

Capítulo 3

Modelos ecológicos para analizar el papel económico de los peces de forraje

Andrés M. Cisneros-Montemayor¹

¹Fisheries Economics Research Unit, Fisheries Centre, The University of British Columbia (Canadá)

a.cisneros@fisheries.ubc.ca

Doi: <http://dx.doi.org/10.3926/oms.113>

Referenciar este capítulo

Cisneros Montemayor, A.M. (2013). Modelos ecológicos para analizar el papel económico de los peces de forraje. En J.A. Blanco (Ed.). *Aplicaciones de modelos ecológicos a la gestión de recursos naturales*. (pp. 67-76). Barcelona: OmniaScience.

1. Introducción

1.1. El manejo pesquero de los peces de forraje: contexto ecológico

El manejo de recursos naturales, incluyendo a los peces y demás recursos marinos, tiene como objetivo el asegurar beneficios para los humanos según las metas planteadas. Ello puede implicar maximizar el valor económico de un stock de peces, maximizar la captura para ofrecer alimento, o bien obtener una combinación de beneficios resultado de objetivos mixtos donde tienen lugar la economía, alimento, empleo y conservación. Las metas finales del manejo son planteadas por la sociedad, pero los límites y oportunidades están dados por la naturaleza misma; siendo así, la conservación de los recursos es un objetivo implícito en cualquier acción de manejo sustentable. Es de suma importancia reconocer que los recursos marinos, de los que buscamos beneficiarnos, forman parte de un ecosistema complejo con muy variadas tasas de productividad natural y relaciones tróficas con otras especies. En este contexto hay ocasiones en las que algunas especies particulares presentan gran discrepancia entre su valor ecológico y el económico percibido por la industria pesquera, de manera que su manejo óptimo se torna más complejo y es necesario reconocer explícitamente al ecosistema circundante. Tal es el caso de los peces de forraje.

Las especies de peces de forraje no necesariamente son peces, ya que generalmente se incluyen calamares junto con sardinas, arenques, anchoas, etc. Las características que las definen son el presentar crecimiento individual rápido, ser generalmente pequeñas, con alta fecundidad y de vida corta, lo que les da la capacidad de responder muy rápidamente a las condiciones climáticas prevaletentes. De ésta manera, su abundancia poblacional crece de manera explosiva cuando las condiciones son favorables, pero también puede presentar colapsos poblaciones catastróficos si son desfavorables (Pikitch, Boersman, Boyd, Conover, Cury, Essington et al., 2012). Mientras que se sabe que el mecanismo de relación entre el clima y la abundancia de los peces de forraje es principalmente mediante la supervivencia y reclutamiento juvenil, también se ha reconocido que la sobrepesca de adultos puede exacerbar los efectos negativos de un régimen climático desfavorable (e.g., Cisneros-Mata, Nevárez-Martínez & Hamman, 1995; Csirke, 1989).

La característica más importante de los peces de forraje desde el punto de vista ecológico (y, por extensión, humano) es que ofrecen la vía energética principal desde el plancton hacia las especies depredadoras que conforman la mayoría de los stocks pesqueros (Pikitch et al., 2012). De esta manera, los atunes, jureles, macarelas, etc., necesitan de los peces de forraje a lo largo de las distintas etapas de su vida para obtener la energía necesaria. Aunque juegan un papel ecológico crucial, la abundancia histórica de los peces de forraje ha resultado en un bajo valor económico (e.g., un kilogramo de sardina es mucho menos valioso en el mercado que uno de atún), lo cual ofrece un caso ejemplar de disparidad entre la contribución ecológica y el valor percibido por la industria humana (Hannesson, Herrick & Field, 2009).

Todo lo anterior hace importante el conceptualizar el manejo pesquero de los peces de forraje de manera diferente al de otras especies. Nuestras recomendaciones de manejo serán muy diferentes si se conceptualiza a un pez de forraje como especie discreta, en lugar de soporte para muchas otras con su propio valor comercial. Aunque sea difícil cuantificar exactamente el

valor económico real de los peces de forraje, es claro que el incluir de alguna manera su contribución a otras especies (y por ende sus pesquerías) es absolutamente necesario para una mejor gestión. Mientras que a comparación con una sólo especie se necesita mayor cantidad de información para representar cuantitativamente a un ecosistema, las técnicas y herramientas actuales hacen posible integrar mayores valores ecológicos y económicos dentro de nuestros modelos de manejo abriendo poco a poco el camino hacia un manejo basado en ecosistemas más aplicado. Cabe señalar que éste tipo de manejo no sólo es deseable en el ámbito marino, sino en cualquier sistema natural complejo.

1.2. Integración de la ecología y economía en el manejo

En cualquier caso, es indiscutible que existe una tendencia hacia una mayor inclusión de datos y valores tanto ecológicos como económicos dentro de los esquemas de manejo, un concepto generalmente llamado “manejo basado en ecosistemas” (MBE). Aunque la parte más importante de este concepto es el considerar cualitativamente al ecosistema entero al diseñar políticas y estrategias de manejo, el aspecto cuantitativo aun se discute, principalmente debido a la percepción de limitantes operativas para su implementación (Hilborn, 2011). Por ejemplo, la integración de servicios ecosistémicos (los beneficios humanos derivados de los componentes o funciones de los ecosistemas) generalmente son bienvenidos e incluidos dentro del lenguaje de los esquemas de manejo (Greiber 2009), pero su inclusión explícita en la estrategia, particularmente en el ámbito marino, aun no se acepta del todo (Guerry, Ruckelshausa, Arkema, Bernhardt, Guannela, Choong-Ki et al., 2012; De Groot, Wilson & Boumans, 2002).

Los planes de manejo diseñados para maximizar beneficios de los peces de forraje incorporan la idea de que es necesario dejar algo de biomasa como alimento para otras especies, pero su objetivo principal permanece dentro del contexto de manejo óptimo de una sola especie a la vez (Herrick, Norton, Mason & Bessey, 2007). Aunque tales estrategias toman en cuenta tanto componentes biológicos como económicos y representan un avance en cuanto a los esquemas anteriores, aún pueden beneficiarse del uso explícito de modelos de ecosistemas para e análisis, lo cual se ha hecho más sencillo gracias a nuevos métodos y tecnologías (Pauly, Christensen & Walters, 2000). Por ejemplo, usando modelos de ecosistema se han realizado estudios demostrando que, dado el precio en mercado de una especie de sardina a comparación con otros peces, sería económicamente óptimo limitar la pesquería de sardina para ofrecer alimento a otras especies más valiosas (Hannesson et al., 2009). Aunque el enfoque de estos estudios ha sido más bien teórico, el hecho es que ahora es posible estimar el valor total de una especie en cuanto a su contribución a otras, cambiando entonces las estrategias de manejo (Sumaila, 1997).

A continuación se presenta un ejemplo demostrando una posible vía de incorporar más amplia y explícitamente valores ecológicos y económicos. Mientras que se usa como caso de estudio a un grupo de peces de forraje dentro de un esquema de manejo pesquero, lo importante a subrayar es que es posible, y necesario, incorporar este tipo de valores y análisis dentro de nuestros esquemas de manejo para poder acceder a los mayores beneficios del ecosistema. De esta manera, usando como base la plataforma de modelación de ecosistemas, *Ecopath with Ecosim*, se proponen métodos para evaluar la contribución económica de especies de forraje tanto al valor económico del ecosistema en conjunto, como a otras especies valiosas en el mercado.

2. Modelo conceptual

Los peces de forraje son de gran importancia a lo largo de la costa del Pacífico oriental, incluyendo a México, que sirve aquí como área del modelo conceptual siguiente (Figura 1). Las especies de peces de forrajemás importantes en esta zona son la sardina del Pacífico (*Sardinops sagax*), la anchoveta (*Engraulis mordax*), y algunas otras especies como la sardina crinuda (*Ophistonema libertate*), macarela (e.g., *Scomber japonicus*) y calamares (*Loligo spp.*, *Dosidicus gigas*). Los estudios e información científica y pesquera actual parecen indicar que, además del impacto de la pesca comercial, la abundancia de peces de forraje en esta zona históricamente ha sido influenciada principalmente por distintos regímenes climáticos, habiendo una aparente relación (no necesariamente causal) con la Oscilación Decadal del Pacífico (véase, por ejemplo, Chavez, Ryan, Lluch-Cota & Ñiquen, 2003; McFarlane, Smith, Baumgartner & Hunter, 2002; Cisneros-Mata et al., 1995; Baumgartner, Soutar & Ferreira-Bartrina, 1992; Radovich, 1982).



Figura 1. Área de estudio (AE) del modelo ecosistémico conceptual de la zona pelágica al sureste de la Península de Baja California, México

Al margen de las causas de estas fluctuaciones en abundancia poblacional, para propósito de los argumentos presentados en éste capítulo es más importante enfocarse en el estado del ecosistema pelágico de la zona en el contexto pesquero. Por ello, se usa como representación del ecosistema pelágico de Baja California Sur en el Pacífico Noroeste Mexicano un modelo de ecosistema desarrollado originalmente para explorar temas de manejo óptimo de pesquerías de peces pelágicos. A continuación se explican brevemente los fundamentos de la plataforma utilizada, *Ecopath with Ecosim* (www.ecopath.org). Los detalles y construcción del modelo se encuentran publicados en Cisneros-Montemayor, Christensen, Arreguín-Sánchez y Sumaila (2012). En la Tabla 1 se muestra la lista de grupos de especies y sus valores de captura pesquera calculados a partir de la captura estimada para Baja California Sur y el precio por tonelada reportado de manera oficial (CONAPESCA, 2010) y, para el marlin y dorado, en estimaciones publicadas (Cisneros-Montemayor, Cisneros-Mata, Harper & Pauly, 2013). En todas las instancias, los valores monetarios corresponden a dólares americanos (USD 2013). El nivel trófico de cada grupo se calcula como la media ponderada del nivel trófico de su dieta +1, donde los productores primarios tienen valor de 1. De ésta manera, una especie de zooplancton que se alimenta exclusivamente de fitoplancton tendría un nivel trófico de 2.

Grupo	NT	Captura (t)	Valor (miles USD)	Precio/t (USD)
Tiburones oceánicos	4.46	3,065	1,948	636
Tiburones costeros	4.40	588	454	733
Delfines	4.42	-	-	-
Marlin	4.87	725	700	965
Atún	4.24	576	1,374	2,888
Dorado	4.26	904	850	940
Barrilete	4.21	186	142	765
Pez vela	4.42	-	-	-
Carángidos	4.42	2,150	1,807	841
Corvinas	4.05	833	898	1,078
Escómbridos chicos	3.80	513	384	750
Calamares	3.69	13,218	3,927	297
Pez volador	3.25	-	-	-
Peces pelágicos menores	3.08	94,070	8,434	90
Peces mesopelágicos	3.25	-	-	-
Zooplancton	2.25	-	-	-
Fitoplancton	1.00	-	-	-

Tabla 1. Nivel trófico, captura (toneladas), precio por tonelada y valor total de la captura para las especies incluidas en el modelo del ecosistema pelágico de Baja California Sur. Se señalan en gris las especies de peces de forraje

El programa *Ecopath with Ecosim* (EwE) es una plataforma que permite representar y analizar un ecosistema, bajo el supuesto principal de que las relaciones entre diferentes especies pueden representarse en términos de sus características biológicas (biomasa, tasas de crecimiento y mortalidad), y las relaciones tróficas entre depredadores y presas (por supuesto, en todas las instancias salvo los productores primarios, cualquier especie funciona a la vez como depredador y presa). El desarrollo, funciones y limitantes de EwE se han publicado en Christensen y Walters (2004) y Christensen, Walters y Pauly (2005), y existe una muy amplia literatura acerca de las aplicaciones del programa a una gran variedad de sistemas y preguntas. A grandes rasgos, asumiendo que el sistema se encuentra en equilibrio en cuanto a biomasa, la producción (P) de cualquier especie es igual a:

$$P = C + M + E + AB + MO \quad (1)$$

Ecuación 1. Producción de una especie dentro de Ecopath with Ecosim (Christensen & Walters, 2004)

donde C = captura por pesca, M = mortalidad natural por depredación, E = tasa de migración neta, AB = acumulación de biomasa (al final de cada unidad de tiempo) y MO = mortalidad natural aparte de la depredación (vejez, enfermedad, etc.). Este tipo de modelo representa el balance del ecosistema a lo largo de un año, de manera que las unidades de los parámetros anteriores están dadas en toneladas por año. Los depredadores y presas se vinculan a través de la mortalidad por depredación, donde M depende de la proporción de cada especie en la dieta de otra, la tasa de consumo del depredador y la tasa conversión de alimento a biomasa (eficiencia de conversión). En la Figura 2 se muestra una representación gráfica del modelo empleado como base para el análisis subsiguiente.

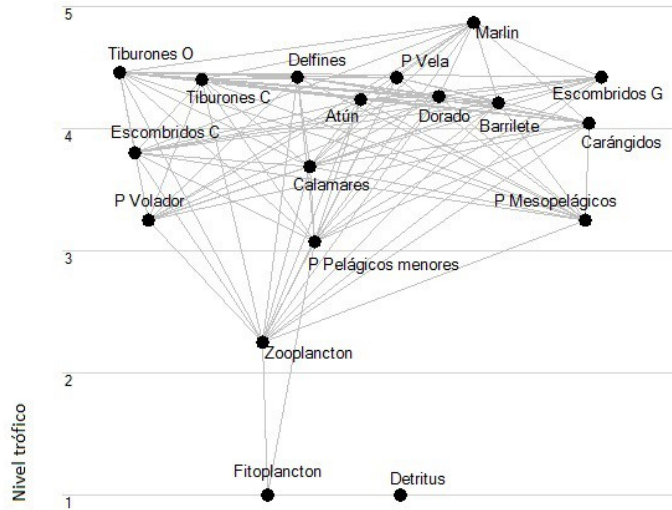


Figura 2. Diagrama trófico del modelo del ecosistema pelágico en el Pacífico Mexicano. Las líneas simbolizan un vínculo depredador-presa. El nivel trófico de cada grupo se calcula como media ponderada del nivel trófico de su dieta, donde los productores primarios tienen valor de 1. Modelo base descrito en Cisneros-Montemayor et al., 2012

Una vez que se establecen los parámetros biológicos de cada especie, así como la matriz de dietas del sistema (la proporción de cada especie en la dieta de otras), a partir del valor de la captura pesquera de cada especie es relativamente sencillo calcular el valor económico que aporta cada una de sus presas al valor total. De ésta manera, el valor indirecto (VI) de cada especie presa (i) para la pesquería comercial de una especie depredador (j) está dado por:

$$VI_{i,j} = PD_{i,j} * VM_j \quad (2)$$

Ecuación 2. Cálculo del valor monetario indirecto en términos de captura pesquera entre especies presa y sus depredadores.

donde PD = proporción de la especie i en la dieta de j , TC = tasa de consumo, TC= tasa de conversión de alimento a biomasa, y VM = valor en mercado de la captura.

El resultado de este modelo relativamente sencillo, creado con el propósito de ser semi-teórico, de cualquier manera sirve para ejemplificar el argumento principal de éste capítulo: muchas especies dentro de un ecosistema marino, y particularmente las que funcionan como peces de forraje, están subvaluadas en el mercado (Figura 3). Es importante resaltar que los resultados usando este método sólo son válidos para una representación estática del ecosistema; si se buscan investigar cambios a lo largo del tiempo es necesaria más información temporal.

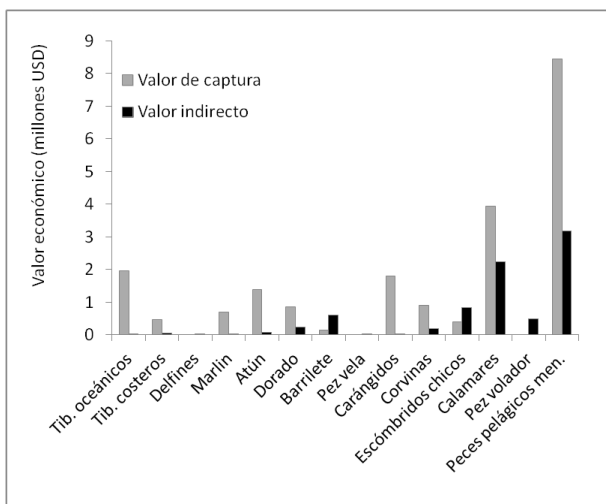


Figura 3. Valor de captura e indirecto para grupos del modelo del ecosistema pelágico en el Pacífico Mexicano

3. Conclusión

3.1. Implicaciones para el manejo de recursos naturales

De nuevo, el valor indirecto aquí representa el valor monetario que tiene una especie como alimento para otras especies que se han capturado. Aunque la relación entre la abundancia de especies de forraje y la abundancia de sus depredadores probablemente no es lineal (ya que existen límites de capacidad de carga ambiental), si no hubieran peces de forraje hubieran consecuencias muy serias para sus depredadores al faltar un vínculo energético entre los depredadores tope y los productores primarios y secundarios. Por ello es muy importante considerar estas relaciones ecológicas al diseñar estrategias de manejo, ya que el asumir que las especies funcionan de manera independiente de otras es una seria violación de la realidad de cualquier ecosistema marino. En términos del precio por tonelada de captura, el cual generalmente es el único considerado, las especies más valiosas de éste sistema serían los grandes depredadores, como los atunes, carángidos y tiburones (Tabla 1). Sin embargo, al incluir los valores indirectos de las especies para calcular el valor económico (de mercado) total, las especies más importantes se vuelven los peces pelágicos menores y calamares (Figura 3).

Dada la nueva información y reconociendo el valor que tienen las especies como alimento para otras más valiosas, una nueva estrategia de manejo podría decidir disminuir su captura total en ciertas temporadas. O bien, podría fomentarse la pesca (sustentable) de especies que limiten la abundancia de alimento en el sistema. En cualquier caso, es claro que, al tener una imagen más completa del valor económico real de las especies dentro de un ecosistema sujeto al manejo, las estrategias de manejo necesariamente deben cambiar para seguir siendo óptimas. Este es el valor que trae consigo el ejercicio de reunir información e integrarla en un modelo conceptual que se acerque más a la realidad de un ecosistema complejo y variable.

3.2. Limitaciones e investigación a futuro

El integrar formalmente valores económicos y ecológicos más amplios requiere de mayor información a la necesaria que cuando sólo se considera una especie. Sin embargo, como se ha mostrado aquí, ello no es una gran limitante ya que aún un modelo relativamente sencillo sirve para captar lo importante del concepto de manejo basado en ecosistemas, en un contexto económico. Lo que es más importante es que, si bien es más sencillo tratar a las especies marinas como entes discretas para el manejo, ello simplemente no concuerda con la realidad. Las dinámicas de los ecosistemas marinos, al igual que cualquier otro, son resultado de una muy compleja trama de conexiones entre diversas especies; es necesario reconocer esto en nuestros esquemas de manejo.

La representación explícita de este reconocimiento de complejidad en el manejo se ha hecho más fácil gracias al avance en poder de cómputo y metodologías que permiten elaborar modelos de ecosistemas sencillos o complejos según la información con que se cuente. Por ejemplo, la plataforma usada aquí, *Ecopath with Ecosim*, es gratis y ha tendido hacia el acceso abierto. Ya existen cientos de publicaciones, una guía de usuario, y comunidades en línea en las cuales apoyarse para aprender y aplicar el programa a situaciones y contextos particulares. De igual manera existen otros programas, como *Atlantis* (<http://atlantis.cmar.csiro.au>), que buscan una representación mucho más fiel de un ecosistema, por ejemplo integrando información oceanográfica, química y climática en los modelos. Aunque esto sí requiere de una gran cantidad de información, el hecho es que el representar un ecosistema de manera que el modelo sea útil y práctico para el manejo ya es una realidad (para una comparación de distintas plataformas de modelación de ecosistemas, véase Plagányi, 2007).

Una limitante real es la aceptación por parte de los involucrados en el manejo de recursos marinos, incluyendo académicos, políticos, y el sector pesquero, del manejo basado en ecosistemas, ya que, como hemos visto, en realidad puede cambiar significativamente las recomendaciones de manejo 'óptimo'. Cualquier cambio a un esquema existente de manejo trae consigo el reto de convencer a los afectados que el nuevo esquema es mejor que el anterior. En este caso, lo más conveniente probablemente sea el usar modelos relativamente sencillos (como se ha hecho aquí) para contrastar las recomendaciones de manejo que se obtendrían con una visión más amplia del ecosistema y los beneficios económicos que nos proporciona. Así se podrían identificar situaciones en las que el invertir en lograr un manejo verdaderamente basado en ecosistemas realmente traería consigo beneficios para todos los involucrados, fomentando así la transición.

Tal vez lo más importante sea el reconocer cuando pueden y deben incluirse conceptos ecológicos y valores económicos más amplios dentro de un análisis mecanístico como el que se ha planteado en este capítulo. En este caso sólo se han incluido los valores de mercado e indirecto de los peces de forraje para apoyar al argumento central de que el valor en el mercado a menudo no refleja el valor real de las especies en un ecosistema. Sin embargo, el mismo argumento podría extenderse para referirse a otros valores, como el recreativo (e.g., pesca deportiva o avistamiento de ballenas), de opción (e.g., dejar vivo un bosque para que nuestros hijos tengan la opción de talarlo), o cultural (e.g., los muchos animales y plantas con valor tradicional para distintas etnias). Aunque si bien es cierto que no siempre se pueden incluir todos estos valores dentro de modelos matemáticos, no por ello deben de dejar de debatirse en

la mesa de discusión entre los diferentes actores interesados en el uso de los recursos para el mayor beneficio de la sociedad.

Agradecimientos

Se agradece al Dr. Juan Blanco por su ayuda en la revisión y preparación del manuscrito del capítulo, al Dr. Carl Walters y al Dr. Rashid Sumaila por sus comentarios y sugerencias, así como al Fisheries Economics Research Unit (University of British Columbia) y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología de México por el apoyo brindado al autor.

Referencias

Baumgartner, T.E., Soutar, A., & Ferreira-Bartrina, V. (1992). Reconstruction of the history of Pacific sardine and northern anchovy populations over the past two millennia from sediments of the Santa Barbara Basin, California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 33, 24-40.

Chavez, F.P., Ryan, J., Lluch-Cota, S.E., & Ñiquen, M. (2003). From anchovies to sardines and back: multidecadal change in the Pacific ocean. *Science*, 299, 217-221.

<http://dx.doi.org/10.1126/science.1075880>

Christensen, V., & Walters, C.J. (2004). Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling*, 172, 109-139.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.09.003>

Christensen, V., Walters, C.J., & Pauly, D. (2005). *Ecopath with Ecosim: a user's guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. 154.

Cisneros-Mata, M.A., Nevárez-Martínez, M.O., & Hamman, M.G. (1995). The rise and fall of the Pacific sardine, *Sardinops sagax caeruleus* Girard, in the Gulf of California. *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports*, 36, 136-143.

Cisneros-Montemayor, A.M., Cisneros-Mata, M.A., Harper, S., & Pauly, D. (2013). Extent and implications of IUU catch in Mexico's marine fisheries. *Marine Policy*, 39, 283-288.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2012.12.003>

Cisneros-Montemayor, A.M., Christensen, V., Arreguín-Sánchez, F., & Sumaila, U.R. (2012). Ecosystem models for management advice: an analysis of recreational and commercial fisheries policies in Baja California Sur, Mexico. *Ecological Modelling*, 228, 8-16.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.12.021>

CONAPESCA (Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca). 2010. *Anuario Estadístico de Acuacultura y Pesca*. SAGARPA. México.

Disponible en:

http://www.conapesca.sagarpa.gob.mx/wb/cona/cona_anuario_estadistico_de_pesca.

Csirke, J. (1989). Changes in the catchability coefficient in the Peruvian anchoveta (*Engraulis ringens*) fishery. En: Pauly, D., Muck, P., Mendo, J., & Tsukayama, I. (Eds.). *The Peruvian upwelling ecosystem: dynamics and interactions. ICLARM Conference Proceedings, 18*, 207-219.

De Groot, R.S., Wilson, M.A., & Boumans, R.M.J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological economics, 41*, 393-408. [http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

Greiber, T. (2009). Payments for ecosystem services. Legal and institutional frameworks. *IUCN Environmental Policy and Law Paper, 78*, 314.

Guerry, A.D., Ruckelshausa, M.H., Arkemaa, K.K, Bernhardta, J.R., Guannela, G., Choong-Ki, K., et al. (2012). Modeling benefits from nature: using ecosystem services to inform coastal and marine spatial planning. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management, 8*, 107-121. <http://dx.doi.org/10.1080/21513732.2011.647835>

Hannesson, R., Herrick Jr., S.F., & Field, J. (2009). Ecological and economic considerations in the conservation and management of the Pacific sardine (*Sardinops sagax*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 66*, 859-868. <http://dx.doi.org/10.1139/F09-045>

Herrick Jr., S.F., Norton, J.G., Mason, J.E., & Bessey, C. (2007). Management application of an empirical model of sardine-climate regime shifts. *Marine Policy, 31*, 71-80. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2006.05.005>

Hilborn, R. (2011). Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. *Fisheries Research, 108*, 235-239. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2010.12.030>

McFarlane, G.A., Smith, P.E., Baumgartner, T.E., & Hunter, J.R. (2002). Climate variability and the Pacific sardine populations and fisheries. *American Fisheries Society Symposium, 32*, 195-214.

Pauly, D., Christensen, V., & Walters C. (2000). Ecopath, Ecosim, and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science, 57*, 697-706. <http://dx.doi.org/10.1006/jmsc.2000.0726>

Pikitch, E., Boersman, P.D., Boyd, I.L., Conover, D.O., Cury, P., Essington, T., Heppel, S.S., Houde, E.D., Mangel, M., Pauly, D., Plangányi, E.E., Sainsbury, K., & Steneck, R.S. (2012). *Little fish, big impact: managing a crucial link in ocean food webs*. Lenfest Ocean Program. Washington D.C., 108.

Plagányi, E.E. (2007). *Models for An Ecosystem Approach to Fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper. Rome: FAO.

Radovich, J. (1982). The collapse of the California sardine fishery. What have we learned? *California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports, 23*, 56-78.

Sumaila, U.R. (1997). Strategic dynamic interaction: the case of Barents Sea fisheries. *Marine Resource Economics, 12*, 77-94.