

# Adaptabilidad y sostenibilidad: un enfoque holístico hacia el manejo de ecosistemas acuáticos explotados

Francisco Arreguín-Sánchez\*

Los modelos poblacionales utilizados para asesorar científicamente la gestión de la pesca ya no son suficientes para lograr una pesca sostenible. El supuesto de que la pesca es el principal inductor de la variación de la población, y de una capacidad de carga estable no son adecuados ante el cambio climático. Se muestra un indicador holístico de sostenibilidad ( $F$ ) de los ecosistemas basado en la dinámica de flujos de energía de la red trófica y teoría de la información. Este índice representa la capacidad de auto-organización del ecosistema. Se aplicó al ecosistema costero de Atasta (sur del Golfo de México) y el norte del Golfo de California. Se utilizó una proyección de 100 años de cambio climático (temperatura) según el modelo A1B del IPCC. En el primer caso el índice  $F$  mostró una tendencia decreciente con variación aumentada con el tiempo. Se observaron periodos con valor similar de  $F$ , pero diferente organización del ecosistema. En el segundo caso se aplicó el concepto de “ventana de vitalidad”, donde se observa una tendencia a la degradación del ecosistema con el tiempo. Es evidente la necesidad de una estrategia de manejo basada en adaptabilidad para una pesca sostenible. Se discute el valor intrínseco del indicador  $F$ , sugiriéndose un cambio de paradigma, es decir, reconocer que el manejo convencional basado en poblaciones ya no es suficiente y adoptar una estrategia de gestión donde la condición del ecosistema sea definida, para posteriormente establecer los controles de la pesca para los recursos individuales.

**Palabras clave:** Capacidad de auto-organización, ecosistema, cambio climático, manejo de pesquerías.

## Adaptability and sustainability: a holistic approach to the management of exploited aquatic ecosystems

Population models used for scientific advice to fisheries management are no longer sufficient to achieve sustainable fisheries. The assumptions that fishing is the main driver for population change and a stable carrying capacity are not suitable to climate change. A holistic indicator ( $F$ ) representing ecosystem sustainability is shown; which is based on flows of energy throughout the food web and information theory. This index represents the ecosystem self-organization capacity. Index  $F$  was applied to a coastal ecosystem off Atasta, Southern Gulf of Mexico, and to the northern Gulf of California. The A1B model of the IPCC was used to obtain a projection of 100 years of climate change (temperature) for each region. In the first case the index  $F$  showed a decreasing trend with increasing variation. For different time periods similar values of  $F$  were observed, with different ecosystem organization among the periods. In the second case the concept of “window of vitality” was applied, where an ecosystem tendency to degradation over time was observed. Results clearly suggest the need of a management strategy based on adaptability to achieve sustainable fisheries. The intrinsic value of  $F$  is discussed, suggesting a paradigm shift, *i.e.* recognize that conventional management based on the population concept is not enough, and adopt a management strategy where the state of the ecosystem is defined, and then establish limits of fishing for individual fish resources.

**Key words:** Self-organization capacity, ecosystem, climate change, fisheries management.

## Introducción

Una de las mayores preocupaciones en el manejo de los recursos pesqueros es el aparente incremento de pesquerías en estado de deterioro debido a la pesca excesiva (Fernández *et al.* 2010, FAO 2011, DOF 2012), condición que se aso-

cia a la baja eficiencia de las medidas de manejo adoptadas. Desde una perspectiva científica se ha sugerido que los modelos poblacionales que de manera convencional son utilizados para esta asesoría al sector pesquero, ya no son suficientes para explicar y representar la variación de la abundancia de las poblaciones explotadas y se ha sugerido adoptar un enfoque de manejo basado en el ecosistema (FAO 2008).

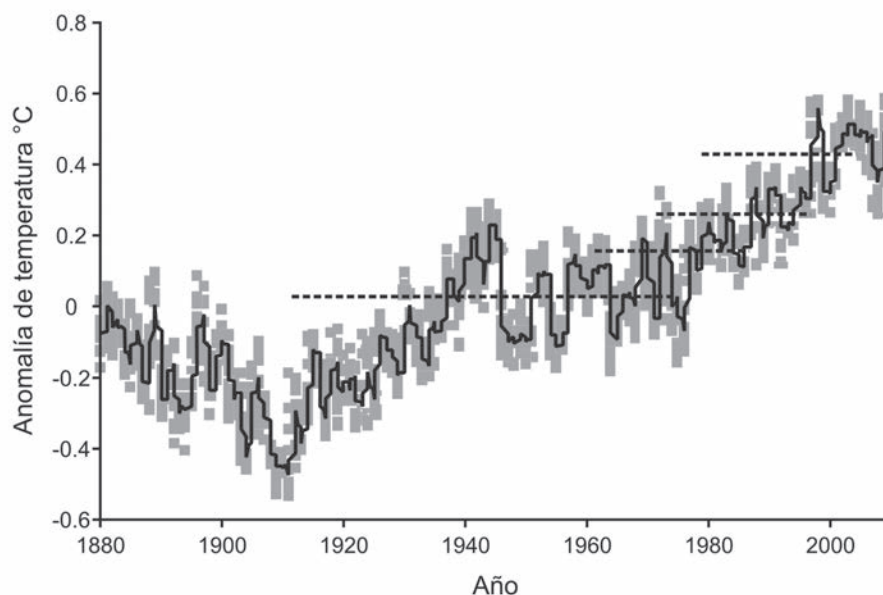
En términos generales, los modelos basados en el concepto de población, en los cuales

\* Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN. AP 592, La Paz, 23000, Baja California Sur, México. farregui@ipn.mx

se sustenta la asesoría científica para el manejo de los recursos, suponen que la principal fuente de variación de la abundancia de las poblaciones explotadas es la pesca, lo que implica una capacidad de carga estable, donde las variaciones debidas a cambios ambientales o asociadas a las interdependencias biológicas son menores y poco significativas en proporción con las inducidas por la pesca (*e.g.* Beverton y Holt 1957, Ricker 1975, Gulland 1983, Hilborn y Walters 1994, Beddington y Kirkwood 2005). Como consecuencia directa, esta noción supone implícitamente que los ecosistemas tienden a ser también estables, si bien se ha reconocido la importancia de las interdependencias biológicas (Gulland y García 1984, Sugihara *et al.* 1984). Al observar la *figura 1* es posible entender por qué estos supuestos fueron en su momento razonables y, por consiguiente, que se convirtieran en la base de la asesoría científica convencional durante alrededor de siete décadas. Sin embargo, la condición actual relativa a los cambios ambientales con

tendencia, como por ejemplo el cambio climático, implica que ya no es sólo la pesca la principal fuente de variación de la abundancia de las poblaciones.

En este contexto es fácil explicar el por qué de la baja eficiencia de las medidas de manejo. Conforme el concepto de población, al considerarse la pesca como principal fuente de variación, la incertidumbre involucrada en los modelos es relativamente baja y, como consecuencia, la probabilidad de éxito de las medidas de manejo es alta. Sin embargo, en la actualidad, al ser la variación ambiental con tendencia una fuente de variación no considerada en los modelos, ésta queda incluida como parte de la incertidumbre, provocando menor variación explicada y, por tanto, hay menos probabilidad de éxito de las medidas de manejo. Un aspecto adicional es que la variabilidad ambiental con tendencia ocasiona también efectos en la estructura de los ecosistemas, concibiendo aquí la estructura en términos de la proporcionalidad en las abundancias



**Fig. 1.** Serie histórica de la anomalía de la temperatura superficial global del mar. Nótese el periodo de relativa estabilidad de aproximadamente 1920 a 1980 (línea punteada inferior), mostrando una tendencia ascendente en las últimas tres décadas. Si se supone que la temperatura es un indicador de las condiciones ambientales, resulta lógico suponer que para el periodo de 1920 a 1980 los sistemas naturales fueran relativamente estables, y el supuesto de que el esfuerzo de pesca es el principal inductor de variación de la abundancia de las poblaciones marinas resultaba razonable. Sin embargo después de 1980, con la tendencia ascendente, este supuesto dejó de ser aceptable. Nótese que después de 1980 la tendencia sugiere diferentes estados del ecosistema, periodos estables separados por periodos de transición cortos (líneas punteadas).

relativas de las poblaciones. En estas condiciones, las interdependencias biológicas se agregan también como fuente de variación importante contribuyendo a elevar la incertidumbre en los modelos poblacionales convencionales. En este contexto es claro de dónde surge la consideración del manejo basado en el ecosistema.

El enfoque de manejo basado en el ecosistema debe ser considerado con detenimiento. En la práctica, se tiende a utilizar el conocimiento del ecosistema como marco de referencia, fundamentalmente en términos del efecto directo o indirecto de la pesca sobre otras poblaciones o hábitats, por ejemplo, en relación con capturas incidentales (D'Agrosa *et al.* 2000, Hall *et al.* 2000, Lewison *et al.* 2004, Moore *et al.* 2009), efecto sobre especies de interés público para conservación (Johnson *et al.* 2005, Giffoni *et al.* 2008, Navarro 2008), efectos sobre la biodiversidad (Stevens *et al.* 2000, Thrush *et al.* 2001, Colleman y Williams 2002, LeQuesne y Jennings 2012), entre otros; y las medidas de manejo asociadas se orientan hacia recuperación de *stocks* (Froese y Proel 2010, Gårdmark *et al.* 2011, Ward-Paige *et al.* 2012), restauración de poblaciones o hábitats (Lotze *et al.* 2011, Wilberg *et al.* 2011) o, incluso, la pretensión de llevar al sistema a estados anteriores que se estiman de mayor producción histórica (Mohamed 2010, Pitcher y Lam 2010). Todas estas medidas suponen implícitamente ecosistemas estables, pues se espera retornar a estados previos del ecosistema por medio del control de la pesca. Esta noción, a pesar de incluir el conocimiento de la dinámica de los ecosistemas, equivale a la condición del manejo convencional basado en poblaciones, pues ignora la evolución del ecosistema asociada a los cambios ambientales derivados de fenómenos como el cambio climático. Desde luego, en la medida en que los supuestos se cumplan, las medidas de manejo tendrán mayor probabilidad de éxito.

En términos de sustentabilidad, en ausencia del efecto ambiental, la perspectiva poblacional sugiere que el mantener una tasa de extracción que no afecte la tasa natural de renovación, permite mantener una biomasa estable resultando en una explotación sostenible. Sin embargo, desde una perspectiva del ecosistema, que considere el efecto ambiental, la sostenibilidad de un

sistema explotado se mide por el mantenimiento de la organización y la función del ecosistema, ya que, es posible que la proporción relativa entre las biomásas de sus componentes varíe, pero no así su organización ni función. Este concepto parece más apropiado para el estado actual de los ecosistemas explotados donde las estrategias de pesca deberán irse adaptando a los cambios de las biomásas relativas de las poblaciones del ecosistema. De hecho, éste sería aproximadamente el proceso de evolución de los ecosistemas, aún sin perturbaciones de origen antrópico. De este contexto resulta la presente contribución, donde se expone la estimación de un índice holístico y dinámico de sostenibilidad basado en teoría de la información, que muestra la necesidad de adoptar una estrategia de adaptabilidad para el manejo sostenible de ecosistemas acuáticos explotados con base en el efecto de la variación natural expresada por el efecto del cambio climático.

## Materiales y métodos

El desarrollo teórico del índice (holístico) de sostenibilidad del ecosistema fue desarrollado por Ulanowicz (2009). Considérese una red trófica representativa de un ecosistema hipotético. Sea  $T_{ij}$  la probabilidad de que una partícula de biomasa (energía) se traslade desde un componente  $i$  a uno  $j$  donde  $T$  representa el flujo de energía y, por consiguiente, la probabilidad de no ocurrencia de este evento sería  $(1 - T_{ij})$ . De acuerdo con Ulanowicz (2009), el producto de estas dos probabilidades se conoce como “indeterminancia”, que es un atributo intrínseco de sistemas dinámicos. La indeterminancia es una propiedad definida por el hecho de que para una partícula en movimiento no es posible determinar simultáneamente velocidad y posición, de ahí que sea un atributo intrínseco de un sistema dinámico.

Siguiendo la noción de Boltzman (1872) en términos de teoría de información, la probabilidad de no-ocurrencia de un evento,  $s_i$ , sería definida como  $s_i = -k \log(T_i)$ , y la indeterminancia del evento  $T_i$  sería  $h_i = -k T_i \log(T_i)$ . Nótese que esta expresión es la misma del índice de Shannon-Weaver propuesta por MacArthur (1955) para

medir la incertidumbre en los flujos de energía en una red trófica. Ahora bien, para dos eventos que ocurren conjuntamente, la no ocurrencia estaría representada como  $s_{ij} = -k \log(T_{ij})$ , donde los eventos  $i$  y  $j$  pueden ser totalmente independientes o limitarse uno al otro. Si  $i$  y  $j$  son por completo independientes, la indeterminancia es máxima,  $s_{ij}^{max}$ . De esta manera, la diferencia  $x_{ij} = s_{ij}^{max} - s_{ij}$  será la medida de la limitación de  $i$  sobre  $j$ , con la propiedad de que esta limitación es simétrica para la limitación de  $j$  sobre  $i$ . Si se consideran estas probabilidades como representativas de una red trófica, la limitación de flujos es representada por especies especialistas, por ejemplo, en casos extremos como los del koala o el oso panda, el flujo de los productores primarios (eucalipto y bambú, respectivamente) debe mantenerse para que no desaparezcan esos componentes del sistema; es decir, siempre deberá mantenerse una cierta proporción de flujo de energía (no interrumpirse) para que estas especies persistan y, en consecuencia, la organización del ecosistema se mantenga. En este mismo contexto, la limitación mutua promedio mide la dependencia de un componente sobre el otro.

Ahora bien, para un conjunto de eventos, la indeterminancia total,  $H$ , expresa la capacidad de organización (desarrollo) del sistema, y es definida como:

$$H = \sum_i h_i = -k \sum_i T_i \log(T_i) \quad \text{Ec. 1}$$

y la limitación mutua promedio de todo el conjunto de eventos será la suma de las diferencias de las limitaciones mutuas (o información mutua promedio), expresadas como:

$$X = \sum_{i,j} T_{ij} x_{ij} \quad \text{Ec. 2}$$

De acuerdo con esto,  $X$  es una medida del orden del sistema, de tal suerte que cuando un evento limita o inhibe totalmente a otro,  $X = 0$ .

Cuando los eventos son totalmente independientes,  $X = H = 1$ , y representan la entropía del sistema (tendencia al desorden), donde  $H \geq X \geq 0$ , esto es, la indeterminancia total  $\geq$  limitación mutua promedio total  $\geq 0$ , y, en consecuencia, la potencia del sistema en reserva,  $\psi$ , será  $\psi = H - X$ , esto es, la diferencia entre la

indeterminancia total y la limitación mutua promedio.

Para flujos de energía en la cadena trófica, donde  $i$  representa la presa y  $j$  al predador, Ulanowicz (2009) describe los siguientes términos:

$$C = H = -k \sum_{i,j} \frac{T_{ij}}{T_{o,o}} \log\left(\frac{T_{ij}}{T_{o,o}}\right) \quad \text{Ec. 3}$$

$$A = X = -k \sum_{i,j} \frac{T_{ij}}{T_{o,o}} \log\left(\frac{T_{ij} T_{o,o}}{T_{i,o} T_{o,j}}\right) \quad \text{Ec. 4}$$

$$\phi = \psi = -k \sum_{i,j} \frac{T_{ij}}{T_{o,o}} \log\left(\frac{T_{ij}^2}{T_{i,o} T_{o,j}}\right) \quad \text{Ec. 5}$$

Donde  $A$  es denominada como Ascendencia, y representa la información mutua promedio (grado de organización de la red);  $C$  como Capacidad de Desarrollo del ecosistema, que equivale al máximo valor posible de  $A$ ; y  $\phi$ , denominado *overhead*, representa la energía en reserva del sistema;  $c$ ,  $j$  representa la suma de presas “ $i$ ” hacia el depredador “ $j$ ”; e  $i$ ,  $c$  representa la suma de todos los depredadores que actúan sobre una presa.

Siguiendo a Ulanowicz (2009, 2011), el cociente  $A/C = \alpha$  representa una medida relativa del poder de organización del ecosistema (orden), donde  $1 > \alpha > 0$ ; y, por consiguiente,  $1 - \alpha$  será una medida relativa de la ganancia de entropía (desorden).

Siguiendo la misma noción de Boltzman (1872), Ulanowicz (2009, 2011) propone una medida de aptitud o potencial de auto-organización,  $F$ , del ecosistema como sigue:

$$F = -\left[\frac{e}{\log(e)}\right] \alpha^\beta \log(\alpha^\beta) \quad \text{Ec. 6}$$

Donde  $e$  es la base de logaritmo natural, y  $\beta$  es un parámetro de ajuste, donde  $1 > F > 0$  (sin dimensión).

En este contexto, la capacidad de auto-organización del ecosistema es tomada como una medida de la sostenibilidad, y la ecuación anterior, que describe una función parabólica, representa un estimador de dicha capacidad de auto-organización,  $F$ . Esta función (Fig. 2) sugiere que los ecosistemas alcanzan su máxima capacidad de auto-organización en niveles intermedios de grado de orden, disminuyendo hacia los extremos en función de la ganancia o la pérdida de entropía.

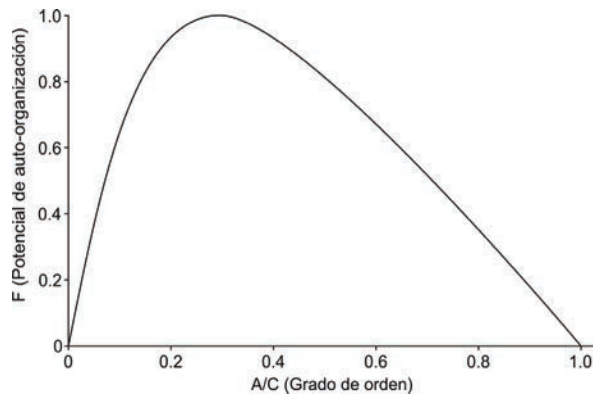


Fig. 2. Relación teórica entre la capacidad de auto-organización de un ecosistema con respecto al cambio en su orden (entropía). Hacia el origen corresponden sistemas poco organizados, con exceso de “overhead” y poco eficientes; mientras que hacia el extremo derecho se ubican los ecosistemas más complejos, con mayor limitación de flujos, más eficientes y menor “overhead”. La mayor capacidad de auto-organización se ubica en algún punto intermedio entre los dos extremos. Nótese que la trayectoria de un sistema, después de una perturbación severa, sería hacia la izquierda del nivel máximo, ganando entropía (perdiendo orden), representando un estado de degradación del ecosistema. De acuerdo a su deducción las unidades de medida de ambos ejes son flowbits.

Este estimador de sostenibilidad fue aplicado a dos estudios de caso, el ecosistema costero de Atasta, al sur del Golfo de México (Arreguín-Sánchez *et al.* 2005<sup>1</sup>), y al ecosistema del Alto Golfo de California (Lercari y Arreguín-Sánchez 2008). En ambos casos se exploró el efecto del cambio climático, evaluando los cambios en sustentabilidad a lo largo de un periodo de tiempo. Para el ecosistema de Atasta se utilizó como índice climático la Oscilación Multidecadal del Atlántico (AMO, por sus siglas en inglés) que expresa cambios regionales en la temperatura superficial del mar ([www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/AMO/](http://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/AMO/)), tomando adicionalmente la proyección del modelo A1B del IPCC (2000<sup>2</sup>) que predice un aumento máximo de

3°C en los próximos 100 años; mientras que para el alto Golfo de California se consideró tanto la anomalía de temperatura superficial del mar a partir de 1900 hasta el presente, como la predicción del modelo A1B del IPCC para los próximos 100 años. En ambos casos, el patrón de variación de temperatura se incorporó en el modelo ECOSIM (Walters *et al.* 1997) como forzante sobre la tasa de producción de los productores primarios, dejando que la señal se propague vía cadena trófica al resto de los componentes del sistema. El índice de sostenibilidad del ecosistema (capacidad de auto-organización) se estimó año con año para cada periodo de simulación. Las tendencias de los patrones de temperatura para ambos ecosistemas se muestran en la figura 3.

Para el modelo de Atasta se estimó la estructura del ecosistema para algunos momentos del periodo de simulación con el fin de ilustrar los posibles cambios en la estructura del ecosistema (cambios en biomasa relativa de sus componentes); mientras que para el Alto Golfo de California se muestra la evolución del ecosistema en el contexto de la denominada “ventana de vitalidad” (Zorach y Ulanowicz 2003, Ulanowicz 2009), que ilustra las condiciones del ecosistema en términos de la conectividad efectiva del sistema,  $c$ , en conexiones por componente, o cuántos nodos en promedio (logarítmico) entran o salen de cada componente; con respecto al número efectivo de roles tróficos en el sistema,  $n$ , o por cuántas transferencias, en promedio (logarítmico) tiene que pasar una partícula antes de salir del sistema. De acuerdo con estos autores, la conectividad efectiva es estimada como  $c = 2^{\phi/2}$ , y el número efectivo de niveles tróficos como  $n = 2^{\lambda}$ , y en términos de flujos de energía

$$c = \prod_{i,j} \left( \frac{T_{i,j}^2}{T_{i,s} T_{o,j}} \right)^{-(1/2) \cdot (T_{i,j}/T_{o,s})} \quad \text{Ec. 7}$$

$$n = \prod_{i,j} \left( \frac{T_{i,j} T_{o,s}}{T_{i,s} T_{o,j}} \right)^{(T_{i,j}/T_{o,s})} \quad \text{Ec. 8}$$

Donde  $\ln(c)$  continúa siendo una medida de la energía en reserva del sistema, y  $\ln(n)$  corresponde a la información mutua promedio (organización) de la red trófica.

De acuerdo con esto, la ventana de vitalidad representa la relación entre la conectividad de

1. ARREGUÍN-SÁNCHEZ F, MJ Zetina-Rejón y VH Cruz-Escalona. 2005. Caracterización ecológica, biológica, pesquera y social del camarón siete barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) de la costa sur del Golfo de México. Reporte interno. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del IPN, Centro EPOMEX, Universidad Autónoma de Campeche, México.
2. IPCC. 2000. IPCC special report, emissions scenarios: summary for policymakers. A Special Report of IPCC Working Group III. Intergovernmental Panel on Climate Change. 20p.



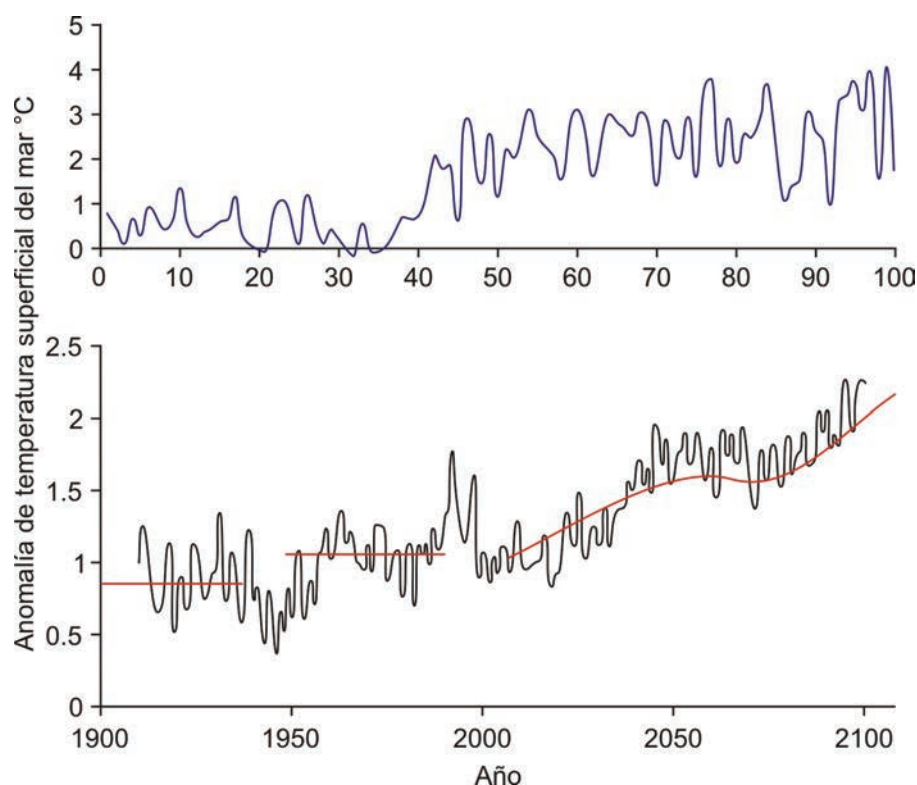


Fig. 3. Tendencias de las anomalías de temperatura superficial del mar utilizadas como forzantes de los productores primarios en los modelos de los ecosistemas de: *arriba* Atasta, sur del Golfo de México; y *abajo* Alto Golfo de California (la línea media sólo se emplea para mostrar la tendencia). En ambos casos se utilizó la proyección a 100 años del programa A1B del IPCC; y para el caso del Alto Golfo de California se incluyó además la serie histórica de 1900 a 2010.

la red y su propia organización; y define una región de sostenibilidad (en términos de estos dos indicadores) que permite observar la trayectoria del ecosistema a lo largo del tiempo, así como el riesgo de caer en una situación de insostenibilidad (Fig. 4).

## Resultados

### Modelo de Atasta

Después del forzamiento ambiental, se estimaron año con año la Ascendencia  $A$  la Capacidad de Desarrollo  $C$ , el Overhead  $\theta$ , el cociente  $A/C$  como índice de cambio de orden (ganancia o pérdida de entropía), así como el índice de sostenibilidad  $F$ . La figura 5 muestra la serie de tiempo con la variación de la sostenibilidad, con y sin efecto del cambio climático. En la tendencia se observan, además de un efecto acumulati-

vo en el tiempo respecto a la variación del índice, varias épocas con valores similares de  $F$ . Para estos periodos se estimó la estructura del ecosistema observándose diferencias entre ellos (Fig. 6).

### Modelo del Alto Golfo de California

En la figura 7 se muestran los cambios anuales del indicador de sostenibilidad; así como los cambios relativos del mismo índice con respecto a los cambios en el orden del sistema ( $A/C$ ). En este último caso se observa una tendencia hacia la pérdida de la capacidad de sostenibilidad con el efecto del aumento de la temperatura.

Con respecto a la ventana de vitalidad, la figura 8 muestra la evolución del ecosistema. En la trayectoria se observa que a lo largo del tiempo, el sistema gana y pierde capacidad de auto-organización, aunque al final la tendencia es hacia la pérdida de sostenibilidad, aproximándose al límite de la ventana de vitalidad.

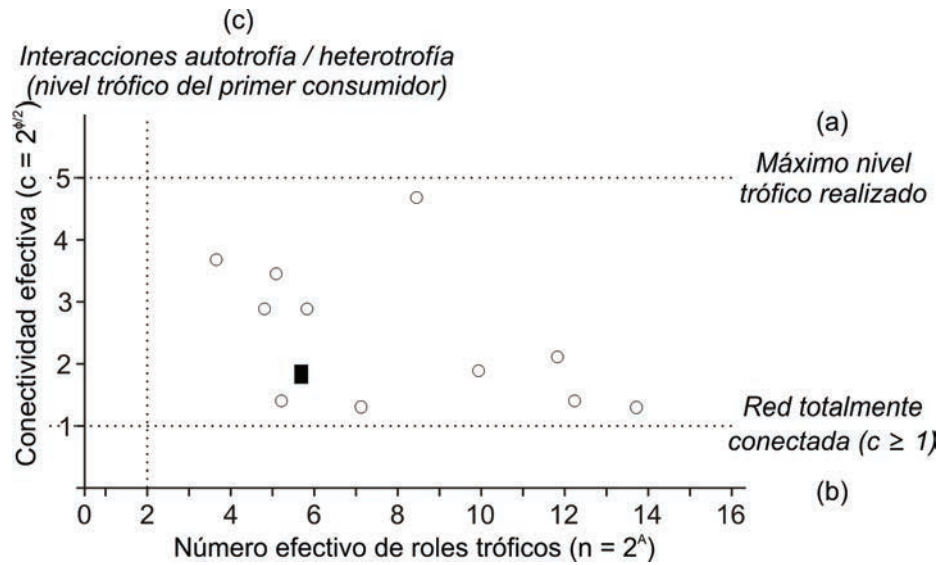


Fig. 4. Diagrama mostrando el concepto teórico de ventana de vitalidad. La variable dependiente representa la conectividad efectiva del sistema (densidad de conexiones), mientras que la variable independiente el número efectivo de roles tróficos. Los límites definidos por las líneas punteadas son interpretados como a) el máximo nivel trófico realizado; b) límite mínimo de una red totalmente conectada, c) interacción autotrofia/heterotrofia relativos al nivel trófico de los consumidores primarios. De acuerdo con Ulanowicz (2009) la interpretación conceptual del límite al lado derecho del gráfico aún no es clara. El área entre los límites representa las condiciones del ecosistema donde su organización y función prevalece (región de sostenibilidad o donde se mantiene la capacidad de auto-organización). El nivel máximo de sostenibilidad se encontrará en algún punto del área, disminuyendo hacia los bordes. Más allá de los bordes el sistema adquiere otra organización.

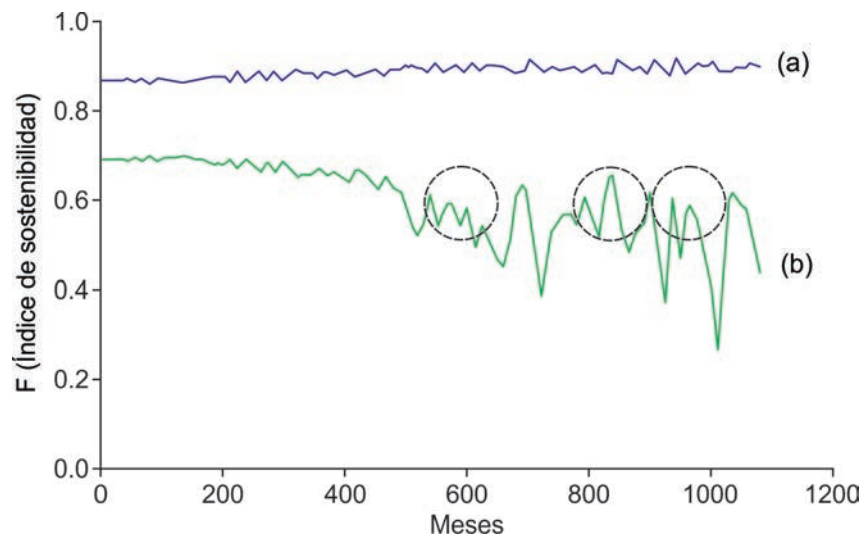


Fig. 5. Serie de tiempo del índice de sostenibilidad para el ecosistema de Atasta, a) sin efecto de cambio climático, y b) con efecto de cambio climático. En el segundo caso la tendencia es decreciente sugiriendo que el sistema tiende a ser más vulnerable; y la variabilidad aumenta con el tiempo, sugiriendo un efecto acumulativo. Los círculos punteados señalan épocas con valores de sostenibilidad similares.

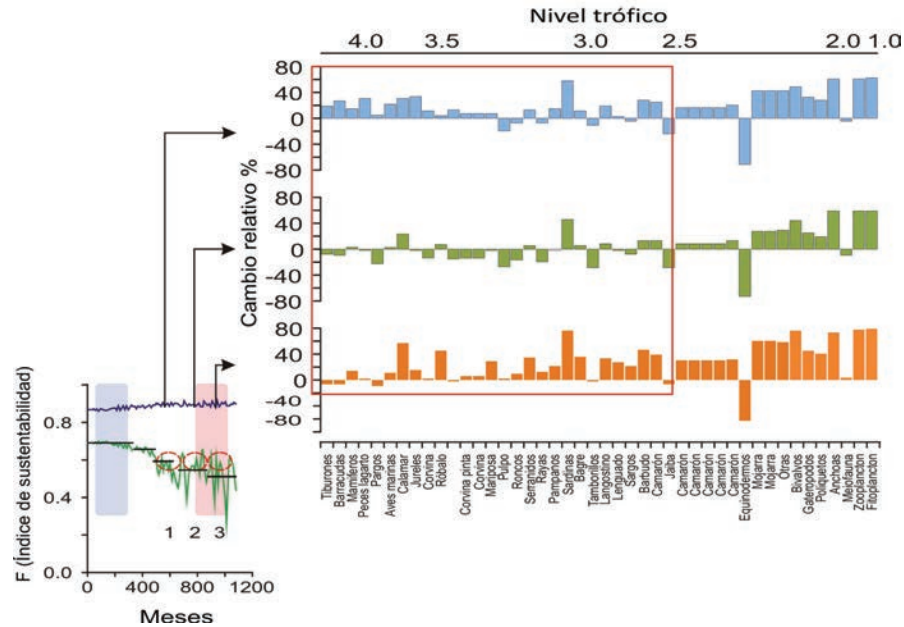


Fig. 6. Comparación de la estructura del ecosistema de Atasta en tres épocas del periodo de simulación donde el índice de sostenibilidad resultó de similar magnitud. Nótese que la estructura del ecosistema es diferente para cada época sugiriendo la necesidad de adaptar una estrategia dinámica y continua de manejo de los recursos explotados (adaptabilidad).

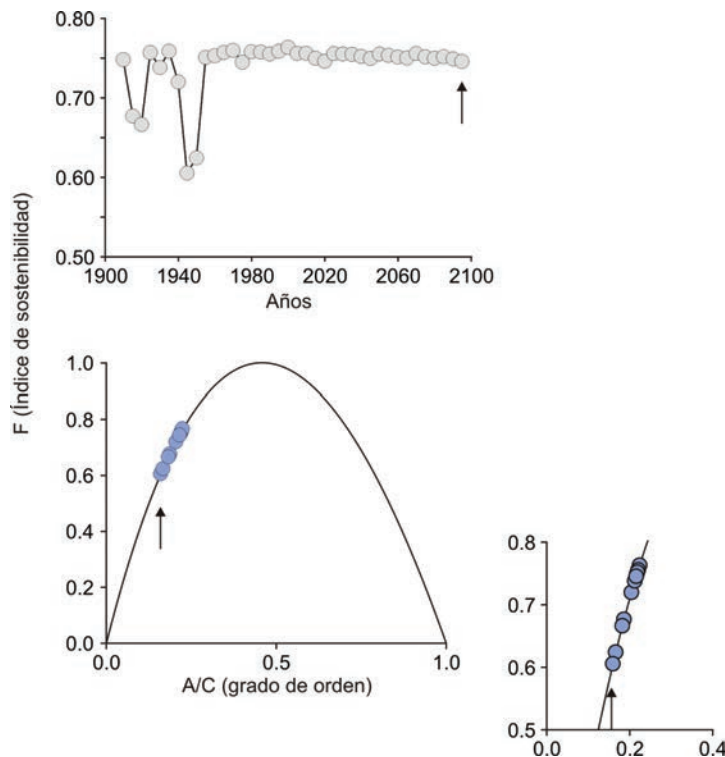


Fig. 7. Trayectoria del cambio en la sostenibilidad del ecosistema del Alto Golfo de California. La flecha indica el último año de simulación correspondiente a la época de mayor calentamiento asociado a la tendencia del cambio climático. Nótese que el ecosistema tiende hacia el origen indicando tendencia de pérdida de auto-organización (sostenibilidad) sugiriendo una tendencia a degradación del sistema (pérdida de orden o ganancia de entropía).



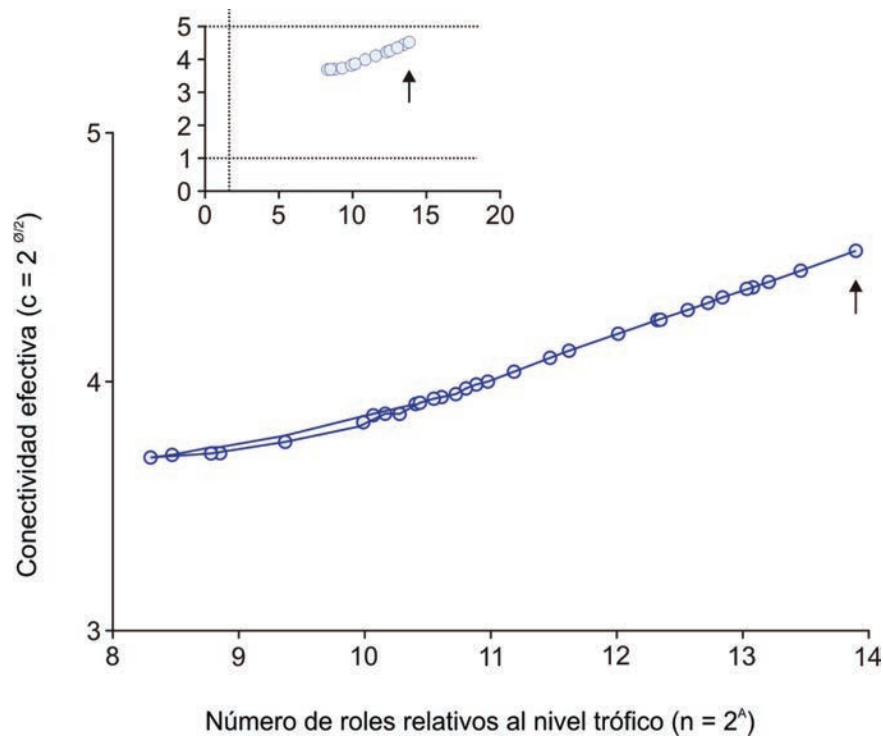


Fig. 8. Representación de la trayectoria del ecosistema del Alto Golfo de California en la "ventana de vitalidad". Nótese que a lo largo del periodo simulado el sistema se desplaza horizontalmente en ambos sentidos (derecha/izquierda) de acuerdo a las fluctuaciones del ambiente; pero hacia los últimos años tiende a aproximarse hacia el límite superior de la ventana de vitalidad aumentando el riesgo de degradación del ecosistema.

## Discusión

El principio teórico de la incertidumbre se refiere a aquellas fuentes de variación no explicadas que afectan un proceso determinado de interés. En términos de la dinámica del ecosistema, la indeterminancia expresa tanto la variación explicada, la probabilidad de ocurrencia de un flujo de energía desde una presa  $i$  hacia el depredador  $j$ , como la probabilidad de la no ocurrencia de dicho flujo, siendo esta última una expresión de la incertidumbre. En este contexto, siguiendo el principio de Boltzman (1972), los estimadores de Ascendencia, Capacidad de Desarrollo y el Overhead, representan propiedades de la indeterminancia relativas a la organización y la función del ecosistema.

Las diferencias de la estructura del ecosistema de Atasta observadas en la figura 6 hacen evidente que las medidas de manejo de recursos individuales tengan que adaptarse a lo largo del tiempo a la nueva condición de cada uno de los recursos que, además, corresponde a una suce-

sión en el tiempo relativa a la propia evolución del ecosistema. La figura 5, por ejemplo, muestra que la sostenibilidad del ecosistema se mantiene en el tiempo aun cuando tiende a disminuir y su variabilidad aumenta. Dicha tendencia sugiere que con la disminución de la capacidad de auto-organización, el sistema tenderá a ser más vulnerable. En términos de manejo, esta condición significa que las medidas de manejo y control de la mortalidad por pesca deberán ser más eficientes para mantener la sostenibilidad. Si este esquema de adaptabilidad de la estrategia de manejo se compara con un sistema de toma de decisiones convencional (medidas de manejo fijas o semifijas, como resultado del manejo basado en el concepto de población, equivalente a un ecosistema estable), resulta evidente que el riesgo de fracaso en algunas de las pesquerías ante el cambio climático, sería mayor.

Otro aspecto interesante resultante del supuesto de estabilidad implícito en modelos poblacionales, donde la pesca es el principal inductor de variabilidad, es que, bajo estrategias

de manejo fijas o semifijas implícitas en el propio concepto (por ejemplo, cuotas o control de la mortalidad por pesca), la disminución de la abundancia de algunos recursos por causas ajenas a la pesca resultará en sobrepesca, cuyo efecto se propagaría al resto del sistema; y si este efecto es extremo, el propio ecosistema podría llegar a un estado de insostenibilidad. En este contexto se hace hincapié en la necesidad de ajustar las tasas de captura según una consideración holística en primera instancia y después a nivel de poblaciones, a diferencia del manejo convencional basado únicamente en el concepto poblacional.

Para el estudio de caso del modelo del Alto Golfo de California, la *figura 7* sugiere un decremento en la capacidad de organización del ecosistema como efecto de la tendencia de calentamiento considerada en el experimento de simulación. Como en el caso anterior, una menor sostenibilidad sugiere un ecosistema más vulnerable y, por consiguiente, la necesidad de mayor eficiencia de las medidas de manejo. La *figura 8* muestra la trayectoria del ecosistema a lo largo del periodo simulado, con una tendencia a aproximarse a un estado de riesgo desde la perspectiva de mantenimiento de la organización del ecosistema. Esta pérdida de sostenibilidad, al cruzar el límite de la ventana de vitalidad, resultaría en otro estado del ecosistema y en otra configuración de su organización, que en términos de manejo de recursos, implicaría un incremento en la incertidumbre de las estrategias de manejo establecidas.

Con la finalidad de reducir el riesgo de un efecto negativo sobre la sostenibilidad del ecosistema, y conforme el concepto de adaptabilidad como estrategia de manejo, podría pensarse en ajustes a las tasas de captura de algunas poblaciones explotadas que tendieran a reducir el riesgo para la sostenibilidad del ecosistema; esto es, provocar un cambio en la tendencia del ecosistema que lo mantuviera alejado de los límites de la ventana de vitalidad, considerando que dichos límites corresponden a riesgo de deterioro del ecosistema (Zorach y Ulanowicz 2003, Ulanowicz 2009, 2011).

En ambos estudios de caso, el concepto de adaptabilidad como parte de la estrategia de gestión resulta clave para la sostenibilidad del eco-

sistema. Dicha estrategia ha sido sugerida desde hace tiempo por algunos autores, aunque más como un reto que como un aspecto práctico instrumentado (por ejemplo, Botsford *et al.* 1997). Desde los puntos de vista científico y técnico, el concepto de adaptabilidad tiene un valor relevante; sin embargo, su adopción implica aceptar una alta incertidumbre asociada a la toma de decisiones (Gulland 1986, 1987). Walters (2007) se refiere a tres problemas principales relativos a los fracasos vinculados a la adopción de una estrategia basada en adaptabilidad, asociados a la intervención institucional: *i*) la falta de gestión de recursos necesarios para la supervisión (monitoreo) y para llevar a cabo experimentos a gran escala; *ii*) renuencia de los tomadores de decisiones para admitir y aceptar la incertidumbre en la toma de decisiones políticas y *iii*) falta de liderazgo de individuos dispuestos a hacer todo el esfuerzo necesario para planificar e instrumentar programas de gestión nuevos y complejos. Desde luego, la aceptación de la incertidumbre que implica la ausencia de patrones claramente predecibles (como lo harían los modelos poblacionales en estabilidad) complica la toma de decisiones, ya que se percibe el aumento del riesgo al fracaso, a menos de que se realicen acciones de monitoreo continuas con objetivos claros dentro de un marco de referencia de sostenibilidad del ecosistema que permitan tomar decisiones sustentadas en el corto plazo; reduciendo la incertidumbre inherente a la variación temporal de mediano y largo plazo, sin embargo, en la práctica actual, aun conforme el enfoque de manejo de las pesquerías en el contexto del ecosistema, las decisiones de manejo se siguen tomando para recursos individuales, independientes unos de los otros, tomando, para cada pesquería individual, el conocimiento del ecosistema como marco de referencia. Ante esta carencia de visión holística, y en adición a lo señalado por Walters (2007), tal vez el principal reto en la actualidad sea que la adopción formal del concepto de adaptabilidad implica modificar la noción convencional de manejo basado en poblaciones individuales, por una noción (holística) del ecosistema donde se tomen primero decisiones para establecer límites de pesca para los diferentes recursos y con ello mantener capacidad de auto-organización del ecosistema (sostenibilidad), y posteriormente,

como consecuencia, tomar decisiones sobre los recursos individuales.

La noción de enfrentar el manejo de pesquerías desde una concepción holística del ecosistema ya había sido mencionada por algunos autores (como Larkin 1996), pero más como una necesidad que se debería desarrollar. En este sentido, la adaptabilidad como estrategia de gestión de un sistema dinámico (con incertidumbre asociada) es altamente relevante, y su adopción implicará que los ajustes temporales en las medidas de manejo tendrán que hacerse inicialmente de manera global entre pesquerías (la visión holística) y posteriormente a nivel de poblaciones, manteniendo un sistema de monitoreo del sistema que permita realizar los ajustes necesarios en los momentos apropiados. En este contexto, el índice de sostenibilidad basado en la capacidad de auto-organización del ecosistema resulta ser un indicador útil en la concepción de este tipo de estrategias de gestión de recursos pesqueros. Este concepto conlleva una noción fundamental que constituye un paradigma de actualidad para el manejo de recursos pesqueros (y tal vez extensible a recursos vivos), y se refiere al cambio de dos conceptos convencionales en el manejo de recursos: el uso del concepto de población como base de manejo de las pesquerías, y del enfoque de “manejo de recursos en el contexto del ecosistema”; ambos por el de “manejo del ecosistema en el contexto de la pesca” que, como se definió antes, supone decisiones con una visión holística del ecosistema seguida de decisiones a nivel de poblaciones.

La implicación de la adopción de una estrategia de gestión de recursos basada en adaptabilidad y en el conocimiento holístico de los ecosistemas es la aceptación tácita de la incertidumbre en el proceso de manejo, condición que bien puede sintetizarse en tres postulados mencionados por Ulanowicz (2009), adaptables directamente al manejo de sistemas dinámicos: 1) el funcionamiento de cualquier sistema es vulnerable a la perturbación por eventos fortuitos, 2) un proceso, con la mediación de otros procesos, puede influir en sí mismo, y 3) los sistemas se diferencian el uno del otro en función de su historia, parte de la cual se registra en su configuración. En términos prácticos, el primer enunciado se refiere a la incertidumbre generada de

manera aleatoria que por lo general es externa al sistema (por ejemplo, el cambio climático); el segundo es relativo a los propios procesos de auto-organización que pueden dar lugar a estados alternos del sistema y no necesariamente a un patrón definido y, el tercero, a que cada sistema responde de manera diferente respecto a otros, estableciéndose la necesidad, en términos de manejo, de abordar cada sistema de forma particular.

### Agradecimientos

El autor agradece los apoyos parciales recibidos por medio de los proyectos SEP-CONACYT (104974, 155900), SIP-IPN (20131266, 20144037), ANR-CONACYT (111465), Gulf of Mexico LME (GEFMEX-09001); así como a los programas EDI y COFAA del IPN. Se dedica esta contribución a la memoria del Dr. Daniel Lluch Belda (1942-2014).

### Literatura citada

- BEDDINGTON JR y GP Kirkwood. 2005. The estimation of potential yield and stock status using life-history parameters. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 360: 163-170.
- BEVERTON RJH y SJ Holt. 1957. *On the dynamics of exploited fish populations*. Fisheries Investigation, Ministry & Agriculture Fisheries and Food Service. II 19, Great Britain. 533p.
- BOLTZMANN L. 1872. Weitere Studien über das Wärmegleichgewicht unter Gasmolekülen. *Wiener Berichte* 66: 275-370.
- BOTSFORD LW, JC Castilla y CH Peterson. 1997. The management of fisheries and marine ecosystems. *Science* 277: 509-515.
- COLLEMAN FC y SL Williams. 2002. Overexploiting marine ecosystems engineers: potential consequences for biodiversity. *Trends in Ecology and Evolution* 17(1): 40-44.
- D'AGROSA CD, CE Mennert-Cody y O Vidal. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: Driving a small population to extinction. *Conservation Biology* 14(4): 1110-1119.
- DOF. 2012. Carta Nacional Pesquera. Diario Oficial de la Federación, México. Agosto 3 2012. México. 236p.

- FAO. 2008. *Fisheries management. 2. The ecosystem approach to fisheries. 2.1 Best practices in ecosystem modeling for informing an ecosystem approach to fisheries*. FAO Fisheries Technical Guidelines for Responsible Fisheries. No. 4, Suppl. 2, Add. 1. Rome, FAO. 2008. 78p.
- FAO. 2011. *Review of the state of world marine fishery resources*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 569. Rome, FAO. 334p.
- FERNÁNDEZ JI, P Álvarez-Torres, F Arreguín-Sánchez, LG López-Lemus, G Ponce, A Díaz-de-León, E Arcos-Huitrón y P del Monte-Luna. 2010. Coastal Fisheries of Mexico. En: S Salas, R Chuenpagdee, A Charles y JC Seijo (eds.). *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries Technical Paper. No. 544. Rome, pp: 229-282.
- FROESE R y A Proel. 2010. Rebuilding fish stocks no later than 2015: will Europe meet the deadline? *Fish and Fisheries* 11: 194-202.
- GÅRDMARK A, A Nielsen, J Floeter y C Möllmann. 2011. Depleted marine fish stocks and ecosystem-based management: on the road to recovery, we need to be precautionary. *ICES Journal of Marine Science* 68(1): 212-220.
- GIFFONI B, A Domingo, G Sales, FN Fiedler y P Miller. 2008. Interacción de tortugas marinas (*Caretta caretta* y *Dermochelys coriacea*) con la pesca de palangre pelágico en el Atlántico sudoccidental: una perspectiva regional para la conservación. *Collect. Vol. Sci. Pap. ICCAT* 62(6): 1861-1870.
- GULLAND JA. 1983. Stock assessment: why? *FAO Fisheries Circular* 759. 18p.
- GULLAND JA. 1986. Predictability of living marine resources. *Proceedings of the Royal Society of London, Series A* 407: 127-141.
- GULLAND JA. 1987. The effect of fishing on community structure. *South African Journal of Marine Science* 5(1): 839-849.
- GULLAND JA y S García. 1984. Observed patterns in multispecies fisheries. En: RM May (ed.). *Exploitation of marine communities*. Dahlem Workshop Report 32, Springer-Verlag, Berlin, pp: 155-190.
- HALL MA, DL Alverson y KI Metuzal. 2000. Bycatch: problems and solutions. *Marine Pollution Bulletin* 41(1-6): 204-219.
- HILBORN R y C Walters. 1994. *Quantitative fisheries stock assessment; choice, dynamics, and uncertainty*. Chapman and Hall, New York. 570p.
- JOHNSON A, G Salvador, J Kenney, J Robbins, S Kraus, SS Landry y P Clapham. 2005. Fishing gear involved in entanglement of right and humpback whales. *Marine Mammal Science* 21(4): 635-645.
- LARKIN PA. 1996. Concepts and issues in marine ecosystem management. *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 6: 139-164.
- LEQUESNE WJF y S Jennings. 2012. Predicting species vulnerability with minimal data to support rapid risk assessment of fishing impacts on biodiversity. *Journal of Applied Ecology* 49: 20-28.
- LERCARI D y F Arreguín-Sánchez. 2008. An ecosystem modeling approach to deriving viable harvest strategies for multispecies management of the Northern Gulf of California. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 19(4): 384-397.
- LEWISON RL, LB Crowder, AJ Read y SA Freeman. 2004. Understanding impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. *Trends in Ecology and Evolution* 19(11): 598-604.
- LOTZE HK, M Coll, AM Magera, C Ward-Paige y L Airoidi. 2011. Recovery of marine animal populations and ecosystems. *Trends in ecology and evolution* 26(11): 595-605.
- MACARTHUR R. 1955. Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. *Ecology* 36: 533-536.
- MOHAMED KS. 2010. Trophic modeling in marine ecosystems and ecosystem-based fisheries management. *Fishing Chimes* 30(9): 35-39.
- MOORE JE, BP Wallace, RL Lewison, R Zydels, TM Cox y LB Crowder. 2009. Review of marine mammal, sea turtle and seabird bycatch in USA fisheries and the role of policy in shaping management. *Marine Policy* 33: 435-451.
- NAVARRO A. 2008. Cucapás, derechos indígenas y pesca. Dilemas del sistema productivo pesquero vis a vis las políticas de conservación de las especies en el Golfo de California. *Revista Chilena de Antropología Visual* 12: 171-196.
- PITCHER TJ y ME Lam. 2010. Fishful thinking: Rhetoric, reality, and the sea before us. *Ecology and Society* 15(2): 12.
- RICKER WE. 1975. *Computation and interpretation of biological statistics of fish populations*. Department of Fisheries and the Environment, Fisheries and Marine Service of Canada, Bulletin 191: 1-382.
- STEVENS JD, R Bonfil, NK Dulvy y PA Walker. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. *ICES Journal of Marine Science* 57: 476-494.
- SUGIHARA G, S Garcia, T Platt, JA Gulland, E Rachor, JH Lawton, BJ Rothschild, H Maske, EA Ursin, RT Paine y BFK Zeitzschel. 1984. Ecosystem

- dynamics. *En*: RM May (ed.). *Exploitation of marine communities*. Dahlem Workshop Report 32, Springer-Verlag, Berlin, pp: 131-153.
- THRUSH SF, JE Hewitt, GA Funnell, VJ Cummings, J Ellis, D Schultz, D Talley y A Norkko. 2001. Fishing disturbance and marine biodiversity: the role of habitat structure in simple soft-sediment systems. *Marine Ecology Progress Series* 223: 277-286.
- ULANOWICZ RE. 2009. *A third window, natural life beyond newton and Darwin*. Templeton Foundation Press. 196p.
- ULANOWICZ RE. 2011. The central role of information theory in ecology. *En*: M Dehmer, F Emmert-Streib y A Mehler (eds.). *Towards an information theory of complex networks: Statistical methods and applications*. Springer New York Dordrecht Heidelberg London, pp: 153-167.
- WALTERS CJ. 2007. Is adaptive management helping to solve fisheries problems? *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 36(4): 304-307.
- WALTERS C, V Christensen y D Pauly. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. *Review in Fish Biology and Fisheries* 7(2): 139-172.
- WARD-PAIGE CA, DM Keith, B Worm y HK Lotze. 2012. Recovery potential and conservation options for elasmobranchs. *Journal of Fish Biology* 80: 1844-1869.
- WILBERG MJ, ME Livings, JS Barkman, BT Morris y JM Robinson. 2011. Overfishing, disease, habitat loss, and potential extirpation of oysters in upper Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series* 436: 131-144.
- ZORACH AC y RE Ulanowicz. 2003. Quantifying the complexity of flow networks: how many roles are there? *Complexity* 8(3): 68-76.

*Recibido: 10 de septiembre de 2013.*

*Aceptado: 6 de enero de 2014.*