

## 3. ASSESSMENT METHODOLOGY AND ASSUMPTIONS

A variety of assessment techniques have been applied to data for the eastern stock of spinner dolphin and to those for the northeastern stock of spotted dolphin. The simplest analyses involved fitting exponential models (*e.g.*, Wade *et al.* 2002) and smoothing functions (Anonymous 2006) to the abundance data (and testing for a change in exponential slope). Several population dynamics models have been applied to the data for these two stocks. Wade (1991, 1993) applied a "Hitter"-like approach to estimate stock size relative to carrying capacity, while most other assessments have been based on maximum likelihood, penalized maximum likelihood and Bayesian methods. The assessment methods applied to dolphin stocks can be categorized in a variety of ways, for example, by whether the population dynamics are modelled using an age-aggregated model (generally the theta-logistic model) or an age-(stage-)structured population dynamics model and by the method of parameter estimation (maximum likelihood, penalized maximum likelihood, or Bayesian techniques) (Table 1). The advantage of Bayesian (and arguably

penalized likelihood) methods is that auxiliary (or prior) information can be included in analyses.

The basic versions of the population dynamics models assume that the population dynamics parameters have remained constant or have changed to a new value in a pre-specified year. As noted in Table 1, a variety of assumptions have been explored, although none of the models have explored sensitivity to stock structure. Taken together, the past analyses have explored a wide variety of assumptions. However, the exploration of assumptions has not been very systematic (Wade *et al.* (2002) provide the most comprehensive exploration of assumptions). Most of the assessments have used only catch and abundance data based on line-transect surveys. However, other data sources are available, and have been included in some of the assessments.

The most general model structure applied to the two stocks is outlined in Appendix A of Anonymous (2009) and by Hoyle and Maunder (2004). The model structure underlying Appendix A of Anonymous (2009) allows for a general production function, uncertainty [both bias and imprecision] regarding catches, and sampling error associated with the abundance estimates. However, the model in Appendix A of Anonymous (2009) is not fully documented and limited diagnostics are provided. Also, some of the results are unrealistic (*e.g.* Figure A-2 of Anonymous (2009)). The particular problems with Figure A-2 could have been overcome by placing a prior on the plausible extent of change in carrying capacity (that there was a problem with this scenario – a change in carrying capacity – was noted by Anonymous (2009)). Hoyle and Maunder (2004) based their analyses on an age- and stage [colour]-structured population dynamics model fitted to abundance estimates, catch age-composition data, and stage-structured data. The age data are, however, not particularly informative, except regarding the value for natural mortality. However, while allowance is made for process error in Hoyle and Maunder (2004), no allowance is made for uncertainty regarding historical catches (unlike Appendix A of Anonymous (2009)). In addition, only a subset of the biological parameters was considered by Hoyle and Maunder (2004) to be uncertain (the age-at-sexual-maturity was assumed known). Finally, additional variance was modelled as a multiplicative effect by Hoyle and Maunder (2004) (Equation 16), while additive additional variation is more common.

The fits of the baseline versions of the generalized logistic model to the data for eastern spinner dolphins (Figure 3 of Anonymous (2009)) seem adequate, but the fit to the data for northeastern spotted dolphins (Figure 1 of Anonymous (2009)) is mis-specified because the last five data points are all below the model predictions (although the model predictions are all included in the 95% confidence intervals for the data). This suggests that the models on which Appendix A of Anonymous (2009) is based are missing some key feature (or the extent of sampling variation associated with the abundance estimates is under-estimated). The model of Hoyle and Maunder (2004) is able to fit the abundance estimates for northeastern spotted dolphins (their Figure 4), but the time-series used is not as long as that on which the analyses of Anonymous (2009) were based, so it is not possible to evaluate how this approach would have fit the most recent data.

Overall, the types of models applied are appropriate (and consistent with those used for stock assessments of other marine mammals). However (and as will be emphasized below), there has been no systematic evaluation of the basis for the assumptions.

#### **4. ARE SENSITIVITY ANALYSES ADEQUATE?**

As noted above, many combinations of factors have been explored, but to date: (a) several of the proposed hypotheses to explain the current rate of increase are not easily linked to aspects underlying the sensitivity analyses, and (b) sensitivity has not been explored within a single population dynamics model / statistical estimation approach. Furthermore, no sensitivity analyses have explored the implications of spatial- or stock-structure, and whether the postulated boundaries that define the stocks include only one stock of each species. Further comments regarding a way to more fully explore assumptions and the sensitivity of the model outputs to those assumptions are listed in Section E below.

## 5. IS THERE ADEQUATE INFORMATION TO ESTIMATE CURRENT POPULATION GROWTH RATE?

The most recent estimates of absolute abundance are available for 1998, 1999, 2000, 2003 and 2006, with sampling coefficients of variation (CVs) between 0.14-0.23 (northeastern spotted dolphin) and 0.22-0.33 (eastern spinner dolphin). There are two key ways to estimate the recent trend in abundance: (a) fit a population dynamics model over all years for which data are available, and (b) fit a model to recent abundance estimates. The former approach has the advantage that the current and maximum rates of increase, as well as the status of the stocks relative to their unfished levels, can be estimated. However, this approach could be subject to bias owing to model misspecification. Thus, if an estimate of trend is required, the most straightforward approach would be to fit a log-linear model to the most-recent five (or so) abundance estimates. Five abundance estimates is probably the minimum number which could lead to reliable trend estimates. However, sensitivity should be explored to the number of abundance estimates considered in such regressions. I **recommend** using a Bayesian approach in which allowance is made for variance about the abundance estimates in addition to sampling variance (if this is supported by the data), and expressing the rate of increase as a probability density function. Given their magnitude relative to the estimate of abundance, there is no need to account for the recent catches in such a calculation.

It is noteworthy that there have been no estimates of abundance since 2006. I **recommend** that analyses should be undertaken to evaluate the extent to which the posterior credibility intervals for the rate of increase will be reduced were a survey to be conducted during (say) 2012. Additional surveys would provide the best basis to address this question, especially if the population is indeed increasing.

## 6. ALTERNATIVE HYPOTHESES FOR THE PERCEIVED LACK OF INCREASE

Considerable care should be taken when comparing estimates of rate of increase with “expected” rates of increase at low population size because there is limited information to estimate the expected (rather than the theoretically maximum) rate of increase at low population size (in common with the situation for most other animals). Reilly and Barlow (1986) derive relationships between biological parameters and the maximum rate of increase ( $r_{\max}$ ) while Hoyle and Maunder (2004) implicitly impose a prior on the maximum rate of increase by placing bounds on some (but not all) of the biological parameters. However, none of these analyses represent the full range of uncertainty in the form of a prior distribution. This is particularly important because, while there are combinations of parameter values for which the maximum rate of increase could be as high as 9% (*i.e.*, when juvenile and adult survival are both very high), the likely prior probability of this would be fairly low. Ideally a prior distribution for the expected maximum rate of increase should be based on trends in abundance from observations of similar stocks/species at low population size,  $r_0$  (see IWC (2011) for such data for baleen whales). Unfortunately, there do not appear to be observed data on rates of increase for dolphin populations not subject to anthropogenic impacts. Moreover, even the interpretation of observed rates of increase as estimates of  $r_{\max}$  can be challenging because trends in abundance over short time periods may not reflect the expected maximum rate of increase (*e.g.* Cooke 2007).

Many hypotheses have been postulated why the estimated rate of increase does not match that expected from theoretical arguments.

- Dolphin bycatch is higher than reported (Gerrodette and Forcada 2005). Reasons postulated for this hypotheses include: (a) smaller boats which may sometimes set on dolphins, but not have observers; (b) observers do not see all of the net at all times during all sets; (c) some injured dolphins may die later; (d) dead dolphins, when observed, may not always be reported. Lennert-Cody *et al.* (in press) estimate the size of the catch by smaller (unobserved) boats and find that conclusions regarding the status and trends of the populations are robust to taking account of these catches.
- Historical dolphin bycatch has been overestimated so the estimate of  $K$  is an overestimate.

- Unobserved mortality of orphaned calves when lactating females are killed without their calves (Archer *et al.* 2004; Gerrodette and Forcada 2005).
- Chasing and capturing may increase mortality (Gerrodette and Forcada 2005).
- Productivity (generally quantified by the rate of increase in the limit of zero population size and carrying capacity) has declined for some unknown (anthropogenic or environmental) reason.

There is indirect evidence from observations of the proportion of females with calves (Cramer *et al.* 2008) that calf production for both eastern spinner and northeastern spotted dolphins has declined over time, which lends support to some of the above hypotheses. However, the data concerned have yet to be integrated into a model-based assessment.

Many analyses (see Table 1) have explored some of these hypotheses, but this has not been done in a systematic way. The ideal way forward is to develop a modelling framework that is capable of representing all of the various hypotheses. If I was to develop such a framework, I would start with an age- and stage-structured population dynamics model such as that of Hoyle and Maunder (2004) with the following features:

- The analysis would be based on Bayesian methods so that (a) the influence of the data can be quantified by the change between the prior and posterior distributions for key model outputs, and (b) the uncertainty associated with the model outputs can be quantified. Care needs to be taken when developing the prior distributions that they are coherent and that carrying capacity is a stable equilibrium point (see Brandon *et al.* (2007) for how these issues have been addressed in assessments for the Bering-Chukchi-Beaufort Seas stock of bowhead whales).
- Prior distributions would be imposed on the biological parameters of the model.
- The model would be able to fit to all available data sources (indices of abundance, catches, stage proportions, proportion of females with calves, tuna vessel observer data (TVOD)).
- The model would allow key parameters (*e.g.* carrying capacity, survival) to change over time.
- Process error in the dynamics would be considered. Possible ways to include process error are to impose it on natural mortality or fecundity/calf mortality (as is the case at present). Rather than assuming that fecundity/calf mortality is log-normally distributed, this mortality should be modelled using the approach of Taylor *et al.* (in press).
- The model would allow additional mortality to be related to effort or catches.

Analyses would be undertaken for a range of models which capture (to the extent possible) the identified hypotheses. Each analysis would be evaluated for model fit (*e.g.* using posterior predictive distributions) and the analyses which are not rejected on this basis considered as the basis for inference. Wade *et al.* (2002, 2007) and Brandon and Wade (2006) illustrate how Bayesian model selection and model averaging techniques can be applied to evaluate the evidence in favour of different population dynamic hypotheses. Given the limited data, it will also be important to consider retrospective analyses.

## 7. RECOMMENDATIONS FOR FUTURE ANALYSES

The following recommendations related to future analyses arise from this review:

1. The assessments provided by the IATTC staff (*e.g.* Anonymous 2006, 2009) seem to have been conducted very quickly and I found the methods poorly described and insufficient diagnostics provided. A Terms of Reference document for stock assessments should be developed. This document would outline the expectations for what should be included in assessment reports, including how data should be reported, what model outputs are to be provided, and the approaches used to evaluate model fit and model behaviour. Such documents have been developed for assessments of groundfish and coastal pelagic species off the US west coast, and these documents could form the

basis for a Terms of Reference document for eastern Pacific Ocean dolphin assessments.

2. The current approach to evaluating possible hypotheses for the (possible) lack of recovery of the eastern stock of spinner dolphins and of the northeastern stock of the spotted dolphins has tended to be haphazard (see Table 1). The assessments have tended not to start from the set of available hypotheses and developed models to capture those hypotheses within a single modelling framework to allow model selection and model averaging approaches to be applied. A workshop should be conducted to identify (a) a broad set of hypotheses regarding the dynamics of these dolphin stocks, (b) a set of mathematical models which can (to the extent possible) represent them, and (c) what data are available to parameterize the models. A second workshop should be conducted to review the resulting assessment within a framework in which additional analyses can be requested by a Review Panel.
3. A modelling framework based on an age- and stage-structured population dynamics model should be developed within a Bayesian framework so that the available data and hypotheses can be represented in a single model structure.
4. If an estimate of trend is required, the most straightforward approach would be to fit a log-linear model to the most-recent few abundance estimates. Such an analysis should be conducted using a Bayesian approach in which allowance is made for variance about the abundance estimates in addition to sampling variance.
5. Analyses should be undertaken to evaluate the extent to which the posterior credibility intervals for the rate of increase will be reduced were a survey to be conducted during (say) 2012.

### **Acknowledgements**

Mark Maunder (IATTC) provided answers to some technical questions which arose during the review.

### **Other references**

- Archer F, Gerrodette T, Chivers S, and A. Jackson 2004. Annual estimates of the unobserved incidental kill of pantropical spotted dolphin (*Stenella attenuata attenuata*) calves in the tuna purse-seine fishery of the eastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin* 102:233–244.
- Brandon, J. and P.R. Wade. 2006. Assessment of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas stock of bowhead whales using Bayesian model averaging. *Journal of Cetacean Research and Management*. 8: 225-239.
- Brandon, J.R., Breiwick, J.M., Punt. A.E. and P.R. Wade. 2007. Constructing a coherent joint prior while respecting biological bounds: application to marine mammal stock assessments. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1085-1100.
- Cooke, J.G. 2007. The influence of environmental variability on baleen whale sustainable yield curves. Paper SC/N07/MSYR1 presented to the MSYR Workshop, Seattle, USA, 16-19 November 2007 (unpublished). 19pp.
- IWC. 2011. Report of the Third Intersessional Workshop on the Review of MSYR for Baleen Whales. *Journal of Cetacean Research and Management* 12 (Suppl.) 401-411.
- Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D., and M.N. Maunder. In press. A stock-recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. *Fisheries Research* 00: 00-00.

**Table 1.** Overview of the scenarios [sensitivity tests] considered in the past

Scenario	Age-aggregated		Age-structured	
	ML	Bayes	ML	Bayes
Baseline*	X <sup>a,e</sup>	X <sup>a,d,f</sup>	X <sup>b,c</sup>	X <sup>b,c,d</sup>
Logistic production function ( $z = 1$ )	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Uncertainty in catch	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Random error in bycatch	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Alternative catch series based on accounting for mis-reporting by small vessels	X <sup>a,e</sup>			
Pre-specified bias in catch	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Estimated bias in catches	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Process error in surplus production	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Process error in surplus production & logistic production function		X <sup>b</sup>		
Pre-specified levels of $r$ , the intrinsic rate of growth	X <sup>a,e</sup>	X <sup>a</sup>		
Change in $r$ in some years ( <i>e.g.</i> 1993)	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Change in $K$ in some years ( <i>e.g.</i> 1990)	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Annual mortality rate changes with sets		X <sup>d</sup>		

\* Theta-logistic model, time-invariant parameters, known bycatch, no process error  
a: IATTC (2009); b: IATTC (2006); c: Hoyle and Maunder (2004); d: Wade *et al.* (2002); e: Lennert-Cody *et al.* (in press); f: Wade *et al.* (2007)

## Appendix A

### TERMS OF REFERENCE

1. Review the population assessment model methodology, evaluate whether the model assumptions are appropriate, and identify alternative model assumptions.
2. Evaluate whether the sensitivity analyses are adequate and identify alternative sensitivity analyses.
3. Determine whether there is adequate information to estimate the current population growth rate.
4. Evaluate which hypotheses for the perceived lack of increase in abundance are supported by the data.
5. Recommend analyses that are needed to better understand the population assessment model and to evaluate the alternative hypotheses.

## Appendix B

### DOCUMENTS REVIEWED

Anonymous. 2006. Technical Workshop on Calculating  $N_{MIN}$  for the Dolphin Stocks of the Eastern Pacific Ocean. IATTC Special Report 14. 35pp.

Anonymous. 2009. Updated estimate of  $N_{MIN}$  and stock mortality limits. Document SAB-07-05 presented to the 7<sup>th</sup> Meeting of the Scientific Advisory Board of International Dolphin Conservation Program. 12pp.

Cramer, K.L., Perryman, W.L. and T. Gerrodette. 2008. Declines in reproductive output in two dolphin populations depleted by the yellowfin tuna purse-seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* 369: 273-285.

Gerrodette, T. and J. Forcada. 2005. Non-recovery of two spotted and spinner dolphin populations in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 291: 1-21.

Gerrodette, T., Watters, G., Perryman, W. and L. Balance. 2008. Estimates of 2006 dolphin abundance in the Eastern Tropical Pacific, with revised estimates from 1986-2003. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-422. 39pp.

Hoyle, S.D. and M.N. Maunder. 2004. A Bayesian integrated population dynamics model to analyse data for protected species. *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 247-266.

Lennert-Cody, C.E., Rusin, J.D., Maunder, M.N., Delgado, E.D.L. and P.K. Tomlinson. In review. Studying small purse-seine vessel fishing behaviour with tuna catch data: implications for eastern Pacific Ocean dolphin conservation. *Marine Mammal Science*. 00: 00-00.

Lo, N.C.H. and T.D. Smith. 1985. Incidental mortality of dolphins in the Eastern Tropical Pacific, 1959-72. *Fishery Bulletin* 84: 27-34.

Reilly, S.B. and J. Barlow. 1985. Rates of increase in dolphin population size. *Fishery Bulletin* 84: 527-533.

Smith, T.D. and N.C.H. Lo. 1983. Some data on dolphin mortality in the Eastern Tropical Pacific tuna fishery prior to 1970. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-34. 27 pp.

Wade, P.R. 1991. Estimation of historical population size of eastern spinner dolphins. NOAA Administrative Report LJ-91-12. 23pp.

Wade, P.R. 1993. Estimation of historical population size of the eastern spinner dolphin (*Stella longirostris orientalis*). *Fishery Bulletin* 91: 775-787.

Wade, P.R. 1994. Revised estimates of incidental kill of dolphins (Delphinidae) by the purse-seine tuna fishery in the eastern tropical Pacific, 1959-1972. *Fishery Bulletin* 93: 345-354.

Wade, P.R., Reilly, S.B. and T. Gerrodette. Assessment of the population dynamics of the northeastern offshore spotted and the eastern spinner dolphin populations through 2002. NOAA Administrative Report LJ-02-13. 58pp.

Wade, P.R., Watters, G.M., Gerrodette, T. and S.B. Reilly. 2007. Depletion of spotted and spinner dolphins in the eastern tropical Pacific: modelling hypotheses for their lack of recovery. *Marine Ecology Progress Series* 343: 1-14.

Wahlen, B.E. 1985. Incidental dolphin mortality in the eastern tropical Pacific tuna fishery, 1973 through 1978. *Fishery Bulletin* 84: 559-569.

## Appendix C

### BIOGRAPHY

**André E. Punt** is a Professor in the School of Aquatic and Fishery Sciences at the University of Washington, Seattle, USA and currently the Director of the School. He received his B.Sc, M.Sc and Ph.D. in Applied Mathematics at the University of Cape Town, South Africa. Before joining the University of Washington, Dr Punt was a Principal Research Scientist with the CSIRO Division of Marine and Atmospheric Research in Australia. Dr. Punt has been involved in stock assessment and fisheries management for over 25 years and has been recognized for his contributions in this area with awards from CSIRO, the University of Washington, the Australian Society for Fish Biology, and the American Fisheries Society. The research undertaken by Dr. Punt and the MPAM (Marine Population and Management) group at the University of Washington relates broadly to the development and application of fisheries stock assessment techniques, bioeconomic modelling, and the evaluation of the performance of stock assessment methods and harvest control rules using the Management Strategy Evaluation approach. Currently, projects that Dr. Punt is undertaking with his research group include integrating genetic methods with traditional fisheries management approaches, assessment and management methods for data-poor methods, and understanding the impact of climate change and environmental variation on the performance of assessment and management methods. Dr. Punt has conducted stock assessments for a wide range of species, ranging from anchovies and sardines, to groundfish, tunas, and cetaceans. Dr. Punt has published over 240 papers in the peer-reviewed literature, along with over 400 technical reports. He was recently a member of a National Research Council panel on evaluating the effectiveness of fish stock rebuilding in the United States. Dr Punt is currently a member of the Scientific and Statistical Committee of the Pacific Fishery Management Council, the advisory committee for Center for the Advancement of Population Assessment Methodology, the Crab Plan Team of the North Pacific Fishery Management Council, and the Scientific Committee of the International Whaling Commission.

# ANÁLISIS INDEPENDIENTE DE LA EVALUACIÓN DE LAS POBLACIONES DE DELFINES EN EL OPO

André E. Punt

## 1. RESUMEN EJECUTIVO

- a. Los tipos de modelos aplicados a las poblaciones de delfines del Océano Pacífico oriental son apropiados (y consistentes con aquellos usados para las evaluaciones de las poblaciones de otros mamíferos marinos). No obstante, no se ha realizado una evaluación sistemática de las bases de los supuestos en los que se basan estas evaluaciones, y las pruebas de sensibilidad realizadas (aunque bastante exhaustivas) no están particularmente estrechamente vinculadas con las hipótesis propuestas para la falta aparente de recuperación de estas poblaciones.
- b. Si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las estimaciones de abundancia más recientes.
- c. Se debería realizar un taller para identificar (a) un conjunto amplio de hipótesis sobre la dinámica de estas poblaciones de delfines, (b) un conjunto de modelos matemáticos que pueden (al grado posible) representarlos, y (c) cuáles datos están disponibles para parametrizar los modelos. Se debería realizar un segundo taller para analizar la evaluación resultante en un marco en el cual análisis adicionales pueden ser solicitados por un Panel de Revisión.
- d. Revisiones futuras de las evaluaciones de las poblaciones de delfines serían mejoradas si se desarrollase un documento de Términos de referencia.

## 2. INTRODUCCIÓN

Evaluaciones de las poblaciones de varios delfines han sido realizadas por el personal de la CIAT y otros científicos pertinentes a lo largo de varios años. Los resultados de estas evaluaciones han explorado la condición de la población relativa a los umbrales incluidos en la Ley de Protección de Mamíferos Marinos (MMPA) de EE.UU., las tasas máxima y actual de incremento de abundancia, y los factores que podrían estar obstaculizando la tasa de recuperación. La presente revisión considera la metodología de evaluación aplicada para evaluar la condición y las tendencias de la población oriental del delfín tornillo (*Stenella longirostris*) y de la población nororiental del delfín manchado (*S. attenuata*) en el Océano Pacífico oriental (OPO).

En el Anexo A se presentan los términos de referencia de la presente revisión, y en el Anexo B se detallan los documentos analizados. En las secciones siguientes se presentan los comentarios del revisor con respecto a cada uno de los cinco términos de referencia. Los modelos se basan en una variedad de fuentes de datos, principalmente capturas y estimaciones de abundancia de estudios de transectos lineales. La presente revisión no contempla los métodos usados para estimar las capturas y la abundancia.

## 3. METODOLOGÍA Y SUPUESTOS DE LA EVALUACIÓN

Se ha aplicado una variedad de técnicas de evaluación a los datos de la población oriental del delfín tornillo y a aquellos de la población nordoriental del delfín manchado. Los análisis más sencillos implicaron el ajuste de modelos exponenciales (por ejemplo, Wade *et al.* 2002) y funciones de suavización (Anónimo 2006) a los datos de abundancia (y la detección de cambios en la pendiente exponencial). Se han aplicado varios modelos de dinámica poblacional a los datos de estas dos poblaciones. Wade (1991, 1993) aplicó un enfoque tipo « Hitter » para estimar el tamaño de la población relativa a la capacidad de carga, mientras que la mayoría de las otras evaluaciones se han basado en métodos de verosimilitud máxima, verosimilitud máxima penalizada, y bayesianos. Los métodos de evaluación aplicados a las poblaciones de delfines pueden ser categorizados de varias maneras, por

ejemplo, por si la dinámica poblacional es modelada con un modelo con edades agregadas (generalmente el modelo theta-logístico) o un modelo de dinámica poblacional basado en edad (etapa) y por el método de estimación de parámetros (técnicas de verosimilitud máxima, verosimilitud máxima penalizada, o bayesianas) (Tabla 1). La ventaja de los métodos bayesianos (y posiblemente de verosimilitud máxima) es que se puede incluir en los análisis información auxiliar (o previa).

Las versiones básicas de los modelos de dinámica poblacional suponen que los parámetros de la dinámica poblacional han sido constantes o han cambiado a un nuevo valor en un año especificado previamente. Tal como se señala en la Tabla 1, se han explorado una serie de supuestos, aunque ninguno de los modelos ha explorado la sensibilidad a la estructura de la población. Tomados en conjunto, los análisis previos han explorado una amplia variedad de supuestos. No obstante, la exploración de los supuestos no ha sido muy sistemática. (Wade *et al.* (2002) brindan la explicación más exhaustiva de los supuestos). La mayoría de las evaluaciones han usado solamente datos de captura y abundancia basados en estudios de transectos lineales. No obstante, existen otras fuentes de datos, y han sido incluidos en algunas de las evaluaciones.

La estructura de modelo más general aplicada a las dos poblaciones es descrita en el Anexo A de Anónimo (2009) y por Hoyle y Maunder (2004). La estructura de modelo en la que se basa el Anexo A de Anónimo (2009) toma en cuenta una función general de producción, la incertidumbre (tanto por sesgo como por imprecisión) con respecto a capturas, y el error de muestreo asociado a las estimaciones de abundancia. No obstante, el modelo en el Anexo A de Anónimo (2009) no está plenamente documentado y se presentan diagnósticos limitados. Además, algunos de los resultados no son realistas (por ejemplo, la figura A-2 de Anónimo (2009)). Los problemas particulares con la figura A-2 podrían haber sido superados con una distribución previa sobre la extensión plausible del cambio de la capacidad de carga (que existe un problema con este escenario – un cambio de capacidad de carga – fue señalado por Anónimo (2009)). Hoyle y Maunder (2004) basaron sus análisis en un modelo de dinámica poblacional estructurado por edad y etapa [color] ajustado a estimaciones de abundancia, datos de composición por edad de la captura, y datos estructurados por etapa. Los datos de edad no son, sin embargo, particularmente informativos, excepto con respecto al valor de mortalidad natural. No obstante, mientras que se toma en cuenta el error de proceso en Hoyle y Maunder (2004), no se toma en cuenta la incertidumbre con respecto a las capturas históricas (a diferencia del Anexo A de Anónimo (2009)). Además, solamente un subconjunto de los parámetros biológicos fue considerado incierto por Hoyle y Maunder (2004) (se supuso conocida la edad de madurez sexual). Finalmente, la varianza adicional fue modelada como efecto multiplicativo por Hoyle y Maunder (2004) (Ecuación 16), mientras que una variación adicional aditiva es más común.

Los ajustes de las versiones base del modelo logístico generalizado a los datos del delfín tornillo oriental (Figura 3 de Anónimo (2009)) parecen adecuados, pero el ajuste a los datos del delfín manchado nororiental (Figura 1 de Anónimo (2009)) está mal especificado porque los cinco últimos puntos de datos se encuentran todos por debajo de las predicciones del modelo (aunque las predicciones del modelo están todas incluidas en los intervalos de confianza de 95% para los datos). Esto sugiere que los modelos en los que se basa el Anexo A de Anónimo (2009) carecen de algún elemento clave (o el grado de variación de muestreo asociado con las estimaciones de abundancia es subestimado). El modelo de Hoyle y Maunder (2004) es capaz de ajustarse a las estimaciones de abundancia del delfín manchado nororiental (su Figura 4), pero la serie de tiempo usada es menos larga que aquella en la que se basaron los análisis de Anónimo (2009), por lo que no es posible evaluar cómo este enfoque se hubiera ajustado a los datos más recientes.

En general, los tipos de modelos aplicados son apropiados (y consistentes con aquellos usados para las evaluaciones de poblaciones de otros mamíferos marinos). No obstante (y tal como se enfatizará a continuación), no se ha realizado una evaluación sistemática del fundamento de los supuestos.

#### **4. ¿SON SUFICIENTES LOS ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD?**

Tal como se señaló anteriormente, han sido exploradas muchas combinaciones de factores, pero hasta la

fecha: (a) varias de las hipótesis propuestas para explicar la tasa de incremento actual no pueden ser fácilmente vinculadas a aspectos subyacentes de los análisis de sensibilidad, y (b) la sensibilidad no ha sido explorada en el marco de un solo enfoque de modelo de dinámica poblacional / estimación estadística. Además, ningún análisis de sensibilidad ha explorado las implicaciones de la estructura espacial o poblacional, y si los límites postulados que definen las poblaciones incluyen una sola población de cada especie. En la Sección E se presentan comentarios adicionales sobre una forma de explorar más extensamente los supuestos y la sensibilidad de los resultados del modelo a dichos supuestos.

## 5. ¿EXISTE INFORMACIÓN SUFICIENTE PARA ESTIMAR LA TASA ACTUAL DE CRECIMIENTO DE LA POBLACIÓN?

Las estimaciones más recientes de la abundancia absoluta están disponibles para 1998, 1999, 2000, 2003 y 2006, con coeficientes de variación (CV) de muestreo entre 0.14-0.23 (delfín manchado nororiental) y 0.22-0.33 (delfín tornillo oriental). Existen dos formas clave de estimar la tendencia reciente de la abundancia: (a) ajustar un modelo de dinámica poblacional durante todos los años para los cuales se dispone de datos, y (b) ajustar un modelo a las estimaciones de la abundancia reciente. El primer enfoque tiene la ventaja que las tasas de incremento actual y máxima, así como la condición de las poblaciones relativa a sus niveles sin pesca, pueden ser estimadas, pero podría estar sujeto a sesgos debido a una especificación errónea del modelo. Por lo tanto, si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las cinco (más o menos) estimaciones de abundancia más recientes. Cinco estimaciones de abundancia es probablemente el número mínimo que llevaría a estimaciones fiables de la tendencia. No obstante, se debería explorar la sensibilidad al número de estimaciones de abundancia considerado en este tipo de regresión. **Recomiendo** el uso de un enfoque bayesiano en el que se toma en cuenta la varianza alrededor de las estimaciones de abundancia además de la varianza de muestreo (si es que esto es apoyado por los datos), y expresar la tasa de incremento como función de densidad de probabilidad. En vista de su magnitud en relación con la estimación de abundancia, no hay necesidad de tomar en cuenta las capturas recientes en este tipo de cálculo.

Es de notar que no existen estimaciones de abundancia posteriores a 2006. **Recomiendo** que se emprendan análisis para evaluar el grado al cual los intervalos de credibilidad posterior correspondientes a la tasa de incremento serán reducidos si se realizara un estudio durante (por ejemplo) 2012. Estudios adicionales brindarían la mejor base para abordar esta cuestión, especialmente si la población está en efecto creciendo.

## 6. HIPÓTESIS ALTERNATIVAS SOBRE LA FALTA DE INCREMENTO PERCIBIDA

Se debería tomar cuidado considerable al comparar las estimaciones de tasas de incremento con las tasas de incremento « esperadas » con tamaños de población pequeños porque existe información limitada para estimar la tasa de incremento esperada (en lugar de la máxima teórica) con tamaños de población pequeños (al igual que con la mayoría de los animales). Reilly y Barlow (1986) derivan relaciones entre parámetros biológicos y la tasa máxima de incremento ( $r_{\max}$ ) mientras que Hoyle y Maunder (2004) imponen implícitamente una distribución a priori sobre la tasa máxima de incremento al limitar algunos (pero no todos) de los parámetros biológicos. No obstante, ninguno de estos análisis representa la gama entera de incertidumbre en la forma de una distribución a priori. Esto es particularmente importante porque, mientras que existen combinaciones de valores de parámetros para los cuales la tasa de incremento máxima podría alcanzar hasta 9% (o sea, cuando la supervivencia tanto juvenil como adulta es muy alta), la probabilidad a priori verosímil de esto sería bastante baja. Idealmente una distribución a priori para la tasa de incremento máxima esperada debería estar basada en tendencias de la abundancia de observaciones de poblaciones/especies en tamaños de población bajos,  $r_0$  (ver IWC (2011) para datos de este tipo de ballenas barbadas). Desgraciadamente, no parecen existir datos observados sobre las tasas de incremento de poblaciones de delfines no sujetas a impactos antropogénicos. Además, hasta la interpretación de tasas de incremento observadas como estimaciones de  $r_{\max}$  puede ser difícil porque las tendencias de la abundancia durante períodos de tiempo cortos podrían no reflejar la tasa de incremento

máxima esperada (por ejemplo Cooke 2007).

Se han propuesto muchas hipótesis por qué la tasa de incremento esperada no corresponde a aquella esperada basada en argumentos teóricos.

- La captura incidental de delfines es mayor que la reportada (Gerrodette y Forcada 2005). Las razones postuladas para esta hipótesis incluyen: (a) buques pequeños que puedan a veces realizar lances sobre delfines, pero no llevan observadores; (b) los observadores no ven toda la red en todo momento durante todos los lances; (c) algunos delfines heridos mueren posteriormente; (d) delfines muertos observados no son siempre reportados. Lennert-Cody *et al.* (en prensa) estiman el tamaño de la captura por los buques pequeños (no observados) y descubren que las conclusiones con respecto a la condición y las tendencias de las poblaciones son robustas a la inclusión de estas capturas.
- La captura incidental histórica de delfines ha sido sobreestimada por lo que la estimación de  $K$  es una sobreestimación.
- Mortalidad no observada de crías huérfanas cuando hembras lactantes mueren sin sus crías (Archer *et al.* 2004; Gerrodette y Forcada 2005).
- La caza y la captura incrementan la mortalidad (Gerrodette y Forcada 2005).
- La productividad (generalmente cuantificada por la tasa de incremento en el límite de población de tamaño cero y capacidad de carga de tamaño cero) ha disminuido por algún motivo desconocido (antropogénico o ambiental).

Existen pruebas indirectas basadas en observaciones de la proporción de hembras con crías (Cramer *et al.* 2008) que la producción de crías de los delfines tornillo oriental y manchado nororiental ha disminuido a lo largo del tiempo, lo cual apoya algunas de las hipótesis citadas. No obstante, los datos pertinentes todavía no han sido integrados en una evaluación basada en un modelo.

Muchos análisis (ver tabla 1) han explorado algunas de estas hipótesis, pero esto no ha sido llevado a cabo de forma sistemática. La forma ideal de avanzar es desarrollar un marco de modelado que es capaz de representar todas las distintas hipótesis. Si yo desarrollara un marco de este tipo, comenzaría con un modelo de dinámica poblacional por edad y etapa tal como aquel de Hoyle y Maunder (2004), con las siguientes características:

- El análisis se basaría en métodos bayesianos para que (a) la influencia de los datos pueda ser cuantificada por el cambio entre las distribuciones a priori y posterior para los resultados clave del modelo, y (b) la incertidumbre asociada a los resultados del modelo pueda ser cuantificada. Se necesita tener cuidado al desarrollar las distribuciones a priori que sean coherentes y que la capacidad de carga sea un punto de equilibrio estable (ver en Brandon *et al.* (2007) cómo se abordaron estas cuestiones en las evaluaciones de la población de ballenas de Groenlandia de los mares de Bering-Chukchi-Beaufort).
- Las distribuciones a priori serían impuestas sobre los parámetros biológicos del modelo.
- El modelo podría ser ajustado a todas las fuentes de datos disponibles (índices de abundancia, capturas, proporciones por etapa, proporción de hembras con crías, datos de observadores en buques atuneros).
- El modelo permitiría a los parámetros clave (por ejemplo, capacidad de carga, supervivencia) cambiar a lo largo del tiempo.
- Se consideraría el error de proceso en la dinámica. Formas posibles de incluir el error de proceso son imponerla sobre la mortalidad natural o la fecundidad/mortalidad de crías (como es el caso actualmente). En lugar de suponer que la fecundidad/mortalidad de crías está distribuida de forma

logarítmica normal, esta mortalidad debería ser modelada usando el método de Taylor *et al.* (en prensa).

- El modelo permitiría que la mortalidad adicional esté relacionada con esfuerzo o capturas.

Se realizarían análisis para una gama de modelos que capturan (al grado posible) las hipótesis identificadas. Se evaluaría para cada análisis el ajuste al modelo (por ejemplo, usando distribuciones predictivas posteriores) y se considerarían como base para la inferencia los análisis que no fuesen rechazados sobre esta base. Wade *et al.* (2002, 2007) y Brandon y Wade (2006) ilustran cómo la selección del modelo bayesiano y las técnicas de promediar modelos pueden ser aplicadas para evaluar las pruebas que apoyan distintas hipótesis sobre la dinámica poblacional. En vista de los datos limitados, será también importante considerar análisis retrospectivos.

## 7. RECOMENDACIONES PARA ANÁLISIS FUTUROS

Las siguientes recomendaciones relacionadas con análisis futuros surgieron de la presente revisión:

1. Las evaluaciones proporcionadas por el personal de la CIAT (por ejemplo, Anónimo 2006, 2009) parecen haber sido realizadas muy rápidamente y los métodos me parecieron inadecuadamente descritos y los diagnósticos proporcionados insuficientes. Se debería desarrollar un documento de términos de referencia para las evaluaciones de poblaciones. Este documento describiría las expectativas de lo que se debería incluir en los informes de evaluación, incluyendo cómo reportar los datos, cuáles resultados se producirán de los modelos, y los enfoques usados para evaluar el ajuste y el comportamiento del modelo. Documentos de este tipo han sido desarrollados para las evaluaciones de peces de fondo y especies pelágicas costeras del litoral occidental de Estados Unidos, y estos documentos podrían formar la base de un documento de términos de referencia para las evaluaciones de los delfines del Océano Pacífico oriental.
2. El enfoque actual la evaluación de posibles hipótesis para la falta (posible) la recuperación de la población oriental del delfín tornillo y de la población nororiental del delfín manchado ha tendido a ser poco sistemático (ver Tabla 1). Las evaluaciones típicamente no han partido del conjunto de hipótesis disponibles y los modelos desarrollados para capturar esas hipótesis en un solo marco de modelado para permitir aplicar enfoques de selección del modelo y promediar modelos. Se debería realizar un taller para identificar (a) un conjunto amplio de hipótesis sobre la dinámica de estas poblaciones de delfines, (b) un conjunto de modelos matemáticos que puedan (al grado posible) representarlos, y (c) cuáles datos están disponibles para parametrizar los modelos. Se debería realizar un segundo taller para analizar la evaluación resultante en un marco en el cual análisis adicionales pueden ser solicitados por un Panel de Revisión.
3. Se debería desarrollar un marco de modelado basado en un modelo de dinámica poblacional por edad y etapa en un marco bayesiano para que los datos e hipótesis disponibles puedan ser representados en una sola estructura de modelo.
4. Si se precisa una estimación de tendencia, el enfoque más sencillo sería ajustar un modelo logarítmico lineal a las estimaciones de abundancia más recientes. Un análisis de este tipo debería ser realizado usando un enfoque bayesiano en el cual se toma en cuenta la varianza alrededor de las estimaciones de abundancia además de la varianza de muestreo.
5. Se deberían realizar análisis para evaluar el grado al cual los intervalos de credibilidad posteriores de la tasa de incremento serían reducidos si se realizara un estudio durante (por ejemplo) 2012.

### Reconocimientos

Mark Maunder (CIAT) proporcionó respuestas a ciertas dudas técnicas que surgieron durante la revisión.

**Otras referencias**

Archer F, Gerrodette T, Chivers S, y A. Jackson 2004. Annual estimates of the unobserved incidental kill of pantropical spotted dolphin (*Stenella attenuata attenuata*) calves in the tuna purse-seine fishery of the eastern tropical Pacific. *Fishery Bulletin* 102:233–244.

Brandon, J. y P.R. Wade. 2006. Assessment of the Bering-Chukchi-Beaufort Seas stock of bowhead whales using Bayesian model averaging. *Journal of Cetacean Research y Management*. 8: 225-239.

Brandon, J.R., Breiwick, J.M., Punt. A.E. y P.R. Wade. 2007. Constructing a coherent joint prior while respecting biological bounds: application to marine mammal stock assessments. *ICES Journal of Marine Science* 64: 1085-1100.

Cooke, J.G. 2007. The influence of environmental variability on baleen whale sustainable yield curves. Paper SC/N07/MSYR1 presented to the MSYR Workshop, Seattle, USA, 16-19 November 2007 (unpublished). 19pp.

IWC. 2011. Report of the Third Intersessional Workshop on the Review of MSYR for Baleen Whales. *Journal of Cetacean Research y Management* 12 (Suppl.) 401-411.

Taylor, I.G., Gertseva, V., Methot, R.D., y M.N. Maunder. En prensa. A stock-recruitment relationship based on pre-recruit survival, illustrated with application to spiny dogfish shark. *Fisheries Research* 00: 00-00.

**Tabla 1.** Resumen de los escenarios [pruebas de sensibilidad] considerados en el pasado

Escenario	Edades agregadas		Por edad	
	ML	Bayes	ML	Bayes
Base*	X <sup>a,e</sup>	X <sup>a,d,f</sup>	X <sup>b,c</sup>	X <sup>b,c,d</sup>
Función logística de producción ( $z = 1$ )	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Incertidumbre en la captura	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Error aleatorio en la captura incidental	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Serie alternativa de capturas basada en consideración de informes erróneos por buques pequeños	X <sup>a,e</sup>			
Sesgo preespecificado en la captura	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Sesgo estimado en las capturas	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Error de proceso en la producción excedente	X <sup>a</sup>	X <sup>a</sup>		
Error de proceso en la producción excedente y función logística de producción			X <sup>b</sup>	
Niveles preespecificados de $r$ , la tasa intrínseca de crecimiento	X <sup>a,e</sup>	X <sup>a</sup>		
Cambio en $r$ en ciertos años (por ejemplo, 1993)	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Cambio en $K$ en ciertos años (por ejemplo, 1990)	X <sup>a</sup>	X <sup>a,d,f</sup>		
Tasa de mortalidad anual cambia con lances			X <sup>d</sup>	

\* Modelo theta-logístico, parámetros invariables con el tiempo, captura incidental conocida, sin error de proceso

a: CIAT (2009); b: CIAT (2006); c: Hoyle y Maunder (2004); d: Wade *et al.* (2002); e: Lennert-Cody *et al.* (en prensa); f: Wade *et al.* (2007)

## Anexo A

### TÉRMINOS DE REFERENCIA

1. Analizar la metodología del modelado de evaluación de poblaciones, evaluar si los supuestos del modelo son apropiados, e identificar supuestos alternativos.
2. Evaluar si los análisis de sensibilidad son adecuados e identificar análisis de sensibilidad alternativos.
3. Determinar si existe información suficiente para estimar la tasa actual de crecimiento de la población.
4. Evaluar cuáles hipótesis sobre la falta percibida de incremento de abundancia son apoyadas por los datos.
5. Recomendar análisis necesarios para comprender mejor el modelo de evaluación de poblaciones y evaluar las hipótesis alternativas.

**Anexo B****DOCUMENTOS ANALIZADOS**

Anónimo. 2006. Technical Workshop on Calculating  $N_{MIN}$  for the Dolphin Stocks of the Eastern Pacific Ocean. IATTC Special Report 14. 35pp.

Anónimo. 2009. Updated estimate of  $N_{MIN}$  and stock mortality limits. Document SAB-07-05 presented to the 7<sup>th</sup> Meeting of the Scientific Advisory Board of International Dolphin Conservation Program. 12pp.

Cramer, K.L., Perryman, W.L. y T. Gerrodette. 2008. Declines in reproductive output in two dolphin populations depleted by the yellowfin tuna purse-seine fishery. *Marine Ecology Progress Series* 369: 273-285.

Gerrodette, T. y J. Forcada. 2005. Non-recovery of two spotted and spinner dolphin populations in the eastern tropical Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series* 291: 1-21.

Gerrodette, T., Watters, G., Perryman, W. y L. Balance. 2008. Estimates of 2006 dolphin abundance in the Eastern Tropical Pacific, with revised estimates from 1986-2003. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-422. 39pp.

Hoyle, S.D. y M.N. Maunder. 2004. A Bayesian integrated population dynamics model to analyse data for protected species. *Animal Biodiversity y Conservation* 27: 247-266.

Lennert-Cody, C.E., Rusin, J.D., Maunder, M.N., Delgado, E.D.L. y P.K. Tomlinson. In review. Studying small purse-seine vessel fishing behaviour with tuna catch data: implications for eastern Pacific Ocean dolphin conservation. *Marine Mammal Science*. 00: 00-00.

Lo, N.C.H. y T.D. Smith. 1985. Incidental mortality of dolphins in the Eastern Tropical Pacific, 1959-72. *Fishery Bulletin* 84: 27-34.

Reilly, S.B. y J. Barlow. 1985. Rates of increase in dolphin population size. *Fishery Bulletin* 84: 527-533.

Smith, T.D. y N.C.H. Lo. 1983. Some data on dolphin mortality in the Eastern Tropical Pacific tuna fishery prior to 1970. NOAA Technical Memorandum NOAA-TM-NMFS-SWFSC-34. 27 pp.

Wade, P.R. 1991. Estimation of historical population size of eastern spinner dolphins. NOAA Administrative Report LJ-91-12. 23pp.

Wade, P.R. 1993. Estimation of historical population size of the eastern spinner dolphin (*Stella longirostris orientalis*). *Fishery Bulletin* 91: 775-787.

Wade, P.R. 1994. Revised estimates of incidental kill of dolphins (Delphinidae) by the purse-seine tuna fishery in the eastern tropical Pacific, 1959-1972. *Fishery Bulletin* 93: 345-354.

Wade, P.R., Reilly, S.B. y T. Gerrodette. Assessment of the population dynamics of the northeastern offshore spotted and the eastern spinner dolphin populations through 2002. NOAA Administrative Report LJ-02-13. 58pp.

Wade, P.R., Watters, G.M., Gerrodette, T. y S.B. Reilly. 2007. Depletion of spotted and spinner dolphins in the eastern tropical Pacific: modelling hypotheses for their lack of recovery. *Marine Ecology Progress Series* 343: 1-14.

Wahlen, B.E. 1985. Incidental dolphin mortality in the eastern tropical Pacific tuna fishery, 1973 through 1978. *Fishery Bulletin* 84: 559-569.

**Anexo C****BIOGRAFÍA**

**André E. Punt** es profesor en el Colegio de Ciencias Acuáticas y Pesqueras en la Universidad de Washington, Seattle (EE.UU.) y actualmente Director del Colegio. Recibió su licenciatura, maestría, y doctorado en matemática aplicada en la Universidad de Ciudad del Cabo, África del Sur. Antes de la Universidad de Washington, el Dr. Punt fue Científico Investigador Principal con la División de Investigación Marina y Atmosférica de CSIRO en Australia. El Dr. Punt lleva más de 25 años en la evaluación de poblaciones y ordenación de la pesca y ha sido reconocido por sus contribuciones en este campo con premios de la Universidad de Washington, Australian Society for Fish Biology, y American Fisheries Society. Las investigaciones emprendidas por el Dr. Punt y el grupo MPAM (Marine Population and Management) en la Universidad de Washington se relacionan en líneas generales al desarrollo y aplicación de técnicas de evaluación de poblaciones de peces, modelado bioeconómico, y la evaluación del desempeño de métodos de evaluación de poblaciones y reglas de control de explotación usando el enfoque de Evaluación de Estrategias de Ordenación. Actualmente, los proyectos que realiza el Dr. Punt con su grupo de investigación incluyen la integración de métodos genéticos con los enfoques tradicionales de ordenación pesquera, métodos de evaluación y ordenación para métodos con escasez de datos, y comprender el impacto del cambio climático y la variación ambiental sobre el desempeño de los métodos de evaluación y ordenación. El Dr. Punt ha realizado evaluaciones de las poblaciones de una amplia gama de especies, desde anchoas y sardinas hasta peces demersales, atunes, y cetáceos. Ha publicado más de 240 trabajos en la literatura revisada por pares, junto con más de 400 informes técnicos. Fue recientemente miembro de un panel del Consejo Nacional de Investigación sobre la evaluación de la eficacia de la reconstrucción de poblaciones de peces en los Estados Unidos. El Dr. Punt es actualmente miembro del Comité Científico y Estadístico del Pacific Fisheries Management Council, el comité asesor del Center for the Advancement of Population Assessment Methodology, el equipo sobre el plan para el cangrejo del North Pacific Fishery Management Council, y el Comité Científico de la Comisión Ballenera Internacional.



## COMMISSIONERS—COMISIONADOS

---

### **BELIZE—BELICE**

James Azueta  
Felicia Cruz  
Abilio Dominguez  
Valerie Lanza

### **CANADA**

Sylvie Lapointe  
Larry Teague

### **CHINA**

### **COLOMBIA**

Paula Caballero  
Juan Carlos Cadena  
Carlos Robles  
Elizabeth Taylor

### **COSTA RICA**

Bernal Alberto Chavarría Valverde  
Xinia Chavez Quiros  
Luis Dobles Ramirez  
Asdrubal Vásquez Nuñez

### **ECUADOR**

Jimmy Martínez Ortiz  
Ramón Montaña Cruz  
Guillermo Morán Velásquez  
Luis Torres Navarrete

### **EL SALVADOR**

Manuel Calvo Benivides  
Hugo Alexander Flores  
Salvador Cokkom Siu Navarro  
Victot Manuel Torres Ruíz

### **EUROPEAN UNION—UNIÓN**

Angeka Martini  
Luis Molledo

### **FRANCE—FRANCIA**

Marie-Sophie Dufau-Richet  
Christine Laurent Monpetit  
Thomas Roche  
Michel Sallenave

### **GUATEMALA**

Hugo Andrés Alsina Lagos  
Bryslie Siomara Cifuentes Velasco  
José Sebastian Marcucci Ruíz  
Carlos Francisco Marín Arriola

### **JAPAN—JAPÓN**

Masahiro Ishikawa  
Kengo Tanaka  
Akima Umezawa

### **KIRIBATI**

### **MÉXICO**

Marío Aguilar Sánchez  
Michel Dreyfus León  
Carlos Gabriel Enriquez Montes  
Raúl Adán Romo Trujillo

### **NICARAGUA**

Steadman Fagoth Müller  
Julio César Guevara  
Danilo Rosales Pichardo  
Armando Segura Espinoza

### **PANAMÁ**

Orlando Bernal  
María Patricia Díaz  
José Antonio Isaza  
Maricel Morales

### **PERÚ**

Luis Roberto Arribasplata Campos  
Gladys Cárdenas Quintana  
Ernesto Enrique Peña Haro

### **REPUBLIC OF KOREA— REPÚBLICA DE COREA**

Jongwha Bang  
Il Jeong Jeong  
Jeongseok Park

### **CHINESE TAIPEI—TAIPEI CHINO**

Hong-Yen Huang  
Chung-Hai Kwoh  
Ted Tien-Hsiang Tsai

### **USA—EE.UU.**

William Fox  
Don Hansen  
Rodney McInnis  
Ed Stockwell

### **VANUATU**

Christophe Emelee  
Roy Mickey Joy  
Dimitri Malvirlani  
Laurent Parenté

### **VENEZUELA**

Alvin Delgado  
Pedro Guerra  
Nancy Tablante

---