

RELACIONES ENTRE LA ECONOMÍA, LA CO-ADAPTABILIDAD Y LA RESILIENCIA DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

SEBASTIÁN VILLASANTE LARRAMENDI
Universidad de Santiago de Compostela

Recibido: 17 de noviembre de 2009

Aceptado: 26 de julio de 2010

Resumen: La alteración humana de los ecosistemas marinos es importante, y continúa creciendo como resultado de las diferentes amenazas antropogénicas. Frente a esta problemática, el término "resiliencia" examina la capacidad de los sistemas socioecológicos para superar un estrés y recuperarse o, incluso, para endogeneizar los cambios y trascenderlos. Este trabajo constituye un avance teórico que examina la magnitud y las características de la resiliencia como capacidad para absorber los cambios que sufren los ecosistemas marinos. Igualmente, se exploran las relaciones entre la capacidad adaptativa de los ecosistemas ante las modificaciones del conocimiento local de los usuarios sobre los recursos marinos, así como los atributos de una gobernanza sostenible, y las interacciones entre usuarios e instituciones formales y no formales. Por último, se presenta una discusión y una reflexión sobre el principio de precaución como el paradigma universalmente válido para la nueva gestión de los recursos marinos.

Palabras clave: Resiliencia / Capacidad adaptativa / Ecosistemas marinos.

RELATIONS BETWEEN THE ECONOMY, CO-ADAPTABILITY AND RESILIENCE OF MARINE ECOSYSTEMS

Abstract: Human alteration of marine ecosystems is important and continues to grow as a result of various anthropogenic threats. Trying to understand this problem, the concept of resilience examines the capacity of social-ecological systems to overcome a stress and recover, or even endogenize changes. This paper discusses a theoretical advance that examines the extent and characteristics of resilience and capacity to absorb the changes suffered by marine ecosystems. It also explores the relationship between the adaptive capacity of ecosystems to changes in the users' local knowledge on marine resources and the attributes of sustainable governance, and the interactions between users and non-formal and informal institutions. Finally, the paper presents a discussion and reflection on the precautionary principle as universally valid paradigm for the new fisheries management consensus of fishery resources.

Keywords: Resilience / Adaptive capacity / Marine ecosystems.

1. INTRODUCCIÓN

La alteración humana de los ecosistemas marinos es importante, y continúa creciendo como resultado de las amenazas antropogénicas a las que se encuentran sometidos. La concentración poblacional en las zonas costeras, la sobreexplotación de los recursos marinos, el cambio climático, la pérdida de biodiversidad biológica, la eutrofización, los daños a los hábitat naturales, la contaminación por residuos y por mareas negras, las pruebas nucleares o el tráfico marítimo, entre otros, actúan de manera acumulativa y a menudo con efectos difusos (Vitousek *et al.*, 1997).

Todo ello está originando una acelerada pérdida de poblaciones y de la biodiversidad de especies de consecuencias desconocidas –pero todavía reversibles–, un aumento de las ratios de declive y de colapso, y un descenso exponencial del po-

tencial de recuperación, de la estabilidad y de la calidad del agua (Worm *et al.*, 2006).

La respuesta de los ecosistemas a las perturbaciones provocadas por los seres humanos difiere en las escalas temporal, geográfica y espacial, donde el tipo y la intensidad en el uso de los recursos también son diferentes. En algunas sociedades en las que se practica el uso sostenible de los recursos ha tenido lugar una adaptación co-evolucionaria entre los sistemas ecológicos y sociales, que ha permitido la permanencia y continuidad más o menos estable de los ecosistemas (Berkes y Folke, 2002).

La evaluación de los sistemas complejos como el medio marino está considerada como una frontera interdisciplinar de investigación, de manera que en el estudio de la sostenibilidad y de la dinámica de los ecosistemas marinos se están empleando nuevos conceptos y herramientas. Entre tanto, la filosofía emergente que reconoce la posibilidad de reducir el grado de incertidumbre requiere de conocimientos adaptativos y de un continuo aprendizaje para responder a los cambios que experimentan los ecosistemas (Walker *et al.*, 2004).

Esto está en estrecha relación con la dependencia del conocimiento ecológico local (*local ecological knowledge*) y social del medio, y con la existencia de instituciones y organizaciones flexibles y adaptativas (Ostrom, 1999). La idea de emplear el conocimiento ecológico y social de los usuarios del recurso para mejorar los mecanismos de gobernanza ha sido propuesta recientemente como una potencial y eficaz herramienta de gestión, encontrándose actualmente bien documentada y establecida. El conocimiento tradicional del medio constituye un atributo de las sociedades con una extensa continuidad histórica en la práctica del uso de los recursos. Esta idea combina el conocimiento dinámico de los usuarios locales con una gestión colaborativa de los recursos marinos (Holling, 1978). Por otra parte, y en estrecha conexión con lo ya expuesto, uno de los errores habituales en el estudio de los cambios de los ecosistemas marinos está asociado a que se suelen examinar como si se tratase de transformaciones de tipo lineal, predecibles y controlables; sin embargo, ambos sistemas –los naturales y los sociales– se caracterizan por actuar de forma no lineal, con múltiples soluciones y con una limitada predictibilidad (Folke *et al.*, 2004).

Hasta el momento la comunidad científica no ha explorado todos estos aspectos de manera detallada, por lo que en este trabajo nos proponemos abordarlos todos teóricamente y ver cómo se relacionan con la explotación del medio marino. Comenzamos examinando una de las cuestiones menos investigadas: la magnitud y las características de la resiliencia como capacidad para absorber los cambios que sufren los ecosistemas marinos, identificándose en particular los efectos del cambio climático sobre el medio y sobre las poblaciones de peces. Seguidamente, estudiamos las relaciones entre los sistemas socioecológicos y los ecosistemas marinos, explicando las implicaciones de un adecuado marco de gobernanza; exploramos las relaciones entre la capacidad adaptativa de los ecosistemas ante las modificaciones

del conocimiento local de los usuarios sobre los recursos marinos, así como los atributos de una gobernanza sostenible, y las interacciones entre los usuarios y las instituciones formales y no informales. Más adelante, presentamos el principio de precaución como el paradigma universalmente válido para la nueva gestión de los recursos marinos, formulando los problemas detectados hasta el momento. A continuación, analizamos las vinculaciones intrínsecas entre la resiliencia y los bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas marinos a los seres humanos. Y para finalizar, presentamos las principales conclusiones.

2. GESTIÓN DE LOS SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS

En términos generales, la resiliencia de un ecosistema con respecto a las condiciones ambientales depende de la capacidad de las especies para soportar cambios de las funciones claves tan pronto como se alteren las condiciones ambientales (Dasgupta, 2001). Entonces, la resiliencia es la capacidad del sistema para superar un estrés y recuperarse o, incluso, endogeneizar los cambios y trascenderlos (Holling, 1973). Así, los efectos no serán tan negativos sobre una especie, siempre y cuando exista otra especie similar que cumpla las mismas funciones ecológicas en el ecosistema; si no existieran sustitutos, el colapso de algunas especies resultaría determinante en el propio funcionamiento del ecosistema (Folke *et al.*, 2002).

La capacidad de los ecosistemas de regenerarse después de un acontecimiento perturbador dependerá de las características de la resiliencia que opera a distintas escalas. Una vez que esa nueva configuración emerge, la restauración puede ser muy costosa o irreversible, y existen numerosos casos de profundos cambios que han ocurrido en los ecosistemas marinos (Hilborn *et al.*, 2003), con una elevada vulnerabilidad a la extinción de especies (Cheung *et al.*, 2007), y con severos impactos sobre los flujos de bienes y servicios que estos generan (Worm *et al.*, 2006). El reciente e inesperado crecimiento en la frecuencia, intensidad y duración de la aparición de algas en las zonas costeras parece sugerir una robusta correlación con cambios drásticos en la temperatura y salinidad del agua (Vitousek *et al.*, 1997).

Por otra parte, el medio marino presenta un elevado grado de complejidad, numerosos hábitats y un alto grado de biodiversidad (Borja *et al.*, 2008). Las interacciones entre las especies en una red trófica son complejas y no lineales (Folke *et al.*, 2007). Los ecosistemas marinos contienen estructuras complejas basadas en una autoorganización espacial y temporal y, dado que estos ecosistemas revisten características evolutivas más que mecanicistas, suelen exhibir un bajo grado de predictibilidad (Costanza *et al.*, 1999).

En este escenario han surgido en los últimos años nuevos enfoques sobre el papel de la resiliencia, la co-adaptabilidad y la sostenibilidad de los ecosistemas marinos, evidenciando una intrínseca conexión entre cada uno de estos componentes. La resiliencia suele asociarse con la magnitud del *shock* que el sistema puede absorber, y permanece en un estado estable con el grado de autoorganización del eco-

sistema y con su capacidad de aprendizaje y adaptación a los cambios (Folke *et al.*, 2002). Holling (1986) describió el comportamiento de un ecosistema como una secuencia dinámica en la que interactúan cuatro funciones básicas: explotación, conservación, remisión y reorganización.

La estabilidad y productividad de un ecosistema viene determinada por la primera de estas funciones. Así, mientras que la resiliencia, como ya hemos dicho, es la capacidad del sistema para superar un estrés y recuperarse, la estabilidad atiende a cuánto de resistente es un ecosistema a las perturbaciones o a cualquier otra reorganización fundamental. Por el contrario, la perturbación natural forma parte de la evolución y del desarrollo de los ecosistemas, y parecen ser cruciales para asegurar su resiliencia e integridad (Folke *et al.*, 1996). Esto tiene enormes implicaciones en la gobernanza de los ecosistemas marinos, ya que la intervención humana dependerá de las diferentes escalas temporales y geográficas.

Habitualmente, la salud de los ecosistemas se mide por la variación en la abundancia de un número reducido de especies. La debilidad de este tipo de mecanismos que actúan sobre el comportamiento de las especies radica en que solo se conocen parcialmente las variaciones de las poblaciones comerciales, sin entrar en el complejo –pero indispensable– análisis de los efectos de la reducción de la abundancia de esas especies sobre el resto de los ecosistemas (Hughes *et al.*, 2005).

3. LOS ECOSISTEMAS MARINOS COMO SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS

No existe una visión universalmente válida y aceptada para abordar las relaciones entre los sistemas sociales y ecológicos (Berkes y Folke 1998). Sin embargo, el tradicional modelo conceptual –que solo busca la optimización de los recursos marinos bajo la suposición de que los ecosistemas se encuentran en un estado más o menos estable– está siendo fuertemente criticado y puesto en duda prácticamente de forma unánime (Hughes *et al.*, 2005). Estas críticas parten de la formulación de nuevos paradigmas a favor de prácticas de gestión que reconocen los vínculos entre los aspectos sociales y ecológicos de los ecosistemas, y que se caracterizan por un enfoque multinivel, con múltiples posibles soluciones y capaces de considerar la inherente incertidumbre en la gestión.

Las ciencias sociales con frecuencia han estado relacionadas con la gestión comunitaria de los recursos marinos, incorporando cuestiones particularmente relevantes, como los derechos de propiedad, y ofreciendo lecciones de éxito a múltiples escalas y niveles (Hilborn *et al.*, 2005). No obstante, el creciente reconocimiento de que los seres humanos somos una parte de los ecosistemas dinámicos ha comenzado a emerger como una nueva fusión entre la ecología marina, la biología pesquera y la economía (Hilborn *et al.*, 2003).

Es así como la ciencia pesquera está evolucionando desde una visión de optimización del máximo rendimiento sostenible –que pregona el estudio individual de

las poblaciones de peces— a una perspectiva multiespecífica basada en el principio de precaución y en el enfoque por ecosistemas, que considera el impacto de la actividad humana no solo en las especies explotadas, sino también en aquellas que son afectadas de manera indirecta a través de los *by-catches* (Davies *et al.*, 2009), de la pesca ilegal (Agnew *et al.*, 2009) o de otras prácticas negativas para el medio marino. Una inadecuada visión y, por ende, implementación de un sistema de gestión de los ecosistemas marinos puede destruir o mantener su resiliencia dependiendo de cómo los sistemas socioecológicos se autoorganizan en respuesta a las acciones de los seres humanos. Las consecuencias de los fracasos en la gestión tradicional de pesquerías no solo se circunscriben a las especies comerciales, puesto que más de un tercio de las capturas mundiales corresponden a descartes (Kelleher, 2005).

Por otra parte, el uso de artes no selectivas como factor que origina el deterioro físico de los hábitats está bien documentado en los últimos años, como en el caso de los arrecifes de coral. Además, también se han estudiado las complejas estructuras de los ecosistemas y su relación con la abundancia de las pesquerías, sugiriendo una fuerte vinculación entre ambos. Los sistemas socioecológicos están en constante transformación, sufriendo desde pequeñas modificaciones hasta drásticos cambios; esto es, la perturbación natural forma parte de la evolución y del desarrollo de los ecosistemas marinos, y parecen ser cruciales para asegurar su resiliencia e integridad (Folke *et al.*, 1996). A menudo estos cambios son conocidos, y se sabe que pueden ser costosos y que muchas veces son procesos imposibles de revertir.

4. CO-ADAPTABILIDAD, CONOCIMIENTO LOCAL E INSTITUCIONES DE GOBERNANZA

4.1. CAPACIDAD ADAPTATIVA

La capacidad adaptativa está relacionada con la diversidad biológica y genética y con la heterogeneidad de los ecosistemas. La existencia de instituciones y de redes de conocimiento social a nivel local que interactúen entre sí mejoraría los mecanismos de gestión de los ecosistemas marinos (Berkes y Folke, 2002). La clave para alcanzar una gobernanza sostenible de los océanos radica en la adopción de un enfoque integrado basado en el paradigma de la capacidad adaptativa, donde el proceso de toma de decisiones sea un experimento de conocimiento de la incertidumbre más que una respuesta estática (Costanza *et al.*, 1999).

Simultáneamente, la co-gestión pesquera se ha visto como una potencial solución para evitar la sobreexplotación, recuperar los ecosistemas marinos (Castilla y Defeo, 2005) y beneficiarse de los servicios ambientales que proveen los ecosistemas (Berkes y Folke, 2002). En efecto, una combinación adaptativa, colaboradora y cooperativa que interactúe de manera conjunta perfeccionaría sustancialmente la operatividad y la efectividad de la gestión (Dietz *et al.*, 2003). Esto se relaciona con las características del actual mercado global que se basa en la extracción de capital

natural –en nuestro, de stock de peces– de los ecosistemas de por sí ya degradados y que a veces queda oculto por el incremento de los beneficios económicos que se obtienen de estos recursos. Además, el incremento de la capacidad tecnológica de las flotas de pesca y su mayor capacidad operativa no hacen más que agravar este proceso de maximización de beneficios (Cheung y Sumaila, 2008). Así por ejemplo, para el caso de la pesca industrial, se sabe que la eficiencia tecnológica crece a un ritmo anual acumulativo del $\pm 4,4\%$ (Villasante y Sumaila, 2010), y que para el caso de la flota pesquera de la Unión Europea la eficiencia tecnológica siempre ha crecido con mayor rapidez que la evolución de la reducción real de la flota.

Esto posee enormes implicaciones en la gobernanza de los ecosistemas marinos, ya que la intervención humana dependerá de las diferentes escalas temporales y geográficas, siendo particularmente relevante el papel que desempeña el actual mercado global no cooperativo. La capacidad adaptativa diseña las políticas de gestión como una serie de experimentos designados para revelar diferentes procesos que construyen o mantienen la resiliencia. En consecuencia, requiere un proceso de toma de decisiones flexible en el marco de un sistema de gobernanza multinivel abierto que involucre a todos los agentes (Folke *et al.*, 2002).

La recuperación de los ecosistemas marinos y la reducción del esfuerzo pesquero dependerán de manera crucial de los mecanismos de gobernanza que unan en una sola estructura los componentes de mercado y de la conservación de capital natural. Desafortunadamente, las respuestas humanas a la sobreexplotación de los recursos marinos en términos de adopción de acciones de gestión tienden a ser “*maladaptativas*”, a pesar del hecho de que la co-gestión puede aliviar algunos de los problemas relacionados con esta problemática. Es así como, en la búsqueda de estructuras de gobernanza que gestionen de manera adecuada los recursos naturales, la gestión co-adaptativa suele ser considerada como una de las potenciales soluciones (Folke *et al.*, 2004).

La característica dinámica del *learning-by-doing* que suponga una respuesta activa debería garantizar *a priori* la equidad en el proceso de toma de decisiones, lo que fortalece la colaboración y la combinación de diferentes conocimientos locales. De esta manera, el desarrollo y evaluación de políticas activamente adaptativas requiere seis pasos básicos (Hilborn y Walters, 1992):

- a) Identificar hipótesis alternativas a la respuesta del stock de pesca. Es especialmente relevante reconocer de forma simple y precisa las incertidumbres en la forma de distintas suposiciones sobre cómo respondería el stock a diferentes opciones.
- b) Evaluar si son necesarios pasos adicionales estimando el valor esperado de la información que se considera en óptimas condiciones. La idea que subyace es identificar la acción más apropiada que se debe adoptar en el caso de que no existiese aprendizaje.
- c) Desarrollar modelos de aprendizaje futuros sobre todas las hipótesis posibles. Su objeto es predecir cuánto tiempo se empleará en informar de cuál sería la op-

ción más correcta –si existe– de los diferentes modelos alternativos que se han examinado.

- d) Identificar opciones de políticas adaptativas. Desconocemos de forma automática cuál sería la mejor política si no se abordan acciones experimentales, tales como indagar si merecería la pena o no elevar el esfuerzo pesquero a un nivel extremo por un corto período de tiempo, de manera que se pudiera observar cómo respondería el stock.
- e) Desarrollar criterios para el análisis comparativo de las diversas hipótesis, evaluando el impacto negativo o no de las posibles acciones consideradas.
- f) Realizar comparaciones formales empleando herramientas estadísticas y teniendo en cuenta los resultados de los análisis anteriormente efectuados.

Por otra parte, la gobernanza incluye diferentes regulaciones –locales, regionales, nacionales e internacionales–, así como debates, negociaciones, elecciones, resolución de conflictos, protestas y otras decisiones que, en definitiva, determinan el proceso de toma de decisiones. En las ciencias sociales, la existencia de instituciones que sean capaces de aprehender la experiencia y el conocimiento local creando mecanismos flexibles de gestión, y que sean capaces de balancear los diferentes intereses de los grupos sociales que las integran, desempeñan un papel fundamental (Berkes y Folke, 2002).

4.2. ATRIBUTOS DE LA GOBERNANZA

La gobernanza de los ecosistemas marinos supone considerar una serie de atributos que aseguren la sostenibilidad en el largo plazo.

La *participación* de los agentes suele variar en función de las diferentes fases de participación y de los distintos niveles de actuación –comunicación, debate, mediación, etc.–.

Las instituciones *policéntricas* contienen por definición múltiples autoridades y centros, teniendo la ventaja de que ofrecen nuevas oportunidades de entendimiento que potencialmente permiten nuevas respuestas en contextos heterogéneos. Este tipo de instituciones son, a su vez, típicamente *multipropósito*, creando oportunidades no solo para incorporar todos los posibles acuerdos institucionales, sino también para reducir los potenciales conflictos (Berkes y Folke, 2002).

Por lo que respecta a la *representatividad*, esta hace referencia a si las autoridades locales y regionales proporcionan información adecuada y si explican de manera coherente los mecanismos de gestión cuando los resultados no son satisfactorios o no son los esperados. Factores como la transparencia, el monitoreo independiente, la participación de todos los agentes y el control presupuestario solo son algunos de los condicionantes que afectarán en última instancia a la representatividad.

La *justicia social* es el punto central de una buena gobernanza, ya que una injusta distribución de los beneficios y de los riesgos involuntarios de los cambios me-

dioambientales requiere usualmente de esfuerzos proactivos para reducir las desigualdades. Las injusticias de un sistema no equitativo acaban por incrementar las desigualdades y, en último término, la calidad de vida de los usuarios de los recursos marinos.

Lebel *et al.* (2006) proporcionan un detallado examen empírico de cada uno de estos atributos en la gestión de recursos naturales. Todos estos atributos aportarán una mayor flexibilidad y harán que el sistema de gobernanza sea mucho más operativo, facilitando su capacidad de autoorganización, adaptación y aprendizaje. La destreza para desarrollar estas habilidades significa que el sistema de gobernanza alcanzará una serie de objetivos concretos y que será capaz de redefinirlos cuando las circunstancias se modifiquen. Esta apertura al aprendizaje implica aceptar la irreversibilidad del cambio y la habilidad de desarrollar nuevos conocimientos sobre los recursos marinos, lo que sin duda mejorará la relación entre las reglas de gestión entre los usuarios y los gestores pesqueros (Holling, 1986; Walters, 1986).

5. ALTERANDO LA RESILIENCIA DE LOS SISTEMAS SOCIOECOLÓGICOS: LOS EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

5.1. LOS ECOSISTEMAS MARINOS COMO REGULADORES DE LAS FUNCIONES BIOGEOQUÍMICAS

Los océanos cubren cerca del 71% de la superficie de la Tierra, desde los trópicos hasta las regiones polares; cuentan con una profundidad media de 4.000 m; comprenden más de 14 billones de km³; son una masiva reserva de carbono inorgánico para todo el planeta. Los océanos y la atmósfera actúan como un sistema conjunto y estrechamente relacionado, ya que aquellos absorben dióxido de carbono de la atmósfera, estimándose que cerca de la mitad del dióxido de carbono (CO₂) producido por las sociedades en los últimos doscientos cincuenta años ha sido captada por los océanos (Royal Society, 2005). Además, cambios en la temperatura de los océanos también provocan modificaciones en la fuerza de los vientos, lo que en última instancia altera la circulación oceánica de los mares.

5.2. EFECTOS DEL CAMBIO CLIMÁTICO

El cambio climático constituye un factor relevante en la determinación pasada y futura de la distribución de la biodiversidad marina. En los mares, los patrones de distribución y riqueza marina están fuertemente influenciados por factores medioambientales (Agnew *et al.*, 2005).

En los últimos años tuvo lugar una auténtica explosión de estudios empíricos relacionados con el cambio climático en las pesquerías. Los progresos alcanzados parecen sugerir que se están produciendo alteraciones en las pesquerías comerciales en general (Wang *et al.*, 2009), en las del Atlántico nordeste (Hannesson, 2007) y

en las aguas de Noruega (Stenevik y Sundby, 2007); así como cambios en las comunidades bióticas, en la fisiología y la productividad de las especies (Perry *et al.*, 2005), en las comunidades de microorganismos y de invertebrados bentónicos, y en la distribución de numerosas especies de peces, como el atún tropical (Lehodey *et al.* 2003). La tabla 1 muestra la revisión de la literatura que recoge los principales estudios vinculados con el cambio climático y la pesca. Se sabe que cuando los ecosistemas marinos están siendo explotados de manera intensa presentan una mayor vulnerabilidad a los efectos del cambio climático (Perry *et al.*, 2005), pero este también influye, ya que incrementa las enfermedades en las comunidades biotas y afecta a las estructuras de las redes tróficas (Winder y Schindler, 2004).

Asimismo, se prevé la reducción de los bienes y servicios que proveen los ecosistemas, generando un elevado impacto en las economías que depende de los recursos marinos como abastecimiento alimentario, ya que más de un billón de personas viven en zonas costeras (Pauly *et al.*, 2005), en particular en los países en vías de desarrollo, mucho más vulnerables al cambio climático (Allison *et al.*, 2009). Sin embargo, hasta el momento se ha prestado escasa atención a los impactos del cambio climático sobre las pesquerías artesanales, que generan millones de puestos de trabajo en todo el mundo (McClanahan *et al.*, 2008). Además, las observaciones empíricas realizadas hasta el momento indican que las especies marinas responden ante las variaciones medioambientales modificando su distribución latitudinal y la profundidad media (Dulvy *et al.*, 2008), perturbando la productividad de los stocks (Hannesson, 2007) y los servicios que brindan los ecosistemas, pudiendo afectar de manera impredecible a las pesquerías comerciales (Cheung y Sumaila, 2008).

Uno de los efectos del cambio climático más relevantes es el relacionado con el aumento del nivel del mar. Existen fuertes evidencias del incremento de ese nivel asociado al aumento de las consecuencias de los gases de efecto invernadero. Se ha constatado un incremento global del nivel del mar de 120 m durante los últimos milenios que siguieron a la era glacial (IPCC, 2007); desde entonces no se han registrado cambios sustanciales hasta finales del siglo XIX, donde se estima que el nivel ha crecido a una ratio de 1,7 mm año⁻¹.

A pesar de las diferentes metodologías basadas en datos geológicos y en imágenes de los satélites y de los resultados obtenidos, parece claro que existe una simple evidencia de los datos empíricos y de los modelos climáticos de que la temperatura global de la Tierra ha aumentado en los últimos cien años, ascendiendo por encima de 0,6C° desde el año 1900, y puede continuar creciendo a una ratio de 0,2C° (IPCC, 2007). Igualmente, el incremento de CO₂ en los océanos afecta al funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos. Este aumento también reduce la capacidad de los océanos de captar más CO₂, y vuelve más ácida su composición, lo que *a posteriori* reduce las concentraciones de iones de carbono que influyen en la capacidad biológica de los océanos (Caldeira y Wickett, 2003). Sin embargo, se sabe relativamente poco acerca de la respuesta de los ecosistemas marinos a la combinación de todos estos efectos (IPCC, 2007).

Tabla 1.- Revisión de la literatura sobre los análisis cuantitativos de los efectos del cambio climático sobre la distribución y la abundancia de la riqueza marina

ÁREA DE ESTUDIO	PERÍODO DE TIEMPO	ESPECIES EXAMINADAS	SUMARIO DE RESULTADOS	FUENTES
Global	Futuros escenarios	Bonito (<i>Katsuwonus pelamos</i>)	El incremento de la concentración de CO ₂ modificó significativamente su hábitat en el Pacífico, con una extensión en hábitats favorables a través del trópico	Loukos <i>et al.</i> (2003)
Global	Indeterminado	Tipología de impactos sobre los ecosistemas marinos	El cambio climático afecta a las poblaciones de peces de distintas maneras, y opera con una gran variedad de escalas temporales y espaciales (desde niveles tróficos inferiores hasta predadores de niveles superiores)	Brander(2006)
Atlántico nordeste	1945-1995	Bacalao, caballa, arenque, bocartes y sardinas	Se espera que el cambio climático afecte a la localización y productividad de los stocks	Hannesson <i>et al.</i> (2007)
Aguas de Noruega	1900-2000	Stocks comerciales	Los ecosistemas marinos responden de distinta forma a los efectos del cambio climático (en el mar del Norte algunas poblaciones se reducirán y otras aumentarán)	Setenevik y Sundby (2007)
Atlántico norte y plataformas continentales europeas	1960-1999	Copépodos calanoides	La riqueza de especies del sur y pseudoocéánicas aumentó en 10° de latitud; la riqueza de las especies de aguas frías del subártico y del ártico decreció en el norte	Beaugrand <i>et al.</i> (2002)
Mar del Norte	1925-2004	> 300 poblaciones	Especies con afinidades biogeográficas del sur aumentaron su abundancia en los años noventa	Beare <i>et al.</i> (2003)
	1977-2001	36 especies demersales	La distribución de 15 de 66 especies cambió en relación con el clima, y 13 de ellas la alteraron hacia el norte. Los límites de distribución de 10 especies se modificaron con el cambio climático	Perry <i>et al.</i> (2005)
	1977-2003	118 peces, 6 de grupos multiespecíficos	Incremento de la riqueza de la fauna marina relacionada con patrones biogeográficos y con el cambio climático	Hiddink y Hofstede (2008)
	1977-2002	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	Descenso del óptimo espacial del hábitat de la especie	Blanchard <i>et al.</i> (2005)
	Escenarios futuros (2000-2050)	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	El cambio climático incrementará el declive de bacalao en el mar del Norte	Clark <i>et al.</i> (2003)
Costa de Noruega e isla de Svalbard	1977, 1994 y 2002	Mejillón (<i>Mytilus edulis</i>)	Expansión del rango de distribución desde Noruega hasta la isla de Svalbard, con un rango extendido hacia el norte de 1000 km hacia la isla Bear, y después a Isfjorden y a la isla de Svalbard	Welaswsky <i>et al.</i> 1997); Berge <i>et al.</i> (2005)
Gran Bretaña e Irlanda, zona intermareal	1950, 1980 y 2002-2004	33 especies de flora y fauna intermareal	Extensión del rango de distribución hacia el norte y al nordeste de especies del sur e incluidas la <i>Osilinustinea</i> y la <i>Gibbula umbilicalis</i>	Mieszkowska <i>et al.</i> (2006, 2007)
Irlanda, zona intermareal	1950-2003	27 especies de roca en la zona intermareal	Una especie del norte y especies introducidas aumentaron su abundancia, 5 del norte, 1 del sur y otras 4 redujeron su abundancia	Simkanin <i>et al.</i> (2005)
Canales Inglés y de Bristol	1913-2002	72 especies spp. y 81 de los dos canales	El cambio climático tuvo un fuerte impacto en la composición de la comunidad	Genner <i>et al.</i> (2004)
Oeste del canal Inglés	1920-1980	Zooplankton e invertebrados de la zona intermareal	Incremento de la abundancia y extensión del rango distribucional de especies templadas durante el período de <i>warming</i> , y viceversa para especies de aguas frías. Se observa lo contrario en el período de <i>cooling</i> . Cambios latitudinales de 193 km en setenta años (=28 km por década). Incremento de la temperatura media en 2°C en cincuenta años. Se extrapolaron futuros cambios para obtener valores de entre 60 y 130 km por década	Southward <i>et al.</i> (1995)
Portugal, zona intermareal	1950, y 2003-2005	Intermareal gasterópodo (<i>Patella rustica</i>)	Cambios en la distribución histórica de la costa portuguesa	Lima <i>et al.</i> (2006)
Mar de Wadden	1984-2006	Mesozooplankton	Extensión de la temporada de pesca de copépodos y mayor abundancia	Martens y Beusekom (2008)
Atlántico noroeste	1967-1990	36 especies de peces y cefalópodos	Cambios en la latitud media de ocurrencia en 12 de 36 especies, explicados en gran medida por las variaciones en la temperatura del agua	Murawski (1993)

Tabla 1 (continuación).- Revisión de la literatura sobre los análisis cuantitativos de los efectos del cambio climático sobre la distribución y la abundancia de la riqueza marina

ÁREA DE ESTUDIO	PERIODO DE TIEMPO	ESPECIES EXAMINADAS	SUMARIO DE RESULTADOS	FUENTES
Atlántico nordeste (Newfoundland)	1505-2004	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	El clima afecta a la productividad de la población	Rose (2004)
Plataforma continental del nordeste de EE.UU.	1963 escenarios futuros	Bacalao (<i>Gadus morhua</i>)	La distribución del bacalao está fuertemente influenciada por la temperatura. El cambio climático origina la pérdida de hábitat, sobre todo en la zona sur, y reduce la supervivencia durante las etapas tempranas de vida	Fogarty <i>et al.</i> (2008)
Plataforma continental del mar de Bering	1982-2006	46 peces e invertebrados	Cambios en la distribución de las comunidades hacia el norte. La invasión de la fauna subantártica incrementó la biomasa, la riqueza de especies y el nivel trófico medio. El centro de distribución de 40 taxa se modificó en 34 km de media	Mueter y Lit-zow(2008)
Pacific Grove, California	1931-1933 y 1993-1996	62 especies de macro-invertebrados de roca	10 de 11 taxa spp. del sur incrementaron su abundancia, en 5 de 7 spp. disminuyó, y las taxas cosmopolitas mostraron una débil tendencia hacia el descenso (12 spp. aumentaron y 16 spp. decrecieron)	Sagarin <i>et al.</i> (1999)
Bahía de Monterrey, California	1930-1990	>130 especies	Incremento de la abundancia de gasterópodos sureños y moluscos	Barry <i>et al.</i> (1995)
Zona rocosa intermareal, California	Finales de los años setenta, 1980-2000	Gasterópodo (<i>Kelletia kelletii</i>)	Cambio hacia el norte del límite norte de distribución	Zacherl <i>et al.</i> (2003)
	1921-1931 y 1983-1993	45 especies de invertebrados	La abundancia de 8 de 9 especies del sur aumentó y la de 5 de 8 de especies del norte disminuyó; no se aprecia una tendencia clara para las especies cosmopolitas	Barry <i>et al.</i> (1995)
Zona rocosa intermareal, Chile	Entre 1962 y 1998-2000	10 especies zona intermareal	8 de 10 especies no presentan síntomas de expansión de la distribución del límite sur; de media, las especies muestran pequeñas y no significantes contracciones, con bajas ratios de cambio por década (0,18 latitud)	Rivadeneira y Fernández (2005)
Galicia	1900-2005	Aguas adyacentes	Aumento de la temperatura superficial del aire sobre el mar y del mar a una tasa de casi una décima de grado por década. La variabilidad de la temperatura está correlacionada con la variabilidad en la fuerza atmosférica	Villareal <i>et al.</i> (2009)
	1965-2005	Dinámica de las rías de Galicia	Evidencias de cambio en las características de las masas de agua superficiales a una tasa media de 0,17°C por década, muy intenso desde hace treinta años (0,27°C por década). En las aguas superficiales la tendencia es inversa	Rosón <i>et al.</i> (2009)
	1965-2005	Fitoplancton y zooplancton marino	Significativa disminución de las diatomeas, especialmente en la zona oceánica. Indicios de un incremento no significativo de los dinoflagelados. Los resultados indican que los efectos de los cambios climáticos sobre el fitoplancton se pueden manifestar con varios años de retraso. En relación con el zooplancton, la abundancia y la biomasa aumentaron desde los años noventa, siendo significativos en la serie de Vigo, pero no en la de A Coruña	Varela <i>et al.</i> (2009)
	1957-2007	Cultivo de mejillón	Reducción significativa de la duración del periodo favorable al afloramiento en un 30% y de su intensidad en un 45% en los últimos cuarenta años	Álvarez Salgado <i>et al.</i> (2009)
	1994-2007	Pesquería de pulpo	El patrón del viento estacional y episódico explica el 82% de los cambios interanuales en las capturas	Otero <i>et al.</i> (2009)
			Pesquería de sardina	Población con una gran complejidad, pero los efectos directos e indirectos del clima pueden actuar sinérgicamente o en oposición, lo que dificulta las predicciones sobre la respuesta de la sardina ante los cambios climáticos en el largo plazo

FUENTE: Elaboración propia.

5.3. PROYECTANDO EL FUTURO EN UN INCIERTO MEDIO MARINO EN TRANSFORMACIÓN

Las proyecciones del *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) estiman que, dependiendo de los escenarios de simulación, la temperatura global de la Tierra podría incrementarse entre $\pm 1,1^{\circ}\text{C}$ y $6,4^{\circ}\text{C}$ para el año 2100, con las mejores estimaciones oscilando en torno a $\sim 1,8^{\circ}\text{C}$ y $4,0^{\circ}\text{C}$ (IPCC, 2007a), aunque los cambios de temperatura superficial de los océanos son altamente variables en términos geográficos (Nicholls *et al.*, 2007).

En consecuencia, se espera que los efectos del cambio climático sean importantes y en algunos casos –como en los arrecifes de coral– extremadamente graves (Munday *et al.*, 2008). Por otra parte, no existe consenso científico acerca de la magnitud de los efectos derivados del cambio climático sobre el fenómeno de *El Niño*, aunque sí se sabe que será una significativa fuente de variabilidad periódica de la temperatura superficial en la región del Pacífico (Lough, 2007). El cambio climático también afectará a la distribución y la biodiversidad de los manglares –comunidades ecológicas con una elevada riqueza de peces y crustáceos–, que constituyen una valiosa fuente de energía para las redes tróficas de las zonas costeras, y exportan carbono en forma de plantas y de detrito animal, lo que estimula la productividad de los estuarios y de las zonas costeras.

6. EL PRINCIPIO DE PRECAUCIÓN EN LA PESCA

6.1. EVIDENCIA EMPÍRICA ACUMULADA

La gestión de pesquerías comerciales requiere de un buen conocimiento científico sobre el comportamiento de las especies explotadas. La ciencia pesquera del siglo XXI que se utiliza para evaluar el estado de los stocks aún está dominada por los modelos de población desarrollados en los años cincuenta por Schaefer y por Beverton y Holt para el análisis de especies individuales.

Con frecuencia se argumenta que la evaluación científica uniespecífica o convencional no ha servido para evitar los frecuentes colapsos de las últimas décadas, como la sardinela en India (1965-1966), el arenque en el Atlántico noroeste (1968-69), el eglefino en el Georges Bank (1968), la sardina de Namibia (1970-1971), la anchoveta peruana (1972-1973), la sardinela del golfo de Guinea (1973-1974) o el bacalao en las costas de Canadá (1992), entre otros (García *et al.*, 2003).

No obstante, lo que ha sucedido en la práctica fue que, a pesar del llamamiento a la adopción del principio de precaución o el enfoque por ecosistemas, la mayor parte de las consideraciones ecosistémicas son por el momento manipulaciones *ad hoc* del enfoque de evaluación uniespecífica (Beddington y Kirkwood, 2007). A pesar de ello, los progresos informáticos han significado la creación de sofisticados

modelos de estimación de abundancia de los stocks, y junto a ellos la apreciación y valoración de cómo responden los stocks a la variabilidad medioambiental (Hilborn y Walters, 1992).

En todo caso, surge un interrogante sumamente relevante, pero escasamente discutido hasta el momento y mucho menos incorporado en regulaciones pesqueras: ¿qué presencia encuentra el concepto de potencial irreversibilidad en el proceso de toma de decisiones en la ciencia pesquera? A pesar de que la ciencia no es habitualmente bien comprendida, existen casos de colapso de pesquerías en los que no está claro si aún deteniendo la pesca se podría detener la irreversibilidad del cambio. Obviamente, las especies extinguidas no pueden ser recuperadas, por lo que es preciso profundizar en el conocimiento sobre los efectos de la extinción de especies sobre el resto del ecosistema.

6.2. EL ORIGEN DEL PRINCIPIO DE PRECAUCIÓN

Frente a estos escenarios ha surgido explícita o implícitamente en los instrumentos de regulación pesquera el concepto del principio de precaución o enfoque por ecosistemas como necesario complemento de la evaluación científica uniespecífica, capaz de incorporar de manera explícita las relaciones tróficas entre especies (Pauly *et al.*, 2003). Ante este grado de incertidumbre, con la adopción de la *Convención sobre Biodiversidad Biológica* (1992) la gestión del medio marino de una manera sostenible se ha convertido en un objetivo global y legal de primer orden.

Aceptando que la adaptabilidad y la capacidad reproductiva de los ecosistemas son caracteres claves, el cambio real en la gestión pesquera deberá estar encaminado hacia la determinación de los límites físicos de los ecosistemas, poniendo de manifiesto la necesidad de reconocer explícitamente la fuentes de incertidumbre en el proceso de toma de decisiones (Caddy, 1997). Es así como surge el principio de precaución, motivado por la creciente importancia de conocimiento sobre la interacción de las especies y por el reconocimiento de los bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas (Pikitch *et al.*, 2004). Dicho principio reconoce explícitamente la complejidad de los ecosistemas y las interconexiones entre sus componentes, tanto en el principio 15 de la *Declaración de Río* como en la mayor parte de los instrumentos legales internacionales como el *Acuerdo de Nueva York* (1995), el *Código de conducta para la pesca responsable* (1995), o la *Consulta de Expertos* de la FAO que tuvo lugar en Reykjavik (2002), lo que le confiere una entidad normativa esencial en la gestión de pesquerías.

Pero uno de los tests más delicados que debe superar el principio de precaución –y que aún no está resuelto– es el de su implementación, ya que debe enfrentarse a una serie de dificultades relevantes (García *et al.*, 2003). La primera de ellas es una cuestión de escala, debiendo diferenciar la pesca industrial de la artesanal, en la medida en que operan bajo distintos regímenes de gestión, ya que las medidas del enfoque por ecosistemas en esta última son no realistas, costosas y difícilmente

operacionales debido a la falta de conocimiento local de los ecosistemas (Castilla y Defeo, 2005).

La segunda de las dificultades radica en el establecimiento de derechos de propiedad adecuados o de regímenes de gestión para asegurar la implementación de dicho principio, ya que la crónica y generalizada ausencia de derechos de pesca, o su escaso control –derivados de la fuerte connotación política de los mecanismos de gobernanza–, ha originado un sesgo difícil de resolver en la medida en que prevalecen los intereses a corto plazo (García *et al.*, 2003).

Un tercer problema estriba en el proceso de reconocimiento del principio de precaución por parte de los Estados que aprobaron y ratificaron los instrumentos internacionales donde se reconoce explícitamente este principio. A pesar de existir un consenso global sobre este nuevo paradigma de conservación (Hilborn, 2007), lo cierto es que bien porque se trata de países en vías de desarrollo con dificultades financieras para su adopción, bien por razones de estrategia geopolítica que abogan por no ratificar o por transponer en sus normativas las disposiciones pertinentes, o bien por la falta de voluntad política en los países desarrollados, el mencionado principio no tiene aplicabilidad directa en todo el mundo (Pitcher *et al.*, 2008).

Un cuarto problema se basa en los requerimientos estadísticos mínimos adecuados para monitorear los progresos de dicho principio. En los países en vías de desarrollo la pobre recopilación estadística a menudo desconoce el conocimiento de los ecosistemas marinos, infravalora los efectos de las actividades humanas o, incluso, en aquellos casos donde se dispone de infraestructuras científicas adecuadas, subvalora la recopilación estadística de las capturas (Zeller y Pauly, 2007).

Una última dificultad, que probablemente es la más importante, consiste en la adecuada fijación de objetivos biológicos, económicos, políticos y sociales, ya que con frecuencia estos objetivos entran en conflicto. Si no se determinan de manera clara cuáles son los objetivos que se quieren alcanzar, difícilmente se podrá progresar en la implementación del principio de precaución (Hilborn, 2007). La historia reciente de la ciencia pesquera proporciona numerosos ejemplos de fracasos y de éxitos de gestión debidos a la (in)eficacia en la delimitación clara de objetivos (Hilborn *et al.*, 2005). Con el objeto de resolver parte de estos problemas, el principio de precaución prescribe la necesidad de adoptar unos puntos de seguridad o unos estándares mínimos: los puntos de referencia biológicos.

6.3. PUNTOS DE REFERENCIA LÍMITE Y PRECAUTORIOS

El papel de los científicos consiste en la adopción de una serie de medidas encaminadas a desarrollar métodos para cuantificar y transmitir los grados de incertidumbre de una pesquería. Así, con frecuencia la identificación de los puntos de referencia ha estado asociada o incluso se ha empleado como sinónimo del principio de precaución (García *et al.*, 2003).

Desafortunadamente, como investigadores disponemos de una variada gama de posibles estrategias ante un escenario determinado. Cuando se adopta una medida de gestión nunca podemos estar completamente seguros de su efectividad, ni siquiera sabemos con certeza los efectos del grado de precaución que hemos escogido para su implementación (Walters y Martell, 2004). Por eso, lo que se ha desarrollado y expandido ha sido la adopción de puntos de referencia relacionados con el tamaño del stock y con la mortalidad por pesca (Grafton *et al.*, 2007). Este tipo de modelo de gestión relaciona el reclutamiento, la mortalidad natural y el crecimiento del stock. Un punto de referencia típico es aquel que fija un límite de biomasa determinado para obtener el máximo rendimiento sostenible (MRS). Sin embargo, este punto no nos dice nada explícitamente acerca de la amenaza que puede sufrir un stock, por ello habitualmente se determinan puntos de referencia límite por debajo de los cuales el reclutamiento será sustancialmente reducido (Beddington *et al.*, 2007).

A pesar de los progresos alcanzados en la implementación a nivel nacional del principio de precaución (Pitcher *et al.*, 2008), lo cierto es que casi siempre se ha hecho referencia a la conservación de los stocks, y se suele criticar que no se realiza referencia alguna a la necesidad de proteger las comunidades locales que dependen de estos recursos (Hilborn *et al.*, 2001) ni a la incorporación de incentivos a los pescadores (Grafton *et al.*, 2007). Otra de las críticas que se realizan a los puntos de referencia es que sobreestiman la importancia del conocimiento de la abundancia de los stocks, ya que resulta notoriamente difícil estimar la biomasa con precisión (Hilborn y Walters, 1992), lo que evidencia que virtualmente casi todos los colapsos se debieron a una evaluación demasiado optimista de dichos stocks (Essington, 2001).

7. SERVICIOS DE LOS ECOSISTEMAS MARINOS

7.1. CARACTERÍSTICAS

Los servicios de los ecosistemas han sido definidos como “*las condiciones y los procesos a través de los cuales los ecosistemas, y sus especies, son capaces de mantener y facilitar la vida de los humanos*” (Daly, 1997).

Con relativa frecuencia, el examen de los servicios que brindan los ecosistemas ha estado centrado en los valores de mercado, esto es, en el valor de las capturas que proceden del mar, o bien en los beneficios económicos derivados de las actividades recreativas del turismo provenientes del medio marino (Berman y Sumaila, 2006). Estudios empíricos evidencian que más del 99% de los trabajos científicos solo abordan el valor de mercado de los ecosistemas marinos (Sumaila, 2007). Sin embargo, la valoración de los servicios debe incluir el valor económico total, es decir, comprender tanto los valores de mercado como los de no mercado –valor de uso, de no uso, etc.–. Los ecosistemas marinos proporcionan un considerable nú-

mero de bienes y servicios a los seres humanos: las pesquerías comerciales, la provisión de energía, las actividades recreacionales y el turismo, el secuestro de CO₂, la regulación del clima, la descomposición de materia orgánica, la generación de nutrientes, la aportación de bienes culturales y la protección de las zonas costeras, y la mayor parte de estas funciones son críticas para el funcionamiento de la tierra (Hassan *et al.*, 2005).

Los ecosistemas marinos también proporcionan servicios a las demás especies a través de la filtración de agua –por ejemplo, los mejillones– u ofreciendo refugio para desarrollar su ciclo vital –por ejemplo, las algas, los corales, etc.– (Döring y Egelkraut, 2008), y abastecen a más de mil millones de personas que viven en la pobreza en todo el mundo (Banco Mundial, 2009).

7.2. RESILIENCIA, VULNERABILIDAD Y PESCA

Froese y Kesner-Reyes (2002) y Worm *et al.* (2006), en sus estudios sobre las tendencias observadas en las capturas de diferentes stocks, predecían la probabilidad de un incremento de los colapsos –alcanzando un 29% en el año 2003–, a la vez que aseveraron que la biodiversidad marina reducía la posibilidad de destrucción de algunas poblaciones. Pero lo más llamativo, y sobre todo lo que atrajo la atención del público en general, fue que su extrapolación, de continuar con los niveles actuales de explotación, permitía afirmar que el 100% de los stocks se destruirían en el año 2048 (Worm *et al.*, 2006).

Este provocativo y estimulante trabajo fue replicado por Murawski *et al.* (2007), Hilborn (2007a) y Branch (2008). Murawski *et al.* (2007) cuestionan la suposición de que reducidas capturas implican necesariamente una disminución de la abundancia, ya que bajas capturas pueden tener lugar incluso en el caso de una elevada abundancia o viceversa, debido a los bajos precios de venta. Por su parte, Hilborn (2007a) discute¹ el indicador de capturas como sintomático del estatus de los stocks ya que, a pesar de estar bien gestionados, algunos de estos podrían clasificarse como colapsados por el hecho del establecimiento de una ZEE que reduzca sensiblemente las capturas o porque la abundancia de algunos stocks puede verse reducida dramáticamente por su naturaleza inherentemente variable.

Por último, Branch (2008) cuestionó la predicción de Worm *et al.* (2006) porque la suposición de que el declive de las capturas es sintomático del descenso de la abundancia relativa no es correcta, porque el número de stocks no destruidos mostraba síntomas de crecimiento y porque, aún en el caso de que todas las pesquerías colapsaran alguna vez, entre un 50% y un 55% se habrían recuperado en algún momento (Branch, 2008). A este respecto, Froese *et al.* (2008) replicaron las críticas arguyendo principalmente que desconocer la primera crítica de Branch

¹ Hilborn *et al.* (2003) “anticipan nuevos declives de abundancia, nuevas pérdidas de puestos de trabajo en las comunidades de pescadores, y potenciales cambios estructurales en los ecosistemas marinos” basándose en un indicador de capturas para estimar la abundancia relativa como el que utilizan Worm *et al.* (2006).

(2008) suponía dar por supuesto que los gobiernos y las agencias de regulación reducían drásticamente la pesca de algunas especies sin que los stocks estuvieran en declive. A esta réplica se suma el hecho que, utilizando otra fuente de datos, Froese *et al.* (2008) demuestran que el número de stocks con rendimientos menores al 10% de su MRS estaba aumentando, y que el número nuevo de stocks que ingresaban en las pesquerías había descendido progresivamente en el período 1970-2004.

Si atendemos a la evolución de ejemplos de capital natural –bosques, acuíferos, pesquerías–, observaremos que existe una creciente evidencia de que las actuales ratios de explotación cambiarán –presumiblemente– de manera dramática el desarrollo y equilibrio de estos ecosistemas, y en muchos casos sin apenas percibirlo (Hassan *et al.*, 2005). Lo que parece meridianamente claro es que la resiliencia de los ecosistemas es capaz de tolerar algún grado mayor de afectación del que actualmente soporta (Gitay *et al.*, 2001).

Como primera cuestión relevante, cabe destacar que no está claro si ante las alteraciones que conduzcan a la configuración del ecosistema a un estado diferente, la resiliencia será capaz de soportar cambios antropogénicos derivados del cambio climático (Folke *et al.*, 2002). Un segundo aspecto que también hay que destacar es que los ecosistemas están sujetos a una presión inducida extra de los seres humanos, y que esto provoca que otros factores aceleren y agraven la fragmentación y degradación de los hábitats, hecho que podría acontecer y tener efectos desconocidos sobre la biosfera. Una tercera cuestión relevante que es preciso señalar es que el conocimiento y entendimiento acerca de cómo funcionan los ecosistemas aún está en desarrollo, por lo que la escala geográfica y temporal de los efectos podría alcanzar cientos de años y ser en principio apenas perceptibles. Un último aspecto crucial se centra en la vulnerabilidad y la extinción de las especies, de manera que la extinción de una especie marina puede provocar la pérdida irreversible de los bienes y servicios que proporcionan los ecosistemas (Worm *et al.*, 2006). Esta vulnerabilidad ha sido estudiada en las especies marinas que habitan en aguas costeras (Cheung *et al.*, 2007) y en montes submarinos (Morato *et al.*, 2006). De la relación de peces marinos que figuran en la lista de la *Unión Mundial para la Conservación de la Naturaleza* (IUCN), la mayor parte de ellos se encuentra en peligro de colapso.

Habitualmente, se considera que la historia de vida de una especie o, mejor dicho, su vulnerabilidad intrínseca, afecta su vulnerabilidad a la pesca. Precisamente, especies de gran tamaño, de una elevada longevidad, con una alta edad de madurez y con ratios de crecimiento lento son más débiles (Cheung *et al.*, 2007). Estudios empíricos recientes han encontrado una fuerte correlación entre la abundancia de un recurso y los parámetros de su historia de vida (Reynolds *et al.*, 2005), declinando a una ratio mayor las especies más frágiles. Este proceso de mayor vulnerabilidad de unas especies sobre otras explicaría el fenómeno de *fishing down marine food webs*, puesto que generalmente la pesca se dirige inicialmente a los predadores superiores –con frecuencia más débiles– para luego explotar progresivamente

especies de niveles inferiores –generalmente menos vulnerables– de la red trófica. Cheung *et al.* (2007) calcularon un índice de vulnerabilidad intrínseca de las especies marinas capturadas que habitan nuestro planeta, y concluyeron que la vulnerabilidad depende del hábitat en el que transcurre el ciclo vital de cada especie y, por extensión, los servicios que proporcionan. Así, la predicción de la vulnerabilidad intrínseca de las especies de los montes submarinos ha resultado ser significativamente mayor que la obtenida para los arrecifes de coral y los estuarios. Otro de los resultados relevantes radica en que la media de la vulnerabilidad intrínseca de la composición de las capturas mundiales ha descendido en el período 1950-2003, y que cuando las especies de los niveles tróficos inferiores se excluyen del análisis, la ratio de descenso es más pronunciada.

8. CONCLUSIONES

El estudio de la resiliencia y de la complejidad de los océanos aborda una de las cuestiones centrales de la ciencia pesquera, en particular la relación entre la biodiversidad y la sostenibilidad de la pesca. Debido a la información incompleta, a la complejidad e incertidumbre de los ecosistemas marinos, los proponentes del principio de precaución esgrimen que la gestión debe ser adaptativa e incluir el aprendizaje dinámico procedente de las posibles opciones de gestión experimentales. La inclusión de la representatividad y la diversidad de los agentes interesados debe formar parte del proceso de toma de decisiones, incorporando la construcción de conocimiento acerca de cómo responder ante las perturbaciones de los ecosistemas marinos.

El reconocimiento de la capacidad de autoorganización y respuesta del medio marino, facilitando su comprensión en los mecanismos de regulación multinivel, puede hacer los sistemas socioecológicos más robustos y prepararlos mejor para los cambios de naturaleza imprevisible. Esto permitirá a los gestores actuar de manera activa reduciendo la potencial irreversibilidad de trayectorias no sostenibles. Este tipo de proceso, aunque posee una naturaleza eminentemente tentativa y susceptible de acomodarse a los nuevos conocimientos y a nuestra exploración, ha puesto de manifiesto diversas cuestiones teóricas y prácticas relevantes. Así, nuestro conocimiento sobre la capacidad adaptativa de los ecosistemas marinos aún es rudimentario, lo que revela la enorme necesidad de incrementar cuantitativa y cualitativamente el volumen de estudios y de observaciones empíricas que permitan inferir medidas relevantes de conservación. Lo que parece profusamente claro es que, en la exploración de la sostenibilidad local, regional y global, el creciente interés en las relaciones de los usuarios con las estructuras de gobernanza y la naturaleza co-evolutiva del aprendizaje del funcionamiento del medio, debe prevalecer la adopción de métodos de medición de la resiliencia de naturaleza predictiva.

BIBLIOGRAFÍA

- AGNEW, D.; HILL, S.L.; BEDDINGTON, J.R.; PURCHASE, L.V.; WAKEFORD, R.C. (2005): "Sustainability and Management of Southwest Atlantic Squid Fisheries", *Bulletin of Marine Science*, 76 (2), pp. 579-593.
- AGNEW, D.; PEARCE, J.; PRAMOD, G.; WATSON, R.; BEDDINGTON, J.R.; PITCHER, T.J. (2009): "Estimating the Worldwide Extent of Illegal Fishing", *PloS ONE*, 4 (2), p. 4570.
- ALLISON, E.; PERRY, L.; BADJECK, M.C.; ADGER, W.N.; BROWN, K.; CONWAY, D.; HALLS, A.S.; PILLING, G.M.; REYNOLDS, J.D.; NEIL, L.; ANDREW, N.L.; DULVY, N.K. (2009): "Vulnerability of National Economies to the Impacts of Climate Change on Fisheries", *Fish and Fisheries*, 1, pp. 2-19.
- ÁLVAREZ SALGADO, X.M.; FERNÁNDEZ REIRIZ, M.J.; LABARTA, U.; FILGUERA, R.; PETEIRO, L.; FIGUEIRAS, F.G.; PIEDRACOBBA, S.; ROSÓN, G. (2009): "Influencia do cambio climático no cultivo de mexillón das rías galegas", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 373-390. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.
- BARRY, J.P.; BAXTER, C.H.; SAGARIN, R.D.; GILMAN, S.E. (1995): "Climate-Related, Long-Term Faunal Changes in a California Rocky Intertidal Community", *Science*, 267, pp. 672-675.
- BEARE, D.J.; BURNS, F.; GREIG, A. (2004): "Long-Term Increases in Prevalence of North Sea Fishes Having Southern Biogeographic Affinities", *Marine Ecology Progress Series*, 284, pp. 269-278.
- BEAUGRAND, G.; REID, P.C.; IBANEZ, F.; LINDLEY, J.A.; EDWARDS, M. (2002): "Reorganization of North Atlantic Marine Copepod Biodiversity and Climate", *Science*, 296, pp. 1692-1694.
- BEDDINGTON, J.R.; AGNEW, D.J.; CLARK, C.W. (2007): "Current Problems in the Management of Marine Fisheries", *Science*, 22 (316), pp. 1713-1716.
- BEDDINGTON, J.R.; KIRKWOOD, G.P. (2007): "Fisheries", en R.M. May y A.R. McLean [ed.]: *Theoretical Ecology: Principles and Applications*, pp. 148-157. Oxford: Oxford University Press.
- BERGE, J.; JOHNSEN, G.; NILSEN, F.; GULLIKSEN, B.; SLAGSTAD, D. (2005): "Ocean Temperature Oscillations Enable Reappearance of Blue Mussels *Mytilus edulis* in Svalbard After a 1000 Year Absence", *Marine Ecology Progress Series*, 303, pp. 167-175.
- BERKES, F.; FOLKE, C. [ed.] (1998): *Linking Social and Ecological Systems: Management Practices and Social Mechanisms for Building Resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.
- BERKES, F.; FOLKE, C. (2002): "Back to the Future: Ecosystem Dynamics and Local Knowledge", en L.H. Gunderson y C.S. Holling [ed.]: *Panarchy: Understanding Transformations in Human and Natural Systems*, pp. 121-146. Washington, D.C.: Island Press.
- BERMAN, M.; SUMAILA, U.R. (2006): "Discounting, Amenity Values, and Marine Ecosystem Restoration", *Marine Resource Economics*, 21, pp. 211-219.
- BLANCHARD, J.L.; MILLS, C.; JENNINGS, S.; FOX, C.J.; RACKHAM, B.D.; EASTWOOD, P.D.; O'BRIEN, C.M. (2005): "Distribution-Abundance Relationships for North Sea Atlantic Cod (*Gadus morhua*): Observation Versus Theory", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62, pp. 2001-2009.
- BODE, A.; CABANAS, J.M.; PORTEIRO, C.; SANTOS, M.B. (2009): "Variabilidade interanual da sardiña en Galicia e na rexión ibérica", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y

- J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 341-354. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.
- BORJA, A.; BRICKER, S.; DAUER, D.M.; DEMETRIADES, N.; FERREIRA, J.G.; FORBES, A.T.; HUTCHINGS, P.; JIA, X.; KENCHINGTON, R.; MARQUES, J.C.; ZHU, C. (2008) "Overview of Integrative Tools and Methods in Assessing Ecological Integrity in Estuarine and Coastal Systems Worldwide", *Marine Pollution Bulletin*, 56, pp. 1519-1537.
- BRANCH, T. (2008): "Not all Fisheries will be Collapsed in 2048", *Marine Policy*, 32 (1), pp. 38-39.
- BRANDER, K. (2006): *Assessment of Possible Impacts of Climate Change on Fisheries*. Berlin: Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen.
- CADDY, J. (1997): "Checks and Balances in the Management of Marine Fish Stocks: Organizational Requirements for a Limit Point Approach", *Fisheries Research*, 30, pp. 1-15.
- CASTILLA, J.C.; DEFEO, O. (2005): "Paradigm Shifts Needed for World Fisheries", *Science*, 309, pp. 1324-1325.
- CHEUNG, W.; SUMAILA, U.R. (2008): "Trade-Offs Between Conservation And Socio-Economic Objectives in Managing a Tropical Marine Ecosystem", *Ecological Economics*, 66, pp. 193-210.
- CHEUNG, W.; WATSON, R.; MORATO, T.; PITCHER, T.J.; PAULY, D. (2007): "Intrinsic Vulnerability in the Global Fish Catch", *Marine Ecology Progress Series*, 333, pp. 1-12.
- CLARK, R.A.; FOX, C.J.; VINER, D.; LIVERMORE, M. (2003): "North Sea Cod and Climate Change – Modelling the Effects of Temperature on Population Dynamics", *Global Change Biology*, 9 (11), pp. 1669-1680.
- COSTANZA, R.; ANDRADE, F.; ANTUNES, P.; VAN DER BELT, M.; BOESCH, D.; BOERSMA, D.; CATARINO, F.; HANNA, S.; LIMBURG, K.; LOW, B.; MOLITOR, M.; GIL PEREIRA, J.; RAYNER, S.; SANTOS, R.; WILSON, J.; YOUNG, M. (1999): "Ecological Economics and Sustainable Governance of the Oceans", *Ecological Economics*, 31(1), pp. 171-187.
- DALY, H.E. (1997): "Medio ambiente y desarrollo sostenible: más allá del informe Brundtland", en R. Goodland [coord.]: *De la economía del mundo vacío a la economía del mundo lleno*, pp. 37-50. Trotta.
- DASGUPTA, P. (2001): *Human Well-Being and the Natural Environment*. New York: Oxford University Press.
- DAVIES, R.W.; CRIPPS, S.J.; NICKSON, A.; PORTER, G. (2009): "Defining and Estimating Global Marine Fisheries By-Catch", *Marine Policy*, 33, pp. 661-672.
- DIETZ, T.; OSTROM, E.; STERN, P. (2003): "The Struggle to Govern the Commons", *Science*, 302 (5652), pp. 1907-1912.
- DÖRING, R.; EGELKRAUT, T. (2008): "Investing in Natural Capital as Management Strategy in Fisheries: The Case of the Baltic Sea Cod Fishery", *Ecological Economics*, 64 (3), pp. 634-642.
- DULVY, N.K.; ROGERS, S.I.; JENNINGS, S.; VANNESA, S.; DYE, S.R.; SKJOLDAL, H.R. (2008): "Climate Change and Deeping of the North Sea Fish Assemblage: A Biotic Indicator of Warming Seas", *Journal of Applied Ecology*, 45, pp. 1029-1039.
- ESSINGTON, T. (2001): "The Precautionary Approach in Fisheries Management: The Devil is the Details", *Trends in Ecology and Evolution*, 16 (3), pp. 121-122.
- FOGARTY, M.; INCZE, L.; HAYHOE, K.; MOUNTAIN, D.M.; MANNING, J. (2008): "Potential Climate Change Impacts on Atlantic Cod (*Gadus morhua*) off the Northeastern USA", *Strategies of Global Changes* 13, pp. 452-466.

- FOLKE, C.; CARPENTER, S.; WALKER, B.; SCHEFFER, M.; ELMQVIST, T.; GUNDERSON, L.; HOLLING, C.S. (2004): "Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management", *Annual Review of Ecology and Evolution Systems*, 35, pp. 557-581.
- FOLKE, C.; COLDING, J.; BERKES, F. (2002): "Synthesis: Building Resilience and Adaptive Capacity in Social-Ecological Systems", en F. Berkes, C. Folke y J. Colding [ed.]: *Navigating Social-Ecological Systems: Building Resilience for Complexity and Change*, pp. 352-387. Cambridge: Cambridge University Press.
- FOLKE, C.; HOLLING, C.S.; PERRINGS, C. (1996): "Biological Diversity, Ecosystems, and the Human Scale", *Ecological Applications*, 6 (4), pp. 1018-1024.
- FOLKE, C.; PITCHARD, L.; BERKES, F.; COLDING, J.; SVEDIN, U. (2007): "The Problem of Fit between Ecosystems and Institutions: Ten Years Later", *Ecology and Society*, 12 (1), p. 30.
- FROESE, R.; STERN-PIRLOT, A.; KESNER-REYES, K. (2008): "Out of New Stocks in 2020: A Comment on Not All Fisheries Will be Collapsed in 2048", *Marine Policy*, 33, pp. 180-181.
- GARCÍA, S.M.; ZERBI, A.; ALIAUME, C.; DO CHI, T.; LASSERRE, G. (2003): *The Ecosystem Approach to Fisheries, Issues, Terminology, Principles, Institutional Foundations, Implementation and Outlook*. (FAO Fisheries Technical Paper, 443). Rome: FAO.
- GENNER, M.J.; SIMS, D.W.; WEARMOUTH, V.J.; SOUTHWALL, E.J.; SOUTHWARD, A.J.; HENDERSON, P.A.; HAWKINS, S.J. (2004): "Regional Climatic Warming Drives Long-Term Community Changes of British Marine Fish", *Proceedings of the Royal Society of London Series B – Biological Sciences*, 271, pp. 655-661.
- GITAY, H.; BROWN, S.D.; EASTERLING, W.; JALLOW, B. (2001): "Ecosystems and Their Goods and Services", en Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation and Vulnerability*, pp. 237-315. (Working Group II Contribution to the Third Assessment Report of the IPCC). Cambridge: Cambridge University Press.
- GRAFTON, R.Q.; KOMPAS, T.; HILBORN, R. (2007): "Economics of Overexploitation Revisited", *Science*, 318, p.1601.
- HANNESSON, R. (2007): "Geographical Distribution of Fish Catches and Temperature Variations in the Northeast Atlantic Since 1945", *Marine Policy*, 31 (1), pp. 32-39.
- HASSAN, R.; SCHOLES, R.; ASH, N. [ed.] (2005): *Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends*, vol. 1: "Findings of the Condition and Trends Working Group of the Millennium Ecosystem Assessment". Washington, D.C.: Island Press.
- HIDDINK, J.G.; HOFSTEDE, R.T. (2008): "Climate Induced Increases in Species Richness of Marine Fishes", *Global Change Biology*, 14, pp. 453-460.
- HILBORN, R. (2007a): "Defining Success in Fisheries and Conflicts in Objectives", *Marine Policy*, 31 (4), pp. 455-482.
- HILBORN, R. (2007b): "Reinterpreting the State of Fisheries and Heir Management", *Ecosystems*, 10, pp. 1362-1369.
- HILBORN, R.; BRANCO, T.; ERNST, B.; MAGNUSSON, A.; MINTÉ-VERA, C.V.; SCHEUERELL, M.D.; VALERO, J.L. (2003): "State of the World's Fisheries", *Annual Review of Environment and Resources*, 28, pp. 359-399.
- HILBORN, R.; MAGUIRE, J.J.; PARMA, A.; ROSENBERG, A.A. (2001): "The Precautionary Approach and Risk Management: Can they Increase the Probability of Successes in Fishery Management?", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*, 58 (1), pp. 99-107.

- HILBORN, R.; ORENSANZ, J.M.; PARMA, A. (2005): "Institutions, Incentives and the Future of Fisheries", *Philosophical Transactions of The Royal Society*, 360, pp. 47-57.
- HILBORN, R.; WALTERS, C. (1992): *Quantitative Fisheries Stock Assessment, Choice, Dynamics and Uncertainty*. New York: Chapman and Hall.
- HOLDING, J.; FOLKE, C. (2001): "Social Taboos: «Invisible» Systems of Local Resource Management and Biological Conservation", *Ecological Applications*, 11 (2), pp. 584-600.
- HOLLING, C.S. (1973): "Resilience and Stability of Ecological Systems", *Annual Review of Ecology and Systems*, 4, pp. 1-23.
- HOLLING, C.S. (1978): *Adaptive Environmental Assessment and Management*. London: Wiley.
- HOLLING, C.S. (1986): "The Resilience of Terrestrial Ecosystems; Local Surprise and Global Change", en W.C. Clark y R.E. Munn [ed.]: *Sustainable Development of the Biosphere*, pp. 292-317. Cambridge: Cambridge University Press.
- HUGHES, T.P.; BELLWOOD, D.R.; FOLKE, C.; STENECK, R.S.; WILSON, J.D. (2005): "New Paradigms for Supporting the Resilience of Marine Ecosystems", *Trends in Ecology & Evolution*, 20 (7), pp. 380-386.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2007a): *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. (Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change). Cambridge: Cambridge University Press.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC) (2007b): *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. (Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change). Cambridge: Cambridge University Press.
- KELLEHER, K. (2005): *Discards in the World's Marine Fisheries: An Update*. (FAO Fisheries Technical Paper, 470). Rome: FAO.
- LEBEL, L.; ANDERIES, J.M.; CAMPBELL, B.; FOLKE, C.; HATFIELD-DODDS, S.; HUGHES, T.P.; WILSON, J. (2006): "Governance and the Capacity to Manage Resilience in Regional Social-Ecological Systems", *Ecology And Society*, 11 (1), p. 19.
- LEHODEY, P.; ALHEIT, J.; BARANGE, M.; BAUMGARTNER, T.; BEAUGRAND, G.; DRINKWATER, K.; FROMENTIN, J.M.; HARE, S.R.; OTTERSEN, G.; PERRY, R.I.; ROY, C.; VAN DER LINGEN, C.D.; WERNER, F. (2006): "Climate Variability, Fish, and Fisheries", *Journal of Climate*, 19, pp. 5009-5030.
- LIMA, F.P.; QUEIROZ, N.; RIBEIRO, P.A.; HAWKINS, S.J.; SANTOS, A.M. (2006): "Recent Changes in the Distribution of a Marine Gastropod, *Patella Rustica* Linnaeus, 1758, and Their Relationship to Unusual Climatic Events", *Journal of Biogeography*, 33, pp. 812-822.
- LOUGH, J. (2007): "Climate and Climate Change on the Great Barrier Reef", en J.E. Johnson y P.A. Marshall [ed.]: *Climate Change and the Great Barrier Reef*, pp. 15-50. Townsville: Great Barrier Reef Marine Park Authority and Australian Greenhouse Office.
- LOUKOS, H.; MONFRAY, P.; BOPP, L.; LEHODEY, P. (2003): "Potential Changes in Skipjack Tuna (*Katsuwonus pelamis*) Habitat from a Global Warming Scenario: Modelling Approach And Preliminary Results", *Fisheries Oceanography*, 12, pp. 474-482.
- MARTENS, P.; BEUSEKOM, J.E. (2008): "Zooplankton Response to a Warmer Northern Wadden Sea", *Helgoland Marine Research*, 62, pp. 1438-3888.
- MCCLANAHAN, R.A. (2001): "The Effect of Marine Reserves and Habitat on Populations of East African Coral Reef Fishes", *Ecological Applications*, 11 (2), pp. 559-569.

- MIESZKOWSKA, N.; HAWKINS, S.J.; BURROWS, M.T.; KENDALL, M.A. (2007): "Long-Term Changes in the Geographic Distribution and Population Structures of *Osilinus Lineatus* (Gastropoda: Trochidae) in Britain and Ireland", *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87, pp. 537-545.
- MIESZKOWSKA, N.; KENDALL, M.A.; HAWKINS, S.J.; LEAPER, R.; WILLIAMSON, P.; HARDMAN-MOUNTFORD, N.J.; SOUTHWARD, A.J. (2006): "Changes in the Range of Some Common Rocky Shore Species in Britain –A Response to Climate Change?", *Hydrobiologia*, 555, pp. 241-251.
- MORATO, T.; WATSON, R.; PITCHER, T.J.; PAULY, D. (2006): "Fishing Down The Deep", *Fish and Fisheries*, 7, pp. 24-34.
- MRAG; MG OTERO; POLEM (2008): *Analysis of the Economic and Social Importance of Community Fishing Fleet Using Bottom Gears in the High Seas*. London: MRAG.
- MUETER, F.J.; LITZOW, M.A. (2008): "Sea Ice Retreat Alters the Biogeography of the Bering Sea Continental Shelf", *Ecological Applications*, 18 (2), pp. 309-320.
- MUNDAY, P.L.; JONES, G.P.; PRATCHETT, M.S.; WILLIAMS, A.J. (2008): "Climate Change and the Future for Coral Reef Fishes", *Fish And Fisheries*, 9, pp. 261-285.
- MURAWSKI, S. (1993): "Climate Change and Marine Fish Distributions: Forecasting from Historical Analogy", *Transactions of the American Fisheries Society*, 112, pp. 647-658.
- MURAWSKI, S.; METHOT, R.; TROMBLE, G. (2007): "Biodiversity Loss in the Ocean: How Bad Is It?", *Science*, 316 (5829), pp. 1281-1284.
- MYERS, R.A.; WORM, B. (2003): "Rapid Worldwide Depletion of Predatory Fish Communities", *Nature*, 423, pp. 280-283.
- NICHOLLS, R.J.; WONG, P.P.; BURKETT, V.R.; CODIGNOTTO, J.O.; HAY, J.E.; MCLEAN, R.F.; RAGOONADEN, S.; WOODROFFE, C.D. (2007): "Coastal Systems And Low-Lying Areas. Climate Change 2007: Impacts, Adaptation And Vulnerability", en M.L. Parry, O.F. Canziani, J.P. Palutikof, P.J. van der Linden y C.E. Hanson [ed.]: *Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 315-356. Cambridge, UK: Cambridge University Press.
- OSTROM, E.; BURGER, J.; FIELD, C.B.; NORGAARD, R.B.; POLICANSKY, D. (1999): "Revisiting The Commons: Local Lessons, Global Challenges", *Science*, 284, pp. 278-282.
- OTERO, J.; GONZÁLEZ, A.F.; GUERRA, A.; ÁLVAREZ SALGADO, X.M. (2009): "Efectos do clima sobre o polbo común", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 403-421. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.
- PAULY, D.; ALDER, J.; BENNET, E.; CHRISTENSEN, V.; TYEDMERS, T.; WATSON, R. (2003): "The Future For Fisheries", *Science*, 302, pp. 1359-1361.
- PAULY, D.; PALOMARES, M.L. (2005): "Fishing Down Marine Food Web: It is Far More Pervasive Than we Thought", *Bulletin of Marine Science*, 76 (2), pp. 197-211.
- PERRY, R.I.; LOW, P.J.; ELLIS, J.R.; REYNOLDS, J.D. (2005): "Climate Change and Distribution Shifts in Marine Fishes", *Science*, 308, pp. 1912-1915.
- PIKITCH, E.K.; SANTORA, C.; BABCOCK, E.A.; BAKUN, A.; BONFIL, R.; CONOVER, D.O.; DAYTON, P.; DOUKAKIS, P.; FLUHARTY, D.; HENEMAN, B.; HOUDE, E.D.; LINK, J.; LIVINGSTON, P.A.; MANGEL, M.; MCALLISTER, M.K.; POPE, J.; SAINSBURY, K.J. (2004): "Ecosystem-Based Fishery Management", *Science*, 305, pp. 346-347.
- PINKERTON, E. [ed.] (1989): *Co-operative Management of Local Fisheries*. Vancouver: University of British Columbia Press.

- PITCHER, T.J.; KALIKOSKI, D.B.; SHORT, K.; VARKEY, D.; PRAMODA, G. (2008): "An Evaluation of Progress in Implementing Ecosystem-Based Management of Fisheries in 33 Countries", *Marine Policy*, 33 (2), pp. 223-232.
- REYNOLDS, J.D.; DULVY, N.K.; GOODWIN, N.B.; HUTCHINGS, J.A. (2005): "Biology of Extinction Risk in Marine Fishes", *Proceedings of the Royal Society B*, 272, pp. 2337-2344.
- RIVADENEIRA, M.M.; FERNÁNDEZ, M. (2005): "Shifts in Southern Endpoints of Distribution in Rocky Intertidal Species Along the South-Eastern Pacific Coast", *Journal of Biogeography*, 32, pp. 203-209.
- ROSE, G.A. (2004): "Reconciling Overfishing and Climate Change with Stock Dynamics of Atlantic Cod (*Gadus morhua*) Over 500 Years", *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61, pp. 1553-1557.
- ROSÓN, G.; CABANAS, J.M.; PÉREZ, F.F.; HERRERA CORTIJO, J.L.; RUIZ VILLARREAL, M.; CASTRO, C.G.; PIEDRACOBIA, S.; ÁLVAREZ SALGADO, X.A. (2009): "Evidencias do cambio climático na hidrografía e a dinámica das rías e da plataforma galega", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 287-302. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.
- ROYAL SOCIETY (2005): *Science News*. Royal Society. (<http://www.royalsoc.ac.uk/news.asp?id=3256>).
- RUIZ VILLARREAL, M.; ÁLVAREZ SALGADO, X.A.; CABANAS, J.M.; FERNÁNDEZ PÉREZ, F.; GÓNZÁLEZ CASTRO, C.; HERRERA CORTIJO, J.L.; PIEDRACOBIA VARELA, S.; ROSÓN PORTO, G. (2009): "Variabilidade climática e tendencias decadais nos forzamentos meteorolóxicos e as propiedades das augas adxacentes a Galicia", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 271-286. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.
- SAGARIN, R.D.; BARRY, J.P.; GILMAN, S.E.; BAXTER, C.H. (1999): "Climate-Related Change in an Intertidal Community Over Short and Long Time Scales", *Ecological Monographs*, 69, pp. 465-490.
- SHERMAN, L. (2006): "The Large Marine Ecosystem Network Approach to WSSD Targets", *Ocean and Coastal Management*, 49 (9-10), pp. 640-648.
- SIMKANIN, C.; POWER, A.M.; MYERS, A. (2005): "Using Historical Data to Detect Temporal Changes in the Abundances of Intertidal Species on Irish Shores", *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85, pp. 1329-1340.
- SOUTHWARD, A.J.; HAWKINS, S.J.; BURROWS, M.T. (1995): "Seventy Years' Observations of Change in Distribution and Abundance of Zooplankton and Intertidal Organisms in the Western English Channel in Relation to Rising Sea Temperature", *Journal of Thermal Biology*, 20, pp. 127-155.
- STENEVIK, E.K.; SUNDBY, S. (2007): "Impacts of Climate Change on Commercial Fish Stocks in Norwegian Waters", *Marine Policy*, 31, pp. 19-31.
- SUMAILA, U.R. (2007): "Challenges to Estimating the Benefits of Marine Protected Areas", *Symposium and Workshop of the Nampan*. Loreto (México).
- VARELA, M.; BODE, A.; GÓMEZ FIGUEIRAS, F.; HUETE ORTEGA, M.; MARAÑÓN, E. (2009): "Variabilidade e tendencias interanuais no fitoplancto mariño das costas de Galicia", en V.P. Muñuzuri, M. Fernández Cañamero y J.L. Gómez Gesteira [coord.]: *Evidencias do cambio climático en Galicia*, pp. 327-340. Xunta de Galicia, Consellería do Medio e Desenvolvemento Sostible.

- VILLASANTE, S.; SUMAILA, S. (2010): "Estimating the Effects of Technological Efficiency on the European Fishing Fleet", *Marine Policy*, 34 (2), pp. 720-722.
- VITOUSEK, P.M.; MOONEY, H.A.; LUBCHENCO, J.; MELILLO, J.M. (1997): "Human Domination of Earth's Ecosystems", *Science*, 277, pp. 494-499.
- WALKER, B.; HOLLING, C.S.; CARPENTER, S.R.; KINZIG, A. (2004): "Resilience, Adaptability and Transformability in Social-Ecological Systems", *Ecology And Society*, 9 (2), p. 5.
- WALTERS, C.J. (1986): *Adaptive Management of Renewable Resources*. New York: McGraw-Hill.
- WALTERS, C.J.; MARTELL, J.D. (2004): *Fisheries Ecology and Management*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- WANG, M.; OVERLAND, J.E.; BOND, N.A. (2009): "Climate Projections for Selected Large Marine Ecosystems", *Journal of Marine Systems* (en prensa).
- WINDER, M.; SCHINDLER, D.E. (2004): "Climate Change Uncouples Trophic Interactions in an Aquatic Ecosystem", *Ecology*, 85, pp. 2100-2106.
- WORLD BANK (2009): *The Sunken Billions: The Economic Justification for Fisheries Reform*. Washington, D.C.
- WORM, B.; BARBIER, E.B.; BEAUMONT, N.; DUFFY, J.E.; FOLKE, C.; HALPERN, B.S.; JACKSON, B.C.; LOTZE, H.K.; MICHELI, F.; PALUMBI, S.R.; SALA, E.; SELKOE, K.A.; STACHOWICZ, J.J.; WATSON, R. (2006): "Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services", *Science*, 314, pp. 787-790.
- ZACHERL, D.; GAINES, S.D.; LONHART, S. (2003): "The Limits to Biogeographical Distributions: Insights from the Northward Range Extension of the Marine Snail, *Kelletia kelletii* (Forbes, 1852)", *Journal of Biogeography*, 30, pp. 913-924.
- ZELLER, D.; PAULY, D. [ed.] (2007): "Reconstruction of Marine Fisheries Catches for Key Countries and Regions (1950-2005)", *Fisheries Centre Research Reports*, 15 (2).