

Programa de Estudios de Posgrado

**ANÁLISIS BIOECONÓMICO DE LA PESQUERÍA DE  
SARDINA MONTERREY, *Sardinops sagax caeruleus*  
(Girard, 1854), EN LA COSTA OCCIDENTAL DE BAJA  
CALIFORNIA SUR, MÉXICO**

**T E S I S**

Que para obtener el grado de

**Maestro en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Biología Marina)

p r e s e n t a

**José Alejandro Ramos Rodríguez**

La Paz, B.C.S. Marzo del 2006

## ACTA DE LIBERACION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 12 horas del día 28 del Mes de Febrero del 2006, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"Análisis bioeconómico de la pesquería de sardina monterrey, *Sardinops sagax caeruleus* (Girard, 1854), en la costa occidental de Baja California Sur, México "**

Presentada por el alumno:

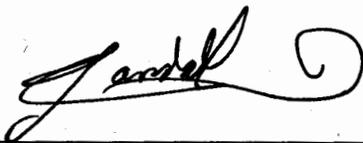
**José Alejandro Ramos Rodríguez**

Aspirante al Grado de MAESTRO EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACION DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACION EN

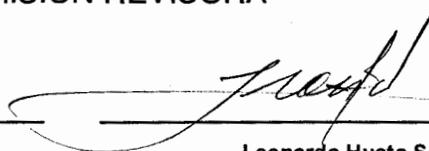
**Biología Marina**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

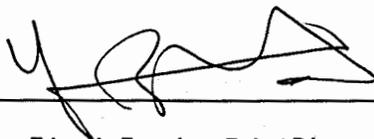
LA COMISION REVISORA



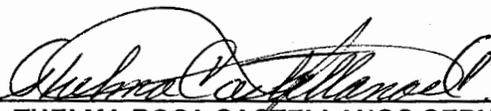
Juan Antonio de Anda Montañez  
DIRECTOR DE TESIS



Leonardo Huato Soberanis  
CO-TUTOR



Eduardo Francisco Balart Páez  
CO-TUTOR



DRA. THELMA ROSA CASTELLANOS CERVANTES,  
DIRECTORA DE ESTUDIOS DE POSGRADO

A quien me da todo, y que muchas veces he olvidado  
y aún renegado, pero que si no fuese por el nunca  
hubiera comenzado esta aventura que es la vida: Dios

A mi papá, que siempre confió en mí y me enseñó  
mucho de lo que me ha definido como persona. Sigo  
lejos de tu sombra pero con la voluntad de alcanzarte.

A mi madre que nunca se ha dado por vencida y que da  
todo por sus hijos incluyendo, en ocasiones, su sonrisa.  
Esto es para ti. Nunca dejes de sonreír.

A Lody, cuya sonrisa, inteligencia y forma de ser me cautivó.  
Tú cambiaste mi forma de sentir el amor, de soñar y crear.  
La vida a tu lado es maravillosa y cada día es una aventura.  
Te amo con todo mi ser.

## **Agradecimientos**

A mi Universidad y sus maestros, a los cuales les debo mucho de lo que me ayudó a formarme y en gran medida me dio las herramientas y perspectiva que tengo ahora. Sigo en deuda para siempre.

Al CONACyT, por la beca 181893 para poder realizar mis estudios de maestría. No lo creo necesario, pero de todos modos lo recalcaré: sin ello esto jamás hubiera pasado. Gracias a los contribuyentes.

Al Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste por la oportunidad de realizar mis estudios de maestría y por permitirme llegar a donde estoy ahora.

A mi director de tesis y sinodales, Antonio de Anda, Leonardo Huato y Eduardo Balart. De todos aprendí mucho, directa o indirectamente. Les agradezco el tiempo, amistad, esfuerzo y dedicación hacia el trabajo y mi persona. Les pido una disculpa por las molestias. Espero también, haberles aportado algo.

A Cristy, gracias por nunca perder la confianza en mí. Nunca dejes de sonreír ni de soñar, por que es todo lo que tenemos. Siempre estaré cuando me necesites, tú ya probaste que estas ahí para mí. Te adoro amiga linda.

A Ruth, gracias por todo el tiempo que compartiste, no lo sientas como perdido, por que al final tenemos recuerdos que valen la pena, me equivoco? Gracias por demostrarme que aún había algo en este corazón.

A Caro, hey Kiddo, espero que ya no te gusten los New Kids. Tu amistad me transformó, créelo. Cuídate mucho y cuida a Saby. Recuerda, aquí esta tu amigo de la G-X y será así mientras tenga vida.

A mis compañeros de maestría, en particular a mis compadres Polo, Camilo, Alberto, Aline, Gaby y Yuyis, gracias a ellos por la amistad y todo lo que pasamos, aligeraron la carga en demasía. No olvido a todos los demás, Tony, Mary, Carlos, Nadia, Alex Olivera, Annie, Lupita, Horacio, Luís, Rosario, Wences, Erika, Minda, Edna, y nunca olvido a Dulce. Gracias todos, aprendí de cada uno e hicieron esto pasadero, divertido e interesante. Perdón si omito a alguien.

A toda la gente que hizo agradable mi estancia en el CIBNOR, en particular a la gente de la biblioteca, Ana Maria, Tony, Esther (gracias por la paciencia con los artículos) y Susana. Siempre hicieron de este lugar un espacio en el que daba gusto estar. No olvido a la gente de posgrado, Betty, Lupita, Claudia, por siempre ayudar con cualquier cosa. Y Horacio y Manuel en el centro de computo, siempre pacientes.

A la gente que nunca ha estado en la disposición de ayudar sino todo lo contrario. A final de cuentas gracias a ustedes valoro la otra parte y me ayuda a aferrarme a lo que creo y a confiar en mis capacidades.

Finalmente, a toda la gente que ha estado en mi vida y me ha mostrado muchos matices de esta. Por cuestión de espacio y tiempo me es difícil mencionarlos a todos. Pero créanme que nunca les olvido y su huella va impresa en mí a cada instante.

## Contenido

<b>Resumen</b> .....	i
<b>Abstract</b> .....	ii
<b>Lista de figuras</b> .....	iii
<b>Lista de tablas</b> .....	iv
<b>1. Introducción</b> .....	1
<b>2. Antecedentes</b>	
2.1 Generalidades del orden Clupeiformes.....	4
2.2 Clupeidos, su importancia en las pesquerías mundiales.....	5
2.3 Fluctuaciones de sardina y anchoveta en las pesquerías.....	7
2.4 Pesca de sardina en el Pacífico mexicano.....	9
2.5 Características de la pesquería de sardina en el Golfo de California.....	10
2.6 Área de estudio	
2.6.1 <i>Ubicación geográfica del complejo Bahía Magdalena</i> .....	16
2.6.2 <i>Pesca de sardina en el complejo</i> .....	17
2.6.3 <i>Especies capturadas por la flota sardinera en Bahía Magdalena</i> .....	18
2.6.4 <i>Aspectos biológico-pesqueros de Sardinops sagax caeruleus</i> .....	19
2.7 Características inherentes a los recursos pesqueros.....	21
2.7.1 <i>Externalidades, costos de exclusión y trampa social en pesquerías</i> .....	21
2.7.2 <i>Altos costos de transacción</i> .....	24
2.7.3 <i>Enfoque de sistemas</i> .....	24
2.8 Enfoque precautorio.....	26
2.8.1 <i>Riesgo</i> .....	27
2.8.2 <i>Incertidumbre</i> .....	28
2.9 Puntos de Referencia en la ordenación pesquera.....	31
<b>3. Objetivos</b>	
3.1 Objetivo general.....	34
3.2 Objetivos particulares.....	34
<b>4. Material y métodos</b>	
4.1 Reclutamiento	

4.1.1 Datos para el análisis.....	35
4.1.2 Ajuste de la ecuación de stock-reclutamiento.....	39
4.1.3 Incorporación de variabilidad ambiental en la ecuación de Ricker.....	41
4.2 Modelo matemático	
4.2.1 Datos para el modelo.....	46
4.2.2 Modelación.....	46
4.2.3 Validación del modelo.....	52
4.2.4 Simulación de diferentes estrategias de manejo de la pesquería.....	52
4.2.5 Análisis de sensibilidad.....	53
4.2.6 Manejo precautorio de la pesquería	
4.2.6.1 Análisis de decisión con probabilidades matemáticas.....	54
4.2.6.2 Criterio bayesiano.....	56
4.2.6.3 Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas.....	56
4.2.7 Efecto de la tasa de descuento sobre el VPN de una pesquería.....	57
4.2.8 Probabilidad de exceder Puntos de Referencia Limite y Objetivo usando simulación MonteCarlo.....	57

## 5. Resultados

5.1 Stock-Reclutamiento	
5.1.1 Ajuste lineal y no lineal a la función de reclutamiento.....	59
5.1.2 Incorporación de las variables ambientales a la ecuación de Ricker.....	61
5.2 Modelo matemático	
5.2.1 Datos de entrada al modelo.....	68
5.2.2 Validación del modelo.....	69
5.2.3 Análisis de sensibilidad.....	73
5.2.4 Análisis de decisión con probabilidades matemáticas.....	74
5.2.5 Decisión con criterio bayesiano.....	75
5.2.6 Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas	
5.2.6.1 Criterio Maximin.....	76
5.2.6.2 Criterio Minimax.....	78
5.2.6.3 Criterio Maximax.....	79
5.2.7 Efecto de diferentes tasas de descuento sobre el VPN.....	80
5.2.8 Probabilidad de exceder PRL´s y PRO´s usando simulación MonteCarlo....	81

## 6. Discusión

6.1 Reclutamiento.....	84
6.1.1 Efectos negativos durante “El Niño”.....	85
6.1.2 Efectos positivos durante “La Niña” .....	88
6.2 Modelo matemático.....	91
6.2.1 Decisión con Mortalidad y Precio.....	92
6.2.2 Variabilidad ambiental.....	92
6.2.3 Efecto de diferentes tasas de descuento.....	94
6.2.4 PRL´s, PRO´s y la pesca de sardina en el complejo Bahía Magdalena.....	95
<b>7. Conclusiones.....</b>	<b>97</b>
<b>8. Literatura citada.....</b>	<b>99</b>
<b>Anexo A.1 – Índice Multivariado del ENSO.....</b>	<b>108</b>
<b>Anexo A.2 – Estadístico de Durbin-Watson .....</b>	<b>110</b>
<b>Anexo A.3 – Simulación MonteCarlo.....</b>	<b>112</b>

## **Resumen**

La pesquería de la sardina monterrey, *Sardinops sagax caeruleus*, en Bahía Magdalena fue modelada usando la simulación de sistemas. Primero se ajustó la ecuación de stock-reclutamiento de Ricker a datos obtenidos de la literatura del área, incorporándole el índice multivariado del ENSO (IME) como variable ambiental; logrando explicar el 55% de la variación encontrada. Dicha ecuación se incorporó a un modelo basado en el método de supervivencia de cohortes, agregando una serie de componentes biológicos, pesqueros y económicos para lograr un modelo con un enfoque bioeconómico. Logrando una representación apropiada del sistema. Corroborando esto último con un Análisis de Varianza, no encontrando diferencias entre la partes simulada y la observada para captura y esfuerzo. Se incorporó incertidumbre en la mortalidad natural, el precio y las condiciones ambientales futuras, y se realizaron proyecciones a 7 años -que equivalen a una generación de sardina- en 5 estrategias de manejo diferentes: acceso abierto, esfuerzo en máximo rendimiento económico ( $f_{MRE}$ ), captura en máximo rendimiento sostenible ( $C_{MRS}$ ), esfuerzo igual al aplicado en el 2004 ( $f_{2004}$ ) y una cuota de captura arbitrariamente asignada a 40,000 toneladas ( $C_{40000}$ ). Todo se expresó en el Valor Presente Neto (VPN) de la pesquería para el periodo simulado. De manera general, se observó que, a pesar de la incertidumbre, las estrategias que involucran una regulación del esfuerzo ( $f_{MRE}$  y  $f_{2004}$ ) son las que ofrecen el mayor VPN. No así las que involucran regulación en la captura, debido a que estas predicen un incremento sustancial en el esfuerzo para lograr el nivel de captura deseado. Al realizar una análisis de riesgo usando simulación MonteCarlo mediante la incorporación de Puntos de Referencia Limite y Objetivo (PRL y PRO) en esfuerzo, captura y renta se observa que las estrategias que ofrecen nula o bajas probabilidades de exceder un PRL y elevadas de alcanzar un PRO, son las que involucran de nueva cuenta regulación en el esfuerzo. Este trabajo es la primera aproximación a la ordenación pesquera de la zona, y se sugiere un mayor trabajo en aspectos como en la obtención de mejores parámetros poblaciones y puntos de referencia, y el uso de una serie de datos mayor en referencia a la relación stock-reclutamiento.

## **Abstract**

The Pacific sardine fishery in Magdalena Bay was modeled with the system simulation approach. Initially, Ricker's stock recruitment equation was fitted to data obtained from the literature of this area. The Multivariate ENSO Index (MEI) was then incorporated as an environmental variable. This explained 55% of the variations. The equation was then incorporated into a model based on the cohort survival method with the addition of biological, fishery, and economic components to the latter model, which was used to create a bio-economic model. This model was an approximate representation of the system, and was corroborated with by Analysis of Variance methodology. We found no significant differences between observed and modeled data for catch and effort. Uncertainty was incorporated with natural mortality and price and environmental fluctuations and conditions. Seven-year projections were computed. The time span of the projections is equivalent to one sardine generation. Five management options were considered in the projections: open access, effort in achieve maximum economic yield ( $f_{MSY}$ ), catch for maximum sustainable yield ( $C_{MSY}$ ), equivalent effort level applied in the year 2004 ( $f_{2004}$ ), and an arbitrary catch quota of 40,000 metric tons ( $C_{40000}$ ). Projections were expressed as the Net Present Value (NPV) of the fishery for the modeled period. Regardless of the uncertainty, the strategies that involved some regulation in the effort level ( $f_{MSY}$  and  $f_{2004}$ ), these yielded the greatest NPV. However, catch quotas strategies, besides the lower NPV, predict a substantial increase in the effort to achieve the desired catch level. A risk analysis, using a Monte Carlo simulation that incorporated Limit and Target Reference Points (LRP, TRP) in effort, catch, and rent was performed. As in the previous case, the strategies that offered low or null probabilities of exceeding a LRP and high probabilities of reaching a TRP are the ones that involved some restriction in effort. This study is the first bio-economic approach for a fishery management plan in this area. These results suggest that more research in population parameters and establishing reference points and better and longer data series related to the stock recruitment relationships would improve the model that was developed.

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Representación de un Engraulido y Clupeido.....	5
<b>Figura 2.</b> Porcentaje del total de captura por género para 1982.....	7
<b>Figura 3.</b> Mapa del noroeste de México.....	11
<b>Figura 4.</b> Localización geográfica del complejo Bahía Magdalena.....	17
<b>Figura 5.</b> Representación de la pesca mediante el arte de cerco.....	18
<b>Figura 6.</b> Imagen de la sardina monterrey, <i>Sardinops sagax caeruleus</i> .....	19
<b>Figura 7.</b> Curva de stock-reclutamiento de Ricker para stock (en miles de toneladas) y reclutas (número de individuos).....	61
<b>Figura 8.</b> Gráficas de las variables ambientales promediadas anualmente.....	62
<b>Figura 9.</b> Ajuste de Stock-Reclutamiento de Ricker sin variabilidad ambiental e incorporando el IME.....	66
<b>Figura 10.</b> Superficie de respuesta para el reclutamiento a partir de la función de Ricker incorporando IME como variable ambiental.....	67
<b>Figura 11.</b> Gráfica con la serie de captura total, captura de sardina monterrey y esfuerzo de la flota sardinera de Bahía Magdalena de 1983 a 2004.....	69
<b>Figura 12.</b> Biomasa observada y calculada por el modelo.....	70
<b>Figura 13.</b> Serie de captura y esfuerzo para los datos observados y los modelados.....	70
<b>Figura 14.</b> Datos observados y modelados derivados del modelo. Se presentan las gráficas para las estrategias $f_{MRE}$ , $C_{MRS}$ , $f_{2004}$ y $C_{40000}$ , y las salidas para captura, esfuerzo y renta. ....	71
<b>Figura 15.</b> Datos observados y modelados derivados del modelo. Se presentan las gráficas con variabilidad ambiental y las salidas para captura, esfuerzo y renta. ....	72
<b>Figura 16.</b> Análisis de sensibilidad para precio, coeficiente de capturabilidad, costo promedio por viaje, parámetro de dinámica de la flota y mortalidad natural.....	73

## Lista de tablas

<b>Tabla I.</b> Captura por año de clupeidos en toneladas, la captura total de especies marinas y el porcentaje de clupeidos.....	6
<b>Tabla II.</b> Especies capturadas en el complejo Bahía Magdalena.....	19
<b>Tabla III.</b> Valores usados como puntos de referencia limite y objetivo en esfuerzo (en número de viajes), captura (toneladas) y renta (en dólares) usados en la simulación.....	58
<b>Tabla IV.</b> Número de individuos por grupo de edad obtenidos del APV.....	59
<b>Tabla V.</b> Datos de stock y reclutamiento obtenidos a partir del APV.....	59
<b>Tabla VI.</b> Resultados del ajuste del modelo de Ricker mediante el procedimiento lineal, así como el no lineal para biomasa contra número de individuos.....	60
<b>Tabla VII.</b> Coeficientes de correlación para las diferentes variables ambientales.....	63
<b>Tabla VIII.</b> Ajustes a la función de Ricker con variabilidad ambiental.....	64
<b>Tabla IX.</b> Parámetros de entrada para el modelo bioeconómico.....	68
<b>Tabla X.</b> Resultados de la prueba de Z de Kolmogorov-Smirnov para normalidad.....	70
<b>Tabla XI.</b> Resultados de la prueba de Levene para homogeneidad de varianzas.....	70
<b>Tabla XII.</b> Resultados del ANOVA para captura y esfuerzo observados y modelados.....	70
<b>Tabla XIII.</b> Tablas de decisión con probabilidades matemáticas.....	74
<b>Tabla XIV.</b> Tablas de decisión usando el criterio bayesiano.....	76
<b>Tabla XV.</b> Tablas de decisión usando el criterio <i>Maximin</i> .....	77
<b>Tabla XVI.</b> Tablas de decisión usando el criterio <i>Minimax</i> .....	78
<b>Tabla XVII.</b> Tablas de decisión usando el criterio <i>Maximax</i> .....	79
<b>Tabla XVIII.</b> Valores del VPN para diferentes tasas de descuento de diversas estrategias de manejo considerando incertidumbre en la mortalidad.....	80
<b>Tabla XIX.</b> Valores del VPN para diferentes tasas de descuento de diversas estrategias de manejo considerando incertidumbre en el precio.....	81
<b>Tabla XX.</b> Probabilidad de exceder los PRL y los PRO para los años 2006, 2008 y 2010, usando la incertidumbre en la mortalidad.....	82
<b>Tabla XXI.</b> Probabilidad de exceder los PRL y los PRO para los años 2006, 2008 y 2010, usando la incertidumbre en el precio.....	82

## **1. Introducción**

La importancia de los clupeoides (orden Clupeiformes) en las pesquerías mundiales es innegable. Constituyen tal vez, el orden al que se le destina mayor esfuerzo pesquero y aporta alrededor del 30% del volumen a nivel mundial para la captura (Allen y Robertson, 1998; Nelson, 1998). Dentro de este orden existen dos géneros de gran importancia, *Sardinops* y *Engraulis*, que aportan en conjunto poco menos de dos tercios del volumen total de captura de clupeidos (Whitehead, 1985; FAO, 2005). Sin embargo, estos como muchos otros recursos pesqueros del mundo presentan oscilaciones temporales en abundancia (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Bakun, 1996; Schwartzlose *et al.*, 1999). A diferencia de algunos recursos, en este orden dichas oscilaciones parecen ser algo que se presenta de manera natural desde hace al menos 2000 años, contándose con paleoregistros que prueban ello (Baumgartner *et al.*, 1992).

A lo largo de la costa de Norteamérica la especie de mayor importancia es la sardina monterrey, *Sardinops sagax caeruleus*. Dicha especie se caracteriza por una alta variabilidad temporal, con un colapso marcado a principios de los años 1950's, que trajo grandes repercusiones sociales y económicas (Radovich, 1982; Wolf, 1992). En nuestro país esta pesquería se restringe a la península de Baja California y el Golfo de California, y tampoco ha estado exenta a estas fluctuaciones, registrando una caída drástica en el Golfo durante las temporadas 1991-92 y 1992-93, con consecuencia económicas graves para la industria sardinera (Félix-Uraga, 1986; De Anda-Montañez, 1992; Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Lluch-Cota *et al.*, 1999). Entre las causas de estas colapsos o disminuciones en abundancia, se propone, son variadas, e incluyen competencia interespecífica, depredación, susceptibilidad a condiciones ambientales, sobrepesca, o bien, una

interacción de todas ellas (Lasker, 1975; Bakun, 1985). De particular énfasis han sido los análisis de stock-reclutamiento, que indican una gran susceptibilidad de las primeras etapas de vida, tanto por interacciones ecológicas, como por el ambiente (Lasker, 1975; De Anda-M. *et al.*, 1994). Se propone que muchos de los colapsos registrados en diferentes stocks se deben principalmente a una sobrepesca que afecta las clases que compondrán el reclutamiento en años subsiguientes (Hilborn y Walters, 1992). La manera de tratar de explicar, y predecir este tipo de eventos es la modelación matemática. Los enfoques utilizados hasta la fecha incluyen el análisis de la parte biológica, ambiental o económica; tratándose éstos separadamente la mayor parte del tiempo, olvidando que estos componentes en realidad interactúan entre sí y no de manera aislada. Un enfoque de modelación que incorpora todos estos subcomponentes es el de la modelación de sistemas, y que considera todos estas partes de manera holística. Una parte importante de este tipo de enfoque es que considera el riesgo y la incertidumbre subyacente a los sistemas biológicos, ambientales o económicos y que pueden ser considerados en la modelación (Francis y Shotton, 1997; Seijo *et al.*, 1997; Seijo *et al.*, 2004).

Dentro de la pesquería de sardina en México, el segundo estado con mayor producción en el país es Baja California Sur (SAGARPA, 2005). Sin embargo la mayoría de los estudios sobre la dinámica de este recurso en el estado se restringen al aspecto biológico (Félix-Uraga, 1986; Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1990; Félix-Uraga, 1992; Félix-Uraga *et al.*, 2004), dejando de lado factores como el ambiente, particularidades sociales o los factores económicos imperantes de la pesquería, que al final, son los que dan como resultado el uso del recurso en el tiempo. Por ello, se considera pertinente el uso de este enfoque para la pesquería de la sardina monterrey en el lugar que hace el mayor aporte de sardina en el estado, el complejo Bahía Magdalena. Los fines a perseguir

son, primero, denotar el estado de la pesquería en la zona además de intentar dilucidar que condiciones ambientales son las que presentan mayor influencia en la especie, y finalmente mediante este enfoque de modelación, con la incorporación de incertidumbre, analizar diferentes estrategias de manejo y representar éstas en término del valor presente neto de la pesquería. Finalmente, se establecerán Puntos de Referencia para la pesquería y se determinarán las probabilidades de exceder estos usando la simulación MonteCarlo. Enfatizando que el presente trabajo presenta un primer acercamiento a la ordenación de la pesquería en la zona, y que se necesita más interacción con los usuarios del recurso para conocer más la problemática y seguir fines más específicos para la pesquería y buscar la sustentabilidad del recurso en el tiempo.

## **2. Antecedentes**

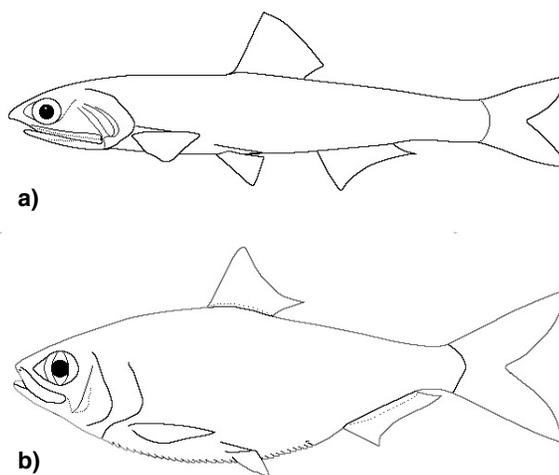
### **2.1 Generalidades del orden Clupeiformes**

Los clupeoides (orden Clupeiformes) son peces generalmente pequeños, plateados, y fácilmente reconocibles por su cuerpo lateralmente comprimido. La mayoría de las especies presentan una quilla de escudetes a lo largo del vientre y una boca terminal pequeña y flexible. Se caracterizan, además, por poseer filamentos branquiales muy finos (Allen y Robertson, 1998; Moyle y Cech, 2000). Las escamas plateadas y el cuerpo comprimido cumplen con la función de reducir la detección por parte de otros peces; las escamas dispersan la luz que viene de la superficie, mientras que el cuerpo comprimido reduce el perfil visible si se les observa por debajo. La boca y los filamentos branquiales son usados para alimentarse de plancton, el cual capturan filtrando el agua. Su dieta principal esta constituida por crustáceos planctónicos y sus larvas, aunque también consumen fitoplancton y otros componentes del zooplancton, característica que les ubica en los niveles inferiores de las tramas tróficas. Este grupo está bien adaptado a la vida en aguas superficiales, tanto de agua dulce como en océanos. Por lo general, se agrega en cardúmenes que llegan a estar constituidos por miles de individuos, y pueden encontrarse inclusive en cuerpos de aguas salobres (Allen y Robertson, 1998; Nelson, 1998; Moyle y Cech, 2000).

Entre sus características físicas, está una sola aleta dorsal localizada sobre la mitad del cuerpo; aleta caudal bifurcada, una aleta anal ubicada cerca de la aleta caudal, aletas pectorales en los costados justo detrás de la cabeza y aletas sin espinas (Allen y Robertson, 1998). Como una característica distintiva del grupo, se menciona, no poseen línea lateral sino que en cambio tienen una serie de canales sensoriales ramificados en

los costados y la parte superior de la cabeza (Whitehead, 1985; Nelson, 1998); poseen además, una conexión de la vejiga gaseosa con el oído interno y la cabeza mediante un divertículo delgado que hace de su sentido de la audición uno de los más agudos y elaborados de los peces (Nelson, 1998; Moyle y Cech, 2000).

Dicho orden esta constituido por 4 familias: Clupeidae (216 especies, conocidos como arenques, sardinas), Engraulidae (139 esp., anchoas, anchovetas), Chirocentridae (2 esp.) y Denticipitidae (1 esp.); comprendiendo un total de 358 especies (Nelson, 1998; Froese y Pauly, 2005). Siendo las dos primeras familias las de mayor importancia económica debido a los altos niveles de captura que aportan (fig. 1).



**Fig. 1.** Representación de un **a)** Engraulido y **b)** Clupeido. (Imágenes tomadas y modificados de Whitehead, 1985; 1988)

## 2.2 Clupeoides, su importancia en las pesquerías mundiales

Ningún otro grupo de peces fuera de los clupeiformes ha sido tan importante para los humanos, quienes los han explotado como alimento, fuentes de aceite, o inclusive como fertilizante (Nelson, 1998). Existen autores que mencionan que este orden capta cerca del 50% del esfuerzo pesquero mundial (Allen y Robertson, 1998), y cerca del 30-40% del peso de todos los peces marinos capturados para los que hay datos registrados

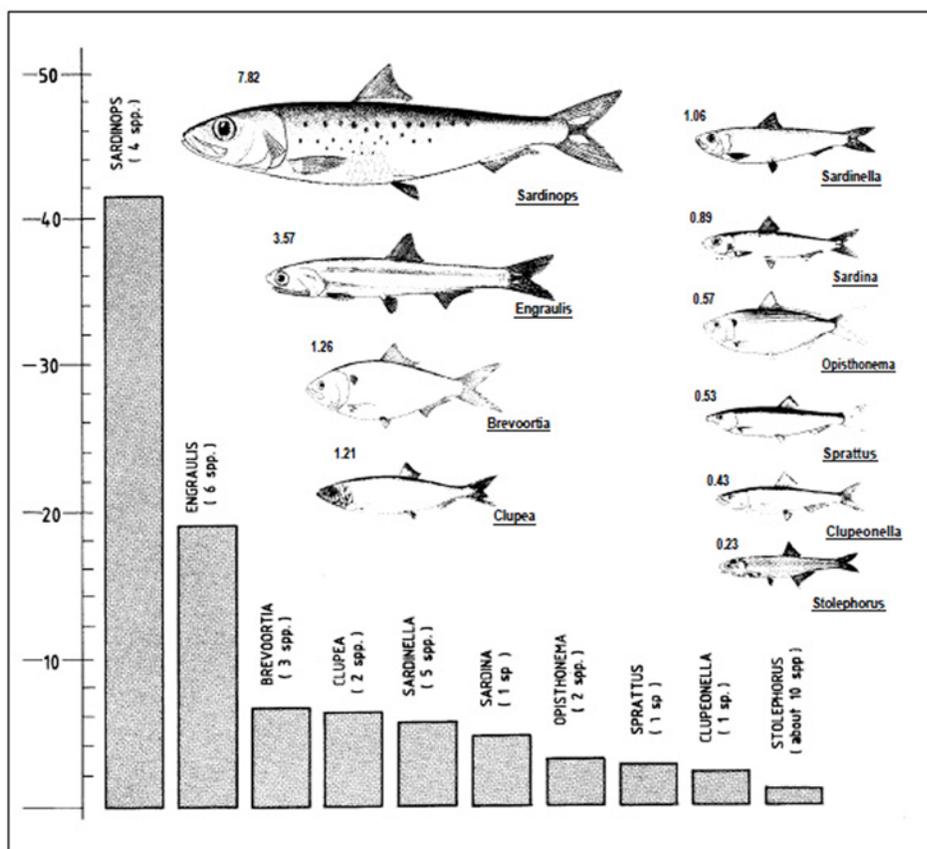
(Nelson, 1998). Whitehead (1985) menciona que para toda la pesca (marina y dulceacuícola) del año 1982, los clupeoides ocuparon el primer lugar con el 17.9% (cerca de 19 millones de toneladas) de la captura total.

Dos géneros en particular, *Sardinops* y *Engraulis*, son de gran importancia debido a dos factores: contribuyen sustancialmente a las pesquerías por sus volúmenes, y a que tienden a coexistir donde se capturan con interacciones entre sí, siendo este tema objetivo del próximo apartado (Lluch-Belda *et al.*, 1989). Whitehead (1985) menciona que para el año de 1982 son 36 especies, distribuidas en 10 géneros las que contribuyen al 90% de la captura total de clupeoides en el mundo. De estos, los dos géneros mencionados contribuyeron con el 60.3%. En la figura 2 se muestra el aporte en porcentaje por género de la captura total de clupeoides para dicho año.

En la actualidad el volumen de captura de este orden comprende aproximadamente el 30% del volumen total de peces marinos a nivel mundial (FAO, 2005). Esta captura es obtenida en su mayoría en zonas relacionadas con surgencias, o bien zonas templadas o de transición trópico-templada (Whitehead, 1985). En la tabla I se presentan la captura para clupeoides y peces marinos para los años 2000 a 2003 en toneladas, así como el porcentaje que representan los primeros con respecto de la captura total obtenida acorde a datos publicados por la FAO (2005).

**Tabla I.** Captura por año de clupeoides en toneladas, la captura total de especies marinas y el porcentaje de clupeoides de ese total. (Datos tomados de FAO, 2005)

<b>Año</b>	<b>Capt. Clup.</b>	<b>Capt. Total.</b>	<b>% Clupeoides</b>
2000	24,894,759	72,699,059	34
2001	20,599,155	70,611,635	29
2002	22,323,380	71,247,535	31
2003	18,938,606	68,305,638	28



**Fig. 2.** Porcentaje (eje de las abscisas) del total de captura por género para 1982. Por encima de la ilustración para cada género se presenta la captura en miles de toneladas ( $\times 10^9$  kilogramos) para dicho año. (Ilustración tomada y modificada de Whitehead, 1985)

### 2.3 Fluctuaciones de sardina y anchoveta en las pesquerías

Una característica inherente a los clupeoides es sin duda alguna, las grandes oscilaciones en abundancia que presentan algunos géneros, en particular *Sardinops* y *Engraulis*, cuya importancia en la captura a nivel mundial se mencionó anteriormente (Whitehead, 1985; Bakun, 1996; Moyle y Cech, 2000). Dichas fluctuaciones en biomasa son algo que parece suscitarse de manera natural entre estas especies, contándose con paleoregistros de escamas en depósitos anaerobios de casi 2000 años de antigüedad que corroboran ello (Baumgartner *et al.*, 1992). Existen, sin embargo, algunas singularidades

que hacen de esto un detalle interesante. El primero es que si bien ambos géneros presentan fluctuaciones, lo hacen de manera alternada en un área geográfica determinada. Esto es, ambos géneros suelen ocupar regiones cercanas o se superponen; y en segundo lugar, cuando la abundancia de un género aumenta, el otro tiende a disminuir su biomasa de manera drástica y viceversa (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Bakun, 1996). Las regiones con las mayores surgencias del mundo (Japón, California, Perú, el Noroeste de África-oeste de Europa, y el Suroeste de África) se encuentran entre las más productivas del mundo en lo que a estos géneros se refiere, y ninguna de ellas está exenta de estos colapsos-recuperaciones de sardina-anchoveta (Lluch-Belda *et al.*, 1989; Lluch-Belda *et al.*, 1992; Bakun, 1996; Schwartzlose *et al.*, 1999). Las posibles explicaciones o las causas que originan dichas fluctuaciones son diversas, e incluyen variables ambientales, competencia interespecífica entre ambos géneros, sobrepesca, o bien un efecto combinado de todas ellas (Radovich, 1982; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Bakun, 1996; Rodríguez-Sánchez *et al.*, 2002). Dichas singularidades hacen que estas especies tengan un alto nivel de incertidumbre en su manejo. Y a pesar de que se ha logrado establecer patrones en escalas grandes de tiempo y espacio, hay una capacidad reducida de pronóstico (Baumgartner *et al.*, 1992; Schwartzlose *et al.*, 1999). También se ha observado una variabilidad interanual asociada a factores ambientales como temperatura, surgencia, corrientes, entre otras variables (Lluch-Belda *et al.*, 1986; Casas-Valdez, 1987), que puede pronosticarse con favorables resultados (De Anda-Montañez, 1992; Cisneros-Mata *et al.*, 1995; De Anda-Montañez y Seijo, 1999). En este último tipo de análisis en particular, son en los que el presente estudio intentará enfocarse. A continuación se expondrá de manera resumida la pesca de sardina en México desde sus inicios, y como la

variabilidad ha afectado la pesquería de sardina en el Golfo de California y algunas de las implicaciones que esto trajo.

## **2.4 Pesca de sardina en el Pacífico mexicano**

La pesca de sardina en aguas mexicanas se inició oficialmente en 1929 frente a las costas de Ensenada e Isla Cedros en Baja California (Félix-Uraga, 1986; Lluch-Belda *et al.*, 1986). Los niveles máximos de captura, obtenidos durante la segunda guerra mundial, alcanzaron 2600 toneladas anuales en estas zonas. Sin embargo, el colapso de la sardina monterrey en California, acaecido en 1952 (Radovich, 1982; Wolf, 1992), también impactó Ensenada y forzó la expansión de la pesquería hacia nuevas zonas, moviéndose esta hacia el sur y comenzando a explotar Bahía Magdalena. Para ese entonces, sólo esta bahía e Isla Cedros eran los lugares de pesca de sardina en México, alcanzando niveles conjuntos de captura cercanos a las 20-30 mil toneladas durante 1953-1960 (Hernández-Vázquez, 1983; Félix-Uraga, 1986; Félix-Uraga, 1992).

En Bahía Magdalena la pesca de sardina se inició en 1955, con la instalación de una planta procesadora en Isla Margarita. En 1964 se instaló otra planta con mayor capacidad de operación en Puerto Adolfo López Mateos, y en 1973 otra más en San Carlos, siendo estas dos últimas las que continúan operando hasta la fecha. La captura en la zona ha sido variable, pero nunca ha colapsado la pesquería. En 1975 se registró un histórico de casi 18,000 toneladas (representando el 25% de la captura de sardina a nivel nacional), superado hasta la década de los 90's y presentándose el registro de captura más alto en el año 2000, con 61,874 toneladas (Félix-Uraga, 1986; SAGARPA, 2005).

A partir de 1967 se inicia la pesca en el Golfo de California, particularmente en el puerto de Guaymas, Son. (Hernández-Vázquez, 1983; Lluch-Belda *et al.*, 1986; Cisneros-

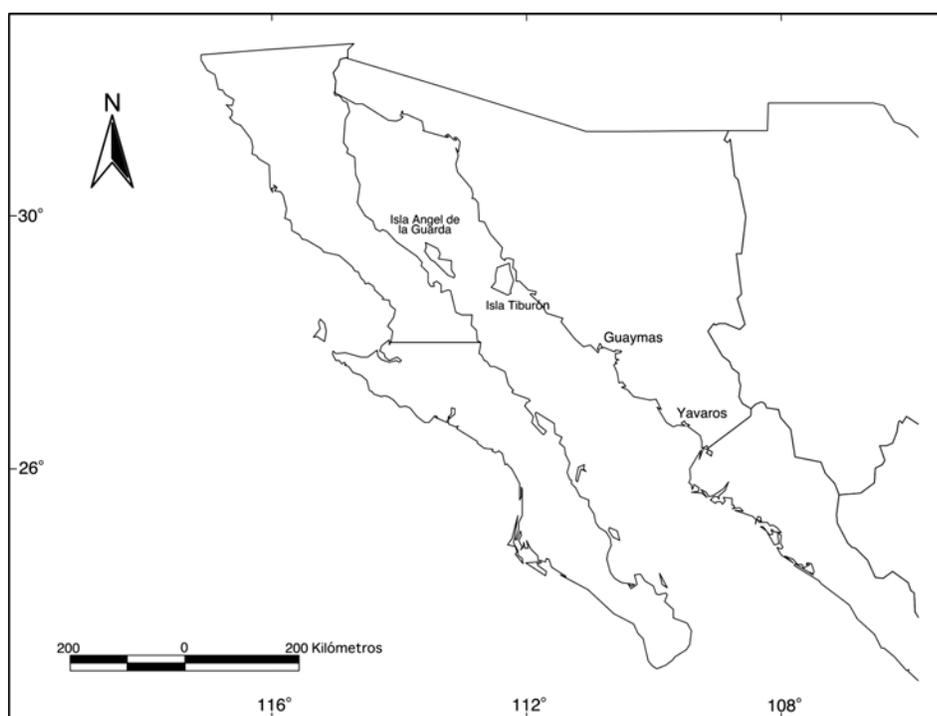
Mata *et al.*, 1995) bastando unos pocos años para que ésta se convirtiera en la principal área de captura de sardina en México, capturando por ejemplo en 1982, el 81% de la captura total nacional (Félix-Uraga, 1986). Aunque dicha tendencia ha venido disminuyendo debido a factores como el incremento del poder de pesca, fluctuaciones poblacionales, etc., reportándose para el año 2003 que esta zona presenta el 68.5% de la pesca total de sardina en el país (SAGARPA, 2005).

Atendiendo a los datos reportados por la SAGARPA del año 2003, la pesca de sardina en México oscila alrededor de las 460 mil toneladas anuales, con el 99.9% de la captura ocurriendo en el Pacífico Mexicano, lo cual representa el 12% del volumen total desembarcado de productos pesqueros del país. En ese rubro Baja California Sur ocupa el segundo lugar nacional en la producción de sardina, sólo por debajo de Sonora, con el 13 y 68.5% de la captura total respectivamente (SAGARPA, 2005).

## **2.5 Características de la pesquería de sardina en el Golfo de California**

El Golfo de California (fig. 3) es un mar semicerrado de casi 1000 km de longitud y entre 100 y 200 km de ancho, delimitado en su parte occidental por la península de Baja California y por los estados de Sonora y Sinaloa en su parte oriental, conectando al Océano Pacífico en su parte sur. Se divide en dos zonas: el alto y el bajo Golfo, siendo el primero mucho más somero (menor a los 200 metros de profundidad) y abarcando una superficie aproximada a un tercio del Golfo. El límite del alto Golfo es dado por las Islas Ángel de la Guarda y Tiburón. El bajo Golfo comprende una serie de cuencas, que oscilan entre los 2000 y 3000 metros de profundidad (Badan-Dangon *et al.*, 1985; Hammann *et al.*, 1988).

La pesca en el Golfo de California, como ya se mencionó, comenzó en 1967 debido a que la pesquería que operaba en Ensenada se vio forzada a cerrar, moviendo todas las embarcaciones hacia el sur, y en particular a esta zona. La capacidad de carga de las embarcaciones en aquel entonces era de entre 40 y 60 toneladas. El periodo de pesca estaba restringido a los meses de invierno, y la extensión de la zona de captura era cerca del puerto de Guaymas, Son. Para 1977, y debido al colapso de la anchoveta peruana, se adquirieron barcos de 120 toneladas de capacidad, y se comenzó a pescar durante los meses de verano con un rango mucho más amplio del inicial, debido entre otras cosas a la capacidad de refrigeración de estos barcos (Lluch-Belda *et al.*, 1986; Cisneros-Mata *et al.*, 1995).



**Fig. 3.** Mapa del noroeste de México. Se observa el Golfo de California, los estados colindantes y las grandes islas que dividen el alto Golfo del bajo Golfo.

El periodo subsiguiente se puede definir como el de una explotación plena del recurso. Cisneros-Mata *et al.*, (1995) y Schwartzlose *et al.*, (1999) mencionan que es a

principio de los 80's cuando se da la expansión plena de la zona de pesca, y se construyen nuevas plantas procesadoras en Guaymas y Yavaros, Sonora. Además se extiende la pesca a prácticamente todo el año y entran nuevas embarcaciones con mayor capacidad de bodega. Los viajes duran en promedio 3 días, y se comienza a usar hidroacústica para la detección de cardúmenes. Los volúmenes de captura alcanzan las 270 mil toneladas en la temporada 1986-87, y las 294 mil en la 1988-89. Sin embargo la captura cae drásticamente para las temporadas 1991-92 (Bakun, 1996). Entre los efectos que se contabilizaron, Lluch-Cota *et al.* (1999) mencionan la pérdida de casi 3000 empleos directos, y prácticamente la mitad de las plantas procesadoras y la flota que operaba. La captura para esa temporada fue menor a las 7000 toneladas, lo que equivale a poco menos del 3% de la captura registrada para las temporadas 1988-89 (Cisneros-Mata *et al.*, 1995; Schwartzlose *et al.*, 1999). Dicha caída duró tan solo dos años, pero si se hubiera atendido a algún indicativo del estado de la pesquería las pérdidas económicas y sus consecuencias sociales hubieran sido, si no evitadas, al menos mitigadas en gran medida. Sin embargo, antes de exponer los trabajos que se han hecho al respecto, se debe de exponer la biología de la sardina en el Golfo de California para entender la relevancia de los mismos trabajos.

La sardina monterrey se distribuye prácticamente por todo el Golfo de California, aunque tiene patrones estacionales bien marcados, con diferencias dependientes del estadio de madurez. De manera general, la sardina monterrey tiene una distribución norte-sur en el golfo; encontrándose en el norte durante los meses de verano y al sur durante el invierno (Lluch-Belda *et al.*, 1986). Dicha distribución obedece a dos factores: *temperatura* y *surgencia*. En el norte, alrededor de la zona de las grandes islas, se encuentra la sardina adulta durante los meses de verano. Se arguye que esto es debido a que en

verano la mayor parte del Golfo es cálido (30-33°C), a excepción de estas zonas, debido al efecto de surgencia por mareas que mantienen condiciones templadas y con un alto nivel de nutrientes la mayor parte del año. Su migración al sur concuerda con un cambio en el patrón de circulación de vientos y temperatura. En invierno el viento tiene una dirección hacia el sur lo que provoca, por efecto de Coriolis, transporte de Ekman, lo que conlleva surgencias en la parte oriental-central del Golfo y, en consecuencia, la presencia de aguas frías (16-20°C). Es en esta época cuando ocurre la reproducción de la sardina monterrey (Sokolov, 1974; Wong, 1974). Así pues, dicho patrón de migración tiene implicaciones biológicas de gran importancia. En primera instancia, si la reproducción tiene lugar en la costa Este en invierno, se esperaría una abundancia de larvas y juveniles en el centro del Golfo y la costa occidental debido al transporte de Ekman. Esta situación ha sido hipotetizada por Sokolov (1974) y Wong (1974), registrando en los meses de primavera y verano la presencia de juveniles con muestreos, y confirmando movimiento de agua superficial (y el posible transporte de larvas y huevos) con imágenes de satélite (Badan-Dangon *et al.*, 1985; Hammann *et al.*, 1988). Además en verano, como se mencionó, el viento sopla en dirección norte, provocando surgencias en la costa occidental, proveyendo así de alimentos a los juveniles, y ayudando en su migración al norte, donde se reúnen con la población adulta en las inmediaciones de las grandes islas. En donde, gracias a la abundancia de alimento, pueden almacenar reservas para la reproducción invernal (Sokolov, 1974; Hammann *et al.*, 1988) que sucede en el sur, cerrando así, el ciclo de la sardina en el Golfo.

Existen algunos trabajos que exponen las posibles causas de la caída acaecida en los años 91-92 (De Anda-Montañez, 1992; De Anda-M. *et al.*, 1994; Cisneros-Mata *et al.*, 1995; De Anda-Montañez y Seijo, 1999) con algunas vicisitudes análogas entre sí, que

podrían explicar los posibles sinergismos entre variables que pudieron tener como salida el colapso.

El trabajo de Cisneros-Mata *et al.* (1995) presenta un análisis de la pesquería de la sardina monterrey en el Golfo de California. En dicho trabajo se analiza la serie de captura y esfuerzo de los años 1969 a 1990, y junto con estimaciones derivadas de un análisis de población virtual –APV-, se obtienen las tendencias de la pesquería del periodo trabajado. Además estos autores hacen un análisis de Stock-Reclutamiento con los resultados del APV, incorporando estos datos al modelo de Shepherd. Entre sus resultados con mayor relevancia se encuentra que los últimos años (1988-90) existe un decremento en la biomasa y el número de reclutas así como de stock parental. Proponen que esto aunado a un incremento en la eficiencia de captura de la flota, y a la interacción con variables ambientales llevó a un decremento tanto de la parentela como de la progenie en esos años, que tuvo su repercusión en la caída de 1991-92.

En el caso de los trabajos presentados por De Anda-Montañez y colaboradores (De Anda-Montañez, 1992; De Anda-M. *et al.*, 1994; De Anda-Montañez y Seijo, 1999), se elabora un análisis bioeconómico que integra factores biológicos y económicos de la pesquería de la sardina en el Golfo para el periodo de 1972 a 1990. Incorporando a este modelo un análisis de stock-reclutamiento con variabilidad ambiental encontrando una relación entre el reclutamiento y el índice de surgencia. De particular importancia es que detecta, para las últimas temporadas valores bajos en el índice de surgencia que tienen un efecto negativo en los reclutas (De Anda-Montañez, 1992; De Anda-M. *et al.*, 1994). En lo que respecta al modelo bioeconómico propiamente (De Anda-Montañez, 1992), este simula el estado de la pesquería en el Golfo y predice que la biomasa, el esfuerzo y rendimiento para los años 1991-92 se verán afectados con decrementos. Esta situación

se correspondió con la realidad, al encontrar la caída de la pesquería en los años 1991 y 1992. Demuestra además que la pesquería se encontraba sobrecapitalizada y sobreexplotada.

Atendiendo a las similitudes presentadas por los trabajos presentados en los párrafos anteriores, tenemos que estos muestran que para los años previos al colapso existía un decremento entre biomasa o número de adultos desovantes y la progenie, que se reflejó directamente entre la captura por unidad de esfuerzo y los ingresos a la pesquería (De Anda-M. *et al.*, 1994; Cisneros-Mata *et al.*, 1995), con una explicación a este decremento de reclutas y parentela a un efecto combinado de ambiente y sobre pesca. Las explicaciones difieren en que, mientras Cisneros-Mata *et al.* (1995) hacen más énfasis en “El Niño” como el factor ambiental de peso, De Anda-M. *et al.* (1994) ponen mayor atención en el índice de surgencia. Sin embargo, como se vio anteriormente, ambos tienen un efecto sobre la sardina en el Golfo. La otra gran discrepancia es que mientras que las conclusiones respecto al estado de la pesquería del primero se basan mucho en un análisis descriptivo-cuantitativo de la serie histórica de captura, los análisis elaborados por De Anda-Montañez (1992) tienen un fundamento en el análisis cuantitativo desde un enfoque multisistémico que incorpora diferentes perspectivas, como son la biológica y económica, sin olvidar la incorporación del efecto del ambiente en la modelación.

Por esta razón se considera adecuado para el presente trabajo usar este mismo tipo de enfoque para modelar el estado de la pesquería de la sardina monterrey en Bahía Magdalena. Cabe mencionar que en este lugar la mayoría de los trabajos realizados hasta el momento tienen un enfoque más del tipo biológico que económico (Hernández-Vázquez, 1983; Félix-Uraga, 1986; Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1990; Félix-Uraga *et*

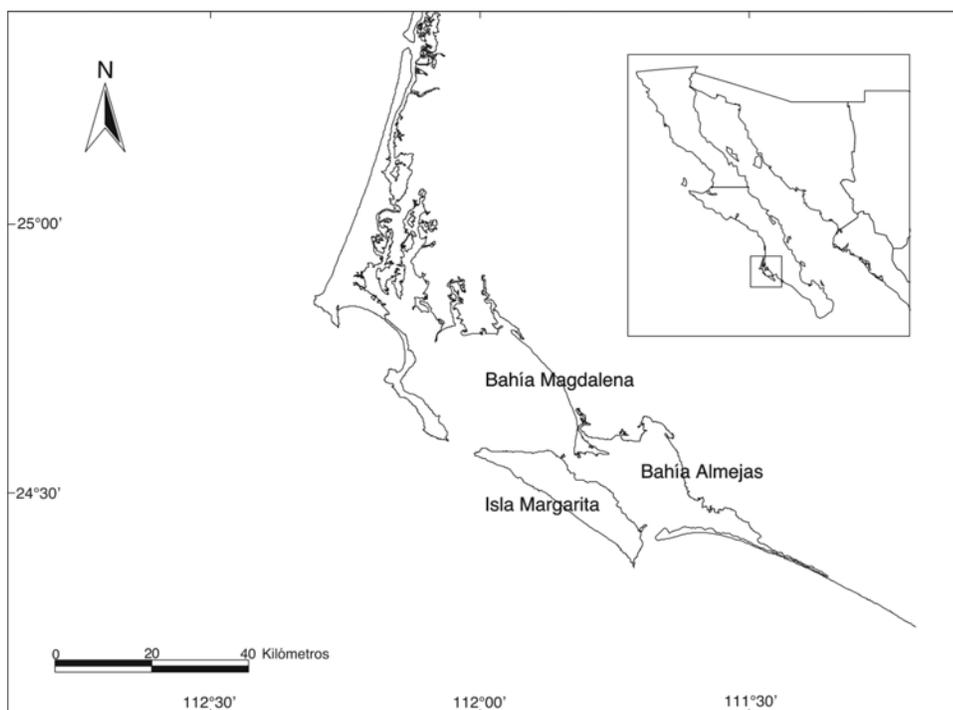
*al.*, 1996; Morales-Bojórquez, 1999; Palomares-García *et al.*, 2003). Estudios que no son demeritados de ningún modo, sino por el contrario, se les espera poder incorporar el factor económico para tener así una perspectiva mucho más amplia del estado de la pesquería en esta zona, e intentar mediante la modelación, encontrar posibles tendencias y en cierta instancia, proponer medidas que pudieran servir para seguir o evitar algún fin dado.

A continuación se hace una breve descripción del área de estudio además de la especie en la que se enfoca el trabajo la sardina monterrey, *Sardinops sagax caeruleus*, y el por qué de escoger esta especie de entre las que se capturan en la Bahía.

## **2.6 Área de estudio**

### **2.6.1 Ubicación geográfica del complejo Bahía Magdalena**

El complejo Bahía Magdalena (fig. 4) se ubica en la porción oeste del estado de Baja California Sur (111°30'-112°14' W, 24°15'-25°40' N), en una zona de transición tropical-templada, y posee una superficie aproximada de 1400 km<sup>2</sup>. Es una laguna costera sin aportes de agua dulce, que se divide en tres regiones: la porción noroeste compuesta de una serie de esteros y canales, de poca profundidad (3.5 mts en promedio); la región central constituida propiamente por Bahía Magdalena, y se conecta al Océano Pacífico por una boca de 4 km de ancho y profundidad media de 38 mts; la región sureste, denominada Bahía Almejas, comunicada al Océano Pacífico por una boca somera que no permite la navegación. (Hernández-Vázquez, 1983; Félix-Uraga, 1986; Palomares-García *et al.*, 2003).

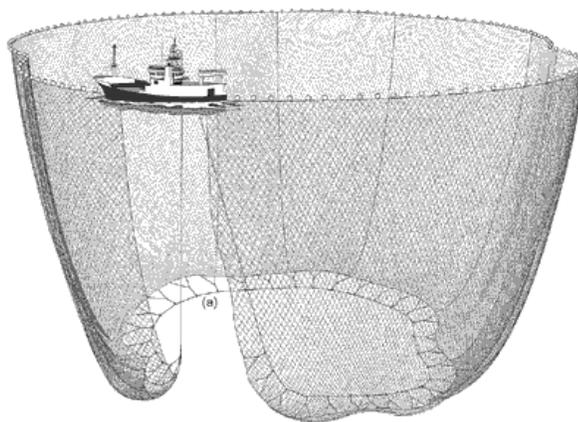


**Fig. 4.** Localización geográfica del complejo Bahía Magdalena. Se indican sus dos principales zonas de pesca: Bahía Magdalena y Bahía Almejas.

### **2.6.2 Pesca de sardina en el complejo**

Hernández-Vázquez (1983), reporta que la pesca de sardina en la zona se realiza mediante el arte de cerco, con una red de 250-270 metros de longitud, por 30-60 metros de profundidad y una luz de malla de 2.86 cm (1.125 pulgadas, comúnmente conocida como una pulgada, un octavo). La pesca se realiza durante las noches de la fase del oscuro lunar (10 días antes y 10 días después de la luna nueva), ya que la detección visual del cardumen es más sencilla, debido a que el movimiento de los peces cerca de superficie tiene un efecto luminiscente bastante conspicuo. Actualmente también se utiliza la detección hidroacústica mediante el uso de ecosondas comerciales, siendo este método más utilizado cuando se pesca de día o en noches iluminadas (Hernández-Vázquez, 1983; Félix-Uraga, 1986). Para la captura del cardumen se libera un bote

llamado pangón con un extremo de la red, el cual gira alrededor de éste o en otras ocasiones se mantiene inmóvil, siendo el barco el que sigue en marcha hasta completar el círculo y encerrar completamente al cardumen (fig. 5). Esta maniobra dura entre 40 minutos y 2 horas, dependiendo del tamaño del mismo. Normalmente la duración del viaje no se extiende más de 24 horas, teniendo como factores limitantes: el tamaño de la bodega, la cantidad de combustible, víveres, y la distancia a recorrer. La pesca se realiza en su mayoría dentro de la Bahía (Hernández-Vázquez, 1983).



**Fig. 5.** Representación de la pesca mediante el arte de cerco. (Ilustración tomada y modificada de FAO, 2005).

### **2.6.3 Especies capturadas por la flota sardinera en Bahía Magdalena**

Según registros de SAGARPA (2005), se reportan 7 nombres comunes que comprenden 11 especies que son catalogadas dentro del nombre genérico “sardina” para México. De estas, 7 se capturan al menos durante algún periodo del año dentro de Bahía Magdalena. En la tabla siguiente se muestra el nombre científico, el nombre común para la zona (Hernández-Vázquez, 1983; Félix-Uraga, 1986; Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1992; Félix-Uraga *et al.*, 1996) y la familia a la que pertenece cada especie de acuerdo a

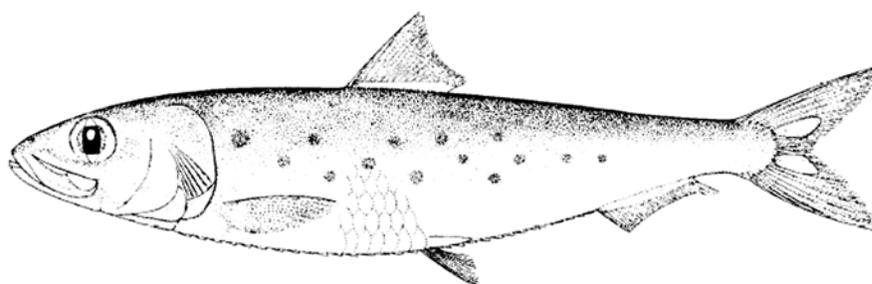
lo presentado por Collette y Nauen (1983), Whitehead (1985; 1988), Allen y Robertson (1998) y Froese y Pauly (2005).

**Tabla II.** Especies capturadas en el complejo Bahía Magdalena. Se muestra su nombre científico, el nombre común que recibe en la zona y la familia a la que pertenece.

Espece	Nombre común	Familia
<i>Sardinops sagax caeruleus</i> (Girard, 1854)	Sardina monterrey	Clupeidae
<i>Etrumeus teres</i> (DeKay, 1842)	Sardina japonesa	Clupeidae
<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)	Sardina crinuda	Clupeidae
<i>O. medirastre</i> (Berry y Barrett, 1963)	Sardina crinuda	Clupeidae
<i>O. bulleri</i> (Regan, 1904)	Sardina crinuda	Clupeidae
<i>Cetengraulis mysticetus</i> (Günther, 1867)	Sardina bocona	Engraulidae
<i>Scomber japonicus</i> (Houttuyn, 1782)	Macarela	Scombridae

#### 2.6.4 Aspectos biológico-pesqueros de *Sardinops sagax caeruleus*

De las especies mencionadas la que presenta mayor importancia en las capturas es la sardina monterrey (fig. 6), la cual engloba entre el 50 y el 80% de la captura en la zona (Félix-Uraga, 1992). Casas-Valdez (1987) menciona que para el periodo de 1972 a 1981, la sardina monterrey contribuyó con alrededor del 64.03% de la captura total. Se habla entonces del recurso de mayor importancia en la zona, y hacia el que el esfuerzo pesquero se dirige.



**Fig. 6.** Imagen de la sardina monterrey, *Sardinops sagax caeruleus*. (Dibujo tomado y modificado de Whitehead, 1985)

Su distribución y abundancia dentro del complejo tiene una relación directa con la temperatura, siendo más abundante durante los meses de primavera en los que la

temperatura del agua en la zona es más fría (16-17°C), y decrece cuando la temperatura se vuelve más cálida a principio de otoño (26-28°C). Se reporta un pico máximo de captura alrededor de los 19°C y otro menor entre los 24 y 25°C (Casas-Valdez, 1987; Torres-Villegas *et al.*, 1995; Félix-Uraga *et al.*, 1996).

A diferencia de otros stocks o poblaciones de sardina, como la de California o la del Golfo que desovan solo durante una época del año (Sokolov, 1974; Macewicz *et al.*, 1996), la sardina monterrey de Bahía Magdalena presenta 2 eventos reproductivos bien definidos, uno de Enero a Marzo y el otro de Junio a Julio (Casas-Valdez, 1987). Habiendo concordancia entre dichos eventos reproductivos, marcas en otolitos y picos de reclutamiento observados en la pesquería (Félix-Uraga, 1986; Félix-Uraga y Ramírez-Rodríguez, 1989). Estos últimos autores reportan que las tallas de captura dentro de la Bahía oscilan entre los 125 y 202 mm, aunque se presentan más comúnmente entre los 130 y 180mm. La talla de primera madurez y de reclutamiento se corresponden, encontrándose entre los 130-135 mm. Félix-Uraga (1992) reporta hasta 7 grupos de edad (edades de 0 a 6) en la captura, con las edades 0 a 3 conformando la mayoría de las capturas, y la edad 2 como la de mayor importancia al constituir entre el 40 y 70% del volumen capturado.

Se puede observar, por lo expuesto en los párrafos anteriores, la necesidad de la investigación en esta especie, ya que no solo presenta los niveles mayores de captura de la zona, sino que además se pescan las tallas menores y de las edades entre 0 y 3, lo que podría tener consecuencias no deseables a la pesquería en el corto plazo. Asimismo, su distribución es altamente variable debido a temperatura. Y hasta la fecha, es nulo lo que se ha encontrado del análisis económico de la pesquería de sardina en la zona. Por estas razones, se considera oportuno la aproximación de la modelación de sistemas para poder

tener una perspectiva más amplia del estado de la pesquería, y observar los posibles resultados de diferentes escenarios, tanto de manejo como ambientales.

En los próximos apartados se expondrá algunas particularidades de las pesquerías en general, en que consta el enfoque de modelación de sistemas, cuales son sus características, que es el riesgo y la incertidumbre que acompañan a las diversas pesquerías del mundo, y la incorporación de puntos de referencia límite y objetivo a una pesquería, y como ayudan éstos para el manejo de una pesquería.

## **2.7 Características inherentes a los recursos pesqueros (Seijo, 1986; Seijo *et al.*, 1997)**

Los recursos pesqueros violan los supuestos básicos del modelo de mercado actual (neoclásico). Entre estos se encuentran los derechos de propiedad no atenuados sobre un recurso natural dado. Esto implica que dichos derechos sean: completamente especificados, exclusivos, transferibles y efectivamente vigilables. Y como puede observarse en los recursos pesqueros, la mayoría de estos derechos son nulos o muy poco aplicables, sobre todo en economías en vías de desarrollo, lo cual ha traído como consecuencia la sobreexplotación de muchos recursos pesqueros en el mundo. Los factores que originan dicho fracaso son variados y de diversa naturaleza. A continuación se describen brevemente algunos de los factores que se implican en ello.

### **2.7.1 Externalidades, costos de exclusión y la trampa social en pesquerías**

La tragedia de los “comunes” es un problema que atañe a los recursos renovables y de acceso abierto. Los recursos pesqueros al estar dentro de ambas categorías poseen características que originan que el mercado fracase en asignar temporalmente dichos

recursos y exista una sobreexplotación en la mayoría de las pesquerías. Entre estas características tenemos: 1) el acceso irrestricto al sistema de recursos por cualquiera que quiera hacer uso de él, y 2) algún tipo de interacción adversa entre los usuarios de dicho “sistema”, es decir externalidades entre ellos. Entendiendo por “*externalidad*”, un efecto externo causado por pescadores individuales pero no contabilizado dentro de su propio sistema y que afecta a otros usuarios del recurso. Entre las externalidades negativas más reconocidas en las pesquerías tenemos:

1. *Externalidades de stock*: estas se presentan cuando el incremento en el esfuerzo pesquero afecta la población de peces, incrementando los costos de extracción de otros pescadores.
2. *Externalidades de aglomeración*: se suscitan cuando existe un congestionamiento de embarcaciones en una zona, lo que resulta en un aumento en los costos marginales de captura.
3. *Externalidades por el arte de pesca*: acontecen cuando el tipo de arte utilizado cambia la dinámica de la población de la especie objetivo y de otras especies denominadas incidentales, lo que afecta a pescadores para los que la especie “incidental” constituye su especie objetivo.

Existen otras externalidades más que pueden afectar a los usuarios de un recurso (ver Seijo, 1986; Seijo *et al.*, 1997) y que requieren de una amplia discusión para entender las interdependencias entre los usuarios del recurso, sin embargo se consideran las antes mencionadas como las de mayor relevancia.

Otra característica de los recursos pesqueros es la violación del supuesto de exclusividad en la propiedad. El régimen de acceso abierto, combinado con una alta

variabilidad espacio-temporal de los recursos, hace que un pescador no se beneficie en posponer la captura con la esperanza de obtener peces de mayor valía, debido a que otro pescador puede capturarlos en ese mismo lapso. Es decir un aumento o disminución en el tamaño del stock no depende de un solo pescador, sino de que todos los participantes de la pesquería acuerden modificar su esfuerzo pesquero para lograr un fin dado. Sin embargo, debido al régimen de acceso abierto se genera una gran competencia entre los pescadores, los cuales intentan capturar la mayor cantidad posible del recurso en el menor tiempo, ocasionando grandes costos de exclusión. Sin un acuerdo para limitar las capturas, la reducción de la tasa de captura de un pescador disminuiría los costos de extracción de otros pescadores, sin necesariamente incrementar sus propios beneficios en el futuro, lo que conlleva a que estos incrementen sus propias tasas de captura, contribuyendo al colapso de la pesquería, lo que indicaría la existencia de una trampa social en pesquerías. Ya que, usando la terminología de Schelling (1978), “los micro-motivos de un pescador en el corto plazo (sus beneficios marginales) son inconsistentes e incompatibles con los macro-resultados que él y los demás pescadores desean en el largo plazo (rendimiento máximo sostenible en el tiempo)”.

Algunos esquemas para evitar los altos costos de exclusión, y en cierta medida la trampa social en pesquerías involucran al menos 4 aproximaciones básicas: 1) privatización del recurso a través de cuotas individuales; 2) intervención del estado a través de la regulación del tamaño y composición de las capturas, además del esfuerzo pesquero; 3) adopción de sistemas de manejo de recurso regulados por la comunidad, o bien 4) la combinación de los anteriores.

### **2.7.2 Altos costos de transacción**

Las pesquerías involucran altos costos de transacción, lo cual genera otra fuente de atenuación de los derechos de propiedad antes mencionados. Estos costos de transacción implican un conjunto de costos denominados como: costos de información, costos de vigilancia y costos contractuales.

1. *Costos de información.* Implican los costos que se generan para obtener datos de tipo biológico, ecológico, estadístico o socioeconómicos que serán utilizados para conocer el estado del recurso en cuestión, y sus variables que le rodean e interaccionan con dicho recurso.
2. *Costos de vigilancia.* El manejo de recursos pesqueros supone altos costos de vigilancia que resultan de implementar y puesta en práctica de esquemas para la regulación del manejo.
3. *Costos contractuales.* Se dan en países que poseen una legislación tendiente a promover ciertos tipo de organización (ejemplo, cooperativas), otorgándoles el derecho de propiedad sobre la explotación de un determinado recurso. Los costos que derivan de promover dicho tipo de organización son importantes para las dependencias que intentan formar las primeras.

### **2.7.3 Enfoque de sistemas**

Las características inherentes de los recursos pesqueros mostradas en los párrafos anteriormente expuestos muestran la dificultad que el manejo de un recurso pesquero trae consigo, ya que este depende no solo de controlar y monitorear variables biológicas (mortalidad por pesca, reclutamiento entre otras) sino también de incorporar los

vínculos entre las estructuras institucionales y el rendimiento de la pesquería, es decir los factores económicos y sociales que utilizan el recurso.

Se han propuesto diferentes enfoques para ayudar al proceso de la toma de decisiones a través de esfuerzos de modelación como el enfoque de rendimiento excedente, el enfoque bioeconómico y el enfoque de pool dinámico. Una metodología adicional comprende el uso de la simulación integral de sistemas para estimar el rendimiento de estrategias alternativas de manejo. Este tipo de esfuerzo de modelación requiere un enfoque comprensivo que envuelve dimensiones biológicas, económicas e institucionales para proveer guías y lineamientos integrados para el manejo de recursos renovables. Este enfoque de sistemas incorpora diferentes tipos de modelos, y la interacción entre ellos. Sus componentes pueden dividirse de manera general en:

1. *Modelos biológicos.* Estos describen la dinámica interna del stock y sus interacciones.
2. *Modelos bioeconómicos.* Estos modelan y describen las interdependencias entre los stocks y los ingresos de la pesquería y los costos bajo un conjunto de condiciones estáticas de equilibrio.
3. *Modelos que describen los elementos de la industria.* Estos muestran las operaciones de los elementos individuales de la industria pesquera a manera de subsistemas, y sus interacciones.

La combinación de estos tipos de modelos podría dar una imagen más amplia de una pesquería, ya que al incorporar estos componentes describe de manera holística (aunque se conforma de partes “reduccionistas”) un sistema complejo de este tipo, aproximándose más a la realidad. Por dicha razón se considera pertinente el uso de este

enfoque de modelación para la pesquería de la sardina monterrey en el complejo Bahía Magdalena, y así, denotar el estado de la pesquería actualmente, y sugerir estrategias que maximicen el rendimiento de la pesquería en el tiempo, en términos de ingresos, empleo y disponibilidad del recurso.

## **2.8 Enfoque precautorio, riesgo e incertidumbre**

La palabra riesgo ha aparecido de manera más frecuente en la literatura relacionada con el manejo de pesquerías en los últimos años. Las razones se deben a que los científicos buscan mejores maneras de aconsejar a los administradores de las pesquerías, y a la adopción del enfoque precautorio (Francis y Shotton, 1997).

Aunque en breve se hará una descripción un poco más detallada de estos tópicos, se considera que debería de comenzarse por la definición de riesgo en la literatura, la de incertidumbre, cuales son sus fuentes, y como a través del enfoque precautorio se pueden considerar todos estos factores en el manejo de una pesquería. Cabe mencionar que los párrafos siguientes están basados en los trabajos de Seijo, 1986; Caddy y Mahon, 1996; Francis y Shotton, 1997; Seijo *et al.*, 1997; Seijo y Caddy, 2000, por si se desea una mayor referencia de cualquier tema expuesto. En particular el trabajo de Francis y Shotton (1997) hace una muy buena revisión del concepto de riesgo, así como de incertidumbre. Respecto al enfoque precautorio, además de la revisión de estos conceptos y formas de cuantificarlos, se sugieren los trabajos de Seijo *et al.*, 1997; Seijo y Caddy, 2000; sobre todo este último junto con el de Caddy y Mahon (1996) serán los que se utilizarán en el apartado siguiente cuando se trate el tema de los puntos de referencia para una ordenación de las pesquerías y como incorporar el riesgo en dichos puntos.

### **2.8.1 Riesgo**

Aunque “riesgo” puede tener muchas y diferentes connotaciones, dependiendo el contexto en que sea empleado, en pesquerías se define llanamente como: *“la probabilidad de que suceda un evento no deseado”*. Es decir, implica el manejo probabilístico de que suceda algún evento que se desee evitar, o que no sea benéfico para la pesquería en un lapso de tiempo dado. La razón de que este concepto este en boga parece deberse a 3 razones básicamente: la falla percibida durante los últimos años en algunas pesquerías; el cambio en general del público hacia el riesgo; y finalmente una capacidad de computo creciente en los últimos años.

En el primer sentido se arguye que existen en la actualidad muchos stocks que se han colapsado (como ejemplo puede señalarse el ya mencionado de la sardina monterrey en California, o el de la anchoveta peruana entre otros y que puede ahondarse más en el tema con los trabajos de Clark, 1977; Radovich, 1982; Wolf, 1992; Bakun, 1996), aún a pesar de una reducción en el esfuerzo pesquero u otras medidas regulatorias. Este fallo ha atraído la atención hacia como operan las instituciones que están envueltas en el manejo de una pesquería. En particular, ha causado que los científicos pesqueros examinen la manera en que aconsejan a los administradores del recurso, y la manera en que dicho consejo es utilizado. Una consecuencia ha sido el que se caiga en cuenta de la importancia de incorporar en cada sugerencia de manejo alguna expresión de incertidumbre asociado a este. El consenso parece indicar que el trabajo de los encargados de la toma de decisiones sería mucho más sencillo y rápido, si la sugerencia de los investigadores acerca de una estrategia de manejo fuera acompañado de una expresión que cuantifique la incertidumbre y el riesgo asociados a esta. Por lo general dicho riesgo e incertidumbre se expresan de manera probabilística para una estrategia

dada, y la decisión final recae en el administrador, a expensas de las consecuencias que conlleva cada decisión.

Hablando acerca del cambio en la actitud del público en general hacia el riesgo, esto se debe a una concientización de cómo las actividades industriales han tenido grandes impactos sobre el ambiente y la salud humana. Como consecuencia, la gente ha comenzado a demandar mayor control regulatorio sobre dichas actividades. Y todo parece indicar que esto influye también en las decisiones de manejo pesquero, en el sentido de que se adopten políticas de “bajo riesgo” que eviten consecuencias no deseadas en las pesquerías. Aquí es donde se combina tanto el punto anterior como el presente en lo que se denomina el *“enfoque precautorio”*, el cual implica *“que el manejo pesquero de acuerdo a este enfoque ejerce una previsión prudente para evitar situaciones indeseables o inaceptables, tomando en cuenta que los cambios en los sistemas pesqueros son lentamente reversibles, difíciles de controlar, no bien entendidos, y sujetos a cambio en los valores ambientales y humanos”* (FAO, 1995 cit. in Francis y Shotton, 1997). De manera general el enfoque precautorio demanda una previsión de consecuencias no deseadas que pudieran presentarse con una estrategia de manejo dada, y arguye diferentes medidas para detectarlas, controlarlas o remediarlas. En particular implica el reconocimiento e incorporación que deriva de la incertidumbre de los recursos, y su manejo. Dicha incertidumbre es una cuestión a abordarse en el apartado siguiente.

### **2.8.2 Incertidumbre**

Existe un consenso general en la literatura al respecto de que el riesgo, cualesquier que sea su definición, se deriva de la incertidumbre. Esta última puede ser definida de manera general para este contexto, como *“el conocimiento incompleto acerca*

*de los estados o procesos (pasados, presentes y futuros) de la naturaleza”* (Francis y Shotton, 1997; Seijo *et al.*, 1997). El riesgo en general deriva de una carencia de conocimiento, la cual proviene de la incertidumbre.

Se han identificado algunos tipos de incertidumbre que son importantes fuentes de riesgo en las pesquerías. En el presente trabajo se mencionan 6 que se consideran como los de mayor importancia, aunque de ninguna manera esta clasificación es definitiva, y cabe mencionar que se han reconocido más fuentes de incertidumbre. A continuación se mencionan estas y se hace un breve descripción de cada una de ellas.

- *Incertidumbre en el proceso.* Este se define como la estocasticidad (aleatoriedad) subyacente en la dinámica poblacional como pudiera ser la variabilidad en el reclutamiento. Y deriva de manera general de la variación natural a la que están sujetas todas las poblaciones de peces en su ambiente.
- *Incertidumbre en la observación.* Dicha incertidumbre proviene de los errores de muestreo y medición durante el proceso de colecta de datos.
- *Incertidumbre en el modelo.* Deriva de la carencia de la información completa acerca de la dinámica de la población y la comunidad del sistema. El término “modelo” se refiere al modelo conceptual, la mayor parte de las veces matemático, y la incertidumbre se incluye en la carencia de información acerca de la estructura correcta del mismo (el reclutamiento, ¿se describe por el modelo de Beverton y Holt, o Ricker?) y los valores de los parámetros (¿la mortalidad natural es igual a 0.6 ó 0.4?).
- *Incertidumbre en la estimación.* Aunque éste aparentemente se liga con el punto anterior, cabe hacer la distinción de que la incertidumbre aquí se refiere únicamente al proceso de la estimación de los parámetros, independientemente

del modelo que decida usarse, o en este caso la metodología para obtener algún parámetro.

- *Incertidumbre en la implementación.* Es la incertidumbre acerca de la posibilidad de implementar exitosamente una política o lineamiento de manejo.
- *Incertidumbre institucional.* Esta deriva de problemas asociados con la interacción de los individuos y grupos que componen el proceso de manejo. Esta incertidumbre puede ser mayor inclusive que la que deriva de los puntos anteriores. A manera de ejemplo, recuérdese que en este país, el cambio sexenal implica que la estructura de alguna dependencia federal podría renovarse totalmente en un periodo de tiempo corto. Y muchas veces, la gente nueva no comulga con la ideología anterior, lo que trae como resultado un cambio total en la forma de manejar un recurso.

La manera de incorporar estas fuentes de incertidumbre al análisis de una pesquería dada puede ser de diferentes maneras. En general se basan en la teoría de decisión bayesiana y no bayesiana. Para el presente trabajo se usarán las propuestas presentadas en los trabajos de Francis y Shotton (1997) y Seijo *et al.* (1997), las cuales se expondrán en material y métodos, y por ende no se explicarán en el presente apartado. Sin embargo cabe mencionar que todas ellas incluyen la incertidumbre a manera de desconocimiento parcial de estados de la naturaleza; sin olvidar que la idiosincrasia de las personas encargadas de la toma de decisiones también influye en la salida. Antes de concluir este capítulo, se considera menester hacer una pequeña digresión sobre un tópico que se considera de vital importancia, y que es una pieza fundamental en el

análisis de riesgo, la incorporación de Puntos de Referencia para la ordenación de las pesquerías.

## **2.9 Puntos de Referencia en la ordenación pesquera**

Como se ha mencionado anteriormente, el desarrollo de planes de manejo para los recursos pesqueros implica una integración de información sobre aspectos de biología, ecología, factores sociales y económicos que determinan mucha de la conducta o respuestas de los pescadores en el tiempo.

Así pues, se deben desarrollar objetivos en la ordenación de una pesquería, y en consecuencia deben de existir indicadores del rendimiento de la misma que provean señales dinámicas de la posición de dichos indicadores con respecto a ciertos puntos de referencia. Un punto de referencia comienza como un criterio conceptual que recoge los objetivos de la ordenación de la pesquería, el cual puede ser calculado o cuantificado sobre la base de las características biológicas (cierto nivel de biomasa, reclutamiento) o económicas (ingresos, empleos, ganancias) de la pesquería.

Los puntos de referencia pueden ser usados para describir el estado de la pesquería, y pueden asumir valores discretos y convencionales que representan situaciones que se cree, pueden ser útiles para la ordenación de la pesquería. De manera general se reconocen dos tipos de puntos de referencia, los Puntos de Referencia Objetivo (PRO's) y los Puntos de Referencia Limite (PRL's). Los PRO's indican el estado deseable de una pesquería o un recurso y en el cual debe de adoptarse una acción de ordenación. Estos requieren de un monitoreo activo y de un reajuste continuo. Además de que por lo general deberían de tomarse en cuenta todos los factores envueltos en el

sistema para la adopción de estos. Los PRL's están diseñados para proteger a los recursos y a la industria pesquera, indicando que se está entrando a una zona donde el recurso o la producción está en peligro y se necesita de una acción inmediata para evitar alguna consecuencia no deseada. Esos PRL's en particular pueden corresponderse con una condición mínima (i.e. cierto nivel de biomasa) o máxima (i.e. un incremento sustancial en el esfuerzo).

Las fuentes de incertidumbre mencionadas en párrafos anteriores afectan también estos puntos de referencia, pudiendo evitar que se alcancen (PRO's) o bien, que sean sobrepasados (PRL's). Para tratar con esta incertidumbre y cuantificar el riesgo usando el enfoque precautorio, se han propuesto diferentes métodos, todos ellos basados en la obtención de probabilidades de que dichos puntos de referencia sean alcanzados. Entre las técnicas que se han empleado tenemos a la teoría de la lógica difusa (Fuzzy), MonteCarlo y la estadística Bayesiana, como las principales. Todas ellas implican la obtención de la probabilidad de que un punto de referencia sea logrado o excedido, según el caso, debido a la aleatoriedad inherente de los sistemas naturales, el conocimiento incompleto de la pesquería, o a cambios en las variables económicas, biológicas o ecológicas.

Para el presente trabajo se utilizará la simulación MonteCarlo (ver anexo A.3) para introducir la incertidumbre asociada con estas variaciones naturales y el conocimiento imperfecto del sistema. *Grosso modo*, este método consiste en un cálculo iterativo de alguna variable de rendimiento, donde en cada corrida se genera un nuevo valor aleatoriamente para el parámetro desconocido con una función de densidad probabilística dada. Obviamente esto producirá tantas salidas como corridas se intenten, lo que genera una curva de distribución probabilística para el punto de referencia que se desee, y

mediante la ubicación del PRL y PRO y el área a la izquierda o derecha de estos puntos, puede obtenerse la probabilidad de exceder o alcanzarlos. Esto se realiza para cada estrategia de manejo que desee simularse. Algo a considerarse es que, el o los parámetros a los cuales se les incorporará la incertidumbre deben de conocerse al menos de manera aproximada, sobre todo en la forma en la que se da la distribución probabilística de estos.

En los capítulos siguientes se expondrán los objetivos a alcanzarse en el presente estudio y acto seguido material y métodos a emplearse, así como los resultados que se obtuvieron, seguido de las conclusiones más relevantes del trabajo.

### **3. Objetivos**

#### **3.1 Objetivo general**

- Desarrollar y aplicar un modelo comprehensivo que integre factores biológicos, económicos y ambientales, mediante el enfoque de la simulación de sistemas para la pesquería de la sardina monterrey *Sardinops sagax caeruleus* del complejo Bahía Magdalena, B.C.S., y mediante este, sugerir estrategias de manejo apropiadas en esta zona.

#### **3.2 Objetivos particulares**

- Ajustar una ecuación de reclutamiento a la población de sardina monterrey de Bahía Magdalena, que incorpore variabilidad ambiental.
- Incorporar esta función de reclutamiento a un modelo que especifique los factores biológicos y económicos que pudieran determinar el rendimiento de la pesquería en el tiempo.
- Simular diferentes criterios de rendimiento expresando estos en el valor presente neto de la pesquería.
- Incorporar riesgo e incertidumbre a las simulaciones y presentar esto de acuerdo a las posibles preferencias de un administrador de la pesquería (su aversión o tendencia al riesgo) en forma de tablas de decisión.
- Incorporar Puntos de Referencia para la pesquería y estimar la probabilidad de excederles a diferentes tiempos durante la simulación.

## **4. Material y métodos**

### **4.1. Reclutamiento**

#### ***4.1.1 Datos para el análisis***

Para la obtención de la relación stock-reclutamiento se procedió en dos pasos. El primero fue el obtener el número de individuos por grupo de edad en el área de Bahía Magdalena. Para ello, se empleó la tabla de captura por edad presentada por Félix-Uraga *et al.*, (1996). El total de individuos por grupo de edad por año fue calculado a partir de un Análisis de Población Virtual –APV- (Hilborn y Walters, 1992) realizado mediante el programa FISAT II ver. 1.2.1, y usando una mortalidad Natural (M) igual a  $0.6 \text{ año}^{-1}$  (Morales-Bojórquez, 1999) y una mortalidad por pesca terminal ( $F_t$ ) de  $0.5 \text{ año}^{-1}$  como parámetros iniciales. El segundo paso fue la definición de los grupos de edad que pertenecen al stock reproductor y la parte de dichos grupos que se recluta a la pesquería con su respectivo retraso en tiempo.

La definición cuantitativa de la parte de individuos que corresponden al stock y la parte de reclutas se basó en la reportada en la literatura del área (Ramírez-Rodríguez y Félix-Uraga, 1986; Félix-Uraga y Ramírez-Rodríguez, 1989; Félix-Uraga, 1990; Félix-Uraga, 1992). Para el presente trabajo y de acuerdo a estos autores, se define la edad de reclutamiento como la edad correspondiente al año 1 y al stock reproductor como los individuos de la edad 2 a la 6.

Debido a la presencia de organismos de edad 0 en las capturas, se realizó una corrección que implicó sumar la fracción de individuos capturados de la edad 0 multiplicado por su supervivencia teórica a los individuos de la edad 1 (Huato-Soberanis,

comunicación personal). Las fórmulas que definen tanto al stock reproductor ( $S$ ) como a los reclutas ( $R$ ) a un tiempo dado son:

$$S_t = \sum_{r=2}^6 N_{r,t} \quad (1)$$

donde:

$S_t$  = stock desovante al tiempo  $t$ ,

$N_{r,t}$  = número de individuos de la edad  $r$  al tiempo  $t$ .

y

$$R_{t+1} = N_{1,t+1} + C_{0,t} \cdot e^{(-M)} \quad (2)$$

donde:

$R_{t+1}$  = reclutas al tiempo  $t+1$ ,

$N_{1,t+1}$  = número de individuos de la edad 1 al tiempo  $t+1$ ,

$C_{0,t}$  = captura en numero de individuos de la edad 0 al tiempo  $t$ ,

$e^{(-M)}$  = tasa de supervivencia teórica de los individuos si no hubieran sido capturados,

$M$  = tasa de mortalidad natural.

Enseguida se transformó el número de individuos por cada grupo de edad en el stock desovante a biomasa para ajustar el modelo de stock-reclutamiento, tanto por biomasa contra número de individuos como biomasa contra biomasa. Para el cálculo del peso promedio por grupo de edad se transformó la ecuación de crecimiento en longitud de von Bertalanffy a crecimiento en peso. Convirtiendo la longitud infinita a peso infinito con la ecuación de crecimiento alométrico (Sparre y Venema, 1998). Los valores de la

ecuación de von Bertalanffy para la sardina monterrey de Bahía Magdalena fueron tomados de Félix-Uraga (1990) y la ecuación de crecimiento alométrico para la misma especie y área fue tomada del trabajo de Mendoza-Bañuelos (2001). La ecuación de crecimiento de von Bertalanffy es definida como:

$$L_r = L_\infty \cdot (1 - e^{(-k \cdot (r - t_0))}) \quad (3)$$

donde:

$L_r$  = longitud a la edad  $r$ ,

$L_\infty$  = longitud máxima asintótica,

$k$  = tasa instantánea de crecimiento,

$t_0$  = edad hipotética cuando  $L_r$  es igual a 0, y cuyo significado biológico implica el tiempo transcurrido durante la etapa de huevo hasta la eclosión.

El valor de peso infinito ( $W_\infty$ ) se obtiene al modificar la ecuación de crecimiento alométrico,

$$W_r = \alpha L_r^\beta \quad (4)$$

sustituyendo la edad  $r$  por la longitud infinita y los valores de  $\alpha$  y  $\beta$  presentados por Mendoza-Bañuelos (2001).

Al sustituir el valor de  $W_\infty$  por  $L_\infty$  en la ecuación 3, se obtiene la ecuación que define al crecimiento en peso a la edad  $r$ .

$$W_r = W_\infty \cdot (1 - e^{(-k \cdot (r - t_0))}) \quad (5)$$

donde:

$W_r$  = Peso a la edad  $r$ ,

Cada valor de  $W_r$  fue entonces multiplicado por el número total de individuos al tiempo  $t$ , a partir de la edad 2 y dividido entre  $10^9$  para obtener el peso total en miles de toneladas del stock desovante al tiempo  $t$ . La ecuación es:

$$S_t = \sum_{r=2}^6 \frac{W_r \cdot N_{r,t}}{10^9} \quad (6)$$

donde:

$S_t$  = stock desovante al tiempo  $t$  en miles de toneladas,

$W_r$  = peso a la edad  $r$ ,

$N_{r,t}$  = número de individuos de la edad  $r$  al tiempo  $t$ .

De manera similar, para obtener la biomasa que se recluta a la pesquería, se multiplicó el número de reclutas de la edad 1 por el peso promedio para la edad y se dividió igualmente por  $10^9$ . Esto se presenta en la ecuación 7,

$$R_{t+1} = \frac{(N_{1,t+1} + C_{0,t} \cdot e^{(-M)}) \cdot W_1}{10^9} \quad (7)$$

Con el stock en biomasa y el reclutamiento en biomasa y número de individuos se realizaron los ajustes de stock-reclutamiento con la metodología mostrada en la sección siguiente.

#### **4.1.2 Ajuste de la ecuación de stock-reclutamiento**

Con los valores para el stock y los reclutas se procedió a ajustar el modelo de Ricker (Ricker, 1954; Hilborn y Walters, 1992; Sparre y Venema, 1998) a los datos. Se escogió dicho modelo en base a los criterios biológicos que presenta la especie en cuestión. En particular al hecho de que, aparentemente, existe una relación proporcional entre la tasa de mortalidad de huevos y juveniles y el tamaño de la cohorte -mortalidad dependiente del tamaño del stock- en clupeoides en general (Ricker, 1975; Hilborn y Walters, 1992). Además de los resultados satisfactorios reportados por De Anda *et al.* (1994) para la sardina monterrey del Golfo de California, México. Dicha relación es descrita mediante la siguiente ecuación:

$$R_{t+1} = aS_t e^{-bS_t} \quad (8)$$

donde:

$R_{t+1}$  = reclutamiento calculado al tiempo  $t+1$ ,

$S_t$  = stock observado al tiempo  $t$ ,

$a$  = constante que equivale el número de reclutas por reproductor a bajas densidades de stock,

$b$  = constante que describe que tan rápido disminuye la cantidad de reclutas por reproductor cuando se incrementa el stock.

El ajuste de la ecuación anterior siguió dos métodos, el ajuste lineal propuesto por Ricker (1954;1975) y Hilborn y Walters (1992) y el ajuste directo a través de un algoritmo de búsqueda directa. En el primer caso la ecuación 8 se transforma a la forma siguiente:

$$\log\left(\frac{R_{t+1}}{S_t}\right) = a - \frac{a}{b} S_t \quad (9)$$

y entonces tratamos esta ecuación como una regresión lineal del tipo

$$Y = b_0 + b_1 X$$

donde:

$Y = \log(R_{t+1}/S_t)$ , es la variable independiente,

$b_0 = a$ , el intercepto de la ecuación,

$b_1 = -a/b$ , es la pendiente.

El intercepto  $a$  de la regresión lineal tiene que transformarse con el logaritmo neperiano para obtener el intercepto de la curva de Stock-Reclutamiento ( $e^a$ ).

Para el ajuste directo (no linealizado) se utilizó el algoritmo de Levenberg-Marquardt implementado en el paquete estadístico STATISTICA ver. 7.0, utilizando valores iniciales de 0, o bien, con las estimaciones obtenidas por la aproximación lineal, con un mínimo de 1000 iteraciones para el ajuste.

En ambos casos se obtuvo el valor del coeficiente de determinación ( $r^2$  y  $R^2$  respectivamente para el modelo lineal y no lineal), además se realizó una prueba de  $t$  para

ver la significancia de cada constante de la ecuación, así como el Análisis de Variancia (ANOVA) de la regresión para determinar el nivel de ajuste del modelo a los datos.

#### **4.1.3 Incorporación de variabilidad ambiental a la ecuación de Ricker**

Se ha propuesto que el ambiente tiene una fuerte influencia en la presencia y abundancia de las especies, y de hecho mucha de la distribución espacial de los organismos obedece a factores intrínsecos y extrínsecos (adaptaciones fisiológicas a un ambiente dado) que no pueden estudiarse de manera separada, así como también muchos de los procesos ecológicos pueden ser explicados a través de influencias climáticas. Así pues, el clima y las variaciones ambientales de escala más corta, actúan como agente sincronizador de fluctuaciones poblacionales en el espacio –el también llamado Efecto Moran- (Stenseth *et al.*, 2002). En el caso particular de los pelágicos menores, sardina y anchoveta mayormente, se ha propuesto que existe una relación entre la variabilidad ambiental y la abundancia de organismos en escalas cortas de tiempo y espacio –escala mensual en bahías, golfos, etc.- (Hammann *et al.*, 1988), así como en escalas mayores de tiempo y espacio -interanual, interdecadal y cuencas oceánicas- (Lluch-Belda *et al.*, 1986; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Lluch-Belda *et al.*, 1992; De Anda-M. *et al.*, 1994; Schwartzlose *et al.*, 1999; Chavez *et al.*, 2003). Por lo anteriormente expuesto, se puede hipotetizar acerca de alguna relación entre alguna variable ambiental y el reclutamiento de la sardina monterrey en Bahía Magdalena. Por lo que se procedió a agregar algunas variables ambientales a la ecuación de stock-reclutamiento de Ricker de acuerdo a Hilborn y Walters (1992), de nueva cuenta los ajustes se hicieron tanto de

manera lineal como de manera no lineal a través del algoritmo antes mencionado. La ecuación general para agregar una o más variables ambientales es:

$$R_{t+1} = aS_t e^{-bS_t} \cdot e^{(c_1 \cdot (E_{i,t} - \bar{E}_{i,t}))} \dots \cdot e^{(c_n \cdot (E_{n,t} - \bar{E}_{n,t}))} \quad (10)$$

donde:

$R_{t+1}$  = reclutamiento calculado al tiempo  $t+1$ ,

$S_t$  = stock observado al tiempo  $t$ ,

$a, b$  = fueron definidos anteriormente,

$c_1 \dots c_n$  = son constantes que definen la magnitud de una variable ambiental,

$E_{i,t}$  = es una variable ambiental  $i$  al tiempo  $t$ ,

$\bar{E}_{i,t}$  = es el promedio de una variable  $i$  durante el mismo periodo de tiempo  $t$ .

Nótese que se emplea el término  $(E_{i,t} - \bar{E}_{i,t})$  para describir la desviación del promedio al tiempo  $t$  de una variable ambiental dada. Esto se conoce como anomalía ambiental, y hace alusión a que tanto se desvía un valor de una media en un tiempo conocido. Esto hace a los coeficientes relacionados con la variable ambiental más sencillos de interpretar.

Para tratar la ecuación 10 de manera lineal se convierte la primera parte de la ecuación a la forma presentada en la ecuación 9, y se agrega cada variable después del segundo término, del modo siguiente:

$$\log\left(\frac{R_{t+1}}{S_t}\right) = a - \frac{a}{b}S_t + c(E_{i,t} - E_{i,t}) + \dots x(E_{i,t} - E_{i,t}) \quad (11)$$

con todos los términos definidos en párrafos anteriores. Consecuentemente la ecuación 11 puede ser tratado como una regresión lineal múltiple de la forma

$$Y = b_0 + b_1X + b_2X_2 + \dots b_nX_n$$

donde a diferencia de la ecuación 9, ahora se tiene la adición de los términos  $b_2X_2 + \dots b_nX_n$ , los cuales son equivalentes a los parámetros que implican la variabilidad ambiental en la ecuación 10.

Las variables ambientales que se incorporaron a la ecuación de Ricker fueron 4: La temperatura superficial del mar (TSM), el índice de surgencia (IS), el índice multivariado del ENSO –El Niño-Oscilación del Sur por sus siglas en inglés- (IME), y el índice de oscilación del sur (IOS). El motivo de usar estas 4 variables se debe a que, se ha argüido por algunos autores, la distribución de la sardina monterrey en bahía Magdalena está fuertemente influenciada por la temperatura (Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga *et al.*, 1996), y se ha notado también que su abundancia se ve alterada grandemente por la presencia del fenómeno “El Niño” (Huato-Soberanis y Lluch-Belda, 1987; Félix-Uraga, 1992; Félix-Uraga *et al.*, 1996). Sin embargo, una variable como es el índice de surgencia que guarda una estrecha relación con el viento debido al transporte de Ekman producido por vientos paralelos a la costa que vienen del Noroeste, así como con “El Niño” que al traer agua cálida del sur provoca que la capa de mezcla sea más profunda, aunado a una disminución en los vientos por el cambio de presión, dificultando

la surgencia por viento), no puede dejarse de lado (Hammann *et al.*, 1988). Al ser la sardina un organismo planctívoro depende fuertemente de la disponibilidad de alimento, y las surgencias producen ello en gran escala. Se ha observado en el Golfo de California que las surgencias y la temperatura influyen la distribución de la sardina dentro de la cuenca, observándose incluso relaciones estadísticas entre el índice de surgencia y la captura por unidad de esfuerzo (Lluch-Belda *et al.*, 1986). También, no es una casualidad que las grandes pesquerías oceánicas de pelágicos menores estén en zonas como Perú, California, Benguela y Japón, todas esas zonas altamente influenciadas por surgencias de gran escala (Bakun, 1996). Por tanto, se consideró oportuno el incorporar esta variable al análisis.

Los datos de dichas variables atmosféricas fueron obtenidas del Pacific Fisheries Environmental Laboratory, perteneciente a la National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), con las series en escala mensual y posteriormente obteniendo las anomalías de TSM e IS. En el caso de los dos índices que reflejan “El Niño” (IME y IOS) se trabajaron directamente por su naturaleza no estacional, sin obtener anomalías.

El IME es obtenido al combinar datos de temperatura (superficial del mar y aire), vientos (zonal y meridional), presión al nivel de mar y fracción de nubosidad total mensual y obtener un eje ortogonal después de un Análisis de Componentes Principales. Mientras que el IOS es la diferencia de presión entre las Islas Darwin y Tahití –ambos lados del Pacífico, el occidental y el oriental-). Cabe mencionar que el IOS indica la presencia del “El Niño” con números negativos mientras que lo contrario sucede con el IME, con números positivos indicando la presencia de este fenómeno.

Al igual que en el caso de la regresión simple, se realizó una prueba de  $t$  para cada parámetro, el ANOVA de la regresión, y además 2 pruebas para probar supuestos

importantes que debe de cumplir la regresión múltiple: la no *colinealidad* y la no *correlación serial*. Ambas se definen a continuación.

- *Colinealidad*. Si las variables independientes, digamos  $X_1$  y  $X_2$ , están correlacionadas, entonces los coeficientes de la regresión asociados a estas ( $b_0$  y  $b_1$ ) no pueden asumirse como coeficientes que reflejen la dependencia de  $Y$  sobre  $X_1$  o  $Y$  sobre  $X_2$  que existe en la población. Dicho de otra manera, el modelo asume que las  $X$ 's no son estocásticas, es decir, tienen media y varianza finita y no están correlacionadas con los errores (residuales) en el modelo (Zar, 1996).
- *Correlación serial*. Los residuales del modelo están distribuidos independientemente de una población normal con media 0 y varianza constante. Es decir, los residuales no deben de autocorrelacionarse entre si (Durbin y Watson, 1950).

Para probar el primer caso se realizaron correlaciones simples entre las variables ambientales, utilizando el programa SPSS ver. 11.0.4, descartando las combinaciones de variables que fueran significativas ( $p < 0.05$ ). En el caso de la correlación serial, se realizó una prueba de Durbin-Watson para determinar si existe una correlación de primer orden entre los residuales –ver anexo A.2- (Durbin y Watson, 1950; Jensen, 2005). En el caso de las regresiones lineales, el programa SPSS fue usado para calcular dicho estadístico, en el caso del ajuste no lineal, la prueba se realizó mediante hoja de cálculo.

## **4.2. Modelo matemático**

### **4.2.1 Datos para el modelo**

Los datos de entrada al modelo se obtuvieron de dos fuentes. La mayoría de los parámetros poblacionales se obtuvieron mediante revisión de la literatura reportada para la especie y la zona de estudio, mientras que los parámetros económicos fueron obtenidos mediante entrevista directa con los usuarios del recurso. Estos se dividieron en costos fijos, variables y de oportunidad de capital del esfuerzo pesquero, y el precio promedio ponderado (para empaque y reducción) de la especie objetivo y otras no objetivo.

Para la validación del modelo se usaron los datos de captura en toneladas y esfuerzo en número de viajes, obteniéndose estos de 2 fuentes diferentes. Para el periodo 1981-1993 se tomó como referencia a Félix-Uraga *et al.*, (1996), mientras que el resto de la serie (1994-2004), se obtuvo de las bitácoras de cada planta procesadora de los Puertos de San Carlos y López Mateos capturando los datos mensualmente y obteniendo los totales anuales.

### **4.2.2 Modelación**

La dinámica de la sardina monterrey fue modelada aplicando los conceptos básicos del método de supervivencia de cohortes. Dicho método está basado en la dinámica de las entradas y salidas de cada cohorte de edad de la población cuando tenemos una mortalidad natural y una pesca continua (Ricker, 1975; Seijo, 1986; De Anda-Montañez, 2001; Seijo *et al.*, 2004). Así, se asume que la supervivencia de una cohorte cualquiera durante un periodo de tiempo es dado por:

$$\frac{dN_r}{dt} = -(M + F_{r,t}) \cdot N_{r,t} \quad (12)$$

Resolviendo la ecuación 12 para eliminar el factor diferencial, y obtener el número de sobrevivientes en la cohorte al tiempo  $t$ , se tiene

$$N_{r+1,t+1} = N_{r,t} \cdot e^{-(M+F_{r,t})} \quad (13)$$

donde:

$N_{r,t}$  = número de individuos de la edad  $r$  al tiempo  $t$ ,

$M$  = mortalidad natural,

$F_{r,t}$  = mortalidad por pesca de la edad  $r$  al tiempo  $t$ .

Este análisis asume que la población se encontraba en un estado de equilibrio sin pesca al principio del primer año de simulación.

La retroalimentación de la ecuación 13 esta dada por el reclutamiento  $R_t$

$$N_{0,t} = R_t \quad (14)$$

donde  $R_t$  se estima a partir de la función Stock-Reclutamiento de Ricker incorporando la variabilidad ambiental (Hilborn y Walters, 1992), la cual obedece la siguiente fórmula,

$$R_{t+1} = aS_t e^{-bS_t} \cdot e^{(c_1 \cdot (E_{i,t} - \bar{E}_{i,t}))} \dots \cdot e^{(c_n \cdot (E_{n,t} - \bar{E}_{n,t}))} \quad (15)$$

donde:

$R_{t+1}$  = reclutamiento calculado al tiempo  $t+1$ ,

$S_t$  = stock desovante al tiempo  $t$ ,

$a$  = constante que equivale el número de reclutas por reproductor a densidades bajas de stock,

$b$  = constante que describe que tan rápido disminuye la cantidad de reclutas por reproductor cuando se incrementa el stock

$c_1 \dots c_n$  = constantes que definen la magnitud de una variable ambiental,

$E_{i,t}$  = variable ambiental  $i$  al tiempo  $t$ ,

$\bar{E}_{i,t}$  = promedio de una variable  $i$  durante el mismo periodo de tiempo  $t$ .

Para obtener el peso promedio por grupo de edad primero se utilizó la ecuación de crecimiento en peso de Von Bertalanffy, mostrada ya en la ecuación 5.

Para estimar la biomasa en miles de toneladas por grupo de edad se multiplicó el número de individuos por grupo de edad por el peso promedio por grupo de edad, y se dividió entre  $10^9$ ,

$$B_{r,t} = \frac{W_r \cdot N_{r,t}}{10^9} \quad (16)$$

donde  $W_r$  y  $N_{r,t}$  fueron previamente definidos.

Para estimar la biomasa total al tiempo  $t$  se utilizó la ecuación siguiente:

$$B_{tot_t} = \sum_{r=1}^{MAGE} B_{r,t} \quad (17)$$

donde,

MAGE = edad máxima de la especie, en este caso 7 años

La biomasa desovante, correspondiente a la biomasa adulta, se obtiene mediante la expresión 17, pero sumando únicamente de la edad 2 hasta la edad máxima

La dinámica de la flota pesquera se modeló empleando la función diferencial descrita por Smith (1969), la cual asume que el esfuerzo pesquero crece o disminuye proporcionalmente a los ingresos netos. Dicha función se expresa:

$$\frac{dfd}{dt} = \varphi \cdot \pi_t \quad (18)$$

y resolviendo para obtener el esfuerzo al tiempo  $t$ , se tiene;

$$fd_t = f_{t-1} + \varphi \cdot \pi_{t-1} \quad (19)$$

donde,

$fd$  = incremento o la disminución de los días de pesca,

$f_{t-1}$  = esfuerzo realizado al tiempo  $t-1$ ,

$\varphi$  = parámetro de dinámica de la flota, el cual es constante,

$\pi_{t-1}$  = ingresos netos al tiempo  $t-1$ .

La captura generada en el tiempo  $t$  ( $Y_t$ ), es calculada por (Hilborn y Walters, 1992):

$$Y_t = Btot_t \cdot (1 - e^{(-q \cdot t)}) \quad (20)$$

donde,

$q$  = coeficiente de capturabilidad.

Los ingresos netos en el tiempo  $t$  ( $\pi_t$ ), se calculan restando los costos totales en el tiempo  $t$  a los ingresos totales en el mismo periodo. Su ecuación es;

$$\pi_t = IT_t - CT_t \quad (21)$$

donde,

$IT_t$  = ingresos totales al tiempo  $t$ ,

$CT_t$  = costos totales al tiempo  $t$ .

Los ingresos totales ( $IT$ ) se calculan del precio por tonelada y la captura de la especie objetivo, más lo que se obtiene de pesca incidental promedio. Se define como:

$$IT_t = (P_{sm} \cdot Y_t) + (P_{oe} \cdot \bar{Y}_{oe} \cdot f_t) \quad (22)$$

donde,

$P_{sm}$  = precio ponderado por tonelada de sardina monterrey,

$Y_t$  = captura al tiempo  $t$  de sardina monterrey,

$P_{oe}$  = precio ponderado por tonelada de otras especies,

$\bar{Y}_{oe}$  = captura promedio en toneladas por viaje de otras especies,

$f_t$  = esfuerzo al tiempo  $t$ .

Los costos totales ( $CT$ ) se obtuvieron a partir costos fijos, costos variables, costos de oportunidad de mano de obra y de capital. Se describe como:

$$CT_t = \bar{C}_{viaje} \cdot f_t \quad (23)$$

donde,

$\bar{C}_{viaje}$  = Costo promedio por viaje en dólares.

El valor presente neto ( $VPN$ ) generado por la pesquería se define como:

$$VPN = \sum_{t=1}^n \frac{IT_t - CT_t}{(1 + \delta)^t} \quad (24)$$

donde,

$\delta$  = Tasa social de descuento para representar el precio en el tiempo. Esta se obtuvo restando la inflación al interes generado por las CETES a Diciembre del 2004 (4% para este estudio).

#### **4.2.3 Validación del modelo**

Para comprobar si los valores de la series de captura y esfuerzo históricas observadas discrepaban con respecto de los valores que se generaron en el modelo para el periodo de 1983-2004, se aplicó un Análisis de Varianza (ANOVA) en el programa SPSS ver. 11.0.4, bajo la hipótesis de que las variables simuladas no discrepan de las observadas. Cabe hacer hincapié que antes de realizar el ANOVA se probaron los supuestos de normalidad (prueba de Kolmogorov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene) en los datos.

#### **4.2.4 Simulación de diferentes estrategias de manejo de la pesquería**

Para observar el impacto bioeconómico de la pesquería, se simularon diferentes estrategias de manejo, implementando cada una de ellas a partir de la temporada 2005, y continuándolas por un periodo de 7 años. Las estrategias a considerar fueron:

1. *Acceso abierto (corrida base).*
2. *Esfuerzo máximo encontrado en el modelo ( $f_{MRE}$ ).*
3. *Captura máxima encontrada en el modelo ( $C_{MRS}$ ).*
4. *Esfuerzo correspondiente al año de 2004 ( $f_{2004}$ ).*
5. *Cuota de captura arbitrariamente asignada a 40,000 toneladas, similar a la captura obtenida en el 2001 ( $C_{40000}$ ).*

El acceso abierto implica que el modelo base corre sin restricción alguna. Para calcular el  $f_{MRE}$  se procedió a buscar dentro de la simulación el nivel de esfuerzo donde la

renta fuera mayor, fijando así el esfuerzo a ese nivel. Mientras que en el caso de la  $C_{MRS}$ , se buscó el nivel máximo de captura dentro de la misma corrida de simulación.

Para incorporar incertidumbre, dichas estrategias se implementaron considerando 3 condiciones con diferentes escenarios por un periodo de 7 años, que equivale a una generación de sardina. La primera condición fue variando la mortalidad inicial en  $\pm 20\%$  (así los 3 escenarios son la mortalidad reportada en la literatura y sus dos variantes con 20% de diferencia). La segunda condición se realizó variando el precio registrado en el presente estudio de igual manera que la mortalidad, con 20% en ambos extremos del valor inicial. Finalmente, la tercera condición simuló cuatro diferentes escenarios de variabilidad ambiental: 1) la corrida base con condiciones normales (valores del IME cercanos a cero); 2) con dominancia de valores positivos del IME (periodo similar al encontrado en los años 1990 a 1995); 3) dominación de valores negativos del IME (periodo similar al encontrado en los años 1973 a 1978), y 4) un ciclo “Niño-Niña” (periodo similar al encontrado en los años 1980 a 1985), con condiciones normales al inicio, positivas y negativas en la parte media, y normales al final.

#### **4.2.5 Análisis de sensibilidad**

Se realizó un análisis de sensibilidad a los parámetros de precio, capturabilidad, costo promedio por día de pesca, parámetro de dinámica de la flota y mortalidad en relación a las variables de esfuerzo, captura y renta. Empleando la técnica de simulación MonteCarlo (ver anexo A.3) mediante el uso del programa Crystal Ball Pro ver. 7.1 (Decisioneering Inc.), ejecutando al menos 5000 iteraciones para cada estrategia previamente definida. Los resultados serán expresados en términos de coeficientes de correlación entre cada parámetro y cada variable de salida mencionada anteriormente.

#### 4.2.6 Manejo precautorio de la pesquería

Para simular el riesgo en la toma de decisiones de las pesquerías se ha sugerido el uso de la teoría de decisiones (Bayesiano y no-Bayesiano) y la incorporación de Puntos de Referencia Limite y Objetivo -PRL y PRO- (Caddy y Mahon, 1996). Así pues, el análisis de decisión se realizó de acuerdo a la metodología propuesta por Seijo *et al.* (1997), usando los 3 criterios siguientes:

##### 4.2.6.1 Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Cuando se tienen posibles desempeños de la naturaleza con diferentes probabilidades de ocurrencia ( $p_i$ ), asociados a estados probables de la naturaleza (*Condición<sub>i</sub>*), que en el presente estudio hacen alusión a los posibles valores de mortalidad, precio y variabilidad ambiental, es posible estimar el valor esperado (VE) del Valor Presente Neto (VPN) de la pesquería resultante de utilizar diferentes estrategias de manejo ( $d$ ). El VE puede estimarse como:

$$VE_d = \sum_{i=1}^n p_i \cdot VPN_{d,i} \quad (25)$$

y la varianza asociada (VAR) correspondiente se calcula

$$VAR_d = \sum_{i=1}^n p_i \cdot (VPN_{d,i} - VE_d)^2 \quad (26)$$

Se evaluó entre el VE y la VAR correspondiente de las diferentes estrategias de manejo. La decisión acerca de que estrategia usar dependerá de la idiosincrasia del administrador, en particular su tendencia al riesgo. Los criterios que se tomaron en cuenta son:

- *Administrador adverso al riesgo.* Este tipo de administrador seleccionará aquella estrategia que posea la menor VAR de las diferentes estrategias de manejo.
- *Administrador neutral al riesgo.* El criterio se basa en seleccionar aquella estrategia que otorgue el mayor VE de las estrategias de manejo sin considerar la varianza.
- *Administrador tendiente al riesgo.* Dicho administrador basa su criterio de selección en la búsqueda del mayor VPN de las estrategias de manejo y condiciones de la naturaleza.

Las probabilidades de ocurrencia de un desempeño dado fueron asignadas con base a lo que se conoce de la pesquería, asignando las probabilidades de manera arbitraria o bien, mediante un análisis de probabilidad. El primer caso se aplicó para los diferentes escenarios para mortalidad y precio. A cada uno de estos se le asignó una probabilidad de ocurrencia, siendo la probabilidad mas alta (0.6) la correspondiente al parámetro inicial del análisis (el encontrado en la literatura u obtenido del análisis socioeconómico), y dividiendo la probabilidad remanente entre los dos escenarios restantes. Para mortalidad, dicha probabilidad se dividió en partes iguales debido a la carencia de algún criterio adicional; mientras que para precio, se asignó al precio mayor una probabilidad de 0.3 y al más bajo una probabilidad de 0.1, debido a que resulta más factible el aumento de precio por tonelada que el caso contrario. Para el caso de las

probabilidades de los escenarios que incorporan variabilidad ambiental, se observó la cantidad de años que se suscitaron los periodos de las condiciones mencionadas anteriormente (positivas-negativas o de “Niño-Niña”) en la serie histórica del IME (1950 a 2004), y posteriormente se dividió su ocurrencia entre el total de años de la serie, teniendo como probabilidades para los escenarios mencionados, 1) 0.36, 2) 0.18, 3) 0.18, y 4) 0.28.

#### 4.2.6.2 Criterio Bayesiano

El criterio bayesiano le indica al administrador que seleccione aquella estrategia que minimiza el VE de la matriz de pérdida de oportunidades. Dicha matriz se obtuvo de restar el VPN obtenido de cada estrategia al VPN mayor para cada estado de la naturaleza, y calcular el VE para cada estrategia.

#### 4.2.6.3 Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

En ausencia de probabilidades se aplicaron 3 criterios de decisión que reflejan diferentes idiosincrasias y grado precautorio sobre la selección de la estrategia de manejo por parte de un administrador del recurso (Schmid, 1989; Seijo *et al.*, 1997):

1. *Criterio Maximin*. Este es aplicado por un administrador altamente cauto con aversión al riesgo. Este seleccionará aquella estrategia que involucra el máximo de los mínimos del VPN.
2. *Criterio Mínimax*. Este implica a un administrador cauto pero no tanto como el descrito en el caso anterior. Dicho administrador seleccionará la estrategia que minimiza las pérdidas máximas.
3. *Criterio Maximax*. Dicho criterio involucra a administradores altamente optimistas, y que hacen caso omiso del riesgo. Este administrador seleccionará aquella

estrategia que maximiza el VPN de las diferentes estrategias de manejo y condiciones de la naturaleza.

#### ***4.2.7 Efecto de la tasa de descuento sobre el VPN de una pesquería***

Para observar el efecto de la tasa de descuento sobre el valor presente de la pesquería de sardina monterrey, se realizaron cambios del 50% (positivos y negativos) de la tasa de descuento base del análisis (4%), resultando en tasas de 2 y 6%. Estas se aplicaron para los diferentes estados de la naturaleza modelados y sus respectivas estrategias de manejo.

#### ***4.2.8 Probabilidad de exceder Puntos de Referencia Limite y Objetivo usando simulación MonteCarlo***

Como se mencionó en antecedentes, existen diversos tipos de incertidumbre en las pesquerías que son difícilmente cuantificables, o inclusive, si así lo fuesen, son demasiado complejos para ser resueltas con métodos analíticos tradicionales. Enfocándose únicamente a la incertidumbre asociada a parámetros de un modelo (y su consecuente riesgo), una técnica eficiente para incorporar y cuantificar esta es la Simulación MonteCarlo (ver Anexo A.3). Así pues, para calcular la probabilidad de exceder PRL's y PRO's en esfuerzo, captura, renta y biomasa para los años 2006, 2008, y 2010 (ver tabla III), se incorporó incertidumbre a Mortalidad ( $M=0.6$ , con un limite inferior de 0.48, y uno superior de 0.72) y Precio (Precio=52.6 dls, con un mínimo de 42.08, y un máximo de 63.12), usando diferentes funciones de densidad probabilística (en el primer caso se usó una distribución normal y en el segundo una distribución de tipo uniforme), obteniendo la probabilidad de exceder dichos puntos de referencia para cada estrategia

de manejo. El número de corridas realizadas en el análisis fue de 10,000, mediante el programa Crystall Ball Pro ver. 7.1.2. Los valores usados como puntos de referencia fueron los que se presentan en la tabla III. Cabe mencionar que estos se determinaron de manera aproximada con base a los resultados iniciales de la modelación en la corrida base (sin restricciones de ningún tipo). Y simplemente reflejan un criterio donde se consideró que la pesquería podía comenzar a tener problemas (i.e. 1200 viajes esta por encima del esfuerzo máximo sostenible) o ser altamente rentable (la renta a 350,000 dólares comienza a dejar grandes rendimientos para la gente envuelta en el proceso de pesca de la sardina). De ninguna manera los puntos que aquí se muestran son definitivos, sino que estos necesitan ser establecidos en base a criterios biológicos y económicos, y además deben de ser consensados con los usuarios del recurso.

**Tabla III.** Valores usados como puntos de referencia limite y objetivo en esfuerzo (en número de viajes), captura (toneladas), renta (en dólares) y biomasa (toneladas) usados en la simulación.

<b>Esfuerzo (viajes)</b>		<b>Captura (ton.)</b>		<b>Renta (dólares)</b>		<b>Biomasa (ton.)</b>	
<b>PRL</b>	<b>PRO</b>	<b>PRL</b>	<b>PRO</b>	<b>PRL</b>	<b>PRO</b>	<b>PRL</b>	<b>PRO</b>
$\geq 1,200$	$\leq 1,000$	$\leq 25,000$	$\geq 30,000$	$\leq 250,000$	$\geq 350,000$	$\leq 260,000$	$\geq 300,000$

## 5. Resultados

### 5.1 Stock-Reclutamiento

#### 5.1.1 Ajuste lineal y no lineal a la función de reclutamiento

En la tabla IV se presentan el número de individuos por grupo de edad por año resultantes del APV. La tabla V muestra la fracción correspondiente a stock y reclutas en miles de toneladas, y en el caso del reclutamiento, también en número de individuos.

**Tabla IV.** Número de individuos por grupo de edad obtenidos a partir del APV realizado con los datos reportados por Félix-Uraga (1996).

Año	Grupo de edad						
	0	1	2	3	4	5	6
1981	4164774250	2285676500	1254405880	688432500	368301380	155647560	48885300
1982	5296243500	2906640000	1595197750	873578250	473881880	218927050	83613520
1983	465145690	255277360	140047910	76703310	41155690	10811080	563910
1984	1230392250	675253560	370587000	203175450	104413590	44549360	19387260
1985	5543650000	3042419500	1669715250	916359130	502724500	244184550	50718830
1986	3215287500	1764587250	968426000	528664440	252350800	70361140	12956720
1987	1194165880	655372130	359675840	193413840	90861940	12911240	3300
1988	2758983750	1513677880	830565190	453567220	221927610	87191530	23509400
1989	5104528500	2801424750	1537398880	842055630	457617000	239844360	104708990
1990	3236606500	1776211750	966524560	520765660	258896590	100971740	17131620
1991	3958788250	2171705750	1190367250	647167940	337523780	136417360	32086750
1992	1583855250	869238190	476875090	261219580	139676920	54831840	4808070
1993	3437646500	1886620250	1035399130	568239060	307725590	128477160	16125820

**Tabla V.** Datos de stock y reclutamiento, obtenidos a partir del VPA realizado con los datos de Félix-Uraga (1996). Se presenta stock y reclutas en miles de toneladas (MTon) y el segundo, también en número de individuos.

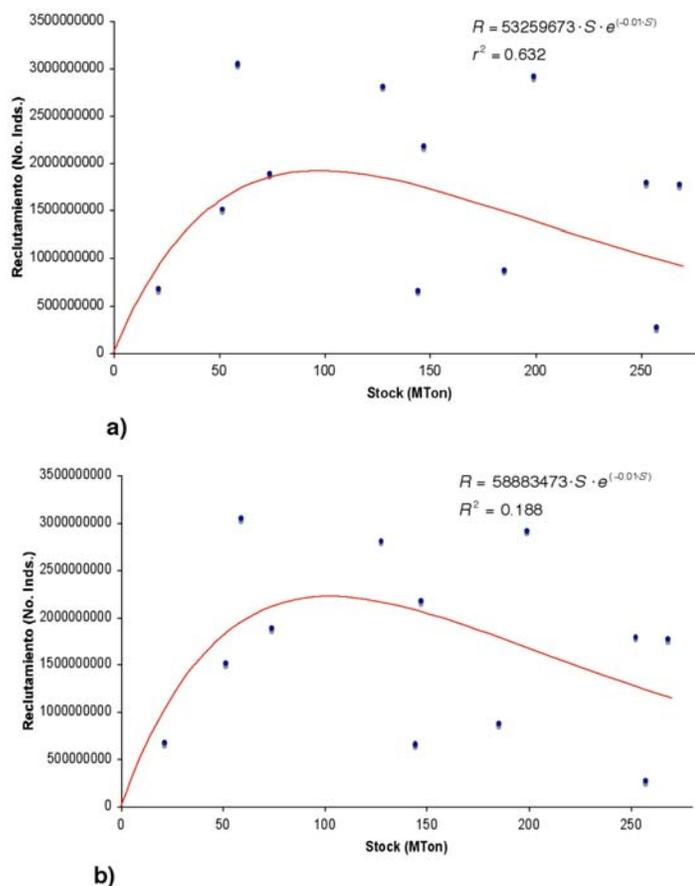
Año	S (MTon)	R (MTon)	R (Inds.)
1981	199.19	160.31	2,914,775,584
1982	257.27	14.81	269,192,479
1983	21.24	37.14	675,347,407
1984	58.76	167.51	3,045,645,964
1985	268.14	97.52	1,773,027,973
1986	144.42	36.16	657,528,411
1987	51.61	83.25	1,513,677,880
1988	127.72	154.29	2,805,337,228
1989	252.59	98.65	1,793,637,617
1990	147.18	119.60	2,174,556,826
1991	185.30	48.10	874,578,127
1992	74.10	103.81	1,887,420,417

En la figura 7 se muestra el ajuste de la ecuación de stock-reclutamiento de Ricker tanto por el método de ajuste lineal como por el método no lineal realizado a través de un algoritmo de búsqueda directa. Aunque el ajuste lineal presenta un valor del coeficiente de determinación mayor al otro método indicando un mejor ajuste, la realidad es que dicho valor corresponde al coeficiente de determinación lineal obtenido mediante la transformación logarítmica y no la curva descrita por la ecuación de Ricker, cuestión que puede corroborarse al comparar la Suma de Cuadrados del Error –SCE- de ambos modelos. En el caso del modelo con el ajuste lineal la SCE es igual a  $2.03 \times 10^{10}$ , mientras que en el caso del ajuste no lineal la SCE equivale a  $1.72 \times 10^{10}$ , lo que indica que el mejor ajuste es el que deriva del algoritmo de búsqueda directa. Además, el ajuste del modelo por este método nos muestra un coeficiente de determinación no lineal ( $R^2$ ) que se apega mejor al modelo que el coeficiente lineal ( $r^2$ ) cuya interpretación se torna más complicada por la naturaleza misma del modelo (Ricker es un modelo descrito por una curva, no una línea recta).

En la tabla VI se muestran las constantes de cada modelo, la prueba de  $t$  para cada constante, el ANOVA de la regresión, y la significancia en ambas pruebas.

**Tabla VI.** Resultados del ajuste del modelo de Ricker mediante el procedimiento lineal, así como el no lineal. Se presentan el coeficiente de determinación para cada modelo, los valores de las constantes, el valor de  $t$  y su significancia para cada constante y el valor de  $F$  de la ANOVA de la regresión y su significancia .

<b>Modelo</b>	<b>Coef. Det.</b>	<b>Const.</b>	<b>Valor</b>	<b><math>t</math></b>	<b><math>p_t</math></b>	<b><math>F</math></b>	<b><math>p_{ANOVA}</math></b>
<i>Lineal</i>	0.632	<i>a</i>	53276186	42.47	<0.01	17.17	<0.01
		<i>b</i>	0.01	-4.14	<0.01		
<i>No Lineal</i>	0.188	<i>a</i>	58883473	3.04	<0.01	23.16	<0.01
		<i>b</i>	0.01	4.47	<0.01		



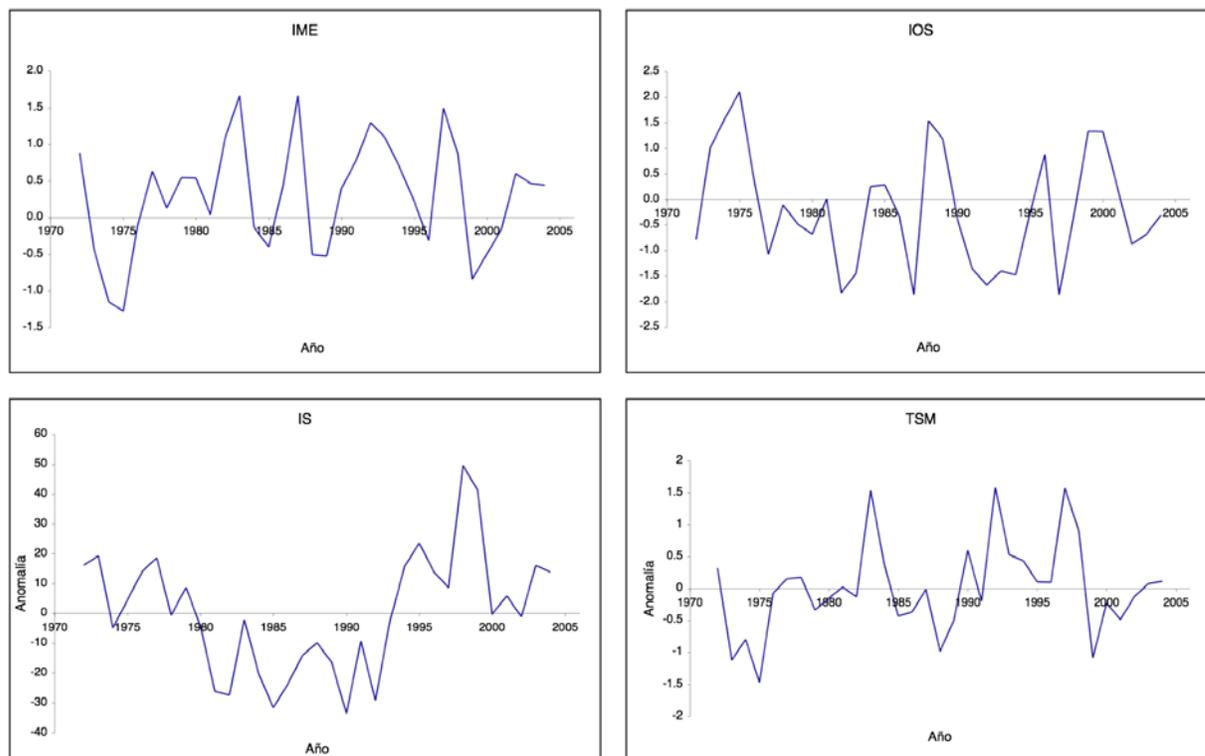
**Fig. 7.** Curva de stock-reclutamiento de Ricker para stock (en miles de toneladas) y reclutas (número de individuos), ajustada a los datos a través de **a)** regresión lineal y, **b)** ajuste no lineal a través del algoritmo de Levenberg-Marquardt. Se muestra la ecuación para cada ajuste y el valor del coeficiente de determinación en cada caso.

### 5.1.2. Incorporación de las variables ambientales a la ecuación de Ricker

En la figura 8 se presentan las gráficas de las variables ambientales que se incorporaron a la función de reclutamiento de Ricker. El IS y la TSM muestran el promedio de sus anomalías, no así el IOS y el IME que presentan sus valores promediados directamente.

De estas gráficas se pueden observar varias tendencias de manera general. Los índices IOS e IME capturan claramente los eventos tipo “El Niño” y “La Niña” en su serie

histórica, y prácticamente tienen una tendencia idéntica pero opuesta entre si (valores positivos del IME son negativos en el IOS y viceversa).



**Fig. 8.** Gráficas de las variables ambientales promediadas anualmente. Se muestran las anomalías para el índice de surgencia y temperatura superficial del mar (IS y TSM). En el caso del índice de oscilación del sur y el índice multivariado del ENSO (IOS e IME) solo se observan sus promedios anuales.

El IS muestra un periodo de 1972 a 1980 donde la mayoría de las anomalías son positivas; otro periodo de 1980 a 1992 se caracteriza por anomalías por debajo de la media, y aunque oscilan nunca son positivas. El siguiente periodo (1993 a 2004) se caracteriza por tener valores positivos y la anomalía mayor registrada para el periodo de estudio, acaecida en el año de 1998 (anomalía igual a 41.23). Pudiera generalizarse que la mayoría de tendencias positivas en el IS ocurren al inicio o durante eventos “La Niña”, aunque su intensidad no corresponde con lo que se observa en el IME o IOS. La TSM

muestra valores cercanos a la media, con anomalías que corresponden a los eventos “Niño” o “Niña” en la mayor parte. Esto indica que fuera de estos eventos anómalos, Bahía Magdalena suele ser un ambiente con un patrón de temperaturas más o menos estable.

Para probar el supuesto de colinearidad entre las variables ambientales mencionadas e incorporarlas al modelo de Ricker, se realizaron correlaciones simples entre dichas variables. Los resultados se muestran en la tabla VII.

**Tabla VII.** Coeficientes de correlación para las diferentes variables ambientales. Se muestra el valor de la correlación y su significancia. Con un asterisco se muestran las correlaciones significativas al 95% ( $p < 0.05$ ), mientras que con doble asterisco se observan las correlaciones significativas al 99% ( $p < 0.01$ ).

	<b>IS</b>	<b>TSM</b>	<b>IME</b>	<b>IOS</b>
<b>IS</b>	-	-0.018	0.227	-0.012
<b>TSM</b>		-	0.647*	-0.584*
<b>IME</b>			-	-0.941**
<b>IOS</b>				-

Se observa que la TSM o el IME poseen correlaciones significativas entre ellas y el IOS. Ello conlleva a que dichas combinaciones de variables fueran excluidas del ulterior análisis. No sucede así con el IS que no tiene ninguna correlación significativa con el resto; lo cual implicó agregar a la ecuación de reclutamiento de Ricker cada variable individualmente, y el IS combinado con cada una del resto de las variables.

Los resultados de los ajustes se muestran en la tabla VIII. De manera similar a la tabla VI se presentan los valores de las constantes, la prueba de  $t$ , el ANOVA de la regresión, el valor de la prueba de Durbin-Watson y el criterio de aceptación o rechazo a la prueba de hipótesis de la misma. El aceptar la  $H_0$  implica que no existe correlación serial en los datos. Mientras que la hipótesis indeterminada implica que no se puede aceptar o rechazar dicha prueba.

**Tabla VIII.** Ajustes a la función de Ricker con variabilidad ambiental, se muestra cada ecuación, el valor de  $R^2$  del modelo, las constantes obtenidas para el mismo, su valor de  $t$  correspondiente y significancia, así como el valor de  $F$  derivado del ANOVA. Se presenta además, el valor de Durbin-Watson ( $D-W$ ) y el resultado de la prueba.

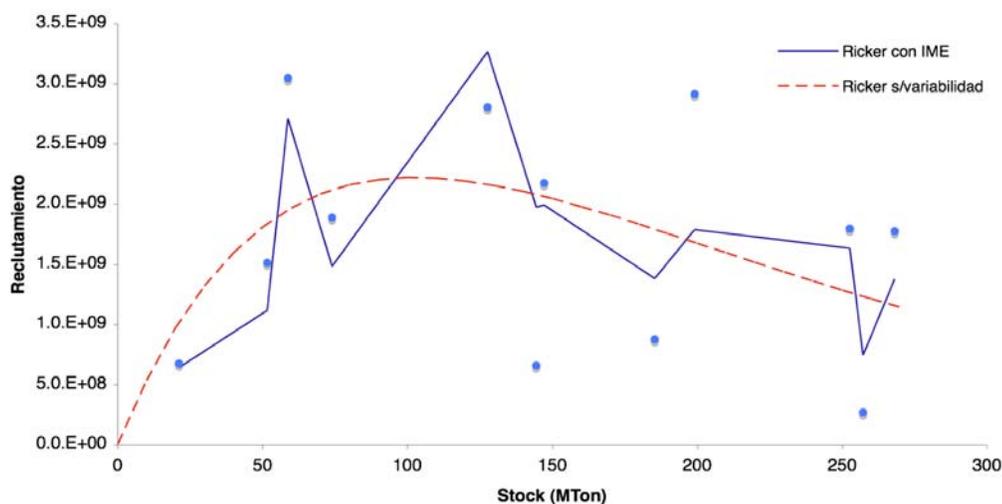
<b>Modelo</b>	<b><math>R^2</math></b>	<b>Constante</b>	<b><math>t</math></b>	<b><math>p_t</math></b>	<b><math>F</math></b>	<b><math>p_{ANOVA}</math></b>	<b><math>D-W</math></b>	<b>Ho <math>D-W</math></b>
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIS)}</math></b>	0.192	54857413	2.12	n.s.	14.00	<0.01	1.94	Acepta Ho
		0.010	4.19	<0.01				
		-0.004	-0.22	n.s.				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cTSM)}</math></b>	0.191	61351636	2.57	<0.05	13.98	<0.01	2.00	Acepta Ho
		0.010	3.86	<0.01				
		-0.047	-0.21	n.s.				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIME)}</math></b>	0.551	83250670	3.69	<0.01	27.57	<0.01	2.58	Indeterminada
		0.011	6.23	<0.01				
		-0.467	-2.53	<0.05				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIOS)}</math></b>	0.469	68788234	3.41	<0.01	22.86	<0.01	2.33	Acepta Ho
		0.010	5.29	<0.01				
		0.227	2.10	n.s.				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIS)}e^{(dTSM)}</math></b>	0.207	55293787	1.99	n.s.	9.54	<0.01	1.97	Acepta Ho
		0.011	3.17	<0.05				
		-0.009	-0.35	n.s.				
		-0.118	-0.35	n.s.				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIS)}e^{(dIME)}</math></b>	0.612	64318030	2.91	<0.05	21.59	<0.01	2.63	Indeterminada
		0.012	6.34	<0.01				
		-0.017	-1.11	n.s.				
		-0.594	-2.58	<0.05				
<b><math>R=aSe^{(-bs)}e^{(cIS)}e^{(dIOS)}</math></b>	0.551	49646446	2.45	<0.05	18.36	<0.01	2.53	Indeterminada
		0.011	5.30	<0.01				
		-0.021	-1.14	n.s.				
		0.327	2.11	n.s.				

De la tabla anterior, se infiere que los modelos con IS y TSM no hacen un aporte sustancial de ajuste con respecto del modelo sin variabilidad ambiental (0.188 contra 0.192 y 0.191 respectivamente). Ni tampoco lo hace el modelo que incorpora IS y TSM

combinadas, por lo que estos 3 modelos se descartan para el reclutamiento de sardina monterrey. De los restantes 4 modelos que presentan las  $R^2$ 's más altas, se puede descartar el modelo que incorpora IS e IOS combinadas, debido a que tiene un valor de  $R^2$  igual al del modelo con IME, aunado a que los coeficientes  $c$  y  $d$  de la regresión no son significativos. El modelo que pareciera tener el mejor ajuste (IS e IME) tiene el inconveniente que la constante  $c$  (que se relaciona con IS) no es significativa ( $p > 0.2$ ) y además, la prueba de Durbin-Watson al modelo queda como indeterminada. Por lo tanto, el hacer uso de este modelo, aunque con mejor  $R^2$ , implicaría introducir una variable que no es significativa al modelo. Así que el modelo a escoger recae entre el que incorpora el IME o el IOS. De ambos modelos el que parece ser el menos adecuado es el que incorpora IOS, debido a que el coeficiente correspondiente a esta variable ambiental ( $c$ ) no es significativa al 95% de confianza, a pesar de que la prueba de Durbin-Watson es aceptada. El modelo con IME tiene todos los parámetros significativos para la prueba de  $t$ , el ANOVA es significativo, y presenta el segundo valor más alto de  $R^2$ . Sin embargo, la prueba de Durbin-Watson queda como indeterminada. En base a esto es menester recalcar que el reclutamiento parece ser influenciado grandemente por eventos tipo "El Niño" en esta área. Ambos modelos explican una gran parte de la variación, y ambos están relacionados con este evento. Para fines de la modelación se incorporará el modelo que usa el IME como variable ambiental debido a que toma en cuenta 6 variables atmosféricas, a diferencia del IOS, que aunque también indica la presencia de eventos como "El Niño", utiliza únicamente la presión atmosférica como indicador.

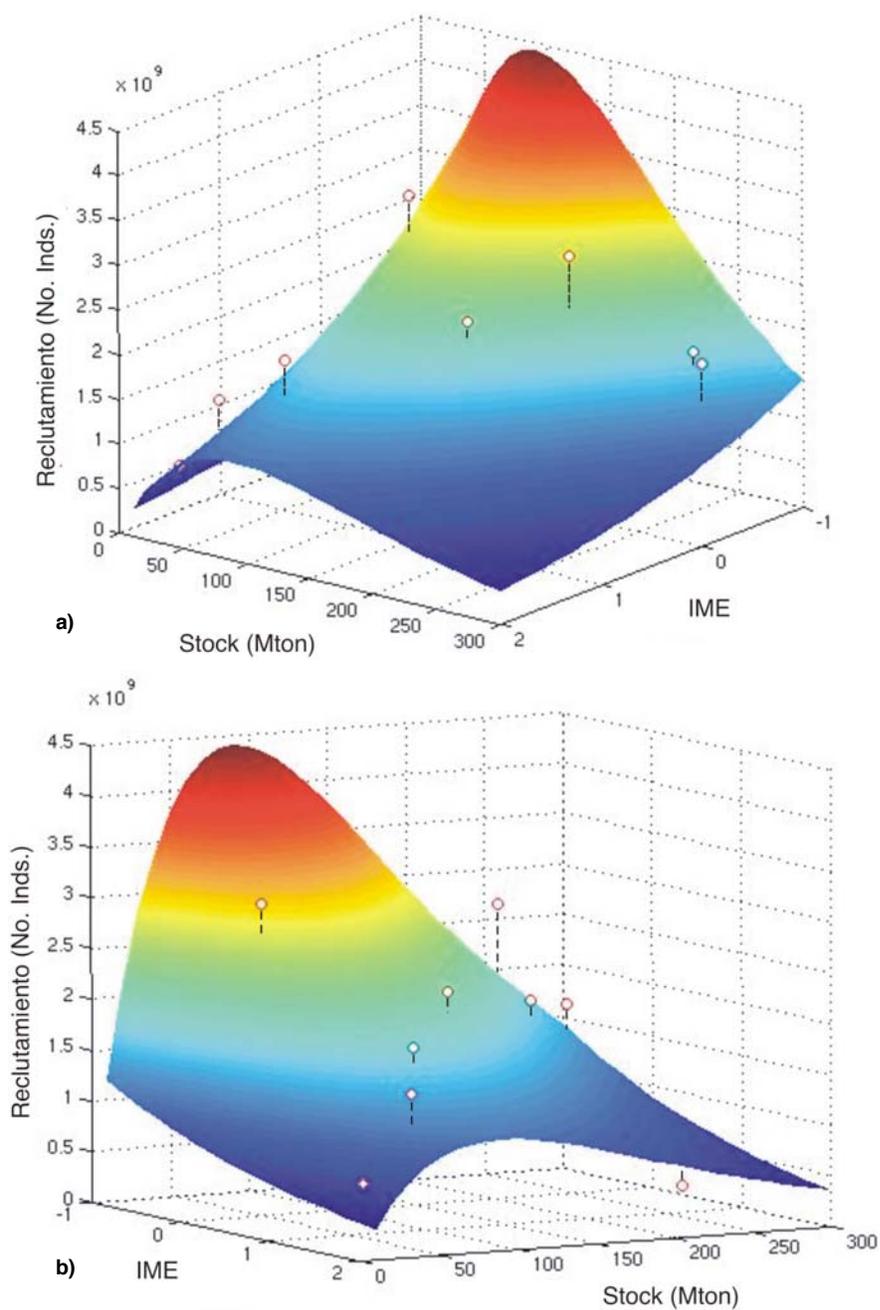
La figura 9, muestra la comparación entre el modelo de Ricker sin variabilidad ambiental e incorporando el IME (los valores de la ecuación se presentaron en la tabla anterior) para los datos del periodo de estudio. Claramente se observa que presenta un

mejor ajuste al incorporar la variabilidad ambiental ( $R^2=0.19$  en el modelo sin variabilidad y 0.55 en el segundo caso).



**Fig. 9.** Ajuste de stock-reclutamiento de Ricker sin variabilidad ambiental (línea discontinua) e incorporando el índice multivariado del ENSO -IME- (línea sólida).

El modelo indica que existe una relación negativa entre el reclutamiento y valores positivos del IME en Bahía Magdalena. Esto es, se ve fuertemente influenciado por la fase fría del ENSO, “La Niña“, provocando reclutamientos intensos en la zona. En la figura 10 se presenta una superficie de respuesta para un intervalo de valores de IME (2 a -1, que corresponden a un evento “El Niño” intenso a un evento moderado de “La Niña”, que corresponden a lo que se presenta en el área de manera histórica) y con un stock de 0 a 300 mil toneladas (M Ton).



**Fig. 10. a)** Superficie de respuesta para el reclutamiento a partir de la función de Ricker incorporando IME como variable ambiental. La superficie representa los valores esperados, mientras que los puntos blancos son las observaciones. Obsérvese que los reclutamientos máximos se obtienen durante "La Niña". **b)** Se presenta la misma imagen pero rotada hacia la derecha para observar los puntos en diferente perspectiva.

## 5.2 Modelo matemático

### 5.2.1 Datos de entrada al modelo

En la tabla IX se presentan los datos con los que se alimentó el modelo para la simulación. Los datos de dinámica poblacional corresponden a la búsqueda bibliográfica, y los de índole bioeconómico fueron obtenidos mediante entrevista con los usuarios.

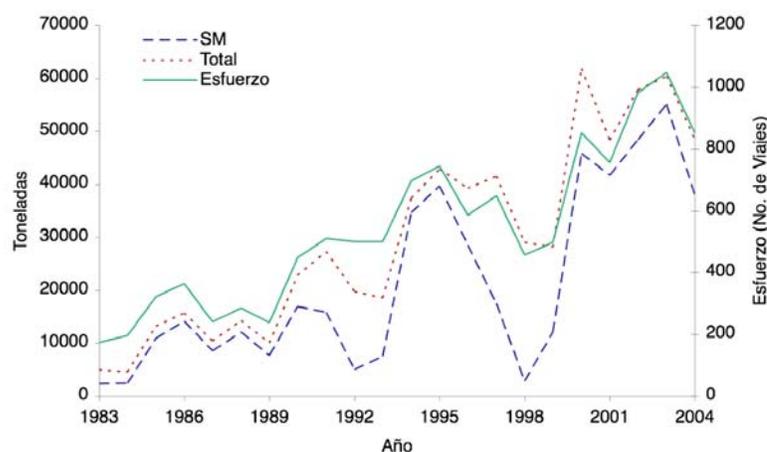
**Tabla IX.** Parámetros de entrada para el modelo bioeconómico. Se presenta el parámetro o constante, su descripción, su valor y las unidades en las que es expresado.

<i>Parámetros</i>	<i>Descripción</i>	<i>Valor</i>	<i>Unidad</i>	<i>Fuente</i>
$W_{\infty}$	Peso máximo	86.4	Gramos	Félix-Uraga (1990)*
$k$	Tasa de crecimiento	0.99681	Año <sup>-1</sup>	Félix-Uraga (1990)
$t_0$	Tiempo de eclosión	-0.01542	Año <sup>-1</sup>	Félix-Uraga (1990)
<i>MAGE</i>	Edad máxima	7	Años	Félix-Uraga (1986)
$s$	Edad de primera madurez	2	Años	Félix-Uraga (1986)
$R_{inicial}$	Reclutamiento inicial	1,672,727,273	No. inds.	Presente estudio
$a$	Parámetro alfa	83,250,670	---	Presente estudio
$b$	Parámetro beta	0.011087	---	Presente estudio
$c$	Constante ambiental	-0.466698	---	Presente estudio
$M$	Tasa de mortalidad natural	0.6	Año <sup>-1</sup>	Morales-Bojorquez <i>et al.</i> (1999)
$q$	Coef. de capturabilidad	0.000155	Días	Presente estudio
$\varphi$	Par. dinámica de flota	0.000246	Año <sup>-1</sup>	Presente estudio
$P_{obj}$	Precio de la especie objetivo	52,6	Dólares/Ton	Presente estudio
$P_{imc}$	Precio promedio pesc. inc.	36.36	Dólares/Ton	Presente estudio
$dp$	Días de pesca	86	promedio/barco/año	Presente estudio
$Cu$	Costo unitario	2200	Dólares/días de pesca	Presente estudio
$d$	Tasa de descuento	0.04	Año <sup>-1</sup>	Presente estudio

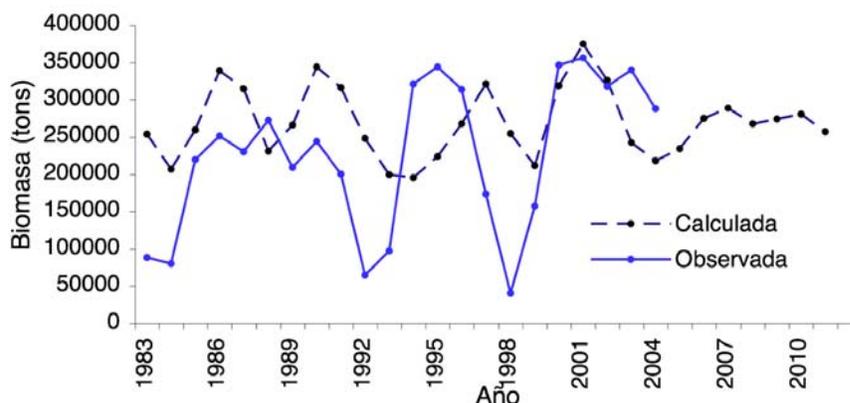
\* Este valor se obtiene con el valor presentado por este autor y convertido con la ecuación de crecimiento alométrico presentado por Mendoza-Bañuelos (2001).

### 5.2.2 Validación del modelo

Los datos de captura y esfuerzo para Bahía Magdalena, y con los cuales se validó el modelo se presentan en la figura 11. Los valores observados y las salidas del modelo, tanto para esfuerzo como para captura se muestran en la figura 13. Se observan patrones congruentes, si bien con desviaciones, pero no tan pronunciadas. De manera general la tendencia de la pesquería es capturada por el modelo. Los resultados del ANOVA no muestran diferencias significativas entre las salidas del modelo y los datos observados (Tabla XII). Cabe hacer hincapié en que los datos de captura, aunque normales, presentaban heterocedasticidad, por lo que se transformaron logaritmicamente. Esto no se tuvo que realizar con la serie de esfuerzo debido a que presentaba normalidad y homocedasticidad (Tablas X y XI). En la figura 12, se observa la biomasa observada y calculada. La biomasa modelada es más estable, tal vez debido a que al calcular la biomasa observada con la captura, esta última tiene decrementos drásticos sobre todo en periodos tipo “El Niño” debido a la migración de la sardina, lo que reduce la accesibilidad al recurso. La proyección a 7 años se observa más o menos estable, debido a que la modelación incorpora condiciones ambientales normales en esa parte.



**Fig. 11.** Gráfica con la serie de captura total, captura de sardina monterrey y esfuerzo de la flota sardinera de Bahía Magdalena de 1983 a 2004. En línea punteada se observa la serie de captura total, en línea discontinua la captura de sardina monterrey (SM) y en línea sólida la serie de esfuerzo.



**Fig. 12.** Biomasa observada y calculada por el modelo para el periodo de 1983 a 2004. Se incluye además la proyección para la biomasa para los 7 años simulados en el modelo

**Tabla X.** Resultados de la prueba de Z para normalidad de Kolmogorov-Smirnov para esfuerzo y captura .

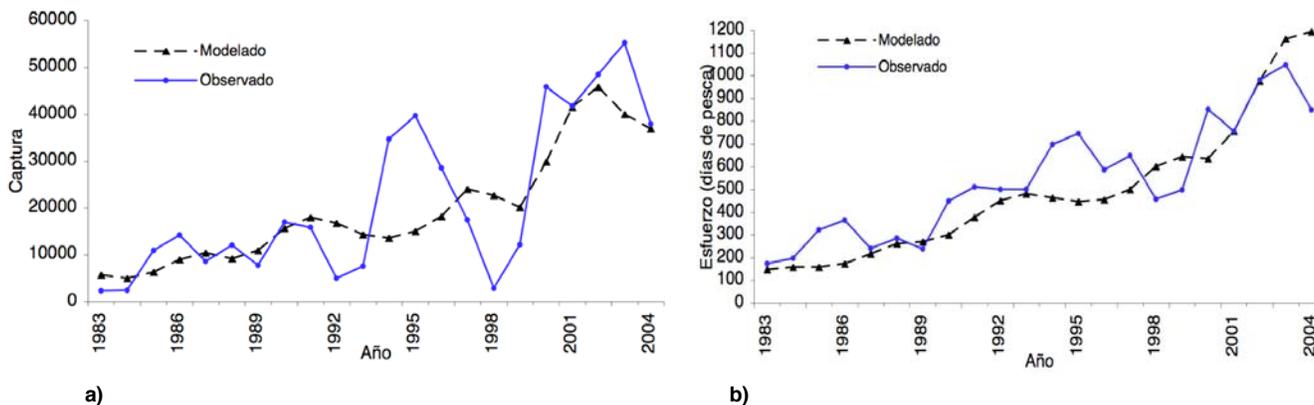
	Esfuerzo	Captura
<b>Media</b>	517	20395
<b>Desv. est.</b>	280	14559
<b>Z de K-S</b>	0.96	1.30
<b>Sig.</b>	0.32	0.07

**Tabla XI.** Resultados de la prueba de Levene para homogeneidad de varianzas. Se presenta el estadístico de Levene y la significancia para esfuerzo y captura .

	<b>Est. Levene</b>	<b>Sig.</b>
<b>Esfuerzo</b>	0.17	0.68
<b>Captura</b>	5.31	0.03

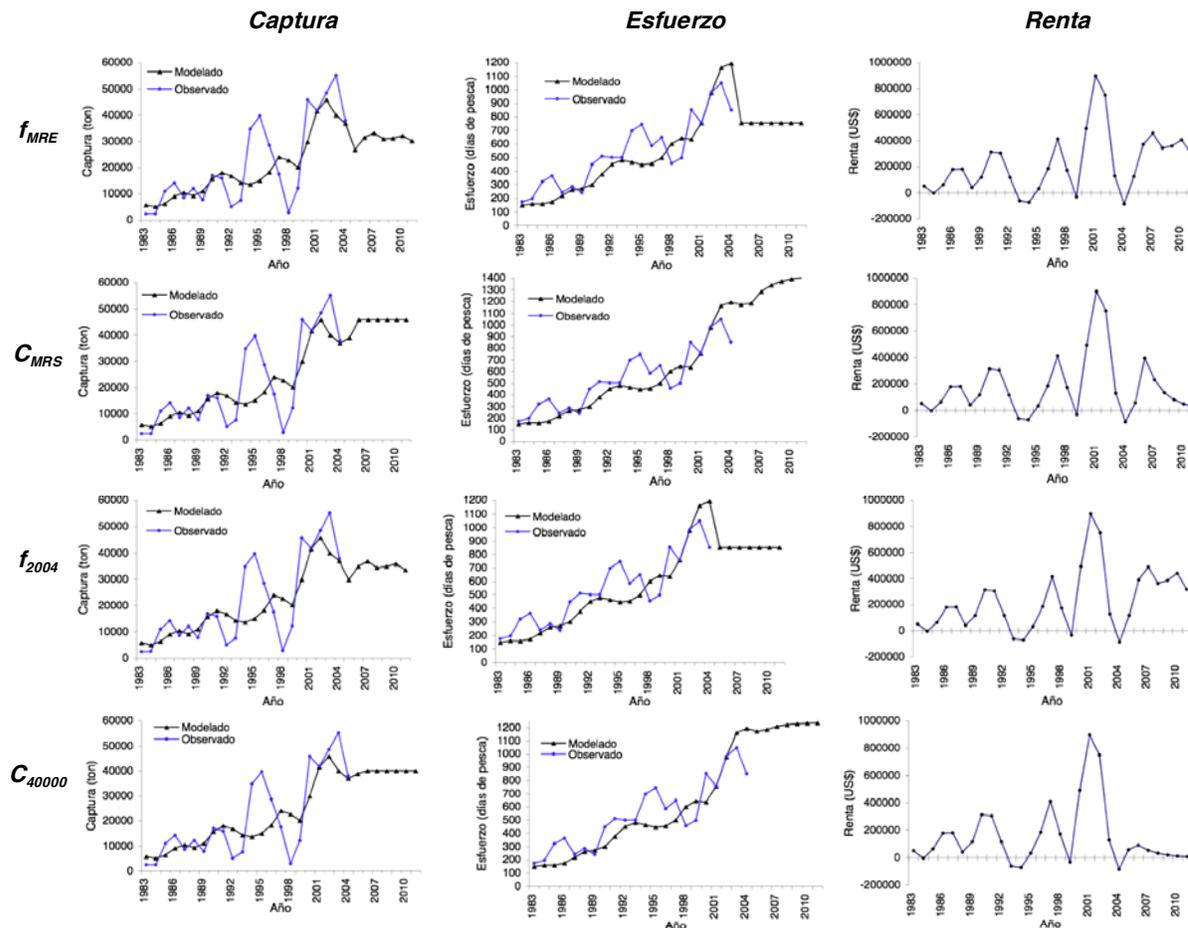
**Tabla XII.** Resultados del ANOVA para captura y esfuerzo. Se puede observar que no existen diferencias para los valores observados y los modelados. En el caso de la captura, las observaciones fueron transformadas previamente a la prueba.

	<b>Fuente de var.</b>	<b>S.C.</b>	<b>g.l.</b>	<b>Cuad. Med.</b>	<b>F</b>	<b>Sig.</b>
<b>Esfuerzo</b>	Entre grupos	26,290	1	26290	0.33	0.569
	Dentro de grupos	3,347,497	42	79702		
	Total	3,373,787	43			
<b>Captura</b>	Entre grupos	35,578,476	1	35578476	0.165	0.687
	Dentro de grupos	9,078,512,256	42	216155054		
	Total	9,114,090,732	43			



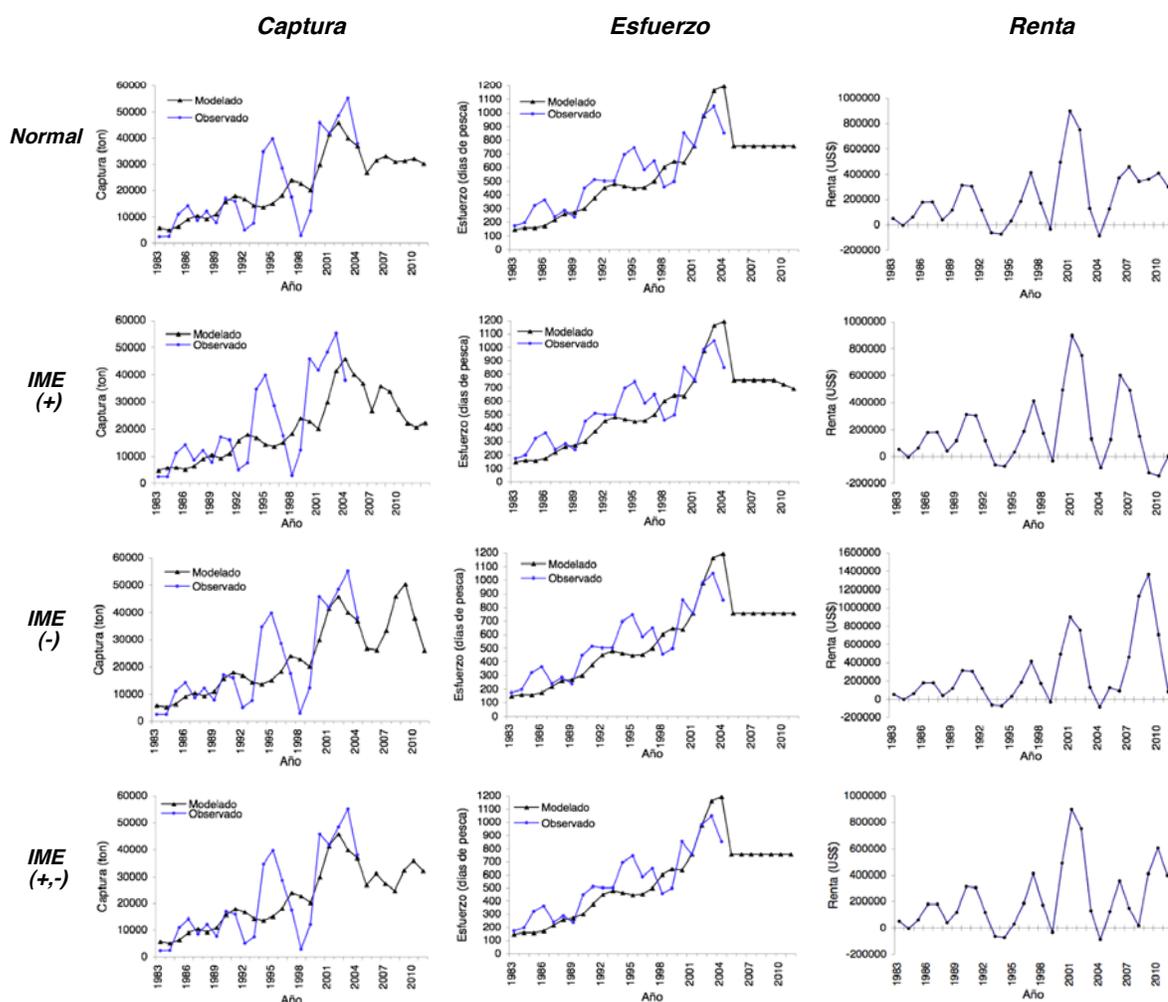
**Fig. 13.** Serie de a) captura y b) esfuerzo. Se observan tanto los datos observados como los modelados.

En las figuras siguientes se pueden observar unos cuantos resultados de la modelación. Se observan las salidas para 7 años para el esfuerzo, captura y renta. En la figura 14, se puede ver el comportamiento para 4 estrategias de manejo ( $f_{MRE}$ ,  $C_{MRS}$ ,  $f_{2004}$  y  $C_{40000}$ ), fijando la mortalidad en 0.6. Obsérvese como, para el periodo de los últimos 7 años, las estrategias que envuelven la restricción en el esfuerzo dan como resultado una captura por encima de las 30,000 ton y rentas mayores que las estrategias que envuelven cuotas de captura. Estas últimas muestran que el esfuerzo comienza a elevarse drásticamente y la renta a decaer para mantener dichos niveles de captura.



**Fig. 14.** Datos observados y modelados derivados del modelo, además de la simulación para los años 2005-2011. Se presentan las gráficas para las estrategias  $f_{MRE}$ ,  $C_{MRS}$ ,  $f_{2004}$  y  $C_{40000}$ , con una mortalidad natural de 0.6, y las salidas para captura, esfuerzo y renta.

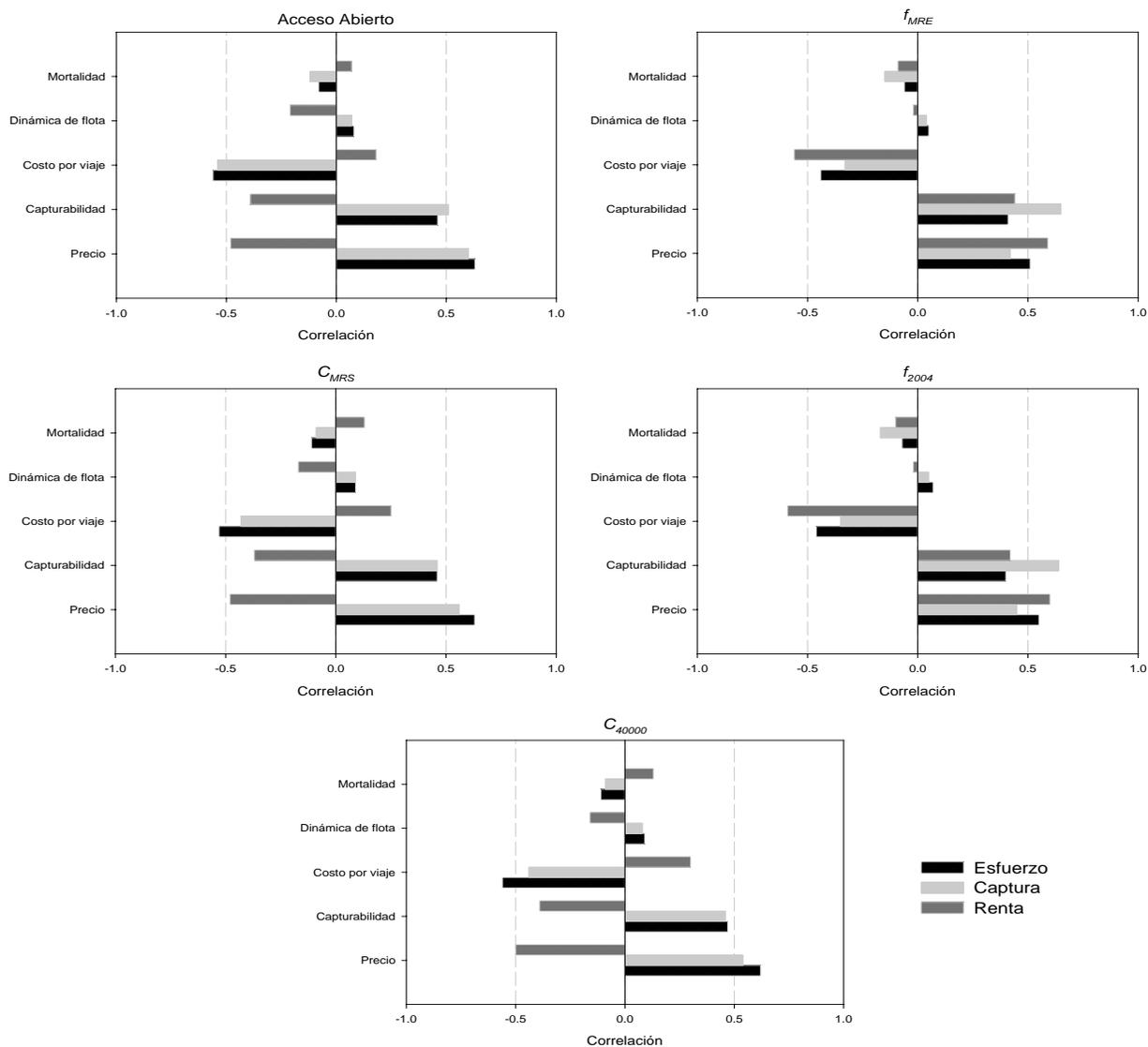
En la figura 15 se presentan, al igual que el caso anterior, las salidas para toda la modelación y la simulación de los últimos 7 años para captura, esfuerzo y renta. Se fijó la mortalidad en 0.6 y el nivel de esfuerzo (igual al  $f_{MRE}$ ). Se muestra en cambio como oscilan las salidas dependiendo del ambiente. En particular como cae la captura, esfuerzo y renta en eventos tipo “El Niño”, y como se levanta durante una “Niña”. Aunque véase que la captura al igual que la renta cae en la última parte en este tipo de eventos, probablemente debido un efecto denso-dependiente. Con un evento típico “Niño-Niña” se da un movimiento cíclico de las salidas, con valores que tienden a caer en los primeros años y que se levantan hacia la última parte.



**Fig. 14.** Datos observados y modelados derivados del modelo, además de la simulación para los años 2005-2011. Se presentan las gráficas con variabilidad ambiental. Se fijó la mortalidad natural a 0.6 y el nivel de esfuerzo ( $f_{MRE}$ ), mostrando las salidas para captura, esfuerzo y renta.

### 5.2.3 Análisis de sensibilidad

Los resultados del análisis de sensibilidad se muestran en la figura 16 a manera de correlación entre los parámetros de mortalidad, dinámica de la flota, costo por viaje, capturabilidad, precio y las variables de esfuerzo, captura y renta.



**Fig. 15.** Análisis de sensibilidad para precio, coeficiente de capturabilidad, costo promedio por viaje, parámetro de dinámica de la flota y mortalidad natural con relación al esfuerzo, captura, y renta. Se muestra el nivel de sensibilidad a modo de correlaciones para cada estrategia de manejo: *Acceso abierto*,  $f_{MRE}$ ,  $C_{MRS}$ ,  $f_{2004}$ ,  $C_{40,000}$ .

De este análisis puede inferirse que los parámetros más sensibles en el modelo son el precio, el coeficiente de capturarabilidad y el costo promedio por viaje, observándose esto en todas las estrategias. Es a los parámetros de precio y mortalidad natural a los que se les incorporó la incertidumbre, este último por ser uno de los más difíciles de evaluar en dinámica poblacional.

#### 5.2.4 Análisis de decisión con probabilidades matemáticas

Las tablas Xlla y b muestran los diferentes VPN correspondientes a las condiciones de la naturaleza de la mortalidad natural ( $M$ ) y del precio ( $US\$$ ), así como de las diferentes estrategias de manejo. La decisión acerca de que estrategia usar dependerá de la idiosincrasia del administrador, en particular su tendencia al riesgo.

**Tabla XIII.** Resultados de las tablas de decisión con probabilidades matemáticas basadas en el VPN (dólares). Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo, con 3 estados de la naturaleza basados en **a)** mortalidad natural, **b)** precio en dólares y **c)** variabilidad ambiental.

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>VE</b>	<b>VAR</b>
	<b><math>M = 0.6</math></b>	<b><math>M = 0.48</math></b>	<b><math>M = 0.72</math></b>		
	0.6	0.2	0.2		
<b>Acceso abierto</b>	246,608	228,152	170,242	227,644	<b>8.748E+08</b>
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	269,721	168,691	221,308	1.024E+09
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-215,039	170,242	48,345	1.818E+10
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	235,841	<b>287,970</b>	170,283	<b>233,155</b>	1.396E+09
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-287,876	170,242	-7,664	2.273E+10

a)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>VE</b>	<b>VAR</b>
	<b>\$ 52.6</b>	<b>\$ 42.08</b>	<b>\$ 63.12</b>		
	0.6	0.1	0.3		
<b>Acceso abierto</b>	246,608	894	93,722	176,171	<b>8.088E+09</b>
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	894	443,037	266,626	1.755E+10
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	894	-763,491	-171,654	1.509E+11
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	235,841	894	<b>480,832</b>	<b>285,844</b>	2.103E+10
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	894	-850,896	-239,317	1.604E+11

b)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>Estado 4</b>	<b>VE</b>	<b>VAR</b>
	<i>Normal</i>	<i>IME (+)</i>	<i>IME (-)</i>	<i>IME (+,-)</i>		
	<i>0.36</i>	<i>0.18</i>	<i>0.18</i>	<i>0.28</i>		
<b>Acceso abierto</b>	246,608	35,612	<b>451,107</b>	194,891	230,958	1.60E+10
<i>f<sub>MRE</sub> (756 viajes)</i>	222,709	113,896	368,655	190,902	220,487	6.24E+09
<i>C<sub>MRS</sub> (45800 Ton)</i>	95,507	-9,650	78,179	83,492	70,096	1.43E+09
<b>f<sub>2004</sub> (851 viajes)</b>	235,841	113,434	399,223	199,104	<b>232,930</b>	7.87E+09
<b>C<sub>40000</sub> (40000 Ton)</b>	26,437	-44,347	21,488	22,997	11,842	<b>6.96E+08</b>

c)

Basándose en la tabla XIIIa un administrador adverso al riesgo seleccionaría la estrategia de acceso abierto. Un administrador neutral al riesgo, así como uno tendiente al riesgo seleccionarían la estrategia de  $f_{2004}$  (851 viajes). En el caso de la tabla XIIIb sucede exactamente el mismo caso que en el anterior, con un administrador cauto escogiendo la estrategia de acceso abierto; uno neutral y el que opta por el riesgo seleccionando  $f_{2004}$ . La tabla XIIIc muestra los criterios de decisión para las simulaciones con variabilidad ambiental. Se observa claramente como los años dominados por condiciones cálidas tienen repercusiones negativas en el VPN, no así los años con condiciones frías.

De acuerdo a los criterios de decisión anteriormente expresados, un administrador adverso al riesgo seleccionaría la cuota de captura de 40,000 ton; uno neutral se iría por el esfuerzo del 2004. Finalmente, alguien que solo busque el máximo VPN, es decir un buscador de riesgo, escogería el acceso abierto.

### **5.2.5 Decisión con criterio bayesiano**

Usando este criterio el administrador escogerá la estrategia de  $f_{2004}$  tanto en el caso de los escenarios con mortalidad natural como los escenarios con diferentes precios y ambiente (Tablas XIVa, b y c) ya que es la estrategia que minimiza el VE de la matriz de pérdida de oportunidades en todos los escenarios.

**Tabla XIV.** Resultados de las tablas de decisión usando el criterio bayesiano, el cual busca la estrategia con el mínimo VE de la matriz de pérdida de oportunidades. Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo, con 3 estados de la naturaleza basados en a) mortalidad natural, b) precio en dólares y c) variabilidad ambiental. La selección se marca en negritas.

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>VE de la pérdida de oportunidades</b>
	<b>M = 0.6</b>	<b>M = 0.48</b>	<b>M = 0.72</b>	
	<b>0.6</b>	<b>0.2</b>	<b>0.2</b>	
<i>Acceso abierto</i>	0	59,818	41	11,972
<i>f<sub>MRE</sub> (756 viajes)</i>	23,900	18,249	1,591	18,308
<i>C<sub>MRS</sub> (45800 Ton)</i>	151,101	503,009	41	191,271
<i>f<sub>2004</sub> (851 viajes)</i>	10,767	0	0	<b>6,460</b>
<i>C<sub>40000</sub> (40000 Ton)</i>	220,171	575,846	41	247,280

a)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>VE de la pérdida de oportunidades</b>
	<b>\$ 52.6</b>	<b>\$ 42.08</b>	<b>\$ 63.12</b>	
	<b>0.6</b>	<b>0.1</b>	<b>0.3</b>	
<i>Acceso abierto</i>	0	0	387,110	116,133
<i>f<sub>MRE</sub> (756 viajes)</i>	23,900	0	37,795	25,678
<i>C<sub>MRS</sub> (45800 Ton)</i>	151,101	0	1,244,323	463,958
<i>f<sub>2004</sub> (851 viajes)</i>	10,767	0	0	<b>6,460</b>
<i>C<sub>40000</sub> (40000 Ton)</i>	220,171	0	1,331,728	531,621

b)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>	<b>Estado 4</b>	<b>VE de la pérdida de oportunidades</b>
	<b>Normal</b>	<b>IME (+)</b>	<b>IME (-)</b>	<b>IME (+,-)</b>	
	<b>0.36</b>	<b>0.18</b>	<b>0.18</b>	<b>0.28</b>	
<i>Acceso abierto</i>	0	78,284	0	4,214	15,271
<i>f<sub>MRE</sub> (756 viajes)</i>	23,900	0	82,452	8,203	23,445
<i>C<sub>MRS</sub> (45800 Ton)</i>	151,101	123,546	372,928	115,612	143,762
<i>f<sub>2004</sub> (851 viajes)</i>	10,767	462	51,884	0	<b>13,298</b>
<i>C<sub>40000</sub> (40000 Ton)</i>	220,171	158,244	429,620	176,108	185,077

c)

## 5.2.6 Análisis de decisión sin probabilidades matemáticas

### 5.2.6.1 Criterio Maximin

El primer criterio de decisión es el criterio *Maximin*, el cual correspondería a un administrador altamente cauto. La tablas XVa, b y c muestran los resultados de la modelación para este criterio. En el caso de mortalidad natural (tabla XVa), las estrategias que podrían ser adoptadas son el *acceso abierto* y el *f<sub>2004</sub>*, que son las que ofrecen los

máximos de los mínimos del VPN. Para precio (XVb) sucede algo similar, pero con el  $f_{MRE}$  como estrategia adicional. Para las simulaciones con variabilidad ambiental (XVc) se tienen a las estrategias del  $f_{MRE}$ , y al  $f_{2004}$  como las que proporcionaron los máximos de los mínimos VPN de las diferentes estrategias de manejo.

**Tabla XV.** Resultados de las tablas de decisión usando el criterio *Maximin*, el cual busca la estrategia con el máximo de los mínimos del VPN. Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo, con 3 estados de la naturaleza basados en a) mortalidad natural, b) precio en dólares y c) variabilidad ambiental. La selección se marca en negritas.

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>M = 0.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>M = 0.48</i>	<b>Estado 3</b> <i>M = 0.72</i>	<b>Mínimo VPN</b>
<b>Acceso abierto</b>	246,608	228,152	170,242	<b>170,242</b>
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	269,721	168,691	168,691
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-215,039	170,242	-215,039
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	287,970	170,283	<b>170,283</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-287,876	170,242	-287,876

a)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>\$ 52.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>\$ 42.08</i>	<b>Estado 3</b> <i>\$ 63.12</i>	<b>Mínimo VPN</b>
<b>Acceso abierto</b>	246,608	894	93,722	<b>894</b>
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	894	443,037	<b>894</b>
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	894	-763,491	-763,491
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	894	480,832	<b>894</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	894	-850,896	-850,896

b)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>Normal</i>	<b>Estado 2</b> <i>IME (+)</i>	<b>Estado 3</b> <i>IME (-)</i>	<b>Estado 4</b> <i>IME (+,-)</i>	<b>Mínimo VPN</b>
<b>Acceso abierto</b>	246,608	35,612	451,107	194,891	35,612
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	113,896	368,655	190,902	<b>113,896</b>
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-9,650	78,179	83,492	-9,650
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	113,434	399,223	199,104	<b>113,434</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-44,347	21,488	22,997	-44,347

c)

### 5.2.6.2 Criterio Minimax

Los resultados de aplicar el criterio *Minimax* se presentan en las tablas XVIa, b y c. Dicho criterio correspondería a un administrador poco cauto, y buscaría el mínimo de los valores de la matriz de máxima pérdida de oportunidades. En el caso de la tabla XVIa dicho administrador seleccionaría el  $f_{2004}$  como estrategia. Incorporando incertidumbre en precio y ambiente, la decisión sería la misma (tabla XVIb y c).

**Tabla XVI.** Resultados de las tablas de decisión usando el criterio *Minimax*. Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo, con 3 estados de la naturaleza basados en a) mortalidad natural, b) precio en dólares y c) variabilidad ambiental. En negritas se indica la estrategia seleccionada.

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>M = 0.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>M = 0.48</i>	<b>Estado 3</b> <i>M = 0.72</i>	<b>Máxima pérdida de oportunidades</b>
Acceso abierto	0	59,818	41	59,818
$f_{MRE}$ (756 viajes)	23,900	18,249	1,591	23,900
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	151,101	503,009	41	503,009
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	10,767	0	0	<b>10,767</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	220,171	575,846	41	575,846

a)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>\$ 52.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>\$ 42.08</i>	<b>Estado 3</b> <i>\$ 63.12</i>	<b>Máxima pérdida de oportunidades</b>
Acceso abierto	0	0	387,110	387,110
$f_{MRE}$ (756 viajes)	23,900	0	37,795	37,795
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	151,101	0	1,244,323	1,244,323
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	10,767	0	0	<b>10,767</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	220,171	0	1,331,728	1,331,728

b)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>Normal</i>	<b>Estado 2</b> <i>IME (+)</i>	<b>Estado 3</b> <i>IME (-)</i>	<b>Estado 4</b> <i>IME (+,-)</i>	<b>Máxima pérdida de oportunidades</b>
Acceso abierto	0	78,284	0	4,214	78,284
$f_{MRE}$ (756 viajes)	23,900	0	82,452	8,203	82,452
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	151,101	123,546	372,928	115,612	372,928
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	10,767	462	51,884	0	<b>51,884</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	220,171	158,244	429,620	176,108	429,620

c)

### 5.2.6.3 Criterio Maximax

Finalmente el criterio *Maximax*, el cual denotaría la idiosincrasia de un administrador tendiente al riesgo, buscando maximizar los ingresos netos, se presenta en las tablas XVIIa, b y c. En los dos primeros casos se observa que la estrategia en la que se obtendría el mayor VPN es la correspondiente a  $f_{2004}$ .

**Tabla XVII.** Tablas de decisión usando el criterio *Maximax*, el cual busca la estrategia con el máximo de los máximos del VPN de diversas estrategias. Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo, con 3 estados de la naturaleza basados en a) mortalidad natural, b) precio en dólares y c) variabilidad ambiental.

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>M = 0.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>M = 0.48</i>	<b>Estado 3</b> <i>M = 0.72</i>	<b>Máximo</b> <b>VPN</b>
<i>Acceso abierto</i>	246,608	228,152	170,242	246,608
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	269,721	168,691	269,721
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-215,039	170,242	170,242
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	235,841	287,970	170,283	<b>287,970</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-287,876	170,242	170,242

a)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>\$ 52.6</i>	<b>Estado 2</b> <i>\$ 42.08</i>	<b>Estado 3</b> <i>\$ 63.12</i>	<b>Máximo</b> <b>VPN</b>
<i>Acceso abierto</i>	246,608	894	93,722	246,608
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	894	443,037	443,037
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	894	-763,491	95,507
<b><math>f_{2004}</math> (851 viajes)</b>	235,841	894	480,832	<b>480,832</b>
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	894	-850,896	26,437

b)

<b>Estrategias</b>	<b>Estado 1</b> <i>Normal</i>	<b>Estado 2</b> <i>IME (+)</i>	<b>Estado 3</b> <i>IME (-)</i>	<b>Estado 4</b> <i>IME (+,-)</i>	<b>Máximo</b> <b>VPN</b>
<b><i>Acceso abierto</i></b>	246,608	35,612	451,107	194,891	<b>451,107</b>
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	113,896	368,655	190,902	368,655
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-9,650	78,179	83,492	95,507
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	113,434	399,223	199,104	399,223
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-44,347	21,488	22,997	26,437

c)

Para la tabla XVIIc, correspondiente a la simulación con ambiente, se tiene que la estrategia que sería escogida por este tipo de administrador es el *acceso abierto*.

### 5.2.7 Efecto de diferentes tasas de descuento sobre el VPN

El efecto bioeconómico de diferentes tasas de descuento se presenta en las tablas XVIII y XIX, para diferentes estados de la naturaleza de mortalidad y precio, respectivamente. En todos los casos se toma la corrida base (tasa de descuento de 4%) y se le adiciona o se le subtrae el 50% (resultando en tasas del 6 y 2%, respectivamente). Se observa claramente que a mayor tasa de descuento, menor es el VPN obtenido. Este comportamiento tiene repercusiones de índole biológico y económico que serán expuestos en el apartado de discusión. No se muestran los efectos de la tasa de descuento sobre las estrategias que involucran variabilidad ambiental debido a que se observa la misma tendencia que con mortalidad y precio.

**Tabla XVIII.** Valores del VPN de diversas estrategias de manejo considerando diferentes tasas de descuento ( $\delta=2, 4$  y  $6\%$ ). Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo basadas en mortalidad natural.

$\delta = 2\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	$M = 0.6$	$M = 0.48$	$M = 0.72$
Acceso abierto	793,387	732,905	549,637
$f_{MRE}$ (756 viajes)	715,684	863,932	544,449
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	300,146	-665,374	549,637
$f_{2004}$ (851 viajes)	758,310	922,733	549,775
$C_{40000}$ (40000 Ton)	82,539	-890,746	549,637

$\delta = 4\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	$M = 0.6$	$M = 0.48$	$M = 0.72$
Acceso abierto	246,608	228,152	170,242
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	269,721	168,691
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	-215,039	170,242
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	287,970	170,283
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	-287,876	170,242

$\delta = 6\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	$M = 0.6$	$M = 0.48$	$M = 0.72$
Acceso abierto	78,458	72,676	53,981
$f_{MRE}$ (756 viajes)	70,945	86,204	53,507
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	31,082	-71,061	53,981
$f_{2004}$ (851 viajes)	75,086	92,002	53,993
$C_{40000}$ (40000 Ton)	8,660	-95,131	53,981

**Tabla XIX** Valores del VPN de diversas estrategias de manejo considerando diferentes tasas de descuento ( $\delta=2, 4$  y  $6\%$ ). Se tiene la corrida base y 4 estrategias de manejo basadas en precio.

$\delta = 2\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	<b>\$ 52.6</b>	<b>\$ 42.08</b>	<b>\$ 63.12</b>
Acceso abierto	793,387	2,904	315,709
$f_{MRE}$ (756 viajes)	715,684	2,904	1,420,283
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	300,146	2,904	-2,362,395
$f_{2004}$ (851 viajes)	758,310	2,904	1,541,847
$C_{40000}$ (40000 Ton)	82,539	2,904	-2,632,843

$\delta = 4\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	<b>\$ 52.6</b>	<b>\$ 42.08</b>	<b>\$ 63.12</b>
Acceso abierto	246,608	894	93,722
$f_{MRE}$ (756 viajes)	222,709	894	443,037
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	95,507	894	-763,491
$f_{2004}$ (851 viajes)	235,841	894	480,832
$C_{40000}$ (40000 Ton)	26,437	894	-850,896

$\delta = 6\%$	<b>Estado 1</b>	<b>Estado 2</b>	<b>Estado 3</b>
<b>Estrategias</b>	<b>\$ 52.6</b>	<b>\$ 42.08</b>	<b>\$ 63.12</b>
Acceso abierto	78,458	282	28,351
$f_{MRE}$ (756 viajes)	70,945	282	141,484
$C_{MRS}$ (45800 Ton)	31,082	282	-252,302
$f_{2004}$ (851 viajes)	75,086	282	153,513
$C_{40000}$ (40000 Ton)	8,660	282	-281,186

### 5.2.8 Probabilidad de exceder los valores usados como PRL's y PRO's usando simulación MonteCarlo

Los resultados de este análisis se presentan en las tablas XX y XXI. La primera corresponde a mortalidad y la segunda a precio.

En el caso de la simulación con mortalidad (tabla XX) se observa que las estrategias que ofrecen los rendimientos más altos de captura y renta, y que además no presenta probabilidad, o bien, extremadamente baja de exceder algún PRL, son las que involucran el limitar el esfuerzo en la zona ( $f_{MRE}$  y  $f_{2004}$ ).

**Tabla XX.** Probabilidad de exceder los valores usados como PRL y PRO para el esfuerzo, captura, renta y biomasa en los años 2006, 2008 y 2010, para las diferentes estrategias simuladas, incorporando incertidumbre en la mortalidad natural.

Estrategia	Año	Esfuerzo (viajes)		Captura (ton.)		Renta (dólares)		Biomasa (ton.)	
		PRL	PRO	PRL	PRO	PRL	PRO	PRL	PRO
		$\geq 1,200$	$\leq 1,000$	$\leq 25,000$	$\geq 30,000$	$\leq 250,000$	$\geq 350,000$	$\leq 260,000$	$\geq 300,000$
<i>Ac. abierto</i>	2006	48.6	28.7	1.3	92.4	0.7	81	0	0
	2008	73.0	11.5	0	98.8	0	72.1	0	0
	2010	87.4	3.6	0	100	0	100	0	0
$f_{MRE}$	2006	0	100	0	92.9	0	66.5	0	3.2
	2008	0	100	0	94.2	0	38.8	0	0
	2010	0	100	0	100	0	100	0	0
$C_{MRS}$	2006	49.2	27.4	1.1	98.9	40.8	33.8	0	0
	2008	74.6	10.2	0	100	63	4	0	0
	2010	88.4	3.1	0	100	82.8	13.6	0	0
$f_{2004}$	2006	0	100	0	92.3	0.7	76.7	0	1.2
	2008	0	100	0	100	0	65.8	0	0
	2010	0	100	0	100	0	100	0	0
$C_{40000}$	2006	50.3	27.2	0	93.2	61.7	13.3	0	0
	2008	59.3	10.4	0	96.2	82.3	0	0	0
	2010	77.6	0	0	97.9	93.1	4.7	0	0

**Tabla XXI.** Probabilidad de exceder los valores usados como PRL y PRO para el esfuerzo, captura, renta y biomasa en los años 2006, 2008 y 2010, para las diferentes estrategias simuladas, incorporando incertidumbre en el precio.

Estrategia	Año	Esfuerzo (viajes)		Captura (ton.)		Renta (dólares)		Biomasa (ton.)	
		PRL	PRO	PRL	PRO	PRL	PRO	PRL	PRO
		$\geq 1,200$	$\leq 1,000$	$\leq 25,000$	$\geq 30,000$	$\leq 250,000$	$\geq 350,000$	$\leq 260,000$	$\geq 300,000$
<i>Ac. abierto</i>	2006	50.8	46.2	38.5	59	50.9	29	43.5	0
	2008	54.2	42.8	35.8	61.8	68.6	11.5	37.1	0
	2010	56.8	40.2	33.5	64.3	33.5	62	16.7	0
$f_{MRE}$	2006	0	100	39.4	58	39.5	53.3	0	0
	2008	0	100	37	60.9	37.9	49.5	0	0
	2010	0	100	34.5	63.3	34.5	59.6	0	0
$C_{MRS}$	2006	49.7	47.6	41	57	89.7	4.5	32.1	0
	2008	52.7	44.5	38.4	59.2	90.9	0.5	0.5	0
	2010	55	42.3	36.1	61.9	90.5	4.2	0	0
$f_{2004}$	2006	0	100	41.4	56.5	41.5	53	0	0
	2008	0	100	38.6	58.7	39	51.5	0	0
	2010	0	100	36.2	61.4	36.2	59	0	0
$C_{40000}$	2006	50.1	46.6	39.4	58.6	91.7	1.7	31.3	0
	2008	51.1	43.4	36.2	60.7	92.9	2.7	0	0
	2010	53.1	41	33.8	64	92.1	1.9	0	0

El resto de las estrategias presentan el 50% o más probabilidad de exceder los PRL's en esfuerzo en los años simulados. Además en el caso de ambas estrategias que involucran captura, se presenta una alta probabilidad de que la renta comience a dejar de ser redituable para la pesquería. Sin embargo al observar las probabilidades para mantener la biomasa, se observa, que independientemente de la estrategia, esta se mantiene siempre entre las 260,000 y 300,000 toneladas. Con una ligera probabilidad de que sea mayor para el año 2006 para las estrategias que envuelven restricción en esfuerzo.

Al introducir incertidumbre en el precio (tabla XXI) tenemos una tendencia similar aunque no tan marcada. En el caso de la variable esfuerzo, de nueva cuenta solo las estrategias que limitan el número de viajes no presentan probabilidad de exceder el PRL establecido. Para la variable captura todas las estrategias presentan probabilidades similares de exceder el PRL (alrededor del 40%). Sin embargo, es en la variable renta donde las estrategias de restricción de esfuerzo tienen las probabilidad más baja de exceder el PRL. En el caso de la biomasa se presentan probabilidades de hacer que esta caiga por debajo de las 260,000 toneladas si se mantiene la estrategia de acceso abierto, y se presentan probabilidades de exceder el PRL para el año 2006 con ambas estrategias de restricción en la captura.

## **6. Discusión**

### **6.1 Reclutamiento**

Tal vez, dentro de la biología pesquera, el reclutamiento sea el problema más difícil de tratar y determinar. El reclutamiento puede definirse llanamente como la relación empírica entre el tamaño del stock desovante o reproductor y el subsiguiente reclutamiento de una clase anual dada por ese desove (Ricker, 1954; Ricker, 1975; Hilborn y Walters, 1992). Y es aquí donde dicha relación stock desovante-reclutas encuentra sus mayores detractores, los cuales afirman que no existe una correlación lo suficientemente evidente en todos los casos donde este tipo de estudios se han llevado a cabo (Gulland, 1973, *cit. in* Lasker, 1975; Hilborn y Walters, 1992; Hjort, 1924, *cit. in* Lasker, 1975, 1978). Sin embargo, se arguye que esto se debe a que la mayoría de intentos no poseen series lo suficientemente extensas de datos, o bien, que no hay una relación directa entre stock-reclutas, sino que existen una serie de factores que intervienen y que deben tomarse en cuenta, en particular las condiciones ambientales, y sobre todo lo que sucede durante las primeras etapas de vida (Lasker, 1975; Bakun, 1985). Haciendo alusión respecto al ambiente, la literatura muestra ejemplos donde se observa una relación evidente entre diversos factores ambientales y el reclutamiento para diferentes especies de sardina (Wada y Jacobson, 1998; Cole, 1999; Guisande *et al.*, 2001; Yatsu *et al.*, 2005), y muestran que el reclutamiento, en efecto, oscila dependiendo de las condiciones climáticas prevalecientes. En el caso de lo que atañe a las primeras etapas de vida, son muy pocos los trabajos que se han hecho al respecto (Lasker, 1975, 1978), pero demuestran que existen factores que afectan a la sobrevivencia de las larvas

directamente, y que son de mucha importancia. Hablando en particular del área y la especie que atañe al presente estudio, se tienen pocos trabajos de stock-reclutamiento (Morales-Bojórquez, 1999; Morales-Bojórquez, 2002; Morales-Bojórquez *et al.*, 2003), pero que muestran una relación entre estos, y como el reclutamiento es susceptible a la temperatura superficial del mar en esta zona. Dichos trabajos utilizan la tabla de captura por edad presentada por Félix-Uraga *et al.*, (1996), y de ahí realizan un APV para obtener el número de individuos. Para su análisis, este autor eliminó las clases de edad de los extremos (0 y 6), lo que pudo traer como consecuencia una subestimación tanto en el stock, como en los reclutas. Para el presente estudio, se usaron los mismos datos, pero sin excluir clases de edad, y corrigiendo por la fracción de individuos de la edad 0 que se observa en la captura en un año dado con respecto a la edad 1 del año siguiente. Basándose en algunos resultados de los trabajos realizados en el Golfo de California, y en lo expuesto para Bahía Magdalena (Huato-Soberanis y Lluch-Belda, 1987; Félix-Uraga, 1992; De Anda-M. *et al.*, 1994; Félix-Uraga *et al.*, 1996) se decidió incorporar las variables ambientales utilizadas en este trabajo. Encontrando que los eventos ENSO tienen repercusión sobre la sardina monterrey en la Bahía, denotando que durante la fase positiva de estos eventos la sardina monterrey prácticamente desaparecía, y que durante la fase negativa incrementaban las clases de edad 0 y 1 (Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1992). Los párrafos siguientes muestran una disertación teórica de lo que pudiera pasar en la bahía con la sardina y que afecta el reclutamiento tanto positiva, como negativamente y que se sustenta en la revisión bibliográfica .

#### **6.1.1 Efectos negativos durante “El Niño”**

La respuesta por parte de la fracción adulta de sardina monterrey a un

evento tipo “El Niño” puede inferirse con base a lo que se ha propuesto para la distribución de la sardina a lo largo de la costa de la península. En la costa occidental de ésta, se da un movimiento del stock al norte cuando las condiciones son cálidas y lo opuesto bajo condiciones templadas o frías. Este patrón migratorio obedece, además de la temperatura, a un patrón de circulación predominante de vientos y corrientes, ya que durante la temporada fría los vientos dominantes son de dirección norte-noroeste que concuerda con un fortalecimiento de la Corriente de California de influencia templada-fría. Mientras que en las condiciones opuestas existe mayor influencia de vientos del sureste junto con una mayor intensidad de la contracorriente ecuatorial de índole mucho más cálida que su contraparte (Radovich, 1982; Félix-Uraga *et al.*, 1996; Félix-Uraga *et al.*, 2004). Las series de datos indican que en Bahía Magdalena las capturas de sardina monterrey tienden a ser excesivamente bajas cuando se presentan años cálidos incrementándose la captura de otras especies de afinidad más tropical (Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1992), debido a que se ha observado que bajo este tipo de condiciones se presenta una migración del stock reproductor hacia latitudes mayores, viéndose esto reflejado en las capturas de Ensenada (Félix-Uraga *et al.*, 1996; Félix-Uraga *et al.*, 2004), las cuales se incrementan durante este tipo de eventos.

En cuanto a los reclutas, existen varios factores que intervienen en su supervivencia. Estos se pueden dividir en la estabilidad de la columna de agua, la disponibilidad y el tipo de alimento, y las interacciones con otras especies (Lasker, 1975; 1978). El efecto inmediato cuando se presenta un evento “El Niño” es sobre las surgencias, las cuales se ven afectadas debido a que la capa de mezcla y la capa máxima de clorofila se hacen más profundas, y aunque exista la presencia normal de vientos en ocasiones, las surgencias son muy débiles o prácticamente nulas, lo que hace que la

productividad primaria se reduzca enormemente. Esto origina condiciones oligotróficas que afectan a Bahía Magdalena, la cual por su alta tasa de recambio por mareas, recibe muy pocos nutrientes que afectan la producción primaria y secundaria enormemente (Mann y Lazier, 1991; Chavez *et al.*, 1999; Palomares-García *et al.*, 2003).

La reducción en nutrientes aunado al incremento en las demandas metabólicas es crucial. Es menester recordar que los peces en general son organismos ectotermos o poikilotermos, es decir que su metabolismo está regulado por la temperatura externa, lo que implica cambios sustanciales en las demandas metabólicas con incrementos en esta; lo que incrementa la mortalidad en condiciones adversas (Moyle y Cech, 2000). En particular la de las larvas, ya que su metabolismo se dobla por un factor de dos por cada 5 grados de aumento en la temperatura (Lasker, 1964; Lasker, 1965).

Asimismo, Lasker (1975) menciona 4 puntos que son cruciales para que las larvas tengan mayor probabilidad de supervivencia e influyan en un reclutamiento exitoso:

1. El tamaño de las partículas cuando comienzan a alimentarse las larvas es crítico.
2. El número de las mismas por unidad de volumen en el ambiente de la larva debe de estar por encima de cierta concentración mínima.
3. El tipo de organismos presentes en el ambiente determina la supervivencia y el crecimiento.
4. A mayor concentración de partículas, más frecuente son los embates de las larvas al alimento; y en consecuencia tienen mayor éxito en la captura del mismo.

Palomares-García *et al.* (2003) hacen una descripción de algunas alteraciones que se suscitaron en Bahía Magdalena durante “El Niño” de 1997-98. La temperatura es el

factor que presenta un cambio drástico, con anomalías de hasta +4.4 grados centígrados (casi 31°C) en la zona. Mencionan además, una disminución en la clorofila (0.2mg/m<sup>3</sup>), así como en la biomasa zooplanctónica, y un cambio drástico en composición específica de la misma, encontrando más especies de afinidad tropical que subtropical o templada. Sus muestreos ictioplanctónicos revelan una disminución de la sardina monterrey y la presencia de especies como sardina crinuda (*Opisthonema spp.*) y anchoa (*Anchoa spp.*).

La posible combinación de los factores antes mencionados probablemente actúen de manera sinérgica para reducir la supervivencia de huevos y larvas de sardina monterrey. También pudiese presentarse una depredación por la presencia de especies de clupeoides adultos ya que, al ser filtradores es muy poco probable que puedan seleccionar un alimento específico en el ambiente (Hammann *et al.*, 1988). Así que esta opción no puede descartarse. Tampoco que otras especies que pudieran aparecer conformando el zooplancton cuando se da la advección de aguas cálidas, como quetognatos o celenterados ejerzan depredación también sobre larvas de sardina monterrey.

#### **6.1.2 Efectos positivos durante “La Niña”**

Cuando las condiciones anómalamente calidas comienzan a amortiguarse y a desaparecer, se da un restablecimiento de las condiciones que normalmente imperaban en la zona. En este caso, vuelve el patrón dominante de vientos y en consecuencia de la corriente superficial. Esto implica que la sardina monterrey regrese a su patrón de distribución habitual. Esto puede corroborarse indirectamente con las capturas, ya que los volúmenes comienzan a incrementarse después de un evento de este tipo, aunque no al nivel habitual, debido, tal vez, al pobre reclutamiento debido a las condiciones “El Niño”

que se presentaron el año anterior (Casas-Valdez, 1987; Félix-Uraga, 1992). Esto puede observarse en la figura 11, en donde a manera de ejemplo véase el año 1999, donde comienza a elevarse la biomasa que después del efecto “El Niño” de 1997-98. Se observa que la biomasa adulta, la cual regresa a su distribución comienza a hacer aportes sustanciales nuevamente a la captura del área.

Lo anterior se debe a varios factores, entre los que se puede mencionar que con “La Niña”, las condiciones se vuelven más frías, y sobre todo regresa una estabilidad oceanográfica que se refleja en la capa de mezcla y de máxima clorofila, lo que puede en cierto modo expandir el área para crecimiento, alimentación, y como se verá más adelante, para el reclutamiento (Lasker, 1978; Lluch-Belda *et al.*, 1986; Mann y Lazier, 1991). Las surgencias en general, durante este periodo son de un poco más de duración y de mayor intensidad, debido a que con el enfriamiento la capa de mezcla se hace más somera, facilitando esto el transporte de Ekman, aunque los vientos sean de una intensidad regular (Mann y Lazier, 1991). Un efecto particular de esto pudiera ser una mucho mayor disponibilidad de alimento para el éxito reproductivo; además, la temperatura, al ser baja, disminuye sus requerimientos metabólicos, lo que ayuda a destinar mayor energía para la reproducción.

Se ha mencionado repetidamente en la literatura que el transporte de Ekman si es muy intenso promueve un transporte advectivo de larvas y huevos lejos de la costa que perjudicaría al reclutamiento (Lasker, 1978; Bakun, 1985; Hammann *et al.*, 1988; Lluch-Belda *et al.*, 1989; Bakun, 1996). Bahía Magdalena pudiera ser diferente en el sentido de que, al ser una laguna costera que no tiene aporte de agua dulce y a que su intercambio con el océano adyacente se da principalmente por efecto de mareas (Félix-Uraga, 1986;

Palomares-García *et al.*, 2003), evita en cierta instancia esta pérdida de huevos y larvas ya que es una zona semicerrada, con el intercambio de agua llevándose a cabo solo por las bocas presentes en Bahía Magdalena y Bahía Almejas. Dicha característica del recambio, y un gradiente vertical que se presenta debido a la temperatura (Mann y Lazier, 1991) hace que en una escala relativamente corta de tiempo haya un flujo casi total de agua fría rica en nutrientes en la Bahía. Añadiendo que por la presencia de esteros y mangles esta es una zona altamente productiva *per se*.

La reducción de la tasa metabólica por el decremento en la temperatura es de mucha importancia para juveniles y larvas, ya que extiende el tiempo que duran las etapas iniciales del desarrollo. Esta ligera extensión de las primeras etapas pudiera ser el lapso en el que comienza a cambiar la composición de especies de las que pudieran alimentarse las larvas de sardina monterrey. Otro factor pudiera ser una reducción de competencia interespecífica con especies como *Opisthonema spp.*, *Cetengraulis mysticetus*, o *Scomber japonicus*, las cuales tienden a reducir sus abundancias bajo condiciones frías (Casas-Valdez, 1987).

Los factores enunciados anteriormente pudieran ser algunos de los que traen como resultado ese incremento en el reclutamiento que se encontró en la ecuación de Ricker, y que se detecta un año después de que “La Niña” entra y en los que esta influye. Si bien es cierto que el modelo explica el 55 % de la variancia, faltaría ver si la propuesta teórica acerca de las primeras etapas expuesta en los párrafos anteriores ayuda a discernir la variancia faltante en el modelo, lo cual implicaría una metodología diferente. Y que aunque no fue el objetivo de este trabajo, se consideró oportuno tratar.

No olvidar también que se utilizó una serie de datos relativamente corta (con tan solo 14 años, de los cuales se excluyeron dos, uno por el retraso de stock-reclutas y el otro por ser un valor extremo que alteraba el análisis). Así que se sugiere extremar cautela con lo obtenido en el presente trabajo, y sobre todo utilizar series de datos más extensas para obtener una mayor certeza de la biología de la especie.

## **6.2 Modelo matemático**

De manera general puede indicarse que el modelo captura la tendencia de la serie de datos, aunque falla en cierta modo en la parte de las oscilaciones de menor escala. La razón pudiera ser los cambios bruscos en la serie debido a cambios en el ambiente, y que el modelo no alcanza a abarcar por la rapidez con que se suscitan estos. Sin embargo el ANOVA corrobora que el modelo es apropiado al no encontrar diferencias significativas ( $p > 0.1$ ) tanto para la modelación del esfuerzo como de la captura. Por lo que su representación puede ser usada para describir y modelar la pesquería de manera apropiada y robusta.

El análisis de sensibilidad muestra a 3 parámetros como los de mayor sensibilidad, el costo por viaje, el coeficiente de capturabilidad y el precio. Esto indica la importancia sobre todo del factor económico en la pesquería, y particularmente el como afecta esto a la dinámica de la flota, la cual depende de estas condiciones para incrementar o disminuir el esfuerzo. Esto fue una de las causas por las que se incorporó incertidumbre en el precio, debido a que por las condiciones imperantes en la zona se esperaba un cambio positivo en el precio, sin embargo los dueños de las plantas procesadoras se mostraban renuentes a ello. Sin dejar de lado que el precio es influenciado por factores como la

disponibilidad del recurso, la demanda del mismo, las condiciones ambientales, entre otros. El otro parámetro al que se le incorporó incertidumbre fue a la mortalidad natural. El valor usado en este estudio fue tomado de Morales-Bojórquez, (1999), pero es bien sabido que este parámetro es sumamente difícil de estimar en biología pesquera, y es muy poco lo que se ha investigado al respecto de este parámetro para esta especie en Bahía Magdalena.

### **6.2.1 Decisión con Mortalidad y Precio**

En general tanto el análisis de decisión con o sin probabilidades matemáticas para mortalidad y precio muestra patrones congruentes entre sí, seleccionando prácticamente el  $f_{2004}$  en la mayoría de las estrategias para un administrador adverso y neutral al riesgo. Esto pudiera ser indicativo de una pesquería estable y no sobreexplotada, debido a que el esfuerzo de los últimos dos años (>800 viajes) está ligeramente arriba del  $f_{MRE}$  (756 viajes). Para un administrador buscador de riesgo se seleccionaría el  $f_{2004}$  en algunos casos, y el acceso abierto en otras ocasiones como estrategia a utilizarse. Esto corrobora el estado de la pesquería, ya que muestra que aún en el acceso abierto, con la tendencia actual se mantiene con ingresos estables y no muestra una sobrepesca al recurso. Se sugiere que se siga operando a niveles de esfuerzo similares a los actuales, con cierta cautela, debido a las oscilaciones que pudieran presentarse en la población de la sardina debido a fluctuaciones ambientales.

### **6.2.2 Variabilidad ambiental**

Al incorporar al modelo la variabilidad ambiental se muestra de manera clara que los ingresos se ven afectados por cualquier condición climática que repercuta en la

sardina, en particular la advección de aguas cálidas derivadas de “El Niño”. En tales casos el VPN cae de manera drástica. En el caso contrario (“La Niña”), los ingresos se maximizan de manera loable, indicando lo benéfico que son las condiciones frías para la sardina monterrey. En el caso de un evento típico “Niño-Niña”, el VPN de la pesquería se ve afectado, con una ligera pérdida económica con respecto de las condiciones “normales”, pero que pudieran tener alguna implicación económica por la falta de previsión ante este tipo de eventos.

Las probabilidades usadas para este análisis fueron obtenidas con base en la serie histórica del índice multivariado del ENSO, y pueden considerarse como representativas de la incertidumbre ambiental en el área de estudio, y deberían de ser incorporadas en cualquier plan de manejo que intentase implementarse en Bahía Magdalena.

Usando la tabla de decisión sin probabilidades matemáticas, en la mayoría de los casos se seleccionan las estrategias que involucran una regulación en el esfuerzo independientemente de la tendencia al riesgo del administrador. Cabe hacer mención del caso del análisis con probabilidades matemáticas, donde un administrador adverso al riesgo seleccionaría la  $C_{40,000}$ , pero que si se observa el VPN (20,000 dólares aproximadamente en todos los estados de la naturaleza), se observa que dicha estrategia en realidad dista de ser una opción viable para la pesquería por su bajo rendimiento económico. La mayoría de ocasiones la selección sería de nueva cuenta el  $f_{2004}$  que se mencionó anteriormente. Todas las estrategias que involucran cuotas de captura prácticamente no encuentran aplicación alguna, debido a que el modelo predice un incremento drástico en el esfuerzo para que dicha cuota de captura sea alcanzada.

### **6.2.3 Efecto de diferentes tasas de descuento**

La tasa de descuento, que de manera general se puede definir como la preferencia temporal en relación a beneficios futuros, indica si el valor del dinero será igual hoy con respecto a un periodo futuro (Seijo *et al.*, 1997). Si una tasa de descuento es alta, indica que el valor del dinero en el futuro será menor, y trae como consecuencia una sobreexplotación de la pesquería en el presente. Es decir, si los beneficios que se obtienen de un stock actualmente son altos y perderán gran parte de su valor a futuro, no existe una razón económica para conservar el stock (Francis y Shotton, 1997). Esto último puede observarse en las tablas donde se varía la tasa de descuento en la simulación, en las que se observa claramente que a mayor tasa, menor es el VPN de la pesquería. Implicando que aún con el mismo nivel de captura, los ingresos no son iguales. Biológicamente esto puede traer consecuencias como una sobrepesca, y la no conservación del recurso, ya que no existe un estímulo económico que influya en la preservación y manejo de un stock si su valor monetario será poco en el futuro. Francis y Shotton (1997) mencionan que en el manejo de una pesquería deben considerarse tasas de descuento que abarquen más de 1 año, cuestión que en el presente trabajo se cumplió, simulando el efecto de una tasa de descuento continua por 7 años. El otro punto que ellos mencionan es que su uso explícito en el manejo de las pesquerías es raro por lo que casi nunca se les considera. De nueva cuenta, en el presente trabajo la tasa de descuento se obtuvo calculando el interés que ganaría uno si invirtiera su dinero en CETES, restándole la inflación a dicha tasa de interés, resultando en una tasa de descuento aproximada del 4%. Para ulteriores estudios podría considerarse los pronósticos de los economistas para la tasa de descuento y sobre estas hacer un plan de manejo más sustentado.

#### **6.2.4 PRL's, PRO's y la pesquería de sardina en el complejo Bahía Magdalena**

Las estrategias que involucran una regulación en el esfuerzo son las que presentan las probabilidades más bajas de exceder los PRL's, así como las probabilidades mayores de alcanzar los PRO's. En general estas estrategias parecen ser mucho mejores que las de cuota de captura y captura en máximo rendimiento sostenible en la modelación, debido a que el modelo simula incrementos sustanciales en el esfuerzo cuando se manejan estas estrategias. Esto se debe a que estimulan al pescador a incrementar su esfuerzo pesquero para obtener una porción mayor (lo más grande posible) antes de que la cuota sea alcanzada y por ende, la pesquería se cierre (De Anda-Montañez y Seijo, 1999). Esto implicaría esfuerzos adicionales para su control, como serían estimaciones robustas de biomasa, regulación del tipo y tamaño de las embarcaciones, temporadas de veda, entre otras; y es tal vez aquí, donde la regulación en el esfuerzo se muestra como una mejor estrategia, ya que al regular solamente la salida de las embarcaciones, los pescadores buscarían extender su rango de pesca o invertir más y mejor tiempo en la búsqueda del recurso (Hilborn y Walters, 1992; Sparre y Venema, 1998). Además de que su implementación es mucho menos costosa que una cuota de captura. Cabe mencionar que el manejo de las pesquerías no pueden ser reguladas por una sola estrategia, sino por la combinación de éstas. El respeto a la talla mínima legal de captura (150mm), es algo que ayuda a reducir la mortalidad por pesca y garantiza un mejor rendimiento en el tiempo. El presente estudio sugiere las estrategias que incorporan una regulación en el esfuerzo como las mejores opciones para esta zona, pero no puede garantizarse un rendimiento en el tiempo si no se respetan cuestiones como la talla mínima legal de captura, o temporadas de desove. En general, se requiere

de un manejo integral que incorpore varias medidas regulatorias simultaneas (De Anda-Montañez, 1992).

El que la biomasa se mantenga dentro del margen de 260,000 y las 300,000 toneladas, aún incorporando incertidumbre en la mortalidad natural, indicaría probablemente que se esta hablando de un stock relativamente estable, debido tal vez, a que la migración de esta especie juega un papel importante en la renovación de este recurso en el tiempo en esta zona (Félix-Uraga *et al.*, 1996; 2004). Sin embargo, cuando se simula con incertidumbre en el precio, puede observarse que este factor si juega un papel importante en la forma como el recurso se explota en la zona, ya que puede hacer que disminuya o incremente el esfuerzo que afecta la biomasa, aún fijando la mortalidad natural en 0.6.

Finalmente, aunque la simulación MonteCarlo es una técnica sumamente eficiente para las proyecciones hay que aclarar un punto, esta técnica nos da probabilidades, pero no nos indica la magnitud de un evento en caso de que se presente (Francis y Shotton, 1997), como en el caso de alcanzar un PRL, lo que trae consigo que el enfoque precautorio trate de evitar cualquier estrategia que tenga una probabilidad alta de traer una consecuencia negativa a la pesquería. Esto es, adopta siempre las estrategias que impliquen el menor riesgo.

## **7. Conclusiones**

Se mostró una relación de tipo denso-dependiente para el reclutamiento de la sardina monterrey en Bahía Magdalena. De particular importancia fue el encontrar que existe una relación estadística evidente entre el reclutamiento y el ambiente, en este caso los eventos tipo ENSO. Dicha relación fue negativa durante el evento “El Niño” y positiva durante “La Niña”.

El modelo, aunque significativo, explicó el 55% de la variación total del reclutamiento, y aunque se teoriza que las fases iniciales del desarrollo larval pudieran influir en esta parte faltante, falta investigación al respecto que no es objetivo de este trabajo. De manera general pudiera decirse que el modelo de reclutamiento de Ricker con el IME como variable ambiental, representa apropiadamente la dinámica de la sardina en el complejo Bahía Magdalena. Aunque se sugiere usar una serie con más datos para tener una certeza mayor de esto.

El modelo matemático usado en este trabajo puede considerarse como apropiado para la sardina monterrey de Bahía Magdalena. Corroborando esto con un análisis de varianza, el cual no encuentra diferencias significativas entre los valores de la serie histórica del esfuerzo y la captura con los obtenidos de la modelación.

El análisis de sensibilidad a los parámetros mostró a los de índole económico (precio y costo por día) y la capturabilidad como los más sensibles dentro del modelo.

Esto indica la importancia de estos factores en la dinámica pesquera de la bahía, ya que estos estimulan un incremento o decremento del esfuerzo.

En general, para la mayoría de los criterios de decisión para cada estrategia, se muestran a las estrategias que regulan el esfuerzo, es decir  $f_{MRE}$  y  $f_{2004}$ , como las más viables para administrar la pesquería de la sardina en la bahía.

El modelo muestra de manera general que la pesquería no se encuentra sobreexplotada, sino más bien se muestra estable, y que opera ligeramente por encima del  $f_{MRE}$ . Se recomienda de cualesquier modo mantener el esfuerzo aplicado en el 2004, debido a la incertidumbre asociada a este tipo de recursos.

Los Puntos de Referencia en el presente estudio reflejan de nueva cuenta, que las estrategias que involucran las regulaciones en el esfuerzo son las que poseen mayores probabilidades de obtener una renta mayor y mejores capturas. Además presentan probabilidades bajas de exceder algún PRL, corroborando que estas son la opción más viable para administrar la pesquería en la zona.

Dichos Puntos de Referencia, se obtuvieron de acuerdo a criterios propios y un tanto arbitrarios para el presente trabajo. Sin embargo, se considera que deberían utilizarse además criterios de los usuarios del recurso, para elaborar un plan de manejo integral en el cual su opinión, conocimiento y necesidad se vea reflejado también en la elaboración de dichos puntos de referencia.

## **8. Literatura citada**

Allen, G. R., Robertson, D. R. (1998). Peces del Pacífico Oriental Tropical. Hong Kong, CONABIO, Grupo Sierra Madre, S.C.

Badan-Dangon, A., Koblinsky, C. J., Baumgartner, T. (1985). "Spring and summer in the Gulf of California: observations of surface thermal patterns." Oceanologica Acta **8**(1): 13-22.

Bakun, A. (1985). "Comparative studies and the recruitment problem: Searching for generalizations." CalCOFI Rep. **26**: 30-40.

Bakun, A. (1996). Patterns in the Ocean. La Paz, B.C.S., California Sea Grant College System/Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C.

Baumgartner, T. R., Soutar, A., Ferreira-Bartrina, V. (1992). "Reconstruction of the history of Pacific Sardine and northern anchovy populations over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara basin, California." CalCOFI Rep. **33**: 24-40.

Caddy, J. F., Mahon, R. (1996). Puntos de Referencia para la ordenación pesquera. Roma, Italia, FAO.

Casas-Valdez, M. M. (1987). "Distribución en tiempo y espacio de las especies de sardina y macarela en Bahía Magdalena, B.C.S., México." Inv. Mar. CICIMAR **3**(2): 11-30.

Chavez, F. P., Ryan, J., Lluch-Cota, S. E., Niquen-C., M. (2003). "From Anchovies to Sardines and Back: Multidecadal Change in the Pacific Ocean." Science **299**: 217-221.

Chavez, F. P., Strutton, P. G., Friederich, G. E., Feely, R. A., Feldman, G. C., Foley, D. G., McPhaden, M. J. (1999). "Biological and chemical response of the equatorial Pacific Ocean to the 1997-98 El Niño." Science **286**: 2126-2131.

Cisneros-Mata, M. A., Nevarez-Martinez, M. O., Hammann, M. G. (1995). "The rise and fall of the Pacific Sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California, Mexico." CalCOFI Rep. **36**: 136-143.

Clark, W. G. (1977). "The lessons of the peruvian anchoveta fishery." CalCOFI Rep. **19**: 57-63.

Cole, J. (1999). "Environmental conditions, satellite imagery, and clupeoid recruitment in the northern Benguela upwelling system." Fish. Oceanogr. **8**(1): 25-38.

Collette, B. B., Nauen, C. E. (1983). "FAO species catalogue. Vol. 2. Scombrids of the world. An annotated and illustrated catalogue of tunas, mackerels, bonitos and related species known to date." FAO Fish.Synop. **125**(2): 173p.

De Anda-M., J. A., Seijo, J. C., Martinez, S. (1994). "Reclutamiento y variabilidad ambiental en la pesquería de sardina monterrey (*Sardinops sagax* ) del Golfo de California, México." Invest. Pesq. (Chile) **38**: 23-36.

De Anda-Montañez, A., Seijo, J. C. (1999). "Bioeconomics of the Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) fishery in the Gulf of California, Mexico." CalCOFI Rep. **40**: 170-178.

De Anda-Montañez, J. A. (1992). Análisis bioeconómico de la pesquería de sardina monterrey (*Sardinops caeruleus*) del Golfo de California, México, considerando la variabilidad en el reclutamiento. Mérida, Yucatan, Centro de Investigación y Estudios Avanzados del I.P.N. Unidad Mérida. **Tesis de Maestría**: 168 p.

De Anda-Montañez, J. A. (2001). Análisis bioeconómico de la pesquería de atún aleta amarilla (*Thunnus albacares*) del Pacífico Oriental Tropical. México, D.F., Universidad Nacional Autónoma de México: 163 p.

Durbin, J., Watson, G. S. (1950). "Testing for Serial Correlation in Least Squares Regression I." Biometrika **37**: 409-428.

FAO (2005). FIGIS: Fisheries Global Information System. World Wide Web Electronic Publication: <http://www.fao.org/figis/servlet/static?dom=root&xml=tseries/index.xml>.  
Version 09/05.

Félix-Uraga, R. (1986). Edad, crecimiento y estructura poblacional de *Sardinops sagax caerulea* en Bahía Magdalena, México, durante, 1981 a 1984. La Paz, B.C.S., CICIMAR-IPN: 103 p.

Félix-Uraga, R. (1990). "Crecimiento de *Sardinops sagax caerulea* en Bahía Magdalena, México." Inv. Mar. CICIMAR **5**(1): 27-31.

Félix-Uraga, R. (1992). "Composición por edades de la sardina monterrey *Sardinops caeruleus* capturada en Bahía Magdalena B.C.S., México, de 1981 a 1991." Inv. Mar. CICIMAR **7**(1): 9-13.

Félix-Uraga, R., Alvarado-Castillo, R. M., Carmona-Piña, R. (1996). "The sardine fishery along the western coast of Baja California, 1981 to 1994." CalCOFI Rep. **37**: 188-193.

Félix-Uraga, R., Gómez-Muñoz, V. M., Quiñones-Velázquez, C., Melo-Barrera, F. N., García-Franco, W. (2004). "On the existence of pacific sardine groups off the west coast of Baja California and southern California." CalCOFI Rep. **45**: 146-151.

Félix-Uraga, R., Ramírez-Rodríguez, E. M. (1989). "Verificación en las determinaciones de edad de *Sardinops sagax caerulea* basadas en la lectura de otolitos." Inv. Mar. CICIMAR **4**(1): 59-64.

Francis, R. I. C. C., Shotton, R. (1997). "'Risk" in fisheries management: a review." Can. J. Fish. Aquat. Sci. **54**: 1699–1715.

Froese, R., Pauly, D. (2005). Fishbase, World Wide Web electronic publication. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org). Version 06-2005.

Guisande, C., Cabanas, J. M., Vergara, A. R., Riveiro, I. (2001). "Effect of climate on recruitment success of Atlantic Iberian sardine *Sardina pilchardus*." Mar. Ecol. Prog. Ser. **223**: 243-250.

Hammann, M. G., Baumgartner, T. R., Badan-Dangon, A. (1988). "Coupling of the Pacific Sardine (*Sardinops sagax caeruleus*) life cycle with the Gulf of California pelagic environment." CalCOFI Rep. **29**: 102-109.

Hernández-Vázquez, S. (1983). Análisis y normalización del esfuerzo pesquero de la flota sardinera de Bahía Magdalena, B.C.S. México (1972-1981). La Paz, B.C.S., CICIMAR-I.P.N. **Tesis de Maestría**: 142 p.

Hilborn, R., Walters, C. J. (1992). Quantitative Fisheries Stock Assessment. New York, Chapman & Hall.

Huato-Soberanis, L., Lluch-Belda, D. (1987). "Mesoscale cycles in the series of environmental indices related to the Sardine fishery in the Gulf of California." CalCOFI Rep. **28**: 128-134.

Jensen, A. N. (2005). Durbin-Watson statistic for first order autocorrelation testing, World Wide Web electronic publication. <http://www.csus.edu/indiv/j/jensena/mgmt105/durbin.htm>. Version 09/2005.

Lasker, R. (1964). "An experimental study of the effect of temperature on the incubation time, development, and growth of Pacific sardine embryos and larvae." Copeia **2**: 399-405.

Lasker, R. (1965). "The physiology of Pacific Sardine embryos and larvae." CalCOFI Rep. **10**: 96-101.

Lasker, R. (1975). "Field criteria for survival of Anchovy larvae: The relationship between inshore chlorophyll maximum layers and successful first feeding." Fish. Bull. **73**(3): 453-462.

Lasker, R. (1978). "The relationship between oceanographic conditions and larval anchovy food in the California current: Identification of factors contributing to Recruitment failure." Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer. **173**: 212-230.

Lluch-Belda, D., Crawford, R. J. M., Kawasaki, T., MacCall, A. D., Parrish, R. H., Schwartzlose, R. A., Smith, P. E. (1989). "World-wide fluctuations of sardine and anchovy stocks: The Regime Problem." S. Afr. J. mar. Sci. **8**: 195-205.

Lluch-Belda, D., Hernández-Vázquez, S., Lluch-Cota, D. B., Salinas-Zavala, C. A., Schwartzlose, R. A. (1992). "The recovery of the California Sardine as related to global change." CalCOFI Rep. **33**: 50-59.

Lluch-Belda, D., Magallon, F. J., Schwartzlose, R. A. (1986). "Large fluctuations in the Sardine Fishery in the Gulf of California: Possible causes." CalCOFI Rep. **27**: 136-140.

Lluch-Cota, S. E., Lluch-Cota, D. B., Lluch-Belda, D., Nevarez-Martinez, M. O., Pares-Sierra, A., Hernández-Vázquez, S. (1999). "Variability of sardine catch as related to enrichment, concentration, and retention processes in the central Gulf of California." CalCOFI Rep. **40**: 184-190.

Macewicz, B. J., Castro-Gonzalez, J. J., Coto-Altamirano, C. E., Hunter, J. R. (1996). "Adult reproductive parameters of Pacific Sardine (*Sardinops sagax*) during 1994." CalCOFI Rep. **37**: 140-151.

Mann, K. H., Lazier, J. R. N. (1991). Dynamics of marine ecosystems: Biological-physical interactions in the oceans. Boston, Massachusetts, Blackwell Scientific Publications.

Mendoza-Bañuelos, H. M. (2001). Parámetros de crecimiento y relación longitud-peso de la sardina monterrey *Sardinops caeruleus* [Girard, 1856] (Teleostei:Clupeidae) en Bahía Magdalena, B.C.S., México, durante 1986-1990. Mazatlán, Sinaloa, Universidad Autónoma de Sinaloa: 63 p.

Morales-Bojórquez, E. (1999). "Análisis del error de proceso y de observación en la estimación del reclutamiento de la sardina del pacífico, *Sardinops sagax caeruleus* (Girard), en la costa suroeste de la península de Baja California, México." Cienc. Mar. **25**(4): 597-608.

Morales-Bojórquez, E. (2002). "Teorema de Bayes aplicado a la estimación del rendimiento de la sardina Monterrey (*Sardinops sagax caeruleus* Girard) de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México." Cienc. Mar. **28**(2): 167-179.

Morales-Bojórquez, E., Gómez-Muñoz, V. M., Félix-Uraga, R., Alvarado-Castillo, R. M. (2003). "Relation between recruitment; sea surface temperature, and dependent-density mortality of the Pacific Sardine (*Sardinops caeruleus*) off the southwest coast of the Baja California Peninsula, Mexico." Sci. Mar. **67**(1): 25-32.

Moyle, P. B., Cech, J. J. (2000). Fishes: An Introduction to Ichthyology. Upper Saddle River, NJ, Prentice Hall.

Nelson, G. (1998). Sardines and their allies. Encyclopedia of fishes. Paxton, J. R., Eschmeyer, W. N. San Diego, California. E.U., Academic Press: 91-95.

Palomares-García, R., Martínez-López, A., De Silva-Dávila, R., Funes-Rodríguez, R., Carballido-Carranza, M. A., Avendaño-Ibarra, R., Hinojosa-Medina, A., López-Ibarra, G. A. (2003). "Biological effects of El Niño 1997-98 on a shallow subtropical ecosystem: Bahía Magdalena, Mexico." Geofís. Int. **42**(3): 455-466.

Radovich, J. (1982). "The Collapse of the California Sardine Fishery: What have we learned?" CalCOFI Rep. **23**: 56-78.

Ramírez-Rodríguez, E. M., Félix-Uraga, R. (1986). "Marcas periodicas en otolitos de *Sardinops sagax caerulea* y posibles relaciones con su reproducción, en Bahía Magdalena, B.C.S., México." Inv. Mar. CICIMAR **3**(1): 20-28.

Ricker, W. E. (1954). "Stock and Recruitment." J. Fish. Res. Bd. Canada **11**(5): 559-623.

Ricker, W. E. (1975). "Computation and interpretation of biological statistics of fish populations." Bull. Fish. Res. Board Can. **191**: 382p.

Rodríguez-Sánchez, R., Lluch-Belda, D., Villalobos, H., Ortega-García, S. (2002). "Dynamic geography of small pelagic fish populations in the California Current System on the regime time scale (1931-1997)." Can. J. Fish. Aquat. Sci. **59**: 1980-1988.

SAGARPA (2005). Anuario estadístico de pesca 2003. México, D.F., Secretaría de agricultura, ganadería, desarrollo rural, pesca y alimentación.

Schelling, T. C. (1978). Micromotives and macrobehavior. New York, W.W. Norton & Co.

Schmid, A. A. (1989). Benefit-Cost analysis: A political economy approach. Boulder, Colorado, Westview Press.

Schwartzlose, R. A., Alheit, J., Bakun, A., Baumgartner, T. R., Cloete, R., Crawford, R. J. M., Fletcher, W. J., Green-Ruiz, Y., Hagen, E., Kawasaki, T., Lluch-Belda, D., Lluch-Cota, S. E., MacCall, A. D., Matsuura, Y., Nevarez-Martinez, M. O., Parrish, R. H., Roy, C., Serra, R., Shust, K. V., Ward, M. N., Zuzunaga, J. Z. (1999). "Worldwide large-scale fluctuations of sardine and anchovy populations." S. Afr. J. mar. Sci. **21**: 289-347.

Seijo, J. C. (1986). Comprehensive simulation model of a tropical demersal fishery: Red Grouper (*Epinephelus morio*) of the Yucatan continental shelf. Department of Resource Development. East Lansing, Michigan, Michigan State University: 201.

Seijo, J. C., Caddy, J. F. (2000). "Uncertainty in bio-economic reference points and indicators of marine fisheries." Mar. Freshwater Res. **51**: 477-483.

Seijo, J. C., Defeo, O., Salas, S. (1997). Bioeconomía Pesquera: Teoría, modelación y manejo. Roma, Italia, FAO.

Seijo, J. C., Pérez, E. P., Caddy, J. F. (2004). "A simple approach for dealing with dynamics and uncertainty in fisheries with heterogeneous resource and effort distribution." Mar. Freshwater Res. **55**: 249-256.

Smith, V. L. (1969). "On Models of Commercial Fishing." Journal of Political Economy **77**: 181-198.

Sokolov, V. A. (1974). "Investigaciones biológico pesqueras de los peces pelágicos del golfo de California." CalCOFI Rep. **17**: 92-96.

Sparre, P., Venema, S. C. (1998). Introduction to tropical fisheries stock assessment. Part 1: Manual. Rome, Italy, FAO.

Stenseth, N. C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J. W., Chan, K. S., Lima, M. (2002). "Ecological Effects of Climate Fluctuations." Science **297**: 1292-1296.

Torres-Villegas, J. R., Ochoa-Báez, R. I., Muñetón-Gómez, M. (1995). "Temperature effect on spawning and age structure of eggs of *Sardinops sagax*, Clupeidae, during five circadian cycles in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico." Sci. Mar. **59**((3-4)): 439-443.

Wada, T., Jacobson, L. D. (1998). "Regimes and stock-recruitment relationships in Japanese sardine (*Sardinops melanosticus*), 1951-1995." Can. J. Fish. Aquat. Sci. **55**: 2455-2463.

Whitehead, P. J. P. (1985). "FAO species catalogue. Vol.7. Clupeoid fishes of the world: An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 1 - Chirocentridae, Clupeidae and Pristigasteridae." FAO Fish.Synop. **125**(7): 1-303.

Whitehead, P. J. P. (1988). "FAO species catalogue. Vol.7. Clupeoid fishes of the world: An annotated and illustrated catalogue of the herrings, sardines, pilchards, sprats, anchovies and wolfherrings. Part 2 - Engraulididae." FAO Fish.Synop. **125**(7): 304-579.

Wolf, P. (1992). "Recovery of the pacific sardine and the California sardine fishery." CalCOFI Rep. **33**: 76-86.

Wong, M. (1974). "Biología de la sardina del golfo de California (*Sardinops sagax caerulea*)." CalCOFI Rep. **17**: 97-100.

Yatsu, A., Watanabe, T., Ishida, M., Sugisaki, H., Jacobson, L. D. (2005). "Environmental effects on recruitment and productivity of Japanese sardine *Sardinops melanostictus* and chub mackerel *Scomber japonicus* with recommendations for management." Fish. Oceanogr. **14**(4): 263-278.

Zar, J. H. (1996). Biostatistical Analysis. Upper Saddle River, New Jersey, Prentice Hall, Inc.

## **Anexo A.1**

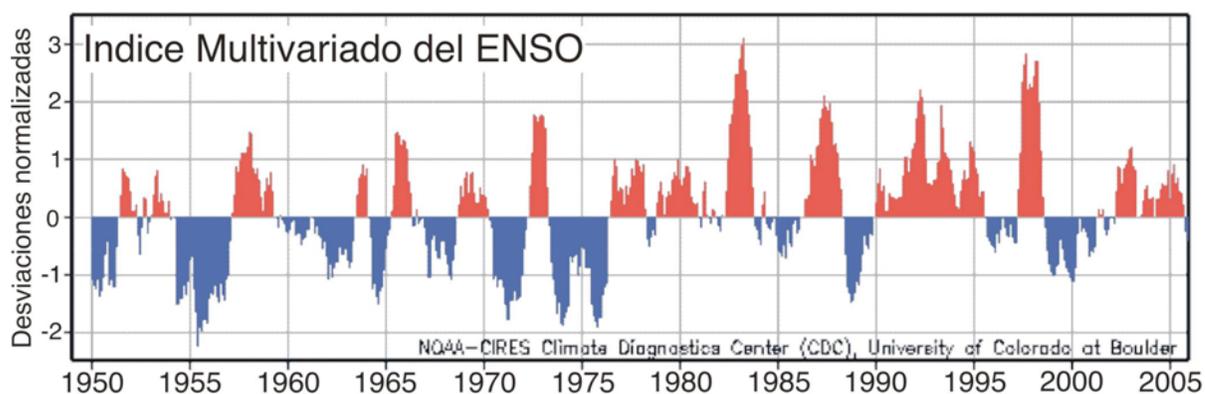
### *Índice Multivariado del ENSO*

“El Niño-Oscilación del Sur (ENSO por sus siglas en inglés)” es el fenómeno acoplado océano-atmósfera más importante que causa variabilidad climática sobre escalas de tiempo interanuales. El término “El Niño” se acuñó hace más de 100 años para describir las aguas inusualmente cálidas que aparecen en las costas de Ecuador y Perú. Este fenómeno ocurre hacia Diciembre, alrededor de Navidad, razón por la cual, los pescadores le bautizaron de ese modo (por el Niño Jesús). El término actualmente hace alusión a un calentamiento inusual de las aguas a lo largo del Ecuador, en particular en el Pacífico central y oriental. El tiempo entre eventos “El Niño” es irregular, pero típicamente tienden a ocurrir cada 3 a 7 años. “La Niña” es la contraparte de “El Niño” y se caracteriza por temperaturas a nivel de mar más frías de lo normal a lo largo de la franja ecuatorial oriental y el Pacífico central. “La Niña” frecuentemente, pero no siempre, sigue a “El Niño” y viceversa. Ambos fenómenos tienden a durar aproximadamente un año, aunque ocasionalmente pueden persistir por 18 meses o más. Durante un “Niño”, la presión a nivel del mar tiende a ser más baja en el Pacífico oriental, y alta en el Pacífico occidental, mientras lo opuesto sucede durante “La Niña”. A esta diferencia de presión entre las condiciones que normalmente existen en el océano Pacífico se conoce como “Oscilación del Sur”. Una medida estándar de la “Oscilación del Sur” es la diferencia en la presión a nivel del mar entre Tahití y Darwin, Australia. Debido a que “El Niño” y la “Oscilación del Sur” están relacionados, los dos términos se combinan frecuentemente en una sola frase “El Niño-Oscilación del Sur”, o ENSO. El término fase cálida del ENSO se utiliza para describir “El Niño” mientras que la fase fría del ENSO describe a “La Niña”.

Por lo general esta alteración intenta monitorearse a través de la observación de variables atmosféricas. De particular énfasis ha sido la diferencia de presión atmosférica entre los lugares mencionados, creando un índice llamado Índice de Oscilación del Sur (IOS). Una manera alternativa de monitorearlo es mediante el uso del Índice Multivariado del ENSO (IME), el cual combina seis variables atmosféricas sobre el Pacífico Tropical, las cuales son: Nivel a presión del mar, los componentes zonal (U) y meridional (V) del

viento, temperatura del aire y superficial del mar, y la fracción de nubosidad total del cielo. Las series históricas de estos datos han sido colectados por la International Comprehensive Ocean-Atmosphere Data Set (ICOADS, <http://icoads.noaa.gov/>) de la National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA). El IME se calcula separadamente para cada una de doce temporadas bimensuales (Dic/Ene, Ene/Feb,... Nov/Dic). Después de filtrar espacialmente los campos individuales en agrupaciones, el IME se calcula como el primer componente Principal (CP) no rotado de las seis variables combinadas para dicho campo. Esto se logra mediante la normalización de la variancia total de cada campo primero y entonces se realiza la extracción del primer CP sobre la matriz de covarianza de los campos combinados. Para mantener el IME comparable, todos los valores estacionales se estandarizan con respecto a cada estación y al periodo de referencia 1950-93. El IME se extiende durante la primera semana del siguiente mes basado en observaciones casi en tiempo real de boyas resumidas en las estadísticas mensuales de 2 grados de COADS (<http://www.cdc.noaa.gov/cdc/data.nmc.marine.html>). Sin embargo debe tenerse precaución al interpretar el IME sobre una escala mensual, debido a que los datos de entrada para actualizaciones no son tan confiables como los de ICOADS, y el IME ha sido desarrollado con fines de investigación.

Los valores negativos del IME, representan la fase fría del ENSO (La Niña) mientras que valores positivos representan la fase cálida del ENSO (El Niño). La serie del IME puede obtenerse en la dirección siguiente: <http://www.cdc.noaa.gov/people/klaus.wolter/MEI/table.html>. Sus unidades son en 1/1000 desviaciones estándar y además los valores se encuentran normalizados bimensualmente con una media 0 y una desviación estándar de 1.



## Anexo A.2

### *Estadístico de Durbin-Watson*

Dicho estadístico es utilizado para probar la presencia de autocorrelación de primer orden en los residuales de una ecuación de regresión. La prueba compara el residual para el periodo de tiempo  $t$  con el residual del periodo  $t-1$  y desarrolla un estadístico que mide la significancia de la correlación entre comparaciones sucesivas. La fórmula para dicho estadístico es:

$$d = \frac{\sum_{t=2}^n (r_t - r_{t-1})^2}{\sum_{t=1}^n r_t^2}$$

donde:

$d$  = estadístico de Durbin-Watson,

$r_t$  = residual al tiempo  $t$ .

El estadístico se usa para probar la presencia tanto de correlación positiva como negativa en los residuales. El estadístico tiene un rango de 0 a 4, con un punto medio de 2. La hipótesis nula ( $H_0$ ) es que no existe una correlación significativa, y la decisión de aceptarla o rechazarla se toma en base a los valores del límite superior ( $d_u$ ) y límite inferior ( $d_l$ ) que se obtienen con base a una tabla de valores para combinaciones del número de observaciones de la regresión ( $n$ ) y del número de variables independientes presentes en la misma ( $k$ ); en la misma tabla se muestra también el nivel de significancia que se desee para cada combinación de  $n$  y  $k$ .

Los criterios de decisión se presentan en la tabla siguiente y la tabla de valores de Durbin-Watson se muestran enseguida:

Regiones para aceptar o rechazar la hipótesis nula				
$0$ a $d_i$	$d_i$ a $d_s$	$d_s$ a $(4-d_s)$	$(4-d_s)$ a $(4-d_i)$	$(4-d_i)$ a $4$
Rechazar $H_0$ : Autocorrelación Positiva	Indeterminada	Aceptar la $H_0$	Indeterminada	Rechazar $H_0$ : Autocorrelación Negativa

$n$		$k$									
		$k=1$		$k=2$		$k=3$		$k=4$		$k=5+$	
		$d_i$	$d_s$	$d_i$	$d_s$	$d_i$	$d_s$	$d_i$	$d_s$	$d_i$	$d_s$
15	<b>0.01</b>	0.81	1.07	0.7	1.25	0.59	1.46	0.49	1.7	0.39	1.96
	<b>0.025</b>	0.95	1.23	0.83	1.4	0.71	1.61	0.59	1.84	0.48	2.09
	<b>0.05</b>	1.08	1.36	0.95	1.54	0.82	1.75	0.69	1.97	0.56	2.21
20	<b>0.01</b>	0.95	1.15	0.86	1.27	0.77	1.41	0.63	1.57	0.6	1.74
	<b>0.025</b>	1.08	1.28	0.99	1.41	0.89	1.55	0.79	1.7	0.7	1.87
	<b>0.05</b>	1.2	1.41	1.1	1.54	1	1.68	0.9	1.83	0.79	1.99
25	<b>0.01</b>	1.05	1.21	0.98	1.3	0.9	1.41	0.83	1.52	0.75	1.65
	<b>0.025</b>	1.13	1.34	1.1	1.43	1.02	1.54	0.94	1.65	0.86	1.77
	<b>0.05</b>	1.2	1.45	1.21	1.55	1.12	1.66	1.04	1.77	0.95	1.89
30	<b>0.01</b>	1.13	1.26	1.07	1.34	1.01	1.42	0.94	1.51	0.88	1.61
	<b>0.025</b>	1.25	1.38	1.18	1.46	1.12	1.54	1.05	1.63	0.98	1.73
	<b>0.05</b>	1.35	1.49	1.28	1.57	1.21	1.65	1.14	1.74	1.07	1.83
40	<b>0.01</b>	1.25	1.34	1.2	1.4	1.15	1.46	1.1	1.52	1.05	1.58
	<b>0.025</b>	1.35	1.45	1.3	1.51	1.25	1.57	1.2	1.63	1.15	1.69
	<b>0.05</b>	1.44	1.54	1.39	1.6	1.34	1.66	1.29	1.72	1.23	1.79
50	<b>0.01</b>	1.32	1.4	1.28	1.45	1.24	1.49	1.2	1.54	1.16	1.59
	<b>0.025</b>	1.42	1.5	1.38	1.54	1.34	1.59	1.3	1.64	1.26	1.69
	<b>0.05</b>	1.5	1.59	1.46	1.63	1.42	1.67	1.38	1.72	1.34	1.77
60	<b>0.01</b>	1.38	1.45	1.35	1.48	1.32	1.52	1.28	1.56	1.25	1.6
	<b>0.025</b>	1.47	1.54	1.44	1.57	1.4	1.61	1.37	1.65	1.33	1.69
	<b>0.05</b>	1.55	1.62	1.51	1.65	1.48	1.69	1.44	1.73	1.41	1.77
80	<b>0.01</b>	1.47	1.52	1.44	1.54	1.42	1.57	1.39	1.6	1.36	1.62
	<b>0.025</b>	1.54	1.59	1.52	1.62	1.49	1.65	1.47	1.67	1.44	1.7
	<b>0.05</b>	1.61	1.66	1.59	1.69	1.56	1.72	1.53	1.74	1.51	1.77
100+	<b>0.01</b>	1.52	1.56	1.5	1.58	1.48	1.6	1.45	1.63	1.44	1.65
	<b>0.025</b>	1.59	1.63	1.57	1.65	1.55	1.67	1.53	1.7	1.51	1.72
	<b>0.05</b>	1.65	1.69	1.63	1.72	1.61	1.74	1.59	1.76	1.57	1.78

### **Anexo A.3**

#### *Simulación MonteCarlo*

Cuando se utiliza la palabra simulación, se hace alusión a cualquier método analítico implicado en imitar un sistema real, particularmente cuando otros análisis son matemáticamente muy complejos o extremadamente difíciles de reproducir.

Sin la ayuda de la simulación, un modelo por lo general solo revela una sola salida, generalmente el escenario más probable o promedio. El análisis de riesgo, utiliza un modelo y la simulación para analizar automáticamente el efecto de varias entradas sobre las salidas del sistema modelado.

Un tipo de simulación es la simulación MonteCarlo, la cual genera valores para variables con incertidumbre una y otra vez para simular un modelo. El método consiste en generar para una variable, mediante la definición de una distribución probabilística que se selecciona dependiendo de las condiciones subyacentes a la variable, posibles valores que estén dentro de dicha distribución. Enseguida se realiza la simulación, la cual calcula múltiples escenarios de un modelo mediante valores generados aleatoriamente a partir de las distribuciones probabilísticas de las variables. Las simulaciones pueden consistir de tantas iteraciones como se deseen –cientos o miles-, dependiendo de la certeza en la que se desee incurrir. Durante cada iteración, se selecciona un valor de las posibilidades definidas (el rango y la forma de la distribución) para cada variable y recalcula el modelo. Esto genera un histograma de frecuencias y en consecuencia de probabilidad para la variable simulada.

Con la incorporación de Puntos de Referencia dentro de la modelación y con la ayuda de simulación MonteCarlo puede calcularse la probabilidad de exceder o alcanzar un punto dado dentro del rango de valores que alcanza una variable dentro del modelo. Solo es necesario buscar en el histograma el valor deseado y calcular la probabilidad a la izquierda o derecha de la curva según sea el caso. En la figura siguiente se puede observar un ejemplo de ello. Esta figura fue calculada utilizando el programa Crystall Ball Pro, ver. 7.1. Se observa que se fija el valor en 8,724 dólares, y se está calculando el área a la derecha de este punto, es decir la probabilidad de que el costo sea mayor a esta cantidad. Sin embargo, también puede calcularse en sentido inverso. Aunque el ejemplo está hecho con 2,000 iteraciones, en realidad pueden utilizarse, como se mencionó, cuantas se deseen, acorde a la certeza que se desee alcanzar. La limitante en este caso viene dada por la capacidad de cómputo de la que se disponga en el momento.

