

FAO
ORIENTACIONES
TÉCNICAS
PARA LA PESCA
RESPONSABLE

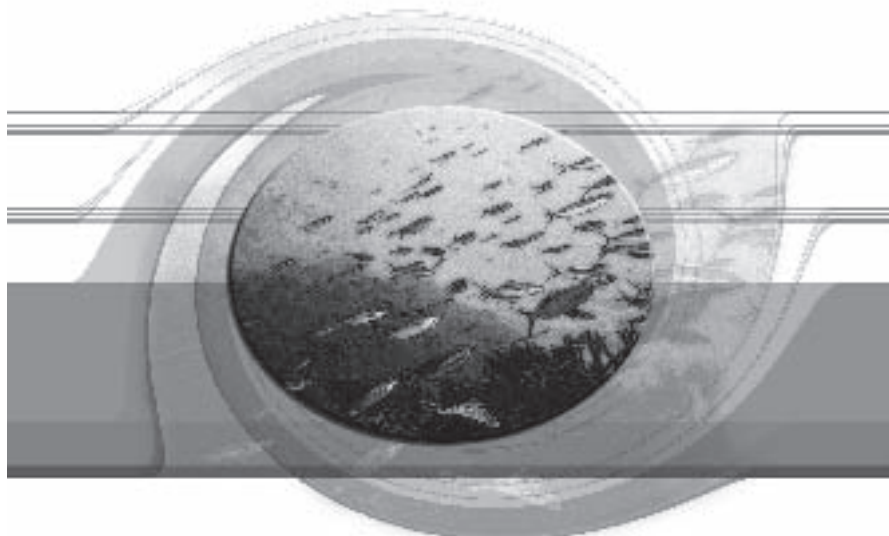
4

Supl. 2 Add.1

LA ORDENACIÓN PESQUERA

2. El enfoque de ecosistemas en la pesca

**2.1 Mejores prácticas en la modelación
de ecosistemas para contribuir a
un enfoque ecosistémico en la pesca**



Cubierta:
Ilustración de Elda Longo.

LA ORDENACIÓN PESQUERA

2. El enfoque de ecosistemas en la pesca

2.1 Mejores prácticas en la modelación de ecosistemas para contribuir a un enfoque ecosistémico en la pesca

Las denominaciones empleadas en este producto informativo y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, de parte de la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO), juicio alguno sobre la condición jurídica o nivel de desarrollo de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto de la delimitación de sus fronteras o límites. La mención de empresas o productos de fabricantes en particular, estén o no patentados, no implica que la FAO los apruebe o recomiende de preferencia a otros de naturaleza similar que no se mencionan.

ISBN 978-92-5-305995-9

Todos los derechos reservados. Se autoriza la reproducción y difusión de material contenido en este producto informativo para fines educativos u otros fines no comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor, siempre que se especifique claramente la fuente. Se prohíbe la reproducción del material contenido en este producto informativo para reventa u otros fines comerciales sin previa autorización escrita de los titulares de los derechos de autor. Las peticiones para obtener tal autorización deberán dirigirse al Jefe de la Subdivisión de Políticas y Apoyo en Materia de Publicación Electrónica de la División de Comunicación de la FAO Viale delle Terme di Caracalla, 00153 Roma, Italia o por correo electrónico a: copyright@fao.org

© FAO 2009

PREPARACIÓN DE ESTE DOCUMENTO

Estas Directrices fueron preparadas en un taller sobre «Modelación de interacciones en el ecosistema para contribuir a un enfoque ecosistémico en la pesca» realizado en Tivoli, Italia, del 3 al 6 de julio de 2007. El grupo de expertos convocados para dicho propósito estuvo integrado por Francisco Arreguín-Sánchez, Kerim Aydin, Doug Butterworth, Villy Christensen, Kevern Cochrane, Andrew Constable, Paul Fanning, Beth Fulton, Phil Hammond, Stuart Hanchet, Mitsuyo Mori, Ana Parma, Eva Plagányi, André Punt, Jessica Sanders, Gunnar Stefánsson (Presidente), Howard Townsend, Marcelo Vasconcellos y George Watters. La Sra. Anne Van Lierde proporcionó el apoyo secretarial durante la reunión.

Se agradece al Gobierno de Japón por otorgar el apoyo financiero, para el taller y la preparación de las Directrices, a través del Fondo Fiduciario para el Proyecto GCP/INT/920/JPN.

Distribución:

Todos los Miembros y Miembros Asociados de la FAO
Naciones y organismos internacionales interesados
Departamento de Pesca y Acuicultura de la FAO
Oficiales de Pesca de la FAO en las Oficinas Regionales de la FAO
Organizaciones no gubernamentales interesadas

FAO.

La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. 2.1 Mejores prácticas en la modelación de ecosistemas para contribuir a un enfoque ecosistémico en la pesca.

FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable. No. 4, Supl. 2, Add. 1. Roma, FAO. 2008. 88p.

RESUMEN

La toma de conciencia de las limitaciones del enfoque monoespecífico en la ordenación pesquera ha llevado a la aceptación global de la necesidad de adoptar un enfoque ecosistémico (EEP) más amplio para la evaluación y ordenación de las pesquerías. La aplicación del EEP en la ordenación demanda el empleo de métodos y herramientas científicas que también vayan más allá de los enfoques monoespecíficos que solían ser, en gran medida, las fuentes exclusivas de las recomendaciones científicas. Los responsables de la administración y la toma de decisiones ahora deben buscar soluciones de ordenación que tomen en cuenta la gama más amplia de objetivos sociales que deben ser considerados de manera explícita bajo el EEP y las interacciones en el ecosistema. Los modelos de ecosistemas, es decir, los modelos que representan una gama más amplia de procesos tecnológicos y ecológicos que afectan a las especies en el ecosistema (incluyendo modelos multiespecíficos y de ecosistemas completos), son herramientas potencialmente importantes para proporcionar esta información científica más amplia.

Hay muchos tipos diferentes de modelos de ecosistemas y ellos pueden variar enormemente en términos de su complejidad. Pueden ser utilizados de diversas maneras, que van desde contribuir a la comprensión conceptual, proporcionando la información para las decisiones estratégicas, hasta la toma de decisiones tácticas, aunque hasta ahora se utilizan raramente para este último propósito. Estas Directrices fueron desarrolladas por un grupo de profesionales expertos y líderes en modelación de ecosistemas acuáticos como una herramienta para dar recomendaciones de ordenación. Tienen como intención el ayudar a los usuarios en la construcción y aplicación de modelos de ecosistemas para un EEP. Las Directrices tratan todos los pasos del proceso de modelación, incluyendo el alcance y especificaciones del modelo, su implementación, evaluación y las recomendaciones

sobre cómo presentar y usar los resultados. El objetivo general de las Directrices es contribuir a asegurar que se genere la mejor información y recomendación posible de los modelos de ecosistemas y que sean usados de manera sensata en la ordenación.

No obstante las considerables incertidumbres de las predicciones proporcionadas por los modelos de ecosistemas o de especies múltiples, las decisiones tienen que tomarse y se deben implementar acciones para asegurar la utilización sostenible y óptima de los recursos marinos vivos. Estas decisiones deben basarse en el mejor consejo científico disponible y, en el contexto del EEP, estas recomendaciones científicas deben incluir las consideraciones del ecosistema. Los modelos de ecosistemas, que adhieran lo más posible a las mejores prácticas descritas aquí, serán con frecuencia las mejores fuentes de tal información y pueden conducir a recomendaciones que se basan en argumentos explícitos y se fundamentan en principios. En su ausencia, los responsables de la administración y la toma de decisiones no tendrán otra opción más que recurrir a sus propios modelos mentales los cuales con frecuencia pueden ser subjetivos, no comprobados e incompletos, una situación que claramente debe ser evitada.

Los modelos de ecosistemas aún no están en la etapa en que solamente uno de tales modelos podría seleccionarse como el modelo de «ordenación» y ser usado de manera confiable a nivel táctico para proporcionar recomendaciones de ordenación en un caso particular. Sin embargo, el uso para tal propósito de modelos simples, con un fundamento ecosistémico, podría llegar a hacerse más extendido en un futuro próximo. Dicho fundamento podría obtenerse evaluando estos modelos de «ordenación» más simples con el empleo de la Evaluación de estrategias de ordenación (EEO), donde los modelos operativos que se emplean en ese proceso de evaluación, y que representan posibles dinámicas alternativas subyacentes, incluirían una gama de modelos de ecosistemas.

ÍNDICE

Preparación de este documento	iii
Resumen	iv
Antecedentes	ix
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 El enfoque de ecosistemas en la pesca	1
1.2 ¿Dónde caben los modelos de ecosistemas en las recomendaciones de ordenación y cuáles son sus ventajas?	2
1.3 Ejemplos de usos para recomendaciones de ordenación	3
1.4 El alcance de los modelos de ecosistemas	5
1.5 Robustez y el enfoque precautorio: ¿cómo abordar la incertidumbre en la ordenación?	8
2. MODELACIÓN	9
2.1 El enfoque de modelación	9
2.1.1 <i>Calibración del modelo</i>	11
2.1.2 <i>Validación del modelo y evaluación de su desempeño</i>	12
2.2 Desafíos técnicos	13
2.3 ¿Modelos envasados o productos frescos?	14
3. CUESTIONES A ABORDAR EN LA MODELACIÓN DE ECOSISTEMAS	17
3.1 Asuntos referentes a la ordenación de las especies objetivo y relacionadas	17
3.2 Problemas referentes a las especies	18
3.3 Impactos ambientales y no intencionales sobre los ecosistemas	18

4. TIPOS Y ATRIBUTOS DE LOS MODELOS	19
4.1 Tipos de modelos existentes	19
4.2 Atributos	20
4.2.1 <i>Atributos relacionados con aspectos ecológicos</i>	20
4.2.2 <i>Atributos relacionados con las especificaciones del modelo</i>	41
4.3 Demanda de datos en la elaboración de modelos de interacciones ecosistémicas	55
5. MEJORES PRÁCTICAS EN LA MODELACIÓN DE ECOSISTEMAS	61
5.1 Mejores prácticas	61
5.2 Consideraciones estratégicas del modelo con respecto a atributos claves	62
5.3 ¿Qué hacer cuando hay datos insuficientes?, información y experiencia	69
6. COMENTARIOS FINALES	71
7. REFERENCIAS	73
APÉNDICE: Aspectos técnicos de las especificaciones del modelo	79

ANTECEDENTES

1. La pesca ha sido desde la antigüedad una fuente importante de alimentos para la humanidad, y de empleo y de beneficios económicos para quienes se dedican a esta actividad. Sin embargo, con el aumento de los conocimientos y la evolución dinámica de la pesca, se constató que, aunque eran renovables, los recursos acuáticos no eran infinitos y era necesario explotarlos de manera apropiada para poder mantener su contribución al bienestar nutricional, económico y social de una población mundial en constante crecimiento.
2. La adopción en 1982 de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar proporcionó un nuevo marco para la mejor ordenación de los recursos marinos. El nuevo régimen jurídico de los océanos confirió a los Estados derechos y responsabilidades para la ordenación y utilización de los recursos pesqueros dentro de sus zonas de jurisdicción nacional, que comprenden alrededor del 90 por ciento de la pesca marina mundial.
3. En los últimos años, la pesca mundial se ha convertido en un sector de la industria alimentaria con un desarrollo dinámico y muchos Estados han procurado aprovechar las nuevas oportunidades invirtiendo en modernas flotas pesqueras e instalaciones de procesamiento, en respuesta a la creciente demanda internacional de pescado y productos pesqueros. Sin embargo, quedó en evidencia que muchos recursos pesqueros no podían soportar un aumento a menudo incontrolado de la explotación.
4. Se comenzaron a observar claros signos de sobreexplotación de importantes poblaciones de peces, modificaciones de los ecosistemas, pérdidas económicas considerables y conflictos internacionales relacionados con la ordenación y el comercio pesqueros, que representaban una amenaza para la sustentabilidad a largo plazo de la pesca y su contribución al suministro de alimentos. Por consiguiente, el Comité de Pesca de la FAO (COFI), en su 19º período de sesiones celebrado en marzo de 1991, recomendó que se adoptaran con urgencia nuevos enfoques para la ordenación de la pesca que comprendieran la conservación y los aspectos ecológicos, así como los sociales y económicos. Se pidió a la FAO que desarrollara el concepto de pesca responsable y elaborara un Código de conducta para fomentar su aplicación.

5. Posteriormente, el Gobierno de México, en colaboración con la FAO, organizó en mayo de 1992 una Conferencia Internacional sobre la Pesca Responsable en Cancún. La Declaración de Cancún, aprobada en dicha Conferencia, se presentó en la Cumbre de Río de la CNUMAD, Brasil, en julio de 1992, en la que se respaldó la preparación de un Código de Conducta para la Pesca Responsable. En la Consulta técnica de la FAO sobre la pesca en alta mar, celebrada en septiembre de 1992, se recomendó asimismo la elaboración de un Código que se ocupara de las cuestiones relativas a la pesca en alta mar.
6. En su 102º período de sesiones, celebrado en noviembre de 1992, el Consejo de la FAO examinó la elaboración del Código, recomendando que se concediera prioridad a las cuestiones relativas a alta mar, y pidió que se presentaran propuestas para el Código al período de sesiones de 1993 del Comité de Pesca.
7. En su 20º período de sesiones, celebrado en marzo de 1993, el COFI examinó en general el marco propuesto y el contenido de dicho Código, incluida la preparación de directrices y aprobó un calendario para la ulterior elaboración del Código. También pidió a la FAO que preparase, «por la vía rápida» y como parte del Código, propuestas para impedir los cambios de pabellón de los buques pesqueros que afectarían a las medidas de conservación y ordenación en alta mar. En consecuencia, la Conferencia de la FAO, en su 27º período de sesiones celebrado en noviembre de 1993, aprobó el Acuerdo para promover el cumplimiento de las medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros en alta mar, que, según la Resolución 15/93 de la Conferencia de la FAO, forma parte integrante del Código.
8. El Código se formuló de manera que se interpretase y aplicase de conformidad con las normas pertinentes del derecho internacional, tal como estaban recogidas en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 1982, así como con el Acuerdo para la aplicación de las disposiciones de Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar del 10 de diciembre de 1982 en lo relativo a la Conservación y la ordenación de las poblaciones de peces cuyos territorios se encuentran dentro y fuera de las zonas económicas exclusivas y a las Poblaciones de peces altamente migratorios, de 1995, y a la vista, entre otras cosas, de la Declaración de Cancún de 1992 y la Declaración de Río sobre el Medio Ambiente y el Desarrollo de 1992, en particular el Capítulo 17 del Programa 21.

-
9. La FAO elaboró el Código en consulta y colaboración con los organismos pertinentes de las Naciones Unidas y otras organizaciones internacionales, incluyendo organizaciones no gubernamentales.
 10. El Código de Conducta consiste de cinco artículos introductorios: naturaleza y ámbito; objetivos; relación con otros instrumentos internacionales; implementación, seguimiento y actualización; y necesidades especiales de los países en desarrollo. Estos artículos introductorios van seguidos de un artículo sobre principios generales, que precede a los seis artículos temáticos sobre: ordenación pesquera, operaciones pesqueras, desarrollo de la acuicultura, integración de la pesca en la ordenación de la zona costera, prácticas postcaptura y comercio, e investigación pesquera. Como ya se ha señalado, el Acuerdo para promover el cumplimiento de las medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros en alta mar forma parte integrante del Código.
 11. El Código tiene carácter voluntario. Sin embargo, ciertas partes de él están basadas en las normas vigentes del derecho internacional, tal como aparecen en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar del 10 de diciembre de 1982. El Código también contiene disposiciones a las que se puede conferir o haber conferido ya carácter vinculante mediante otros instrumentos jurídicos obligatorios entre las Partes, tal como el Acuerdo para promover el cumplimiento de las medidas internacionales de conservación y ordenación por los buques pesqueros en alta mar, de 1993.
 12. En su 28º período de sesiones, la Conferencia aprobó el Código de Conducta para la Pesca Responsable, mediante la Resolución 4/95 el 31 de octubre de 1995. En la misma Resolución se pidió a la FAO, entre otras cosas, que elaborara directrices técnicas apropiadas que facilitarían la implementación del Código, en colaboración con los Miembros y otras organizaciones pertinentes interesadas.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 EL ENFOQUE DE ECOSISTEMAS EN LA PESCA

Las pesquerías individuales normalmente se centran en una a varias especies dependiendo de los métodos de pesca y de la comunidad ecológica que se explota. Por consiguiente, hasta hacia fines del siglo pasado, la ordenación pesquera tendió a centrarse sólo en la regulación de las actividades de pesca para lograr la utilización sostenible de aquellas especies objetivo. Sin embargo, la pesca generalmente afecta otros componentes del ecosistema en el cual se realiza. Por ejemplo, a menudo hay captura incidental de especies no objetivo, daño físico a los hábitat, efectos sobre las cadenas alimentarias y otros; en los últimos años ha habido una toma de conciencia cada vez mayor de (FAO 2003):

- la importancia de las interacciones entre los recursos pesqueros, y entre los recursos pesqueros y los ecosistemas en los cuales existen;
- la amplia gama de bienes y servicios proporcionados por los recursos pesqueros y los ecosistemas marinos, y la necesidad de sostenerlos;
- el mal desempeño de la ordenación pesquera en muchos casos y que ha llevado al lamentable estado de muchas pesquerías del mundo; y
- el mayor conocimiento del valor funcional de los ecosistemas para los seres humanos y una mayor conciencia de las muchas incertidumbres relacionadas con el funcionamiento y dinámicas de los ecosistemas.

Esta toma de conciencia ha llevado al reconocimiento de la necesidad que la ordenación pesquera considere el impacto más amplio de las pesquerías sobre el ecosistema en su totalidad y también el impacto del ecosistema, y otros usuarios del ecosistema, sobre las pesquerías. El objetivo general debe ser el uso sostenible del sistema completo, no sólo de las especies objetivo. El logro de este objetivo requiere la implementación de un Enfoque de ecosistemas en la pesca (EEP) el cual puede definirse como (FAO 2003):

«...un enfoque de ecosistemas en la pesca (EEP) intenta balancear los diversos objetivos sociales, tomando en consideración el conocimiento y las incertidumbres de los componentes bióticos, abióticos y humanos del ecosistema y sus interacciones y aplicando un enfoque integrado a las pesquerías dentro de límites ecológicamente significativos.»

Colectivamente, las naciones del mundo, a través del Plan de Aplicación de las Decisiones de la Cumbre Mundial sobre el Desarrollo Sostenible

(Johannesburgo, 2002) se han comprometido a «promover la aplicación, para el año 2010, del enfoque basado en los ecosistemas, teniendo en cuenta la Declaración de Reykjavik sobre la Pesca responsable en el ecosistema marino y la decisión V/6 de la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la diversidad biológica».

1.2 ¿DÓNDE CABEN LOS MODELOS DE ECOSISTEMAS EN LAS RECOMENDACIONES DE ORDENACIÓN Y CUÁLES SON SUS VENTAJAS?

Los métodos monoespecíficos de evaluación de poblaciones fueron desarrollados como una herramienta para predecir cómo respondería en el tiempo una población de peces a una o más medidas de ordenación (por ejemplo, una CTP anual, cambio del tamaño de malla) y qué efecto tendría ello sobre el estado de la población y el rendimiento a la pesquería. Los modelos de evaluación de poblaciones pueden constituirse en insumos para el proceso de ordenación, durante la fase de calibración de su desarrollo y deberían contribuir al proceso de fijación de objetivos y a la formulación de «normas» o medidas de ordenación adecuadas. Los métodos de evaluación monoespecíficos siguen siendo una herramienta importante para la implementación del EEP pero, con la necesidad de «balancear los diversos objetivos sociales» y tomar en cuenta las interacciones en el ecosistema. Los responsables de la ordenación pesquera y los encargados de la formulación de políticas ahora también necesitan la información científica que les permita considerar los impactos de la pesquería sobre otros componentes del ecosistema y tomar en consideración otros cambios del ecosistema (sean de origen natural o antropogénico) además de aquellos causados por la pesca y que pueden estar impactando a la pesquería. Los modelos de ecosistemas, es decir, modelos que representan una amplia gama de procesos tecnológicos y ecológicos que afectan a las especies en el ecosistema (incluyendo modelos multiespecíficos y de ecosistemas completos), son instrumentos potencialmente importantes para proporcionar esta información científica más amplia.

La necesidad de considerar a los múltiples usuarios del ecosistema significa que se debe tener presente una amplia gama de objetivos (frecuentemente ignorados en el pasado) al seleccionar las medidas y estrategias óptimas de ordenación pesquera. Esto destaca inevitablemente un número, a veces un gran número, de conflictos entre los diferentes grupos de interesados y que necesitan ser reconciliados y resueltos

para que la ordenación pesquera sea exitosa y se alcancen los objetivos sociales (Cuadro 1). Tales conflictos han existido siempre, pero en el pasado en gran parte no fueron tratados directamente por la ordenación pesquera o en la gestión de otros sectores relevantes. Los modelos de ecosistemas específicamente diseñados, que incorporan las variables y procesos relevantes (que pueden incluir factores biológicos, ecológicos, sociales y económicos), pueden usarse para simular las consecuencias y las soluciones de compromiso de acciones alternativas de ordenación y las compensaciones para los diferentes objetivos o partes interesadas en conflicto. De esta manera, los modelos pueden proporcionar información valiosa a los responsables de la ordenación en la búsqueda de medidas de ordenación y enfoques óptimos.

1.3 EJEMPLOS DE USOS PARA RECOMENDACIONES DE ORDENACIÓN

Los modelos de ecosistemas se pueden usar para una variedad de propósitos los cuales se pueden clasificar, de una manera amplia, como: mejorar la comprensión conceptual de un sistema; proporcionar información y recomendaciones para contribuir a la planificación estratégica y a la toma de decisiones; y proporcionar información y recomendaciones para facilitar la planificación táctica y la toma de decisiones. En realidad, no existe una distinción clara entre cada una de estas tres categorías y ellas pueden ser vistas como un continuo que va, desde la comprensión conceptual en un extremo, al apoyo táctico en el otro. Sin embargo, para los propósitos de este informe, las tres amplias áreas dentro de este continuo se definen en términos generales como sigue.

- **Comprensión conceptual:** un entendimiento amplio de la estructura, funcionamiento e interacciones del ecosistema, o subsistema, bajo consideración. Esta comprensión puede no ser usada de manera explícita en la toma de decisiones o en las recomendaciones científicas, sino que forma el contexto subyacente para la planificación de la ordenación y la toma de decisiones detalladas. Un ejemplo de tal tipo de aplicación es el enfoque experimental adoptado para distinguir entre diferentes hipótesis explicativas de las tendencias multiespecíficas en la plataforma continental del noroeste de Australia (Sainsbury, 1991; Sainsbury *et al.*, 1997). Otro ejemplo es la hipótesis referida al excedente de krill, propuesta por Laws (1977), para dar una explicación cualitativa a los aumentos de rorqual enano y focas

cangrejeras en la Antártica, argumentando la liberación competitiva en respuesta a un aumento de krill luego del severo agotamiento de las ballenas azul, de aleta y otras grandes ballenas de barbas, debido a la sobreexplotación.

CUADRO 1

Objetivos múltiples hipotéticos para una pesquería y consistencia y conflictos potenciales entre ellos. «+» indica que las medidas de ordenación dirigidas a alcanzar el objetivo en esa fila probablemente también favorecerán el logro del objetivo que se muestra en la columna, mientras que «-» indica que tales medidas de ordenación probablemente entorpecerán el logro del objetivo que se muestra en la columna

Objetivo	1	2	3	4
Reducir el esfuerzo para asegurar que F no exceda el F_{objetivo} (que debería estar por debajo de F_{RMS})	0	+	-	+
				(porque la CPUE debería aumentar)
Reducir los impactos de la pesca sobre las especies en estado especial de conservación (por ejemplo tortugas, tiburones)		0	-	-
Mantener las oportunidades de empleo en la pesquería			0	-
Maximizar la eficiencia económica de la pesca para asegurar el acceso competitivo a los mercados				0

- Las decisiones estratégicas están vinculadas con objetivos políticos y generalmente son de largo alcance, con bases amplias e intrínsecamente adaptables. Un ejemplo de una decisión estratégica, basada en consideraciones ecosistémicas y recomendaciones derivadas de modelos, se puede encontrar en el proceso de evaluación y establecimiento de cuotas del colín de Alaska en el Golfo de Alaska en 2005 y 2006. En este caso, una caída de la productividad en el largo plazo estuvo ligada a un aumento de un depredador (el halibut del Pacífico) el cual puede haber aumentado la mortalidad natural de la presa. Ello llevó al desarrollo de una decisión estratégica para elaborar el análisis (todavía en curso) de estrategias de ordenación para explorar los resultados de condicionar el valor de M usado en las evaluaciones de población y, por lo tanto, las futuras cuotas y puntos de referencia, sobre los niveles de biomasa del halibut del Pacífico.

- Una decisión táctica está típicamente orientada al corto plazo (por ejemplo, próximos 3–5 años), vinculada a un objetivo operacional y en la forma de un conjunto rígido de instrucciones. Un ejemplo, que involucra una interacción técnica (en contraste con una interacción ecológica), lo provee la pesquería pelágica de sardina y anchoveta en Sudáfrica. Allí, el procedimiento de ordenación adoptado, para proporcionar recomendaciones sobre la captura total permisible (CTP) para la pesca dirigida a la sardina adulta, toma en consideración de manera cuantitativa la inevitable captura incidental de sardinas juveniles obtenidas en la pesquería de anchoveta, de tal manera que las grandes capturas dirigidas a la sardina hacen necesaria menores capturas de anchoveta y viceversa (De Oliveira y Butterworth, 2004).

A veces las recomendaciones de ordenación estarán basadas en el uso de una combinación de las categorías de modelos indicadas anteriormente. La pesquería del colín de Alaska en el mar de Bering proporciona un ejemplo de tal uso combinado de modelos. En 2006, el colín de Alaska del mar de Bering había experimentado cinco años de bajo reclutamiento. Los índices del ecosistema y el ajuste de modelos de ecosistemas mostraban que la producción de plancton había estado en unos mínimos sin precedentes durante ese tiempo y que las potenciales especies depredadoras habían aumentado. Basado en parte en estos resultados de modelación (tomados de manera cualitativa), el North Pacific Fishery Management Council tomó la decisión táctica ad hoc de reducir las cuotas en aproximadamente siete por ciento por debajo del máximo permitido de acuerdo con los resultados del modelo monoespecífico de evaluación, para adoptar un enfoque precautorio respecto a la población reproductora durante ese período de incertidumbre climática y/o de la trama trófica (Dorn *et al.*, 2005; Boldt, 2006; Minutas SSC del North Pacific Fisheries Management Council, diciembre 2006).

1.4 EL ALCANCE DE LOS MODELOS DE ECOSISTEMAS

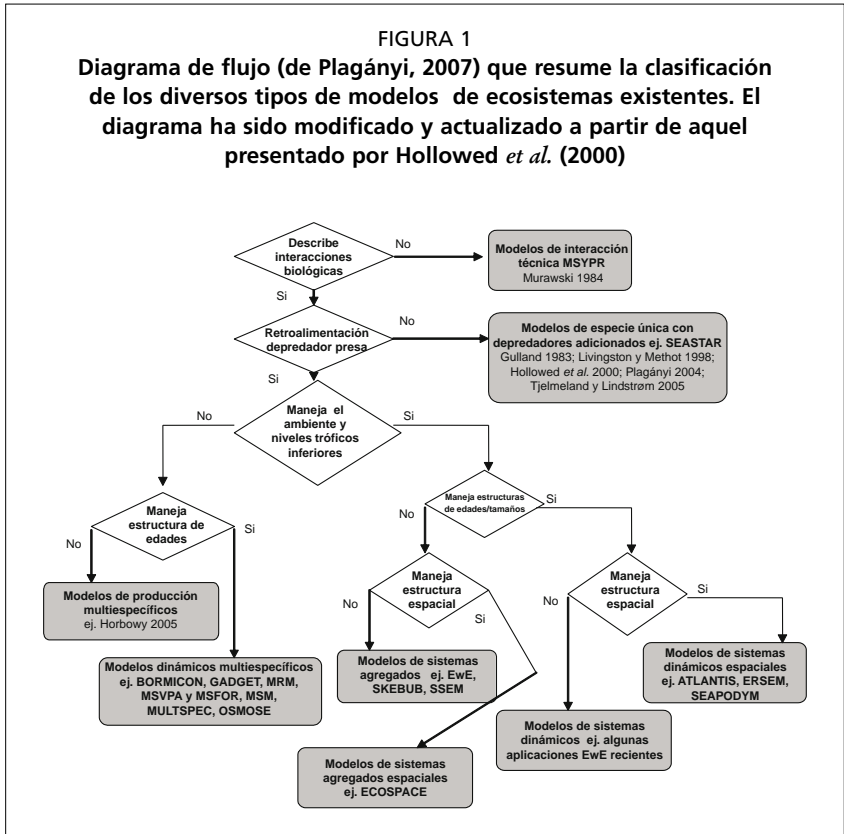
Existen muchos tipos diferentes de modelos de ecosistemas y ellos varían enormemente en términos de su complejidad. Los modelos más simples pueden considerar, por ejemplo, cómo explotar apropiadamente una especie objetivo y simultáneamente tomar en consideración las necesidades de un depredador dependiente de la misma especie objetivo como presa. Los modelos más complejos pueden intentar, por ejemplo, tomar en

consideración los efectos directos e indirectos de la depredación y la competencia u otros impactos no tróficos, sobre una población objetivo, los impactos directos de la pesca sobre las especies objetivo, así como los impactos directos e indirectos de la pesca sobre el resto del ecosistema. En general, los modelos cada vez más complejos intenta aumentar el realismo ecológico del modelo, pero ello también tiene un costo en la medida que también puede llevar a mayor incertidumbre científica debido al conocimiento imperfecto tanto de las relaciones funcionales como de los parámetros que están incorporados en el modelo.

La gama de diferentes tipos de modelos de ecosistemas actualmente disponibles se puede clasificar como se muestra en la Figura 1. Todos estos tipos de modelos son considerados como «modelos ecosistémicos» para los propósitos de esta publicación.

Los modelos de ecosistemas pueden jugar un papel importante en la Evaluación de estrategias de ordenación (EEO) o en el enfoque análogo denominado Procedimiento de ordenación (PO) (por ejemplo Butterworth *et al.*, 1997; Smith *et al.*, 1999; Rademeyer, Plagányi y Butterworth, 2007). Los marcos de referencia de la EEO o del PO se usan para identificar y modelar las incertidumbres y para balancear las representaciones de diferentes dinámicas del recurso. Como tales, ellos proveen ejemplos claves de métodos formales para tratar los problemas de incertidumbre. El enfoque involucra una evaluación de las consecuencias de combinaciones alternativas de monitoreo de los datos, procedimientos analíticos y reglas de decisión, para proporcionar recomendaciones sobre medidas de ordenación que sean razonablemente robustas ante las incertidumbres inherentes a todos los insumos y suposiciones usadas. El marco proporcionado por la EEO típicamente implica tanto las reglas de explotación o normas de captura como los «modelos operativos» (denominados también «modelos de prueba»). Los modelos operativos (MO) simulan escenarios alternativos plausibles de la «verdadera» dinámica del recurso y generan «datos» que son usados luego por los módulos del PO. Tales modelos pueden perseguir un alto grado de realismo y por lo tanto ser muy complejos. Así, modelos tales como Ecopath con Ecosim (EwE) y ATLANTIS pueden ser usados como MO. Los modelos operativos entregan las bases para las pruebas de simulación orientadas a establecer cuán bien logran satisfacer los objetivos perseguidos por la autoridad de ordenación las diferentes alternativas de normas de captura examinadas.

FIGURA 1
Diagrama de flujo (de Plagányi, 2007) que resume la clasificación de los diversos tipos de modelos de ecosistemas existentes. El diagrama ha sido modificado y actualizado a partir de aquel presentado por Hollowed *et al.* (2000)



Los modelos de ecosistemas también son importantes para poner a prueba potenciales indicadores e identificar puntos de referencia. Un modelo ecosistémico usado para poner a prueba una medida o estrategia de ordenación debería permitir la simulación de los indicadores que podrían usarse en la ordenación y su aplicación en etapa de ensayo. El papel y aplicación de los indicadores del ecosistema no se discute en estas Directrices y se recomienda al lector consultar el ICES Journal of Marine Science vol. 62, 2005 para una revisión reciente de este tópico.

1.5 ROBUSTEZ Y EL ENFOQUE PRECAUTORIO: ¿CÓMO ABORDAR LA INCERTIDUMBRE EN LA ORDENACIÓN?

La complejidad de los ecosistemas en los cuales operan las pesquerías significa que la ciencia posiblemente no puede aspirar a entregar toda la información requerida. Se necesitará investigación adecuada para reducir algunas de las incertidumbres críticas y en el futuro también debería mejorar la comprensión, pero mientras tanto las decisiones de ordenación deben tomarse con base en la mejor información disponible en el momento. Es esencial que estas decisiones de ordenación y las acciones resultantes sean robustas ante las incertidumbres. Dentro de este contexto, la aplicación apropiada del enfoque precautorio es muy importante en la implementación del enfoque de ecosistemas en la pesca y en el uso de modelos ecosistémicos para contribuir a la ordenación. El enfoque precautorio estipula que «cuando haya peligro de daño grave o irreversible, la falta de certeza científica absoluta no deberá utilizarse como razón para postergar la adopción de medidas eficaces en costos para impedir la degradación ambiental» (FAO, 1996). En la práctica, ello exige que los científicos y administradores deban evaluar, de una manera sistemática, si algunas incertidumbres claves en sus conocimientos podrían conducir a una acción de ordenación que no produzca los resultados que se esperaban de ella. Si existe un riesgo inaceptablemente alto de que algo salga mal, debido a que alguna suposición que se usó para adoptar la decisión respecto a la acción de ordenación resultó ser incorrecta posteriormente, entonces mejor se debería emplear una acción de ordenación diferente, ya sea más conservadora o de alguna manera más robusta ante la incertidumbre. Los modelos de ecosistemas pueden usarse para poner a prueba la robustez de las acciones de ordenación ante tales incertidumbres, ya sea a través de la prueba formal en la forma de un proceso de EEO o, si ello no es posible, a través del uso del modelo para una evaluación minuciosa y rigurosa de la acción de ordenación y los potenciales problemas que se podrían encontrar.

2. MODELACIÓN

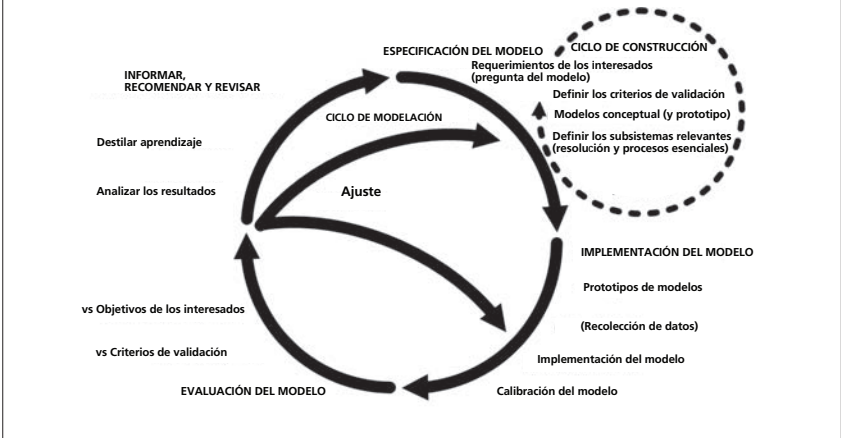
2.1 EL ENFOQUE DE MODELACIÓN

Al hacer la transición desde los modelos centrados en una sola especie a los modelos multiespecíficos o de ecosistemas completos, se debería seguir los pasos básicos de las mejores prácticas de elaboración de modelos (especificación, implementación, evaluación, informe y revisión – ver la Figura 2). Con la expansión del alcance del modelo y las preguntas que deben atacarse, se necesita un foco más amplio a través del procedimiento completo (desarrollo y uso del modelo), donde los modelos conceptuales y de prototipo adquieren un papel mucho mayor. Podría parecer como una transición natural el suponer que las mejores prácticas aplicables a los modelos de ecosistemas son las mismas empleadas para los modelos centrados en una sola especie pero extendidas al sistema completo; sin embargo ello no es realmente así. Si bien los principios centrales siguen siendo los mismos, una simple expansión de esa forma no es realmente factible, pues colmaría los recursos existentes y se corre el riesgo de omitir las consideraciones adicionales que se presentan sólo en los niveles de ecosistema y multiespecies. Un aspecto de las mejores prácticas que es común a las dos aplicaciones es que los procesos tales como la EEO (ver la Sección 1.4) son de gran valor en ambas situaciones. El uso de tales métodos por definición no exige modelos totalmente cuantitativos de gran complejidad; es el enfoque y el proceso mental implicados, más bien que el modelo, los que son la clave. Aquí se presenta una discusión breve del proceso de modelación, pero en el Apéndice se entrega una discusión más técnica y detallada.

Los componentes claves de este ciclo de modelación se discuten brevemente a continuación y se amplían con gran detalle en los Capítulos 4 y 5. Sin embargo, la consideración principal es mantener siempre presente la razón por la cual se realiza la modelación (la pregunta que se desea responder). Otro concepto clave es que **no existe sólo un modelo correcto**; mejor dicho, existirá una gama de modelos que pueden abordar la pregunta y que se superponen en la resolución o la forma y que se complementan mutuamente. Existe una tensión entre predicción y entendimiento, pero la experiencia ha demostrado que dada la incertidumbre asociada con las preguntas a nivel de ecosistemas, el mejor resultado se obtiene considerando combinaciones de modelos (designados conjuntos) que pueden ser de muy

FIGURA 2

Diagrama de los pasos usados en la modelación (modificado de la Figura 1 en Dambacher *et al.*, 2007). Este ciclo se puede emplear para cualquier tipo de modelo en cualquier función (comprensión, estratégica o táctica), pero en el contexto de los modelos estratégicos el ciclo de construcción puede producir un modelo para la comprensión; el ciclo principal tiene que ver con el modelo estratégico y el resultado final del proceso de revisión pueden ser recomendaciones en la forma de un modelo táctico



diferentes formas. Existe un continuo de tipos de modelos, desde los cualitativos a las simples funciones empíricas pasando por los modelos completamente detallados que representan procesos específicos. Estos diferentes modelos pueden acoplarse para capturar diferentes partes de un sistema más grande y cumplen un papel más profundo, a través del cual se complementan mutuamente, para resolver diferentes aspectos de la realidad. Dichos modelos se pueden emplear como etapas separadas de una implementación estratégica más grande, pero también pueden tomarse de manera pragmática y usarse para lograr percepciones útiles bajo limitaciones prácticas, tales como el tiempo y el dinero disponibles. En muchos casos la comprensión conceptual representa un avance importante y en esas situaciones los métodos cualitativos, estadísticos y cuantitativos simples pueden producir resultados muy útiles. Estos métodos también pueden ser valiosos para dilucidar algunas preguntas estratégicas y tácticas relacionadas con la modelación. Sin embargo, las preguntas estratégicas y tácticas pueden requerir enfoques más cuantitativos.

2.1.1 Calibración del modelo

El primer (y más crítico) paso en el desarrollo de un modelo es la especificación. Esto no sólo se refiere a la pregunta específica que se desea responder y a los criterios de validación que se debieran usar para comprobar si el modelo se está desempeñando bien, sino que también cubre todos los otros pasos del ciclo de construcción del modelo (lo cual puede ser un proceso iterativo). Este proceso incluye específicamente el desarrollo de modelos conceptuales los cuales, a su vez, ayudan a identificar los subsistemas relevantes, las resoluciones adecuadas y los procesos esenciales para su incorporación en el modelo final. Sin este paso existe el peligro de desarrollar un modelo incapaz de lograr el propósito deseado. Esto es también un medio muy útil para asegurar que se evite el detalle excesivo. Ello es una consideración muy importante en sí misma, dado que a menudo se necesitan cálculos considerables, existen cuestiones relativas a la incertidumbre y el desempeño asociados con la inclusión de detalles más allá de aquellos absolutamente requeridos para tratar el asunto específico en cuestión. Los modelos de ecosistemas no necesitan ser enormes y que abarquen todo; de hecho tales grandes modelos deberían ser la excepción más que la regla. Los modelos son suficientemente detallados si capturan los procesos críticos, los promotores («drivers») y la resolución de los componentes bajo escrutinio.

Los modelos conceptuales capturan la comprensión de la estructura del sistema, las interacciones y los promotores «drivers» y son básicamente modelos descriptivos (a menudo bloques y flechas) de «cómo trabaja el sistema». El desarrollo de modelos conceptuales debería realizarse en consulta con las partes interesadas de tal manera que sus conocimientos sean capturados adecuadamente. Se puede proponer información o hipótesis adicionales, pero ellas deberían ser presentadas a los interesados para sus comentarios en un proceso iterativo de manera de lograr un entendimiento cabal. La forma completa del modelo resultante no necesita entonces ser desarrollada como prototipo o modelos finales, sino que debería usarse para definir subsistemas relevantes. Dicho desarrollo de modelos conceptuales y definición de subsistemas relevantes alude directamente a otros dos aspectos claves de la etapa de construcción: que es una manera muy efectiva de aumentar la participación y entendimiento de las partes interesadas; y que es cuando se articulan los criterios de evaluación (por los cuales se juzgará el desempeño del modelo). En este punto, se debería reconocer qué datos están disponibles para la validación del modelo, los

cuales en combinación con los modelos conceptuales y la definición de subsistemas relevantes guiarán el alcance potencial del modelo e indicarán qué datos será necesario recolectar si el modelo va a usarse en una situación más allá del «mundo teórico».

La definición del subsistema relevante y, a partir de ahí, la especificación del modelo se debería lograr siguiendo un proceso claro, lógico y consistente. Para cada dimensión o atributo del modelo, debe evaluarse la complejidad o el detalle adicional que se haya sugerido en términos de qué contribuciones hacen al modelo y al análisis total. Esto no sólo dicta qué componentes deberían incluirse en el modelo, sino que puede indicar también qué tipo de modelo se debería utilizar (por ejemplo modelos de sistema agregados *vs.* modelos de sistemas dinámicos espaciales – ver la Figura 1) y los datos requeridos. Existe una lista potencialmente larga de atributos a considerar cuando se decide sobre la especificación de un modelo (ver la Sección 4.2 para detalles y orientación), la cual puede extenderse aún más según sea la pregunta específica que ha inspirado el modelo y los detalles destacados en los modelos conceptuales. No obstante, lo que sigue captura los pasos generales necesarios para definir un modelo multiespecífico o ecosistémico típico (en el Apéndice se puede encontrar más detalles sobre cada paso):

- i. Definir la pregunta que se desea responder.
- ii. Enumerar las características potencialmente importantes y usar modelos conceptuales y los siguientes pasos para llegar a los componentes necesarios para su inclusión en el modelo final.
- iii. Escalas (y distribución) de cada proceso y componente (ver la Sección 4.2):
 - Escala espacial
 - Resolución temporal
 - Resolución taxonómica
 - Resolución del proceso
 - Forzamiento
- iv. Resolución del modelo pesquero.

2.1.2 Validación del modelo y evaluación de su desempeño

La validación del modelo es el proceso por el cual se comprueba la utilidad del modelo para tratar el problema planteado y proporcionar información exacta sobre el sistema modelado. La validación del modelo es diferente a la verificación del modelo, la cual se refiere a la comprobación

de que el modelo está correctamente programado. Tradicionalmente, la estimación de parámetros de modelos de ecosistemas no se ha basado en métodos estadísticos estándar, ni tampoco se han sometido dichos modelos a validación. Actualmente, la mejor práctica es utilizar un enfoque estructurado tanto para la estimación de parámetros como para la validación del modelo. Sin embargo, la estimación de parámetros y la validación del modelo pueden ser extremadamente difíciles para modelos de ecosistemas, que generalmente tienen un gran número de parámetros que deben ser estimados y muchos submodelos que se deben validar. Dado esto, existirá una incertidumbre substancial asociada con los resultados del modelo, por lo cual se debe dar especial consideración tanto a la cuantificación de la incertidumbre asociada con los parámetros así como a la incertidumbre relacionada con la estructura del modelo. Durante la construcción del modelo, se debería identificar cómo se logrará la estimación de los parámetros y la validación del modelo, así como la cuantificación de la incertidumbre.

Idealmente, la validación debería basarse en el uso del modelo para predecir datos que no fueron incluidos al momento de diseñar el modelo y estimar sus parámetros (por ejemplo, validación cruzada). Sin embargo, en la práctica ello es raramente posible debido a que generalmente hay mucho menos datos que lo deseable, de manera que todos los datos existentes se emplean para la estimación de los parámetros. En su lugar, las predicciones del modelo se deberían comparar con los datos usados durante la estimación de los parámetros y considerar un diagnóstico empleando regresión estándar (por ejemplo, se debería comprobar los residuales para ver si existen patrones sistemáticos). Si bien podría ser más simple validar cada submodelo de un modelo ecosistémico comparando, a su vez, sus predicciones con los datos, ello es inadecuado debido a que las estimaciones de los parámetros de los submodelos que no son independientes pueden ser inconsistentes si estos submodelos son ajustados a los mismos datos. En muchos casos existe información cualitativa sobre el sistema que se está modelando y ella se puede utilizar durante la validación del modelo.

2.2 DESAFÍOS TÉCNICOS

Puede haber una considerable necesidad de computación para algunos de los modelos ecosistémicos moderados y para los más complejos. En particular, éste es el caso cuando se requiere una alta resolución espacial, temporal o taxonómica. Si bien eso no debería ser la única razón para evitar

el excesivo detalle en la especificación y desarrollo del modelo, ello puede requerir compromisos adicionales o el uso de representaciones alternativas (por ejemplo modelos estadísticos de escala fina para las interacciones espaciales de una flota y un recurso agrupado irregularmente, dentro de una celda espacial más grande).

Todos los modelos de ecosistemas que están en uso en pesquerías funcionan en las computadoras personales comunes, aunque los modelos más grandes requieren procesadores de más alta velocidad y mayor capacidad de memoria. Si el ajuste de un modelo espacial o la aleatoriedad son una parte importante del análisis, entonces es altamente deseable ejecutar el modelo en un grupo de computadoras para reducir el tiempo de computación. La especificidad del sistema operativo antes era una barrera importante para el uso de ciertos modelos ecosistémicos existentes, pero ahora muchos están disponibles al menos para Windows y Linux y la existencia de emuladores eficientes significa que incluso aquellos modelos que no son para plataformas comunes, pueden correr aún en máquinas con uno u otro sistema operativo.

2.3 ¿MODELOS ENVASADOS O PRODUCTOS FRESCOS?

Ha sido tradicional en las ciencias pesqueras que los modeladores diseñen, programen e implementen sus propios modelos. Ello es, como regla, una buena práctica y el proceso de construcción del modelo es en efecto tanto valioso como informativo. Sin embargo, hay casos, relacionados especialmente con el acceso a los datos, la elaboración de informes y los gastos generales de infraestructura, que hacen deseable la utilización de un enfoque y un paquete de programas existentes. La creciente flexibilidad de muchos de los modelos existentes significa que ellos se han convertido en un marco de referencia para la creación y el uso de modelos más bien que en modelos monolíticos. Esto significa que el usuario se puede beneficiar del manejo del gasto general del paquete a la vez que simultáneamente está libre de quedar entrampado en suposiciones rígidas. El diseño, aplicación y uso cuidadosos elevan la vara para el modelado y las capacidades de los programas de modelación, a la vez que hacen la modelación de ecosistemas más accesible a una gama más amplia de científicos. En la era actual, donde se está introduciendo y desarrollando el EEP, esto es ciertamente un factor de facilitación.

Dicho esto, se debe tener cuidado al usar los paquetes preexistentes. Con ellos se hace necesario examinar cuidadosamente las suposiciones

y los requisitos, e investigar de qué manera las diferentes alternativas de parametrización e implementación impactan los resultados del modelo. Nunca hay sólo una formulación del modelo que es la «correcta»; se debe examinar también las alternativas. Más importante aún, los modelos no deberían usarse como meras formulaciones de caja negra. Los modelos de ecosistemas son herramientas y como tales son valiosos sólo si se utilizan tras mucha reflexión y pensamiento.

3. CUESTIONES A ABORDAR EN LA MODELACIÓN DE ECOSISTEMAS

Los modelos de ecosistemas se pueden emplear para ayudar a abordar varios asuntos ecológicos referentes al EEP. Se reconoce la necesidad de una gama de diferentes construcciones de modelos para abordar la variedad completa de temas, no existiendo un modelo único capaz de abordar todos los aspectos a la vez. A continuación se entrega un resumen de los temas, agrupados en tres categorías, que podrían ser abordados por los modelos de ecosistemas.

3.1 ASUNTOS REFERENTES A LA ORDENACIÓN DE LAS ESPECIES OBJETIVO Y RELACIONADAS

- El impacto de una especie objetivo sobre otra especie en el ecosistema. Por ejemplo, la extracción de la especie objetivo ¿afecta negativamente a otras especies que dependen de ella como presa?
- Las consideraciones ecosistémicas que deben tenerse presentes para restablecer las poblaciones agotadas.
- ¿Es la evaluación del estado y productividad de una especie objetivo, basada en una sola especie, sesgada o incorrecta debido a la no consideración de las interacciones multiespecíficas?
- ¿Existen especies relativamente inexploradas de las cuales algo se conoce y que podrían explotarse sin causar un efecto perjudicial sobre otros componentes del ecosistema?
- Los impactos de las capturas incidentales retenidas.
- El efecto sobre los depredadores tope debido a la extracción de los depredadores mismos así como de sus presas.
- El grado de la competencia entre la pesquería y las especies en estado de conservación tales como los mamíferos marinos, tortugas, aves marinas y tiburones. Esto incluye la consideración tanto de la «competencia directa», la cual involucra la reducción (por consumo o utilización) de un recurso limitado pero sin interacciones directas entre las especies que compiten, así como de la «competencia indirecta» en la cual los competidores pueden centrarse en diferentes recursos, pero que están ligados debido a un efecto de la trama trófica.

3.2 PROBLEMAS REFERENTES A LAS ESPECIES

- Los impactos de la pesca sobre la biodiversidad.
- Los impactos del inicio de la pesca sobre una especie previamente inexplorada de la cual se sabe poco.
- Los efectos de la introducción de especies exóticas.
- Los impactos de las capturas incidentales no retenidas.

3.3 IMPACTOS AMBIENTALES Y NO INTENCIONALES SOBRE LOS ECOSISTEMAS

- Los efectos de factores físicos y/o ambientales sobre los recursos de los cuales depende la pesquería.
- Las consecuencias de los cambios de estado del ecosistema, por ejemplo, consideraciones referentes al cambio de régimen y si la pesca sobre poblaciones particulares puede llevar al ecosistema a un estado menos productivo o deseable.
- La importancia de otros efectos antropogénicos además de la pesca.
- Los efectos de la modificación del hábitat. Esto incluye la consideración de efectos tales como los daños de la pesca de arrastre sobre los hábitat bentónicos y por lo tanto quizás causando también un efecto negativo indirecto sobre las poblaciones de peces.

4. TIPOS Y ATRIBUTOS DE LOS MODELOS

4.1 TIPOS DE MODELOS EXISTENTES

Plagányi (2007) entrega un resumen detallado de los modelos ecosistémicos existentes. Los diferentes modelos se pueden categorizar de manera general según el cuadro presentado en la Figura 1. Los modelos que representan sólo aquel subconjunto del ecosistema importante para el asunto bajo consideración se denominan Modelos realistas mínimos (MRM), en contraste con los modelos de ecosistemas completos que intentan representar, de manera equilibrada, todos los niveles tróficos de un ecosistema.

Los modelos que se centran sólo en las interacciones interespecíficas se denominan modelos dinámicos multiespecíficos. En cambio, los modelos dinámicos de sistemas incorporan el ambiente y los niveles tróficos inferiores, aunque ello a menudo va en desmedro de representar los niveles tróficos más altos con suficiente detalle (cuando se consideran en el contexto de la ordenación pesquera). En la clasificación posterior de los modelos, es importante distinguir entre los modelos que toman en cuenta la estructura de edades y los aspectos espaciales.

Como se enfatizó en la Sección 2.1 (ver también el Apéndice), las conclusiones definitivas no se pueden extraer de una sola estructura de modelo e idealmente debería utilizarse una gama de modelos complementarios.

Existe un continuo completo desde los modelos de tipo cualitativo conceptual hasta los modelos detallados y totalmente cuantitativos con bases estadísticas. Los modelos conceptuales juegan un papel importante en la consolidación de la comprensión de un sistema así como en guiar el alcance potencial de modelos posteriores junto con sus necesidades de datos. Los modelos de ecosistemas en la actualidad se utilizan principalmente con propósitos estratégicos, para ayudar al entendimiento de un sistema, la evaluación de soluciones de compromiso y la exploración de una amplia gama de cuestiones relacionadas con la ordenación pesquera.

Si los recursos disponibles no permiten un ejercicio completo de modelación cuantitativa (o de EEO), aún puede ser posible lograr algún conocimiento utilizando un análisis más simplificado o métodos cualitativos o estadísticos.

Como se discutió en la Sección 1.4, el enfoque de la EEO (o análogamente el PO) se ha reconocido como la mejor práctica en la modelación de ecosistemas debido a su enfoque sobre la identificación y modelación de las incertidumbres, así como a través del balance de diferentes representaciones de la dinámica del recurso y las dependencias tróficas e interacciones asociadas. Se ha utilizado ya en este papel en Australia y en el desarrollo de modelos de ecosistemas para la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCAMLR).

4.2 ATRIBUTOS

A continuación se entrega un resumen de aquellos atributos de los modelos que se consideran importantes en el desarrollo de modelos para contribuir a un EEP, junto con una discusión de por qué son importantes, algunas orientaciones en cuanto a las mejores prácticas en lo que respecta al atributo y algunos ejemplos seleccionados.

4.2.1 Atributos relacionados con aspectos ecológicos

4.2.1.1 Agregación en los modelos

Resolución taxonómica

La resolución taxonómica, y la mejor manera de decidir sobre ella, son fundamentales para todas las formas de modelos multiespecíficos y de ecosistemas y se discuten en detalle en el Apéndice. Para resumir, el número de grupos debe estar dictado por la pregunta que se aborda y por los subsistemas relevantes implicados. Si el subsistema es pequeño, entonces es factible la representación explícita de todos los miembros, de lo contrario es aconsejable alguna forma de agregación. El uso de grupos funcionales (definidos, por ejemplo, en base a las conexiones depredador y presa, tamaño y tasas, papel, uso del hábitat, comportamiento, otras interacciones no tróficas, y estructura espacial) es el medio más efectivo de lograr dicha agregación. Es esencial contar con métodos claros para la definición de la membresía en el grupo, tales como análisis de conglomerados («clustering») o coloración regular (teoría de redes). Tanto la agregación excesiva como también el detalle excesivo resultarán en una degradación del desempeño y deberían evitarse. Un área en la cual a menudo se acostumbra suponer que más es mejor es en la representación de la biodiversidad. Puede ser el caso que se necesiten más grupos, pero

antes de saltar inmediatamente a esa conclusión es importante considerar cuál es la forma apropiada de representar la biodiversidad para la pregunta en cuestión (un índice estadístico o analítico asociado con las tendencias de la biomasa de los grupos puede ser un medio más efectivo y manejable de representar la diversidad). Dado que la resolución taxonómica es una fuente clave de la incertidumbre del modelo, debe ser considerada junto con la incertidumbre misma y es importante ensayar diferentes niveles de complejidad taxonómica. La alternativa de si es mejor comenzar con un número grande y luego simplificar o comenzar con unos pocos grupos y después aumentar es en parte un asunto de gusto personal. Ambas aproximaciones han sido empleadas con éxito, aunque la última es la más común.

La disponibilidad de datos también puede ser una condición importante para establecer la resolución taxonómica. La Sección 4.3 de este informe discute el tema general de la demanda de datos para la modelación de ecosistemas.

Mejores prácticas: En el desarrollo de modelos conceptuales es preferible errar hacia una resolución taxonómica finamente determinada. Una vez que el desarrollo de la modelación progresa hacia los usos estratégico o táctico del modelo, es importante considerar la agregación basada en las características compartidas de las especies y omitir las menos importantes si la trama trófica se hace muy grande e inmanejable.

Estructura de edades o tamaños o etapas

La estructura de edades, tamaños o etapas se considera un componente esencial de los modelos cuando hay cambios ontogenéticos importantes en el comportamiento de la especie de interés en el transcurso de su vida. Es particularmente importante al abordar preguntas referentes a la depredación y la pesca, debido a que estos efectos son generalmente específicos del tamaño. También es importante cuando se incluyen modelos espaciales donde diferentes partes de la población habitan diferentes áreas o diferentes partes de la columna de agua.

Se debería dar consideración especial al número de clases de edad o longitud. La experiencia ha mostrado que el uso de un número menor de grupos de edad o tamaño reducirá enormemente el tiempo de computación con una mínima pérdida de información. La mayoría de los MRM necesitarán incluir la estructura de edades, tamaños o etapas de la especie objetivo para proporcionar recomendaciones de ordenación.

Mejores prácticas: La estructura de edades, tamaños o etapas de la especie de interés debería incluirse si esta característica es de importancia para el asunto en cuestión y podría afectar las recomendaciones de ordenación.

4.2.1.2 Consideraciones espaciales

Estructura espacial (celdas espaciales explícitas)

La estructura espacial debería modelarse al grado necesario para abordar los problemas de ordenación en cuestión y los aspectos ecológicos preocupantes. Los siguientes son unos pocos ejemplos de cuando puede ser necesario incluir la estructura espacial: (i) cuando existen importantes cambios ontogenéticos de localización en el curso de la historia de vida de una especie; (ii) cuando se necesita el espacio para capturar la estructura poblacional de una especie (por ejemplo las especies sedentarias) o la dependencia de las especies en hábitat críticos; (iii) cuando las interacciones biológicas o los impactos antropogénicos están localizados espacialmente. La estructura espacial obviamente es esencial cuando el problema de ordenación involucra la evaluación de estrategias espaciales tales como la localización de un área marina protegida (AMP) o reservas reproductivas.

Un buen ejemplo de la importancia de la estructura espacial se presenta en la pesquería de krill en el Atlántico sur (Watters *et al.*, 2006). Si bien la población de krill es grande, los buques pesqueros se concentran principalmente sobre los cardúmenes de krill localizados cerca de los grupos de islas, que son también las principales áreas de alimentación de los depredadores con base en tierra.

Se debería dar especial consideración al número de celdas espaciales debido a los costos asociados con el tiempo de computación. En el Apéndice se da una discusión adicional sobre la selección de una escala espacial adecuada, junto con ejemplos de características útiles para definir las celdas espaciales. La resolución espacial puede dictar los amplios procesos representados, pero ello no significa que se pueda o deba ignorar los procesos importantes a escalas más finas. En cambio, se debería dar especial consideración a cómo son los procesos importantes a escalas más finas, y si acaso se debería emplear formulaciones analíticas o estadísticas para representar estos procesos a escala de subceldas. Por ejemplo, los modelos estadísticos se pueden usar para capturar los impactos sobre el hábitat de una flota que interactúa con un recurso fragmentario (Ellis y Pantus, 2001).

Muchos modelos necesitarán incluir algún grado de resolución espacial dependiendo de la complejidad del ambiente físico, las especies en cuestión y las preguntas que se abordan. Sin embargo, en algunos casos puede ser posible reducir el nivel de resolución espacial cuando se entregan recomendaciones de ordenación.

Mejores prácticas: La estructura espacial debería incluirse al grado necesario para abordar los problemas de ordenación en cuestión y los aspectos ecológicos preocupantes.

Dinámica estacional y temporal

La estructura estacional y temporal es considerada como un componente esencial de los modelos cuando existen grandes diferencias estacionales en los movimientos o producción de las especies. Es particularmente importante cuando se abordan preguntas referentes a la depredación y los impactos negativos de la localización temporal (y espacial) de la pesca debido a que estos efectos son a menudo específico de la estación. También es importante cuando se consideran impactos ambientales y antropogénicos temporalmente diferenciados, o la pesca de peces en desove.

Un buen ejemplo de la importancia de la estructura temporal lo proporcionan los modelos del ecosistema antártico. Debido a los enormes cambios estacionales de la productividad primaria, los cambios asociados del krill y las migraciones de muchos grandes depredadores, es esencial que estos modelos contengan un componente estacional, el cual se corresponde con la escala de la variabilidad ambiental.

Se debe dar especial consideración al número de celdas temporales, debido a los costos asociados con el tiempo de computación. En el Apéndice se da una discusión adicional sobre la selección de una escala temporal adecuada junto con diferentes maneras de manejar el tiempo.

Algunos modelos pueden necesitar incluir algún grado de resolución temporal dependiendo de la variabilidad temporal del ambiente físico, las especies en cuestión y las preguntas que se abordan. Sin embargo, en algunos casos puede ser posible reducir el nivel de resolución temporal cuando se entregan recomendaciones de ordenación para la especie de interés.

Mejores prácticas: La estructura estacional y temporal debería incluirse si esta característica es de importancia para el asunto en cuestión y podría afectar las recomendaciones de ordenación.

Condiciones flexibles de contorno

En la construcción de un modelo, es importante identificar primero el dominio espacial central y luego decidir cómo manejar los vínculos con los dominios externos. Las condiciones de contorno («boundary conditions») son una consideración importante si existen: a) importantes componentes de inmigración y emigración tales como los movimientos estacionales de especies; b) otros procesos que implican considerable importación o exportación tal como ocurre alrededor de los montes submarinos, o c) intercambios como resultado de cambios ontogenéticos en la utilización del hábitat. Los modelos deben ser suficientemente flexibles para dar cuenta adecuadamente de estas condiciones de contorno.

El consenso general es que las mejores prácticas implican basar los límites en consideraciones biológicas más que en artefactos antropogénicos tales como los límites nacionales. Ello puede introducir complicaciones adicionales si existen diferentes jurisdicciones en diferentes regiones, de tal manera que para estas regiones puede ser necesario considerar una gama de escenarios alternativos de impactos antropogénicos. Por lo tanto, si bien el establecer los límites basándose en consideraciones biológicas es esencial desde una perspectiva estratégica, las consideraciones prácticas pueden hacer necesario restringir el dominio del modelo cuando es aplicado con propósitos tácticos.

Mejores prácticas: Los límites se deberían basar en consideraciones biológicas más que en artefactos antropogénicos tales como los límites nacionales.

Poblaciones múltiples

Es posible que una pesquería pueda estar explotando más de una población de una especie particular, los modelos necesitan distinguir dichas poblaciones diferentes cuando la práctica de explotación es tal que podría impactar estas poblaciones en diversos grados. La presencia, número y distribución de diferentes poblaciones son generalmente difíciles de determinar, de modo que la posibilidad de que estén presentes múltiples poblaciones no debería descartarse a la ligera. La ordenación debería apuntar a conservar todas las poblaciones cuando está presente más de una; en especial porque el fuerte agotamiento de algunas poblaciones puede reducir la diversidad genética y hacer más susceptible a la especie como un todo ante eventos de cambio ambiental. Dada la posible presencia de múltiples poblaciones, generalmente se puede lograr una ordenación mejorada asegurando que las

capturas se separen ampliamente, de modo que en estas circunstancias se hace esencial incluir un componente espacial en la estructura del modelo, para permitir el refinamiento de las recomendaciones al respecto.

El modelo ATLANTIS-SE usado en el proyecto Australian Alternative Management Strategy (AMS) (Fulton, Smith y Smith, 2007) es un ejemplo de un modelo de ecosistema completo que incluye múltiples poblaciones de las especies objetivo (por ejemplo *Hoplostethus atlanticus*, *Genypterus blacodes* y *Seriolella brama*). Ello fue necesario para capturar su biología y ecología (con algunos de sus parámetros ecológicos que difieren entre las poblaciones) así como la gama de opciones de ordenación para el sistema, tales como evaluaciones y acciones específicas para las diversas poblaciones, ordenación espacial y CTP regionales.

Mejores prácticas: Es posible que una pesquería pueda estar explotando más de una población de una especie particular, los modelos necesitan distinguir dichas poblaciones diferentes cuando la práctica de explotación es tal que podría impactar estas poblaciones en diversos grados; ello hace necesario el empleo de modelos espacialmente estructurados.

Flotas múltiples

Los modelos deben distinguir entre diferentes flotas si, para la misma biomasa de captura, ellas generan impactos considerablemente diferentes sobre las especies objetivo y las capturas incidentales o sobre el hábitat y/o cuando tales distinciones tienen importantes ramificaciones sociales o económicas. Las razones para ello pueden estar relacionadas con las flotas que operan en diferentes áreas o en diferentes momentos, o que usan diferentes artes de pesca, lo que puede resultar en diferentes mezclas de especies y diferentes composiciones de tamaño de las mismas especies. Los ejemplos incluyen las flotas de palangreros y arrastreros, o los pescadores comerciales y artesanales, que explotan las mismas especies. El tener que tomar en consideración estas diferencias hace necesario modelos que incorporen la resolución espacial. Además, los resultados de los análisis tendrán que distinguir los desempeños de las diferentes flotas, dado que los precios y los costos por tonelada pueden diferir y los beneficios favorecen a diferentes grupos sociales.

Mejores prácticas: Los modelos necesitan distinguir entre diferentes flotas si, para la misma biomasa de captura, ellas generan impactos diferentes sobre las especies objetivo y las capturas incidentales o sobre el

hábitat y/o cuando tales distinciones tienen importantes ramificaciones sociales y económicas.

4.2.1.3 Componentes del modelo

Productividad primaria y reciclado de nutrientes

La inclusión de la productividad primaria y del ciclo de nutrientes explícito es mucho más común en los modelos estratégicos y en los modelos para comprensión que en los modelos tácticos. Específicamente, la representación de estos procesos es necesaria para abordar preguntas relacionadas ya sea con el forzamiento ascendente «bottom-up», el anillo microbiano y el papel de la anoxia, así como con los ecosistemas completos en lugar de partes restringidas de ellos (tales como las etapas adultas de la historia de vida de los niveles tróficos superiores, que es el por qué la productividad primaria y el ciclo de nutrientes explícito a menudo no son una preocupación en los modelos multiespecíficos). En ese contexto, la inclusión explícita de estos procesos provee la capacidad de explorar una gama más amplia de potenciales hipótesis relacionadas con forzamientos y estados estables alternativos (por ejemplo, dinámica del sistema bajo diferentes cargas de nutrientes). Esto es particularmente útil en los ejercicios «qué sucedería si» para la comprensión conceptual y la generación de hipótesis. Por ejemplo, la variación de la productividad primaria puede ser vista como onda que transcurre a través de la trama trófica e impacta a las especies objetivo (tales como el bacalao) y a los niveles tróficos superiores (tales como las ballenas odontocetas). La inclusión de dichos procesos puede otorgar conocimiento sobre mecanismos que en realidad pueden necesitar exploración adicional y recolección de datos.

Un ejemplo lo entrega el mar del Norte, donde en términos de la adición de las evaluaciones mono-específicas, la biomasa total de equilibrio si cesara la pesca sería mucho más alta de lo que ha sido evidente alguna vez en el pasado. Se podría lograr una idea implícita de las limitaciones de la productividad primaria colocando un tope realista a la biomasa o producción total de todas las principales especies.

Aún cuando se considera que los procesos de productividad primaria y ciclo de nutrientes (o anoxia) tienen un papel importante en dar forma a la dinámica del sistema bajo consideración, la representación explícita puede no ser necesaria. En el caso de la producción primaria,

no es necesario representar explícitamente sus mecanismos con tal que se medite cuidadosamente sobre escenarios alternativos en relación con la producción del grupo de recurso básico representado. Ello es importante, dado que la inclusión explícita de esos procesos puede significar moverse a escalas temporales y espaciales más finas (o a un manejo más delicado de esas dimensiones), con los consiguientes costos computacionales asociados. Esto también es un asunto importante cuando se trata de procesos como la anoxia; dependiendo de la pregunta, podría ser más efectivo representar el impacto del evento en lugar de los procesos detallados que producen el evento (por ejemplo, la dinámica del sistema bajo diferentes cargas de nutrientes).

Mejores prácticas: Se debe poner especial atención a la manera cómo se representa la producción en un sistema: la representación explícita de la productividad primaria y el ciclo de nutrientes puede ser necesaria sólo cuando la preocupación se centra en las fuerzas ascendentes «bottom-up» o en los niveles tróficos más bajos. En tales casos, la inclusión de estos procesos puede ser altamente informativa para algunos ejercicios de modelación estratégica.

Reclutamiento

El reclutamiento es a menudo un proceso fundamental en los modelos multiespecíficos y ecosistémicos. El grado al cual se represente explícitamente el proceso será una decisión a tomar durante la formulación del modelo. La aplicación de una relación estándar stock-reclutamiento (por ejemplo Beverton-Holt) es la aproximación tradicional y adecuada para algunas preguntas (especialmente en modelos multiespecíficos), pero a menudo estará en una forma modificada (por ejemplo, la fecundidad es dependiente de la condición de los adultos reproductores) para evitar el «conteo duplicado» de los procesos representados explícitamente en el modelo y que también están representados implícitamente en la formulación estándar de la relación. Existen enfoques usados comúnmente para la estimación estadística de los parámetros de esta clase de relaciones para muchas poblaciones evaluadas, aunque puede ser difícil distinguir el tipo de relación allí donde la variedad de la biomasa de la población reproductora que se observa es limitada. Es importante contar con series cronológicas de datos de stock y reclutamiento para evaluar dichas relaciones, y se advierte al lector que sin esos datos no es posible verificar tales relaciones. Por ejemplo, el reclutamiento se puede correlacionar

con variables ambientales, típicamente en la forma de relaciones con la temperatura. Sin embargo, se previene al lector enfáticamente contra la mala práctica de «lanzar una amplia red» para capturar tales relaciones a través de estudios poco rigurosos de correlación del reclutamiento con parámetros ambientales.

La otra representación más comúnmente usada del reclutamiento es como una propiedad emergente que se obtiene modelando explícitamente los procesos de las primeras etapas del ciclo de vida de las especies relevantes o de los grupos funcionales. Por ejemplo, el modelo NWS-InVitro (un modelo de la plataforma continental del noroeste de Australia, Gray *et al.*, 2006) tiene una opción para representar explícitamente cuatro fases del desarrollo, desde larva a pez juvenil: larvas libres flotantes, colonizadores, juveniles, y subadultos inmaduros. Este modelo es particularmente útil cuando hay cuestionamientos respecto al suministro de larvas, como es a menudo el caso en escenarios de impacto climático. Incluso sin la representación explícita de estas fases, la especificación de una relación stock-recluta predefinida puede evitarse permitiendo que el reclutamiento sea una propiedad emergente que puede surgir de la modelación de la abundancia de los reproductores, las condiciones de alimentación y los factores climáticos, combinados con procesos de las primeras etapas del ciclo de vida tales como advección larval, asentamiento, depredación y condiciones de alimentación.

También puede ser necesario modelar la variación del reclutamiento y es importante en modelos donde se requiere capturar la variación interanual observada (por ejemplo, en los modelos tácticos). En los modelos estratégicos la incorporación directa de la variabilidad del reclutamiento puede ser menos crítica, especialmente cuando ello puede resultar del impacto del forzamiento ambiental sobre el sistema, actuando en combinación con interacciones tróficas para variar el crecimiento y la mortalidad juvenil. Dado que la variación del reclutamiento afecta los riesgos en las evaluaciones estratégicas, si el reclutamiento es variable entonces se deben considerar formas alternativas de representar la variabilidad del reclutamiento cuando se evalúan la robustez e incertidumbre del modelo. Ello es también el caso cuando se considera su impacto sobre las decisiones tácticas y la variación de la captura. Un problema importante es que sin medidas del reclutamiento este componente del modelo no se puede verificar.

Mejores prácticas: El reclutamiento se puede incluir ya sea como una propiedad emergente o como una relación derivada (la cual no debería basarse en estudios poco rigurosos de correlación del reclutamiento con parámetros ambientales). La variabilidad del reclutamiento probablemente es importante para los análisis tácticos y de riesgos, pero no es un requisito estricto para muchos modelos estratégicos.

Movimiento

La incorporación del movimiento en un modelo puede caer en una de dos categorías. La inmigración, en el dominio del modelo, puede tratarse de una manera bastante simple y directa, como por ejemplo usando una formulación empírica basada en datos de áreas circundantes. En algunos situaciones, el movimiento de las especies u otros componentes del ecosistema en el dominio de un modelo también se puede representar usando funciones de forzamiento simples. Por otra parte, la representación explícita del movimiento dentro de un modelo constituye un tema estimulante con varios métodos alternativos a considerar, tales como si suponer que el movimiento es dependiente de la densidad o si es dependiente del hábitat. También puede ser necesario considerar la migración vertical. En esas circunstancias se hace esencial la inclusión de un componente espacial en la estructura del modelo.

El movimiento se puede implementar ya sea especificando directamente las matrices de migración, o calculándolas a partir del ingreso de información sobre las tasas de migración que describen las proporciones de una población que migrará entre diferentes áreas. Estas matrices pueden, por ejemplo, usarse para capturar los patrones generales del movimiento estacional, incluso si los detalles más finos son desconocidos. Además, una adición que puede ser útil es la inclusión de un experimento de marcación que permite seguir la pista del número y la proporción de los peces que han sido marcados en una celda edad o longitud. Otras aproximaciones pueden usar reglas de decisión tales como que los peces se mueven a las celdas adyacentes con las más altas biomásas de presas potenciales.

En los casos en que el movimiento se considera importante, las mejores prácticas involucran pruebas de sensibilidad para una gama de hipótesis de movimiento. Si los datos están disponibles, las mejores prácticas involucran la parametrización de las matrices de movimiento por ajuste a los datos o al menos incluyendo funciones de penalización para evitar los resultantes cambios sin sentido en la distribución. Cuando corresponda,

los resultados de los modelos de circulación pueden utilizarse para ayudar en la parametrización de las matrices de movimiento, pero se debe prestar atención a los posibles errores ya sea con respecto a los resultados del modelo de circulación, así como hasta qué punto se puede suponer que los componentes del modelo son «derivadores» pasivos.

Mejores prácticas: Estas incluyen pruebas de sensibilidad para una gama de hipótesis de movimiento, y cuando sea posible, la parametrización de las matrices de movimiento por ajuste a los datos. Si se usan reglas de decisión para dirigir el movimiento, la atención debería enfocarse sobre si tienen sentido los cambios resultantes en la distribución. Como con otras características complicadas del modelo, las mejores prácticas involucran incluir sólo tanto detalle como sea necesario.

Dinámica de la flota

La dinámica de la flota es importante de considerar cuando la distribución espacial de la pesca puede sufrir cambios substancial debidos, por ejemplo, a la declaración de un AMP (dando lugar quizás a una concentración del esfuerzo de pesca cerca de los límites del AMP), o a cambios ambientales que dan lugar a una distribución diferente de las especies objetivo. El modelo de la población deberá incorporar un componente espacial y puede ser necesario desarrollar un modelo de la dinámica de la flota para predecir cómo cambiarán los patrones de pesca en respuesta a otros cambios. El cambio de los patrones de pesca puede impactar el desempeño económico de la pesquería y también puede tener consecuencias para las comunidades pesqueras localizadas, de modo que los resultados del modelo deberían incluir estadísticas que entreguen información sobre estos aspectos. Un ejemplo lo proporciona la consideración necesaria de limitaciones, en una escala espacial relativamente pequeña, para la pesca del krill en el mar de Scotia, que fueron establecidas para mejorar el éxito reproductivo de los depredadores de krill que se reproducen en tierra y donde los cambios consecuentes en la distribución del esfuerzo de pesca sobre el krill deben ser tomados en cuenta.

Mejores prácticas: La dinámica de la flota es importante de considerar si pueden ocurrir cambios substanciales en la distribución espacial de la pesca como resultado de, por ejemplo, la declaración de un AMP. En estas circunstancias, el modelo de la población debe incluir componentes espaciales y puede ser necesario desarrollar un modelo de la manera en que se modificarán los patrones del esfuerzo de pesca como respuesta a tales cambios.

4.2.1.4 Modelación de las interacciones depredador-presa (ver también 4.2.1.7 Interacciones no tróficas)

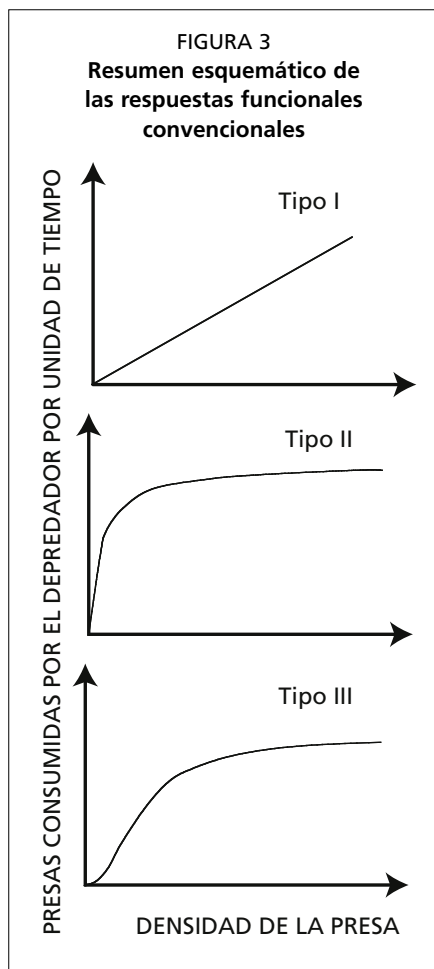
Retroalimentación bidireccional depredador-presa

Mientras que la mayoría de los modelos de ecosistemas incluyen dinámicas de retroalimentación depredador-presa, los MRM se construyen a menudo con sólo un vínculo unidireccional depredador-presa. Por ejemplo, en respuesta a las inquietudes relacionadas con el impacto del lobo marino del Cabo (*Arctocephalus pusillus*) sobre la merluza, Punt y Butterworth (1995) elaboraron un modelo que incorporaba el efecto de los lobos sobre la merluza, pero incluía ninguna retroalimentación entre la escasez de merluza y alguna respuesta de la dinámica poblacional en (por ejemplo) peso-a-edad, supervivencia y/o reproducción de los lobos, es decir se supuso que había siempre suficiente «otro» alimento para tales depredadores. Ello difiere de un panorama tal como el que preocupa actualmente al CCAMLR en relación con una pesquería de krill potencialmente en aumento que puede afectar negativamente a los depredadores con base en tierra de la región de la península Antártica, mientras que simultáneamente reconoce que estos depredadores a su vez ejercen allí una mortalidad considerable sobre el krill. Un tercer caso involucra situaciones en las cuales un depredador puede no ejercer un impacto substancial sobre una especie presa que es también el objetivo de una pesquería, pero puede ser particularmente sensible a las reducciones del nivel de abundancia de la presa. Por ejemplo, el éxito reproductivo de los pingüinos africanos puede depender de manera crítica de la abundancia de los peces pelágicos que constituyen sus presas, pero la abundancia misma de pingüinos es demasiado baja para que el impacto total de su depredación sobre los peces pelágicos sea substancial.

Mejores prácticas: Las interacciones depredador-presa deberían representarse en los modelos como bidireccionales a menos que pueda proporcionarse una motivación suficientemente fuerte de que es aceptable incluir una interacción unidireccional solamente. Las interacciones bidireccionales son deseables al nivel estratégico, pero pueden no ser relevantes al nivel táctico si la intensidad de las interacciones asociadas es baja.

Relaciones funcionales depredador-presa

El consenso general es que las mejores prácticas involucran reconocer la importancia fundamental de la forma adecuada para las respuestas funcionales (los términos de la interacción presa-depredador) (Figura 3)



y las selectividades e idoneidades de la alimentación. El progreso en este campo es impedido principalmente por una falta de datos y de estudios experimentales adecuados. Los ejercicios de simulación son útiles para explorar el tema de manera sistemática y minuciosa y han demostrado claramente la sensibilidad de los resultados del modelo a la elección de las relaciones funcionales (Fulton, Smith y Johnson, 2003). Por lo tanto, es esencial que se examine la robustez del modelo ante hipótesis alternativas de representación de la interacción.

Por lo tanto, se debe tener mucho cuidado en poner a prueba lo adecuado de los valores predeterminados de los parámetros establecidos. Los modelos deben ser examinados atentamente para comprender hasta qué punto las suposiciones subyacentes del modelo predeterminan o tienen implicaciones para los resultados obtenidos. Un ejemplo es el modelo de zonas de alimentación donde, excepto en los límites de muy alta vulnerabilidad, el modelo

rinde necesariamente una captura sostenible adicional de una especie presa que es menor que la reducción del consumo que se logra reduciendo la abundancia de un depredador de esa especie presa. Se debe tener en mente una precaución adicional cuando uno tiene una forma funcional particular a nivel de microescala, y los parámetros de esa forma varían espacialmente; ello no significa que cuando dicha forma es integrada en el espacio la forma funcional resultante caerá necesariamente dentro del conjunto de

formas cubiertas al variar los parámetros de la forma original. Es posible lograr considerables ahorros computacionales usando una formulación adecuada a la resolución espacial y ecológica del modelo. Por ejemplo, ensayos realizados como parte del desarrollo del modelo NWS-InVitro mostraron que los resultados de un Modelo con Base Individual (MBI), implementado sobre escalas regionales, eran efectivamente idénticos a las formas funcionales producidas por las formulaciones de Holling Tipo II y III. Pasando a un modelo espacialmente más agregado, donde fue posible el uso explícito de estas respuestas funcionales de Holling, se vio que los costos de computación se reducían hasta en tres órdenes de magnitud, sin pérdidas en el desempeño del modelo, cuando se consideraban preguntas a escala regional.

Mejores prácticas: Reconocer la suma importancia de la forma adecuada para las respuestas funcionales (el término de la interacción presa-depredador) y las selectividades e idoneidades de la alimentación, y el poner a prueba la sensibilidad y robustez del modelo ante formas alternativas.

4.2.1.5 Forzamiento externo

Forzamiento ambiental

El forzamiento ambiental se considera como un componente esencial de los modelos estratégicos diseñados para responder preguntas sobre los efectos y el papel relativo del cambio climático, los cambios de régimen y los efectos antropogénicos. La experiencia a la fecha muestra que en un número de casos, la inclusión del forzamiento ambiental mejora el ajuste a las tendencias históricas o a series cronológicas tales como el reclutamiento, crecimiento y distribución espacial de las capturas, en cuyo caso es claro que esos modelos necesitan incorporar el forzamiento (ver por ejemplo Christensen y Walters, 2005). Por ejemplo, se ha encontrado que el forzamiento ambiental de la producción y de los niveles tróficos más bajos produce un mucho mejor ajuste a través del sistema (por ejemplo, Preikshot, 2007). El forzamiento ambiental de otros componentes del sistema también puede ser necesario para capturar sus fuerzas impulsoras (por ejemplo, el condicionamiento del reclutamiento de las gambas determinado por las precipitaciones en el modelo NWS-InVitro, Gray *et al.*, 2006). Existen poco ejemplos del uso de forzamiento ambiental en modelos tácticos. Información casi en tiempo real, sobre la distribución espacial del hábitat del atún de aleta azul del sur en la costa este de

Australia, se infiere desde un modelo oceánico de alta resolución y se usa para establecer zonas de ordenación. Los límites de estas zonas son movidos en la medida que cambian las condiciones oceanográficas, y los pescadores deben poseer cuotas para poder pescar en estas zonas, siendo las cuotas más caras aquellas otorgadas para la zona donde los atunes ocurren con la mayor probabilidad (Hobday y Hartmann, 2006). En otro ejemplo, los promedios móviles de tres años de las temperaturas del agua, medidas en el muelle de Scripps, La Jolla, California, se usan para ajustar la tasa de explotación anual de la sardina del Pacífico en la Corriente de California. Por debajo de un umbral fijo, las temperaturas más frías conducen a reducciones casi lineales de la tasa de explotación, bajo un mínimo convenido (Pacific Fishery Management Council, 1998).

El forzamiento ambiental es mucho más común en las evaluaciones estratégicas. En el contexto de las simulaciones de ciclo cerrado y de los modelos estratégicos, si se requiere el forzamiento ambiental para capturar los patrones históricos, entonces estos patrones deben continuarse en el futuro para las proyecciones. Esto requiere una consideración cuidadosa respecto a cómo se generan las series cronológicas del forzamiento a futuro – ya sea obteniendo las tendencias futuras desde modelos climáticos, repitiendo las series cronológicas históricas en su totalidad, extrayendo períodos de tiempo desde ellas, extrayéndolas desde una distribución estadística basada en datos históricos, o usando escenarios para describir una frecuencia o magnitud mucho más alta o baja del promotor ambiental. Cuando se han empleado sólo ajustes estadísticos para deducir la existencia de un efecto de forzamiento ambiental, entonces de nuevo es importante considerar modelos alternativos (con y sin el promotor, o con diferentes formas del promotor) durante la evaluación.

Mejores prácticas: Considerar cuidadosamente si acaso se requiere el forzamiento ambiental para capturar la dinámica del sistema. Se debe tener mucho cuidado al seleccionar las bases para generar el forzamiento a futuro que se planea usar en predicciones y simulaciones de ciclo cerrado.

Otros errores en el proceso (es decir variación al azar)

Los otros errores en el proceso surgen de la variación natural de los parámetros del modelo, tales como variabilidad en la supervivencia, tasas de movimiento, selectividad de la pesca, disponibilidad de peces para la pesquería y capturabilidad. A menudo esta variabilidad no puede ser capturada explícitamente en una evaluación del modelo y contribuye al

error residual de la evaluación. De manera similar, los procesos que causan dicha variabilidad pueden ser poco comprendidos, representándose la variabilidad de un parámetro como una función simple de densidad de probabilidad. Dicho error del proceso, extraído desde una distribución estadística adecuada, necesita ser considerado para su inclusión en las proyecciones, ya sean estratégicas o tácticas, para explicar la aleatoriedad en estos parámetros, particularmente cuando tal variación contribuye substancialmente a la incertidumbre en los resultados del modelo. Un ejemplo, de cómo dicho error en el proceso podría impactar las conclusiones o decisiones, se puede ilustrar en la determinación de la importancia relativa de un área, tal como un AMP, comparada con áreas circundantes. Un alto grado de variabilidad en las tasas de movimiento entre estas áreas causará que varíe potencialmente en el tiempo la importancia relativa de la población del área protegida.

Mejores prácticas: Los otros errores en el proceso, que surgen de la variación natural de los parámetros del modelo, necesitan ser incluido en las proyecciones, ya sean estratégicas o tácticas, cuando esa variación contribuye substancialmente a la incertidumbre de los resultados del modelo.

Otros forzamientos antropogénicos

Las otras presiones antropogénicas sobre los ecosistemas marinos incluyen todas las principales influencias antropogénicas no pesqueras tales como la contaminación con nutrientes (la cual puede causar eutroficación) u otros contaminantes (por ejemplo, aceites o metales pesados); cambios de gran escala en los flujos de agua dulce o en las propiedades del agua (por ejemplo, las aguas madres de la producción de sal pueden cambiar la temperatura y el perfil de salinidad del área local); y la degradación del hábitat (por ejemplo, debido al dragado, aclareo de terrenos y desarrollo costero). Si cualquiera de éstos impacta al sistema de interés entonces es altamente deseable incluirlos en la representación del modelo. Ello normalmente se hace vía forzamiento (por ejemplo, con series cronológicas de carga) en lugar de usar un modelo detallado del proceso (a menos que el modelo sea parte de un análisis de ordenación más grande, para uso múltiple). Es más probable de ver esta forma de forzamiento en modelos estratégicos que en modelos tácticos, e incluso entonces se observa en verdad sólo en aguas poco profundas o costeras más que en sistemas de aguas profundas. No hay duda que, en muchos casos, la inclusión del forzamiento antropogénico en sistemas someros ha mejorado el ajuste a las tendencias históricas o a las

series cronológicas, debido a que los impactos de estos otros procesos pueden tener un papel importante en determinar la dinámica del sistema. Ello hace que su inclusión sea un importante componente de los modelos costeros y estuarinos, debido a que sin ellos sería imposible determinar la importancia relativa de los impactos de la pesca y la robustez de las potenciales acciones de ordenación. Por ejemplo, el efecto confuso de la eutroficación y el agotamiento de las poblaciones de bivalvos filtradores en la bahía Chesapeake ha significado que las acciones simples, ya sea sólo sobre la calidad del agua o la pesca, no han podido devolver la bahía a los estados menos perturbados típicos en el pasado. También es importante incluir este tipo de forzamiento del modelo si ello afecta las soluciones de compromiso o las decisiones de ordenación, tales como captura *versus* riesgo de contacto con un contaminante en las pesquerías costeras alrededor de descargas de desagües, o el riesgo de contaminación con *E. coli* de los cultivos de mejillones. La naturaleza misma de los impactos y, a menudo, la alta asociación al sitio de estas otras presiones antropogénicas, significan que su inclusión está ligada estrechamente con una estructura espacial del modelo. También están vinculados frecuentemente con los componentes sociales y económicos del modelo.

Mejores prácticas: El forzamiento antropogénico debería ser considerado en los modelos conceptuales de los sistemas estuarinos y costeros poco profundos y, si se encuentra que ello conduce a presiones apreciables sobre el sistema, entonces este forzamiento debería incluirse empíricamente (por ejemplo, simplemente como un término de forzamiento) en todos los modelos estratégicos y EEO para el sistema.

4.2.1.6 Estructura del modelo

Potencial para estados estables alternativos

Los «estados alternativos» en los modelos y los ecosistemas abarcan dos conceptos distintos que a menudo se confunden en la literatura. Es importante distinguir los «cambios de régimen», definidos como un cambio de los parámetros externos que fuerzan al sistema, de los «cambios de fase», definidos como un cambio cualitativo en el comportamiento del sistema (Duffy-Anderson *et al.*, 2005). Un cambio «cualitativo» se refiere a un cambio en la organización o la estructura del ecosistema, que ocurre al cruzarse un umbral en el dominio de un nuevo estado estable, del cual no

es posible el retorno aun si se revierte la fuerza que impulsó la transición (por ejemplo, el clima o la pesca). Un cambio de fase parece ocurrir en pasos no lineales más que en relación lineal con un régimen climático (Overland, Percival y Mojfeld, 2006).

El cruce de un umbral puede involucrar el cambio del proceso de control dominante. Por ejemplo, se ha supuesto un cambio de umbral en el proceso que controla el cambio de fase ascendente «bottom-up» a descendente «top-down» para el reclutamiento del colín de Alaska en el Golfo de Alaska (Ciannelli *et al.*, 2005). Un modelo calibrado o ajustado a los datos de una sola fase, o que contiene en su estructura el potencial para sólo un modo de control (por ejemplo, sólo bottom-up), puede no capturar el comportamiento del umbral y podría variar enormemente en el poder de predicción para dicha interacción ecosistémica.

Las técnicas para analizar las respuestas de cambios no lineales son importantes en la modelación de ecosistemas, dado que algunos análisis de series cronológicas (por ejemplo Hsieh *et al.*, 2005) han distinguido las series cronológicas climáticas (lineales con muchas variables de control, o «regímenes») de las series cronológicas biológicas (no lineales con pocas variables de control).

Ejemplos de modelos que pueden contener potenciales estados estables alternativos son las respuestas funcionales Tipo III (Figura 3), ciertos tipos de depredación sobre la estructura de edad (ver el Recuadro 1), y la formulación de la hipótesis de la trampa de depredación «predator pit» o modelos que incluyen depensación (Bakun, 2006).

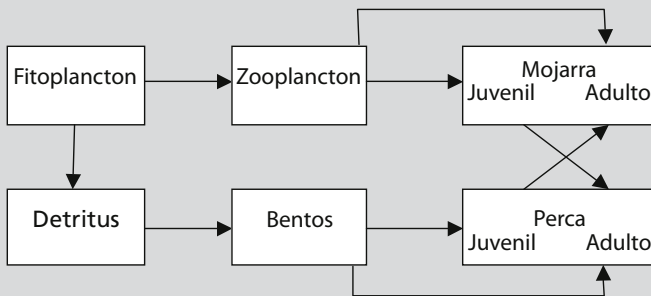
Mejores prácticas: Incluir la consideración de los modelos, especialmente en los modelos estratégicos que pronostican las consecuencias del cambio ambiental, que incluye la capacidad (por ejemplo, flexibilidad en la elección de relaciones funcionales) de tomar en cuenta cambios plausibles de fase, ya sea directamente (de acuerdo con observaciones pasadas) o como una propiedad emergente de las funciones del modelo. Pero incluso si se utiliza dicha forma funcional, se debe reconocer que, hasta que el sistema haya cruzado un umbral, puede no ser posible parametrizar el punto del umbral; dada tal incertidumbre, los posibles umbrales podrían tener que evaluarse sobre una base teórica o empírica.

Recuadro 1

Estados estables alternativos: perca boca grande y mojarra oreja azul

Se sabe que los estados estables alternativos ocurren en lagos de agua dulce con perca y mojarra, donde diferentes condiciones iniciales pueden conducir al predominio de uno o del otro. Esto se puede modelar usando un modelo simple basado en estructura de edades con vínculos cruzados entre los adultos y los juveniles de perca y mojarra (ver el diagrama más abajo). Incluso con sólo una parte muy pequeña de la dieta compuesta por juveniles de la otra especie, por ejemplo, uno por ciento en el caso de perca adulto – mojarra juvenil y 0,01 por ciento para mojarra adulto – perca juvenil, el modelo puede producir estados estables alternativos si la biomasa adulta de una de las especies es perturbada por un breve pulso de pesca.

Las interacciones perca – mojarra son un ejemplo de la hipótesis de cultivo o depensación, presentada por Walters y Kitchell (2001). Ella describe cómo la pesca de un depredador dominante puede conducir a un estado estable alternativo, donde una especie presa o competidora puede sobreponerse y volverse dominante en el ecosistema debido a la liberación de la presión de depredación. La nueva especie dominante puede, a su vez, mantener a la especie anteriormente dominante a un bajo nivel alimentándose de los juveniles de esa especie, y haciendo difícil su recuperación aún bajo una presión de pesca reducida.



4.2.1.7 Interacciones técnicas y relacionadas con aspectos no tróficos

Interacciones técnicas

En el contexto del uso de los modelos de ecosistemas para contribuir a la ordenación pesquera, las interacciones técnicas se refieren a los efectos de las pesquerías que capturan otras especies además de la especie objetivo principal. Ello incluye las pesquerías que explotan poblaciones múltiples y las pesquerías que nominalmente tienen una sola especie objetivo, pero

que obtienen capturas incidentales de otras poblaciones que son el objetivo de otras pesquerías. Muchas pesquerías obtienen capturas incidentales de especies amenazadas tales como tiburones, tortugas, aves marinas o mamíferos marinos –estas también son interacciones técnicas. Las pesquerías que utilizan arrastre de fondo o rastras que dañan el hábitat de las comunidades bentónicas y epibentónicas también tienen interacciones técnicas. Las interacciones técnicas describen así los efectos directos (es decir, la extracción) sobre otras especies o hábitat como una consecuencia de la pesca, a menudo no intencional.

Las interacciones técnicas deberían incluirse en los modelos tácticos, que contribuyen directamente a las decisiones de ordenación, si las especies de la captura incidental mismas están sometidas también a ordenación, incluyendo reconstrucción de poblaciones, o si el modelo apunta a establecer el nivel de captura incidental de una especie amenazada. Las interacciones técnicas son también esenciales de incluir en modelos estratégicos si el objetivo es explorar soluciones de compromiso de cómo afectan diferentes acciones de ordenación a la captura incidental.

Si en un modelo se incluyen las interacciones técnicas, entonces es probable que necesariamente también se tenga que incluir otras características: estructura de edades o tamaños o etapas debido a que la captura incidental generalmente es de los individuos juveniles, la estructura espacial debido a que se pueden encontrar diferentes edades de los peces en diferentes áreas, la dinámica de la flota y de las flotas múltiples debido a que, respectivamente, las especies serán capturadas o los impactos de interés serán causados por más de una flota específica, y los aspectos sociales y económicos.

Mejores prácticas: Las interacciones técnicas deben ser incluidas en un modelo si la pregunta que el modelo intenta responder se relaciona con el impacto directo de una pesquería sobre otras especies o hábitat.

Interacciones no tróficas

Los modelos conceptuales de ecosistemas, particularmente los subsistemas asociados con el bentos, incluyen con frecuencia interacciones no tróficas. Éstas a menudo tienen que ver con la dependencia del hábitat o de refugios espaciales, pero existen otras formas. El si o no se necesita incluir estas interacciones en algún modelo del sistema dependerá de la importancia de su papel en la dinámica del sistema y de la pregunta específica que se aborda. Por ejemplo, si el hábitat es un determinante crítico de la biomasa

o distribución de los principales grupos de interés, o si la ordenación se podría basar alrededor del hábitat (por ejemplo, un control espacial efectivo de los grupos de captura incidental vulnerables cerrando todos los fondos duros al uso de redes de arrastre y rastras), entonces la inclusión de la dependencia del hábitat y de las interacciones y procesos mediados por el hábitat serían altamente deseables. Las interacciones no tróficas dependientes del hábitat tienen un vínculo estrecho con la resolución espacial requerida de un modelo (o al menos con la manera como se representan los procesos espaciales dentro de un modelo), así como con el forzamiento antropogénico (debido a los impactos potenciales de la degradación del hábitat), las interacciones técnicas (que pueden modificar el hábitat), la dinámica de la flota (la cual puede experimentar una presión diferencial a través del dominio espacial del modelo), y la decisión de representar estructuras de edades, etapas o tamaños en las poblaciones modeladas (dado que sólo algunas fases específicas del ciclo de vida pueden ser dependientes del hábitat o, a la inversa, puede ser necesario representar el hábitat mismo en una forma basada en tamaños o edades para capturar los retrasos en la recuperación; Fulton *et al.*, 2006).

La importancia de la dependencia del hábitat puede ser tan grande que sobrepase el enfoque típicamente trófico de los modelos multiespecíficos y de ecosistemas. En algunas circunstancias, se pueden emplear correlaciones estadísticas relacionadas con las causas tróficas o ambientales para evitar tener que representar explícitamente los vínculos tróficos interespecíficos. Por ejemplo, en el modelo NWS-InVitro (Gray *et al.*, 2006) las limitaciones computacionales significaron que esas difíciles decisiones debieron hacerse con respecto a la resolución taxonómica del modelo. Debido a que la dependencia del hábitat fue un determinante dominante de la presencia y abundancia de grupos claves en el sistema (grandes especies objetivo que estaban asociadas con los arrecifes tales como *Lutjanus sebae* o grandes Lethrinidos y menos exigentes especies de Saurida), fue posible modelar las interacciones técnicas y ecológicas claves en el sistema sin representar explícitamente las conexiones tróficas (en su lugar se incluyó un modelo del hábitat y se supuso que si el hábitat era de una forma adecuada entonces todas las conexiones tróficas que sostienen a las especies en cuestión eran funcionales).

El interés más reciente en esta forma de interacciones no tróficas ha surgido a través de su papel potencial en realzar o mediar los impactos del cambio climático. Se ha prestado una considerable atención a los

potenciales impactos, sobre especies objetivo y en peligro, de los cambios o pérdidas de hábitat biogénicos debidos al cambio climático.

Sin embargo, no todas las interacciones no tróficas involucran el hábitat. Existe el potencial para que las interacciones tróficas entre dos (o más especies) sean mediadas por la acción de un tercer grupo (ver la revisión de Dill, Heithaus y Walters, 2003). Por ejemplo, los peces presa pueden escapar a la depredación de los grandes atunes moviéndose a aguas superficiales más cálidas. Sin embargo, ello los hace más vulnerables y disponibles a las aves marinas buceadoras las cuales normalmente no podrían alcanzarlos en aguas profundas (Ramos, 2000). Otra forma de esta clase de mediación es cuando los mamíferos marinos atacan las artes de pesca y consumen parte (o incluso la totalidad) de la captura.

Mejores prácticas: Si la comprensión del sistema conceptual indica que una interacción no trófica es un determinante crítico de la dinámica de interés (por ejemplo, la biomasa o abundancia de un grupo objetivo), o si la ordenación se podría basar alrededor de esta interacción, entonces su inclusión es altamente deseable.

4.2.2 Atributos relacionados con las especificaciones del modelo

4.2.2.1 Tratamiento de la incertidumbre

Capacidad de ajuste de los modelos a los datos

Las mejores prácticas implican el ajuste de los modelos multiespecíficos a los datos y ello es esencial tanto en el contexto estratégico como táctico. El ajuste a los datos es, entre otras cosas, importante para 1) estimar los parámetros del modelo y proporcionar diagnósticos que puedan usarse para mejorar la formulación del modelo; 2) cuantificar la incertidumbre asociada con los parámetros; y 3) ponderar las hipótesis alternativas representadas por los modelos alternativos, incluyendo la identificación de aquellos que no son respaldados por las observaciones. En muchos casos, no existe suficiente información para estimar todos los parámetros del modelo y algunos tienen que ser fijados.

Las mejores prácticas para ajustar los modelos a los datos requieren la especificación cuidadosa de las probabilidades, lo cual involucra hacer suposiciones acerca de los procesos implicados en la recolección de datos. Las predicciones del modelo deben ser compatibles con las observaciones;

ello significa que deben tener la misma resolución taxonómica, temporal y espacial. Cuando existen datos a un nivel de resolución más fino que las variables del modelo, convendrá agregar algunos de los datos para evitar tener que aumentar la complejidad del modelo con el fin de acomodar todos los datos disponibles. Idealmente, los modelos multiespecíficos deberían ser ajustados a datos reales (por ejemplo, datos de investigaciones) en vez de a resultados de modelos de evaluación de especie única (por ejemplo, series de biomasa estimada). Sin embargo, para los modelos de ecosistemas completos, dicha aproximación puede implicar aumentos en la complejidad del modelo y una carga computacional más allá de aquello que es práctico, especialmente cuando se incluye a muchas especies y existe una cantidad considerable de datos para muchas de ellas. En tales casos, la única aproximación práctica puede consistir en tratar como datos aquellos resultados de los modelos de evaluación, asegurándose a la vez de revisar las cuestiones referentes a la consistencia entre la evaluación y las suposiciones del modelo ecosistémico. Los siguientes son ejemplos de los tipos de inconsistencias que podrían llevar a problemas:

- i. las evaluaciones monoespecíficas comúnmente se basan en una mortalidad natural constante (M) mientras que los modelos de ecosistemas implicarán mortalidades variables como resultado de las interacciones depredador-presa;
- ii. las estimaciones derivadas de los modelos monoespecíficos con una biomasa agregada (por ejemplo, el modelo de Schaefer) no son comparables, al menos en términos absolutos, con las biomásas que predicen los modelos de estructura por edades.

La inconsistencia en la modelación de M se podría abordar por iteraciones entre el ajuste del modelo ecosistémico a abundancias estimadas por la evaluación monoespecífica, y la reestimación de las abundancias usando el modelo monoespecífico condicionado a las tendencias de M que predice el modelo ecosistémico, hasta lograr la convergencia.

Además, para abordar los asuntos de consistencia, cuando se emplean los resultados de las evaluaciones monoespecíficas como datos de entrada para el ajuste de modelos de ecosistemas, las probabilidades deberían reconocer las incertidumbres en esos resultados, sus estructuras de correlación y sus tamaños de muestra efectivos.

Mejores prácticas: El ajuste a los datos es parte de las mejores prácticas y ello requiere la especificación cuidadosa de probabilidades.

Incertidumbre asociada con los parámetros

Las mejores prácticas requieren declaraciones claras sobre las incertidumbres en los parámetros del modelo. De manera similar al tratamiento de la incertidumbre en la estructura del modelo, la evaluación de la sensibilidad de los resultados del modelo a la incertidumbre de los parámetros es esencial para todas las preguntas y cuestiones estratégicas y tácticas que se pueden abordar con los modelos ecosistémicos. Las predicciones de los modelos de ecosistemas pueden ser condicionadas a las incertidumbres *a priori* de los parámetros, pero generalmente es preferible cuantificar estas incertidumbres por ajuste a los datos. Las partes interesadas a menudo solicitan modelos complejos con muchos parámetros, pero es importante recordar que dichas peticiones pueden ser inapropiadas cuando no hay información para cuantificar la incertidumbre en esos parámetros adicionales.

Los métodos bayesianos y de remuestreo («bootstrapping») son considerados como las mejores prácticas para cuantificar las incertidumbres de los parámetros en los modelos mono-específico extendidos y en los MRM. Con los métodos bayesianos, la plausibilidad de valores alternativos de los parámetros se puede evaluar basándose en criterios objetivos derivados de la probabilidad de los datos disponibles para el sistema en cuestión, complementado con información de otras regiones para la misma especie o especies relacionadas. Este último tipo de información se puede usar para derivar funciones de densidad *a priori* o para establecer límites a algunos parámetros. Se pueden emplear diversos métodos (por ejemplo, cadenas de Márkov, Monte Carlo) para estimar la probabilidad conjunta *a posteriori* de todos los parámetros del modelo condicionados a todos los datos, y los parámetros muestreados desde el conjunto *a posteriori* pueden ser usados entonces para simular las tendencias futuras. Estas simulaciones proporcionarán resultados que se integran a través de una gama de hipótesis representadas por los diferentes valores de los parámetros. Con los métodos de remuestreo («bootstrap»), se puede ajustar el modelo, vía máxima verosimilitud, a múltiples conjuntos de datos que son en sí mismos elaborados por el remuestreo de los datos originales. Las incertidumbres en los parámetros son cuantificadas por la distribución de las estimaciones derivadas desde estos múltiples ajustes.

En la práctica, la falta de datos o las inquietudes acerca de la validez de la función de probabilidad pueden conducir al uso de aproximaciones menos rigurosas para describir la incertidumbre asociada con los parámetros,

por ejemplo asignando distribuciones de parámetros, con estructuras de correlación apropiadas, desarrolladas en base a «criterio experto». Cuando ése es el caso, constituye aún una mejor práctica el explorar completamente la incertidumbre de los parámetros con análisis de sensibilidad o aproximaciones basadas en verosimilitud como una primera etapa, evaluar su desempeño usando diagnósticos formales y, luego, proveer una justificación explícita para la elección final de las ponderaciones.

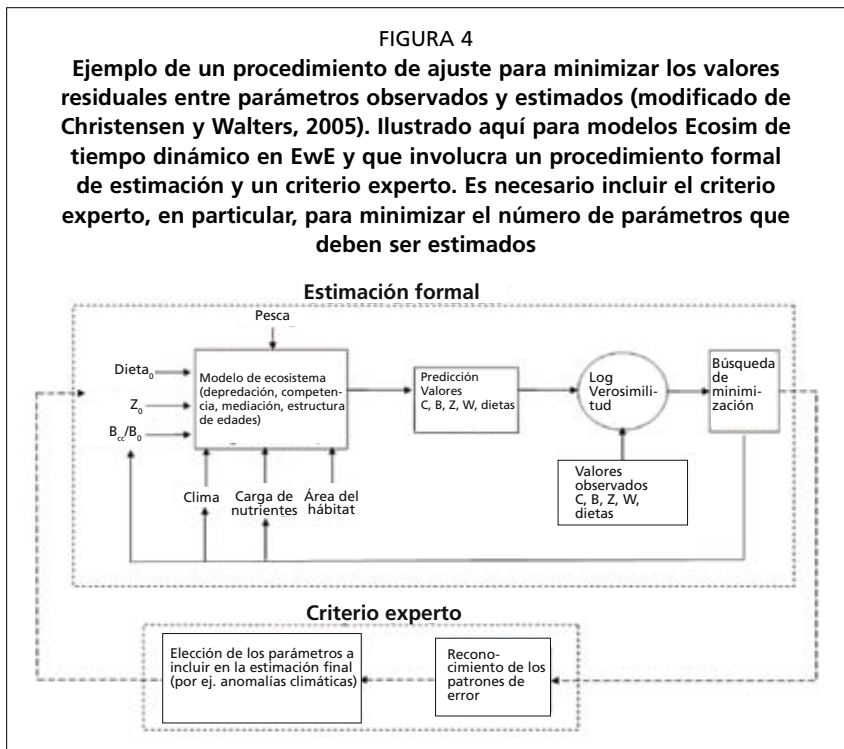
Si bien los enfoques bayesianos y de remuestreo usados para una sola especie pueden ser fácilmente aplicados a modelos multiespecíficos de tamaño moderado, las mejores prácticas para cuantificar las incertidumbres asociadas con los parámetros en modelos de ecosistemas más complejos no son claras actualmente (ésta es un área de investigación activa). Sin embargo, la práctica actual de adoptar valores del parámetro por defecto, y sus distribuciones si tales están disponibles, debería mejorarse de modo que se preste atención cuidadosa a todos los parámetros. Como mínimo, ello requiere: 1) que haya una cuenta explícita del número de parámetros que está siendo estimado y el número fijado, 2) estimaciones cualitativas de la incertidumbre en cada parámetro, y 3) análisis de sensibilidad. Si bien la exploración de la sensibilidad de los resultados de la modelación a la incertidumbre de los parámetros es una práctica estándar en los modelos mono-específicos, y existe abundante experiencia a cerca de cuáles son los parámetros críticos, sus posibles confundidos y sus probables efectos, el problema es mucho más difícil de manejar en los modelos de ecosistemas. Esta dificultad surge, tanto debido a que generalmente existe un gran número de parámetros en los modelos de ecosistemas, así como debido a que existen restricciones complejas impuestas por las dinámicas acopladas en tales modelos (por ejemplo, el balance de masa en Ecopath con Ecosim [EwE]). Un lugar útil para comenzar tales análisis de sensibilidad es con los parámetros que gobiernan las interacciones entre especies (por ejemplo, las vulnerabilidades en EwE) y con los parámetros a los que se les asignó un alto nivel cualitativo de incertidumbre.

Los modelos de ecosistemas completos tienden a incluir un gran número de parámetros y se debe tener mucho cuidado en su interpretación. Los modelos estáticos no se ajustan fuera de obtener los mejores datos puntuales y que satisfagan las restricciones del balance de masa; para estos modelos (usados principalmente para la comprensión), se han desarrollado y usado rutinas de sensibilidad y perturbación (por ejemplo, Ecoranger y la Matriz de impacto trófico; Christensen, Walters y Pauly, 2005), pero

es responsabilidad principalmente del usuario el evaluar la calidad de los datos a través de un proceso formal de establecimiento del «pedigrí» de los datos (categorización de la calidad) (ver la Sección 4.3), y emplear la gama de incertidumbres evaluadas para los análisis de sensibilidad.

Cuando se avanza a los modelos dinámicos de ecosistemas completos, el problema se agrava, como resultado de la adición de los términos de interacción. Aquí, los análisis de sensibilidad pueden ser ad hoc, pero se han elaborado formalmente, por ejemplo en Aydin *et al.*, 2005. Aún si se usan sólo como un modelo conceptual, los análisis de sensibilidad mismos son generalmente insuficientes para los modelos dinámicos. Los modelos se deberían ajustar a datos de tendencia temporal antes de ser usados para proporcionar recomendaciones estratégicas o tácticas.

Un modelo EwE típico puede contener 8 parámetros por especie (para 40-50+ especies) más 2-4 parámetros por vínculo trófico y parámetros



adicionales para los grupos de juveniles o adultos, si bien se tiene tan sólo una fracción de este número en datos puntuales disponibles para el ajuste. Se hace necesario entonces una reducción estratégica de los parámetros, ya sea agrupando los parámetros (por ejemplo, reduciendo los parámetros por vínculo trófico a funciones de un depredador o presa, o ajustándolos por tipos de especies), o fijando ciertos parámetros. Es importante destacar que estas decisiones pueden afectar mucho los resultados. Por ejemplo, el ajuste «estándar» con EwE permite la estimación de la vulnerabilidad de los parámetros a la vez que fija el tiempo de manipulación, la mortalidad no explicada, y los parámetros correspondientes a juvenil o adulto, dejando los residuales para ser fijados o afinados desde anomalías externas (por ejemplo, la producción primaria). La Figura 4 muestra un ejemplo de un procedimiento de ajuste empleado en EwE. Por otra parte, un método para liberar y ajustar más parámetros en EwE (por ejemplo, Aydin *et al.*, 2005) puede reducir estos residuales y la necesidad de forzamientos externos, si bien produce ajustes que convergen malamente y amplios intervalos de error. Estas soluciones de compromiso en los métodos de ajuste para dichos modelos son un área de investigación continua y muy activa.

Las mejores prácticas requieren la evaluación explícita de los efectos de las incertidumbres en los parámetros del modelo para recomendaciones de ordenación. Los métodos bayesianos y de remuestreo («bootstrapping») son considerados mejores prácticas para cuantificar las incertidumbres de los parámetros en los modelos monoespecífico extendidos y en los MRM.

Las mejores prácticas para cuantificar las incertidumbres en los parámetros de modelos de ecosistemas más complejos no son claras actualmente. Como mínimo, el mejoramiento de las prácticas actuales requiere: 1) que haya una cuenta explícita del número de parámetros que está siendo estimado y el número fijado, 2) estimaciones cualitativas de la incertidumbre en cada parámetro, y 3) análisis de sensibilidad.

Las mejores prácticas para el balance de masa y los modelos estáticos deben desarrollar y documentar en detalle un «pedigrí» formal de los datos (categorización de calidad) y, si es posible, incluir los intervalos de error para las estimaciones, con aportes de los proveedores de datos en cuanto a los potenciales sesgos. Además, se pueden realizar análisis de sensibilidad empleando las rutinas disponibles.

Para los modelos dinámicos, las mejores prácticas consisten en ajustar los modelos a la mayor cantidad de datos posible usando estructuras adecuadas de verosimilitud, si bien se debe estar claro tanto de los sesgos

potenciales que surgen de fijar los parámetros, así como de indicar en detalle los intervalos de error que resultan al liberar los parámetros. En el caso de fijar los parámetros, se deberían emplear análisis adicionales de sensibilidad (por ejemplo, remuestreo, rutinas Monte Carlo) para evaluar la sensibilidad del modelo a las suposiciones. Un componente importante de las mejores prácticas es el empleo de los resultados de los análisis de sensibilidad para guiar las futuras recolecciones de datos y la continuación de series cronológicas claves.

Incertidumbre asociada con la estructura del modelo

La incertidumbre en la estructura del modelo se relaciona con la elección de las hipótesis y las formas funcionales asociadas a incluir en un análisis, sea éste táctico o estratégico. Las hipótesis alternativas para los procesos que gobiernan las dinámicas del ecosistema, la pesquería, etc. necesitan ser consideradas cuidadosamente porque los resultados para la mayoría de las cuestiones identificadas en el Capítulo 3 serán sensibles a la selección de algunas de estas formas funcionales y el tratar de manera inadecuada la incertidumbre asociada con la estructura del modelo puede conducir a un falso sentimiento de certeza.

Las mejores prácticas en el tratamiento de la incertidumbre en la estructura del modelo para modelos complejos (incluyendo modelos de ecosistemas) son todavía un área de investigación activa (Hill *et al.*, en prensa). Sin embargo, el consenso general es que las mejores prácticas involucran, primero la identificación de hipótesis alternativas de tipo cualitativo para todos aquellos procesos considerados probables de tener un impacto importante sobre los resultados del modelo y, luego, la formulación matemática de esas hipótesis (o como valores para los parámetros de una relación general). La Sección 4.2.1 de este informe provee detalles de algunos de estos procesos (por ejemplo, la complejidad taxonómica y la elección de las relaciones funcionales de alimentación). Otras áreas donde es importante considerar hipótesis alternativas son los procesos que impactan la mortalidad de los peces juveniles y si acaso existen vínculos (raros) de depredación entre los componentes de la trama trófica. Las hipótesis alternativas también se pueden referir a diferentes interpretaciones de los datos existentes: por ejemplo, si acaso la disminución de la abundancia de una especie particular puede explicarse por el impacto de la pesca o del forzamiento ambiental.

Es probable que se logre identificar un gran número de hipótesis alternativas y las mejores prácticas consisten en emplear técnicas para rechazar los modelos que son inconsistentes con la información disponible y luego asignar ponderaciones (pesos) a los modelos restantes. En principio, se puede usar un esquema formal tal como el desarrollado por Butterworth, Punt y Smith (1996) para asignar ponderaciones a las hipótesis alternativas, es decir:

1. ¿cuán sólida es la base para sustentar la hipótesis en los datos para la especie o la región bajo consideración?
2. ¿cuán sólida es la base para sustentar la hipótesis en los datos para una especie similar u otra región?
3. ¿cuán sólida es la base para sustentar la hipótesis para cualquier especie? y
4. ¿cuán sólida o adecuada es la base teórica para sustentar la hipótesis?

Se debe tener cuidado en no centrarse excesivamente sobre la aplicación de los métodos para ponderar modelos basados en la función de verosimilitud, tales como las ponderaciones AIC (Akaike Information Criteria) o el factor de Bayes (es decir, el punto 1 del esquema anterior) a menos que se tenga confianza en la función de verosimilitud empleada. Por lo tanto, en muchos casos, las mejores prácticas consisten en usar una forma de «método Delphi» para asignar los pesos a las hipótesis, por ejemplo, empleando un criterio experto para asignar ponderaciones «alta», «media» y «baja» a cada hipótesis alternativa (empleando quizás una aproximación tal como aquella destacada en los pasos 2–4 del esquema anterior). Desde un punto de vista práctico, sería razonable ignorar aquellas hipótesis a las que se asignó «baja» ponderación cuando se realizaron los análisis usando modelos de ecosistemas, para ahorrar tiempo y recursos.

Mejores prácticas: La consideración de la incertidumbre en la estructura del modelo involucra, primero la identificación de hipótesis alternativas de tipo cualitativo para todos los procesos considerados probables de tener un impacto importante sobre los resultados del modelo, la formulación matemática de estas hipótesis (o como valores de los parámetros de una relación general) y, luego, la asignación de ponderaciones a cada hipótesis.

Características a incluir en simulaciones de ciclo cerrado

Las simulaciones de ciclo cerrado (como se usan en los ejercicios de EEO) involucran acciones de ordenación que se establecen empleando

una estrategia de explotación que está basada en los datos generados por un modelo operativo (Walters, 1986). Por lo tanto, estos tipos de simulaciones dan cuenta de la retroalimentación que surge de una mejor comprensión del estado del sistema como resultado de la recolección de datos futuros. Las simulaciones a futuro se pueden basar en estrategias de captura constante, estrategias de mortalidad por pesca constante, o alguna otra forma de estrategia de explotación. En todos los casos, se debe tener en consideración la incertidumbre asociada con los parámetros, el modelo y la implementación cuando se realizan tales simulaciones. Sin embargo, también se debe tener en consideración el error en los resultados de las evaluaciones de población cuando se simulan estrategias de explotación que involucran la aplicación de un método de evaluación de stock.

Idealmente, la estrategia de explotación que se emplee para determinar las acciones de ordenación debería ser aquella que aplicará realmente en la práctica. Por lo tanto, si la estrategia de explotación involucra la aplicación de un método particular de evaluación de stock, las mejores prácticas consisten en simular la aplicación de ese método de evaluación poblacional. Sin embargo, la simulación de algunos métodos reales de evaluación de poblaciones puede ser computacionalmente prohibitiva si, ya sea el método de evaluación poblacional es muy complicado (por ejemplo, si se basa en técnicas bayesianas) o si hay varias especies para las cuales la estrategia de explotación involucra la aplicación de un método de evaluación poblacional. En tales casos, es necesario ya sea aproximar los resultados del método de evaluación de stock o considerar el fundamentar la recomendación táctica en estrategias de explotación más simples que puedan ser simuladas en su totalidad (y por lo tanto evaluadas exhaustivamente).

Se debería evitar suponer *a priori* un cierto nivel de error de evaluación (por ejemplo, la estimación de la biomasa es la verdadera biomasa multiplicada por un error que tiene una distribución log-normal con un coeficiente de variación de 20 por ciento). Más bien, si se tiene que aproximar un método de evaluación de población, las mejores prácticas consisten en usar un limitado número de simulaciones en las cuales se emplea el método real de evaluación de poblaciones para determinar las propiedades de las estimaciones de ese método. Cuando se aproximan los métodos de evaluación poblacional, se debe dar consideración a la posibilidad de sesgo de la evaluación (diferencias sistemáticas entre el verdadero (es decir, el modelo operativo) y el estimado (es decir, el método

de evaluación) de la biomasa del stock) así como a la imprecisión en las estimaciones. En general, se debería esperar que los errores de evaluación estén temporalmente autocorrelacionados (es decir, si la estimación de la biomasa es mayor que el valor verdadero este año, se debería esperar que la estimación de la biomasa el próximo año también excederá el verdadero valor).

Si el método de evaluación de stock va a estar basado en índices de abundancia, se debería dar consideración a la posibilidad que exista una tendencia en el coeficiente de capturabilidad. Ello es particularmente importante si el método de evaluación se basa en datos de CPUE de pesquerías comerciales. Los datos generados por modelos operativos deberían dar cuenta de todas las fuentes de error. Concretamente, a menudo es el caso que el error de muestreo, asociado con los índices de abundancia, subestima la verdadera extensión de la incertidumbre debido a que el error de muestreo no captura, por ejemplo, la variación en la capturabilidad y/o la disponibilidad. En este caso, la varianza del error usada cuando se generan los índices de abundancia debería reflejar tanto el error de muestreo como el impacto de fuentes adicionales de incertidumbre. Una manera de determinar la extensión de la varianza adicional es sustraer la extensión del error de muestreo desde la varianza de los residuales que surgen del ajuste del modelo a los datos históricos para el índice que se está simulando.

El proyecto australiano AMS (Fulton, Smith y Smith, 2007) es un ejemplo de un caso en el cual las limitaciones computacionales llevaron a que las estimaciones de biomasa, sobre las que se basaron las estrategias de explotación, fueran generadas agregando «ruido» a las verdaderas biomásas. Se realizó una serie de simulaciones comparando el método real de evaluación y simplemente agregando error a los valores verdaderos en términos tanto de las estimaciones de biomasa como de CTP. Se registraron diferencias en las estimaciones de biomasa (de alrededor de 15 por ciento), pero las diferencias en los valores de CTP fueron menores que 10 por ciento. Estas diferencias se consideraron aceptables dado que la extensión del cambio de CTP fue limitado en las simulaciones, y las otras fuentes de error y variación en el modelo operativo.

Punt y Butterworth (1995) simularon el uso del modelo de evaluación, sobre el cual se basaba la (entonces) actual estrategia de explotación para las merluzas del Cabo (*Merluccius capensis* y *M. paradoxus*), en computaciones usando su MRM (Modelo realista mínimo) del sistema merluza-lobo

marino-pesquería. En contraste, una estrategia de explotación más simple (una estrategia de mortalidad por pesca constante basada en la suposición de información perfecta) se empleó para el componente de los otros peces depredadores en ese modelo y las futuras capturas simuladas de lobo marino del Cabo fueron tratadas como escenarios alternativos de ordenación.

Mejores prácticas: La evaluación de las estrategias de explotación con control de retroalimentación debería involucrar la simulación del esquema (incluyendo cualquier método de evaluación de poblaciones) que es probable de ser usado en la práctica para determinar acciones de ordenación.

Incertidumbre asociada con la implementación

Las predicciones de las respuestas del ecosistema a las medidas de ordenación dependen de la implementación exitosa de las medidas recomendadas, es decir, el grado de cumplimiento de los planes de ordenación. Las incertidumbres asociadas con la implementación surgen de una variedad de prácticas tanto de los pescadores como de los administradores. Existe una considerable atención actual sobre esta materia como queda en evidencia, por ejemplo, por el Plan de acción internacional para prevenir, desalentar y eliminar la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada de la FAO (PAI-Pesca INDNR). Las actividades ilegales incluyen el uso, por parte de los pescadores, de artes de pesca ilegal tales como tamaños de malla menor en las redes, eliminación de los dispositivos para la reducción de capturas incidentales o el uso de explosivos o venenos. Otras violaciones pueden incluir la pesca en áreas prohibidas, por ejemplo en un AMP o durante vedas temporales de áreas, o la extracción de individuos bajo talla o protegidos. La no declaración o la declaración fraudulenta de las capturas (por especie, por área, por tamaño), además de desmejorar las medidas de ordenación, tendrá un impacto adicional al contaminar los datos de pesca usados en el modelo. Además, las pesquerías pueden no estar reguladas, o estar esencialmente sin regulación, debido a falta ya sea de voluntad política o de recursos para hacer cumplir adecuadamente las disposiciones del plan.

Las fallas en la implementación introducen sesgos en los datos pesqueros y tales sesgos impactarán la evaluación y los modelos tácticos. Estas insuficiencias también crean sesgos en los impactos esperados de las medidas de ordenación simuladas dentro de una EEO.

La incertidumbre asociada con la implementación debe ser vinculada con la consideración de la dinámica de la flota y es en gran parte impulsada por, y debe ser incluida en, las consideraciones económicas.

Mejores prácticas: Identificar, y cuantificar si es posible, el tipo y extensión de las fallas esperadas en la implementación, a través de consultas que incluyan a los encargados de la administración pesquera y a pescadores bien informados, durante el proceso de desarrollo del modelo.

4.2.2.2 Uso y resultados

Resultados sociales y económicos

Se requieren resultados económicos y sociales para relacionar las medidas de desempeño pesquero con los objetivos de ordenación (por ejemplo, empleo y divisas). Los resultados también pueden ser usados para incorporar la consideración de las medidas de éxito pesquero, generadas en un modelo, como factores que explican el proceso de toma de decisión de los pescadores, por ejemplo, aumento o disminución de la inversión o el esfuerzo. Actualmente, los componentes sociales y económicos generalmente son mal o incompletamente considerados en la modelación. Las implementaciones de modelos económicos dentro de modelos ecosistémicos a menudo están sujetas a suposiciones demasiado simples o a la falta de los datos requeridos y, las consideraciones sociales en los modelos son, en general, aún menos bien desarrolladas y más difíciles de simular. Existe necesidad de contar con economistas expertos que colaboren con los ecólogos pesqueros cuando se diseña un modelo que incorpora factores económicos y, de manera similar, se necesitan sociólogos expertos para los factores sociales.

Los resultados económicos tendrán un vínculo importante con la dinámica de la flota en los modelos estratégicos o en la EEO.

Mejores prácticas: Lograr la colaboración de economistas y sociólogos expertos, junto con los ecólogos pesqueros, cuando se integran factores económicos y sociales en los modelos de ecosistemas.

Facilidad de modularización

El concepto de «modularidad» tiene varios significados importantes en el contexto de los programas de computación para implementar modelos de ecosistemas. En términos de programación de computadoras, el diseño orientado a objetos se considera como la mejor práctica y ello incluye la

programación modular. Dicho diseño se puede manejar dentro de muchos lenguajes de programación existentes y actualmente está implementado por modelos tales como EwE, InVitro y Gadget.

Para la modelación de ecosistemas, la modularidad es importante en el sentido que cada atributo de un modelo ecosistémico es manejado separadamente. Cuando una característica, tal como una curva de crecimiento, es implementada sólo en un lugar dentro de un programa de computadora (como un «módulo»), este módulo puede ser extendido para incluir cualquiera de varias otras funciones de crecimiento. Lo mismo se aplica a varias otras funciones, tales como aquellas que describen reclutamiento y relaciones de las interacciones entre especies.

Este enfoque básico implica que las funciones adecuadas se pueden usar para cada especie o población en un modelo y que se pueden explorar diferentes estructuras del modelo, aún cuando no exista una función paramétrica simple que vincule estas estructuras. Por ejemplo, dentro del mismo marco uno puede poner a prueba si acaso el suponer que el crecimiento depende de la biomasa de una especie presa es mejor que suponer que el crecimiento promedio sigue una curva de crecimiento especificada.

La programación orientada a objetos también facilita las vinculaciones entre diferentes modelos, por ejemplo, conectando un modelo nutrientes-fitoplancton-zooplancton (NFZ) con un nivel trófico superior. Esta práctica debería fomentarse.

Mejores prácticas: Incorporar el diseño orientado a objetos en la programación de modelos de ecosistemas.

Facilidad de uso y comunicación

El analista o modelador debería tener presente que los modelos y las herramientas de análisis cuantitativo pueden ser difíciles de usar y comprender. Para que dichas herramientas sean útiles, el analista o modelador debe elaborar una argumentación cuantitativa basada en principios sobre cómo funciona un sistema, haciendo a la vez accesibles los métodos y resultados a los colegas, colaboradores y partes interesadas. Si bien algunos modelos multiespecíficos pueden ser muy pequeños y fáciles de demostrar y explicar en su totalidad, la tarea se vuelve cada vez más difícil en la medida que crece la complejidad y el tamaño del modelo. Ello significa que el material de apoyo para el modelo, tales como documentación y código de libre acceso, debe estar disponible para ser

examinado y entendido. No sólo es bueno evitar la impresión de «caja negra» de un modelo, también es importante para eliminar sospechas en cuanto al modelo. La desconfianza, generada por una falta de claridad o comprensión, puede causar que las potenciales ideas que proporciona un modelo se pierdan al ser ignoradas por los grupos claves de interesados (incluyendo a los ecólogos). Además de la documentación, la claridad y la familiaridad con el modelo pueden aumentarse vía la participación de los interesados y las interacciones durante la construcción, evaluación y publicación del modelo (es altamente recomendable considerar la coautoría con los proveedores de los datos). Es siempre buena idea comunicarse con los proveedores de los datos y juntar a los modeladores y ecólogos u otros interesados, de modo que pueda haber discusión del modelo y ver si acaso satisface los objetivos de los interesados. Una buena relación con las diversas partes interesadas hace mucho más fácil comunicar y discutir las soluciones de compromiso, tanto en términos de los compromisos destacados por el modelo, como también en términos de la estructura misma del modelo (aunque no es posible o deseable incluir cada detalle que puede ser identificado por los interesados en los primeros modelos conceptuales).

Los modelos son herramientas y como tales son propensos a ser mal utilizados. Si bien los modelos muy complejos son difíciles de usar y los errores de interpretación pueden llevar a un uso erróneo, los modelos que son más fáciles de usar a menudo son también más propensos al mal uso dado que la gente los encuentra fáciles de ejecutar, sin una reflexión cuidadosa. Una buena documentación puede ayudar a evitar este problema. Además, los modelos que son relativamente fáciles de implementar permiten una curva de aprendizaje más suave y estimularán a más usuarios (por ejemplo, ecólogos) a comenzar la exploración de modelos. Si bien esto puede ser un trampolín para el desarrollo y expansión posterior de los modelos, o como el medio para un fin en sí mismo, el mayor beneficio es que habiendo una clientela más grande se fomenta más cooperación entre grupos de proveedores de datos, dado que existe un entendimiento compartido más amplio sobre el cual construir. De esta forma la facilidad de uso es clave para la educación y la comprensión.

Una preocupación final, cuando se considera la comunicación asociada con los modelos, es si acaso los resultados o productos reflejan la incertidumbre. Es decir, ¿está el producto del modelo diseñado de tal manera que los números son significativos y no crean un falso sentido de

confianza en los resultados? Independiente de la «moneda» usada dentro del modelo, es típicamente mucho mejor presentar el desempeño relativo que valores absolutos. Dado que, a menudo, los intervalos de confianza para los parámetros no son particularmente significativos para las partes interesadas (y los pueden ignorar) es más efectivo presentar la gama de los resultados logrados sobre el(los) escenario(s).

Mejores prácticas: Los constructores de modelos deben tener presente la comunicación con los colegas (ecólogos, etc.) para elaborar los modelos y la comunicación de las soluciones de compromiso del sistema con los interesados son esenciales para desarrollar modelos que sean valorados y útiles para el EEP. La facilidad de uso es deseable para la educación y el entendimiento, pero puede llevar al mal uso. Para lograr esos objetivos en la comunicación y evitar el mal uso, los modeladores deberían proveer modelos con 1) documentación clara, 2) código de fuente con acceso libre, y 3) sistemas efectivos de interfase para las entradas y salidas del modelo («input-output»).

4.3 DEMANDA DE DATOS EN LA ELABORACIÓN DE MODELOS DE INTERACCIONES ECOSISTÉMICAS

Las demandas de datos para la modelación de las interacciones ecosistémicas variarán mucho dependiendo de las preguntas en cuestión. La delimitación de los requisitos de datos será un proceso iterativo que involucra: i) examinar las preguntas e hipótesis; ii) determinar, según corresponda, la resolución taxonómica, espacial o temporal y la cobertura de los datos y el modelo necesario para distinguir las hipótesis; iii) recolectar o reunir los datos; y iv) reevaluar las hipótesis (Figura 2).

A un nivel conceptual, incluso una cantidad extremadamente pequeña de datos, recolectada con recursos limitados, puede fundamentar un conocimiento de las interacciones importantes que necesitarán ser modeladas para desarrollar un enfoque ecosistémico para una región particular. Los vacíos (o lagunas) en los datos se pueden identificar como áreas de incertidumbre y guiar así la obtención de datos requeridos, ya sea restringiendo el problema o distinguiendo entre hipótesis. Un modelo «acabado», construido en base a una cantidad limitada de datos, se puede emplear (por ejemplo, a través de un análisis de sensibilidad) para determinar los vacíos de datos más críticos o identificar las fuentes más probables de interacciones ecosistémicas fuertes, incluso si las magnitudes o las direcciones de las interacciones no son conocidas.

Un componente importante del proceso de obtención de datos será el facilitar el acceso a fuentes de datos dispares que no hayan sido recolectados con un solo propósito en mente. Esto debería ser visto como una oportunidad para evaluar datos disponibles y mejorar la disponibilidad y el análisis. Una parte importante de este proceso se refiere al «pedigrí» de los datos, es decir, la documentación cuidadosa de la calidad de los datos y las fuentes (ver el Recuadro 2). La documentación debería incluir la consulta con expertos, en datos o en ecología, sobre la representatividad de los datos. En especial, al examinar las interacciones interespecíficas, las preguntas a abordar involucran los sesgos que podrían surgir de la limitada cobertura geográfica o estacional. Una parte de la documentación involucra la elección de los datos en base a su especificidad. Los datos deberían ser recolectados preferentemente del ecosistema y las especies bajo estudio antes de seleccionar valores de parámetros de otras especies o ecosistemas (ver el Recuadro 2).

Para moverse a un nivel estratégico o táctico de recomendación, se necesitará una razonable cantidad y gama de datos, pero el determinar qué se considera «razonable» será un proceso iterativo, el cual incluye procedimientos formales de ajuste (ver la Sección 4.2.2.1) y también la aclaración de los encargados de la administración en relación con las preguntas que ellos necesitan que se aborden. Por ejemplo, un modelo trófico inicial puede indicar que para algunas especies, el hábitat es más importante que la depredación y, por lo tanto, no sería necesaria la recolección posterior de datos sobre dietas, si bien para otras especies, un modelo simple puede determinar que la depredación es probablemente un factor controlador clave, de manera que se necesita la recolección posterior de datos para proporcionar buenas proyecciones. Sin embargo, se debe tener mucho cuidado que tal exploración de los datos no esté simplemente confirmando nociones preconcebidas incorporadas en la estructura del modelo.

Para las mejores prácticas, se debería hacer una distinción entre los usos conceptuales y la entrega de recomendaciones estratégicas y/o tácticas. Para la comprensión conceptual, incluso una cantidad extremadamente limitada de datos puede ser suficiente, con tal que las expectativas y las incertidumbres sean documentadas como se describió anteriormente. Para las recomendaciones estratégicas o tácticas, se debería requerir la validación de los modelos y/o hipótesis. En este caso, un prerequisite necesario, para los modelos asociados, es contar con suficientes datos para

Recuadro 2

El «pedigrí» de los datos en EwE

Describir las distribuciones de probabilidad para todos los parámetros de entrada en un modelo ecosistémico complejo es una tarea desalentadora, intensiva y quizás imposible. Para facilitar ese trabajo y hacer más transparente el proceso, EwE implementa un enfoque simplificado (la rutina «pedigrí») que sirve el doble propósito de describir el origen de los datos y asignar intervalos de confianza a los datos en base a su origen.

El pedigrí es un enunciado codificado (ver ejemplos más abajo), el cual categoriza el origen de un determinado valor de entrada «input» (es decir, el tipo de datos sobre los cuales se basa) y especifica una incertidumbre aproximada que se asocia con el tipo de «input». El criterio clave es que el valor estimado de los datos locales es, como regla general, mejor que el valor obtenido de datos de otra parte, sea ello una estimación conjetural «guesstimate», derivada desde relaciones empíricas o derivada desde otros modelos.

La especificación del «pedigrí» de los datos de entrada es particularmente útil para llamar la atención de los usuarios sobre los peligros de parametrizar un modelo principalmente con valores de entrada tomados de otros modelos, pertenecientes a áreas y/o períodos diferentes, para proporcionar gamas de parámetros para el análisis de incertidumbre y para entregar una visión general de la «calidad» de los parámetros del modelo.

Ejemplo de criterios elaborados para categorizar la calidad («pedigrí») de los datos, para los parámetros de entrada, correspondientes a biomasa, tasa de producción (P/B), tasa de consumo (Q/B), captura y dieta entre múltiples tipos de modelos (Aydin et al., en prensa). 1 = mejores datos, 8 = peores.

Categorización y características correspondientes de los datos

1. Los datos están establecidos y son considerables, incluyen más de un método independiente (de los cuales se selecciona el mejor método) con resolución sobre múltiples escalas espaciales.
2. Los datos son estimaciones directas pero con limitada cobertura y/o corroboración, o están disponibles estimaciones regionales establecidas si bien la resolución subregional es baja.
3. Los datos son aproximaciones o valores sustitutos, donde tales aproximaciones pueden tener un sesgo conocido pero consistente.
4. Los datos son estimaciones directas o aproximaciones con alta variación y/o limitada confianza o cobertura incompleta.

Recuadro 2 (continuación)	
Biomasa y captura	P/B, Q/B y dieta
5. La estimación requiere la inclusión de factores de escalamiento o extrapolaciones altamente inciertas.	5. Estimación basada sobre la misma especie pero en un período «histórico» o un modelo general específico para el área.
6. Estudios históricos y/o individuales solamente, sin sobreposición en área o tiempo.	6. Para P/B o Q/B, aproximaciones en base al ciclo de vida general. Para dietas, la misma especie en una región vecina, o especies similares en la misma región.
7. Requiere la selección entre múltiples fuentes incompletas con amplio espectro de variación.	7. Revisión de la literatura general de una amplia gama de especies, o fuera de la región.
8. No hay estimación disponible (estimados por el modelo mismo, sin información previa).	8. El grupo funcional representa múltiples especies con diversos rasgos en sus ciclos de vida.

los procesos de parametrización y para cuantificar de manera adecuada las diferencias relativas entre los componentes del modelo.

Las tendencias temporales de los datos se vuelven importantes para el ajuste de los datos y para hacer predicciones, con un énfasis especial en los contrastes que ocurren en los datos con el tiempo. Para las interacciones interespecíficas, se necesitará encontrar un balance entre los estudios sinópticos (un solo estudio o evaluación de muchas especies en un solo momento y lugar) y las series cronológicas aisladas pero extendidas (estudios o evaluaciones de una sola especie en el tiempo). Las diferencias de las dietas de un depredador entre dos regímenes pueden ser sumamente informativas para ajustar respuestas funcionales y términos de interacción, pero sólo si ambos, el depredador y la presa, son evaluados. Las mediciones de dos o tres especies que interactúan fuertemente en dos o tres puntos en el tiempo pueden ser mejores que las mediciones de muchas especies en un solo punto en el tiempo y, también, mejores que las mediciones de una sola y misma especie en un lapso largo de tiempo.

Además, las mejores prácticas exigen que se empleen los modelos para guiar y adaptar la obtención de datos en el futuro, por ejemplo, para diseñar una evaluación o estudio equilibrado, la recolección, o un experimento, o para identificar datos específicos o escalas de resolución que se necesitarían para distinguir entre diferentes hipótesis específicas generadas por el modelo. Si bien el empleo oportunista de datos históricos fragmentarios puede ser informativo, especialmente en los casos con fuertes contrastes, la

recolección de datos debería realizarse con un diseño tan balanceado como sea posible con los recursos existentes, según la orientación especificada por los modelos. La especificación de los requisitos de datos para un modelo debería ser clara con respecto a la extensión y calidad de las recolecciones y los sesgos potenciales que surgen de una cobertura limitada.

Los tipos de datos que tenderán a ser necesarios, o al menos considerados, para la recolección son como sigue:

1. **Extracciones:** Las interacciones humanas siguen siendo un tema dominante y deberían continuar como un foco de obtención de datos; los requisitos son similares a aquellos de las evaluaciones de población tradicionales. Además, para las interacciones ecosistémicas, la captura incidental (por ejemplo, las interacciones entre las artes de pesca y las especies no objetivo o no evaluadas) puede tomar un papel central y debería ser un foco de obtención de nuevos datos, análisis e información de incertidumbre (especialmente con respecto al error de implementación).
2. **Índices de abundancia:** En general, las mejores prácticas para las evaluaciones de población de una sola especie se aplican igualmente a los modelos de ecosistemas, con el agregado que los índices de las especies no objetivo (por ejemplo, plancton, o niveles tróficos superiores) pueden ser sumamente deseables. Las tendencias temporales en los niveles tróficos superiores (por ejemplo, las aves) pueden servir como indicadores de la abundancia de alimento allí donde no están disponibles datos directos. Una pieza comúnmente faltante en muchos modelos ecosistémicos son las series cronológicas de abundancias de las especies no objetivo: peces que alimentan a otros peces, calamares pequeños y zooplankton depredador (por ejemplo, el krill). Muchos modelos son sensibles a las variaciones de los peces que alimentan a otros peces, si bien los datos sobre la variabilidad temporal de estas especies son extremadamente limitados. Es más, se debe enfatizar el inmenso valor de las largas series cronológicas de índices de abundancia comparables, de especies objetivo claves, para uso en la determinación de estimaciones no sesgadas de tendencias.
3. **Tasas vitales** (producción, mortalidad, consumo, crecimiento y migración): La medición de las tasas vitales es un problema que ha existido por mucho tiempo en la evaluación de poblaciones y las dificultades y los requerimientos son aún más complejos en la modelación de interacciones. Las interacciones se pueden relacionar

estrechamente con la variación de las tasas vitales (por ejemplo, la mortalidad basada en el hábitat, el clima o la depredación, y el crecimiento), sin embargo lograr mediciones directas es sumamente costoso y está sujeto a errores y sesgos. Cuando no están disponibles mediciones directas, se pueden usar y categorizar las fuentes de otros estudios o se puede aplicar intervalos de error de acuerdo con la especificidad (ver el Recuadro 2) con la fuerte expectativa que se deberían emplear los procedimientos formales de ajuste como un paso necesario para ajustar y validar estos parámetros.

- 4. Datos de dieta e interacción:** Las mediciones de la fuerza de la interacción entre componentes son la adición fundamental que amplía la modelación de evaluación de poblaciones a interacciones ecosistémicas. Un aspecto crucial y poco comprendido se refiere a la mortalidad por depredación sobre los peces juveniles, donde a menudo sólo existe muy poca o pobre información acerca de la identidad de los depredadores. Las interacciones ligadas a la dieta son quizás las mejor conocidas, pero los términos de la interacción incluyen relaciones, índices de hábitat, clima u otras variables promotoras. Para las últimas, es importante limitar el «dragado de datos» y evitar así el ajuste a correlaciones espurias. Si bien los datos relativos a la dieta han sido recolectados y publicados a lo largo de la historia de la ecología, las prácticas estándar en el ajuste estadístico de estos datos a modelos multiespecíficos, incluyendo tamaños muestrales, sesgos, cobertura, y variabilidad, pueden variar de sistema a sistema, y de especie a especie, y son un área de investigación activa (por ejemplo Jurado-Molina, Livingston y Ianelli, 2005). En general, la clave para las mejores prácticas es diseñar la recolección de datos para que sea adaptable e iterativa entre el ajuste del modelo y el mejoramiento de la recolección de datos.

5. MEJORES PRÁCTICAS EN LA MODELACIÓN DE ECOSISTEMAS

5.1 MEJORES PRÁCTICAS

Los Capítulos anteriores incluyeron la discusión de los tipos de modelos y el papel de los modelos para desarrollar la comprensión de los procesos del ecosistema y para la ordenación estratégica y táctica. Existe un continuo de categorías de modelos, y no hay una ley de la naturaleza que indique que todos los pasos en la secuencia modelo conceptual –estratégico–táctico deben ser visitados en todos los casos. En efecto, se puede obtener información valiosa para contribuir a un EEP desde un simple modelo conceptual o desde un modelo estático de trama trófica; para muchas naciones la adopción de dicho enfoque puede ser una primera estrategia, factible y que vale la pena.

Igualmente, estas Directrices no estipulan que lo complejo es mejor. Se puede ganar un valioso conocimiento a partir de los modelos simples; así, por ejemplo, la adición de la estructura espacial no es necesaria si las preguntas a abordar en un contexto de ordenación determinado no requieren una representación espacial explícita. Si se puede elaborar un modelo simple para abordar una pregunta dada, ello puede ser mucho mejor que desarrollar un modelo más complejo. Un problema puede ser que a menudo no se sabe, *a priori*, si un modelo efectivamente está alcanzando el nivel mínimo de complejidad necesario para permitir extraer inferencias confiables. La consideración de la pregunta planteada en base a formulaciones alternativas del modelo conceptual (y sobre modelos más refinados si fuera necesario), puede proporcionar orientación para evaluar el grado de detalle requerido.

En todos los casos, las mejores prácticas en el enfoque de modelación deben incluir las etapas de especificación, implementación, evaluación, informe y revisión. La calibración del modelo, emprendida durante la especificación del modelo, debe incluir la construcción iterativa de modelos conceptuales que son usados para definir los subsistemas relevantes a modelar. Una vez que se han identificado estos subsistemas, se debe definir sus representaciones en el modelo final en base a la pregunta en cuestión, los datos disponibles, las características importantes del sistema (incluyendo el forzamiento) y las escalas adecuadas (con respecto a

espacio, tiempo, resolución taxonómica y pesquera) y las representaciones de los procesos.

El Cuadro 2 muestra las mejores prácticas recomendadas para la modelación. Estos no son puntos de referencia, sino más bien constituyen un conjunto de prácticas alcanzables que deberían guiar los pensamientos en cuanto a la importancia de los diferentes atributos del modelo y los enfoques sugeridos para manejar cada uno de ellos. Se recomienda encarecidamente seguir estas prácticas al grado que sea posible.

5.2 CONSIDERACIONES ESTRATÉGICAS DEL MODELO CON RESPECTO A ATRIBUTOS CLAVES

El Cuadro 2 resume algunos de los atributos claves a considerar en el desarrollo del modelo y sugiere las mejores prácticas actuales para manejar cada uno de éstos, observando que ello puede no ser prácticamente alcanzable en muchas circunstancias.

CUADRO 2

Mejores prácticas en la elaboración de modelos para un enfoque de ecosistemas en la pesca

Números según la Sección 4.2	Consideración en el desarrollo del modelo	Enfoque de mejores prácticas
4.2.1.1	<i>Agregación en el modelo</i>	
	¿Cuántas especies o grupos?	Agregar en base a las características compartidas de las especies y omitir las menos importantes para mantener la trama trófica tratable.
	¿Incluye la estructura de edades, tamaños o etapas de la especie de interés?	Incluir si esta característica es de importancia para el asunto en cuestión y si podría afectar las recomendaciones para la ordenación.

4.2.1.2 Consideraciones espaciales	
¿Incluye estructura espacial?	Incluir al grado necesario para abordar los asuntos de ordenación y los aspectos ecológicos preocupantes.
¿Incluye estructura estacional y temporal?	Incluir donde existen grandes diferencias estacionales del movimiento o producción de las especies que son importantes para abordar los asuntos de ordenación y aspectos ecológicos preocupantes.
Definir las condiciones de contorno	Establecer los límites en base a consideraciones biológicas más que antropogénicas tales como los límites nacionales.
¿Está explotando la pesquería más de una población de una especie particular?	La modelación necesita distinguir tales poblaciones diferentes cuando la práctica de explotación es tal que podría impactar estas poblaciones en diferentes grados; ello hará necesario modelos espacialmente estructurados.
¿Se distinguen diferentes flotas?	Importante en el contexto de la entrega de recomendaciones al nivel táctico, si para la misma masa de captura, las flotas tienen impactos considerablemente diferentes sobre especies objetivo y de captura incidental o sobre el hábitat y/o cuando tales distinciones tienen ramificaciones sociales o económicas importantes.

4.2.1.3

Componentes del modelo

Representar de manera explícita la productividad primaria y el ciclo de nutrientes	Esto puede ser necesario sólo cuando la preocupación clave son los forzamientos ascendentes «bottom-up» o los niveles tróficos más bajos. La inclusión de estos procesos puede ser altamente informativa para algunos ejercicios estratégicos de modelación.
¿Cómo modelar el reclutamiento?	El reclutamiento puede ser incluido ya sea como una propiedad emergente o como una relación derivada (la cual no debería basarse en estudios poco rigurosos de correlación del reclutamiento con parámetros ambientales). Es probable que la variabilidad del reclutamiento sea importante para análisis tácticos y de riesgo, pero no es un requisito estricto para muchos modelos estratégicos.
¿Cómo modelar el movimiento?	Esto incluye poner a prueba la sensibilidad a una gama de hipótesis relacionadas con el movimiento y, donde sea posible, la parametrización de las matrices de movimiento ajustando el modelo asociado a los datos. Si se emplean reglas de decisión para dirigir el movimiento, la atención debería enfocarse sobre si tienen sentido los cambios resultantes en la distribución.
¿Considera explícitamente la dinámica de la flota?	Es importante considerar si cambios sustanciales en la distribución espacial de la pesca pueden ser el resultado de, por ejemplo, la declaración de un AMP. En estas circunstancias, el modelo de población debería incluir componentes espaciales, y puede ser necesario elaborar un modelo de la manera en la que los patrones del esfuerzo de pesca cambiarán en respuesta.

4.2.1.4	<i>Interacciones depredador-presa</i>	Representarla como bidireccional a menos que pueda proporcionarse una motivación suficientemente fuerte de que es aceptable incluir una interacción unidireccional solamente. Las interacciones bidireccionales son deseables al nivel estratégico, pero pueden no ser relevantes al nivel táctico si la intensidad de las interacciones asociadas es baja.
	¿Cuánto detalle en la representación de interacciones depredador-presa?	Reconocer la suma importancia de la forma adecuada para las respuestas funcionales (el término de la interacción presa-depredador) y las selectividades e idoneidades de la alimentación, y el poner a prueba la sensibilidad y robustez del modelo ante formas alternativas.
4.2.1.5	<i>Forzamiento externo</i>	Considerar cuidadosamente si acaso se requiere el forzamiento ambiental para capturar la dinámica del sistema. Se debe tener mucho cuidado al seleccionar las bases para generar el forzamiento a futuro que se planea usar en predicciones y simulaciones de ciclo cerrado.
	¿Incluye forzamiento ambiental?	Los otros errores en el proceso, que surgen de la variación natural de los parámetros del modelo, necesitan ser incluido en las proyecciones, ya sean estratégicas o tácticas, cuando esa variación contribuye substancialmente a la incertidumbre de los resultados del modelo.
	¿Consideraciones de otros errores en el proceso?	Debería considerarse la influencia sobre los sistemas estuarinos y costeros poco profundos en los modelos conceptuales y, si se encuentra que ello conduce a presiones apreciables sobre el sistema, entonces este forzamiento debería incluirse empíricamente (por ejemplo, simplemente como un término de forzamiento) en todos los modelos estratégicos y EEO para el sistema.

4.2.1.6 *Estructura del modelo*

¿Estados estables alternativos?

Los modelos estratégicos en particular necesitan incluir el pronóstico de las consecuencias del cambio ambiental y deben contener la capacidad (por ejemplo, flexibilidad en la elección de las relaciones funcionales) de tomar en cuenta plausibles cambios de fase, ya sea directamente (de acuerdo con observaciones pasadas) o como una propiedad emergente de las funciones del modelo. Aún si se utiliza dicha forma funcional, se debe reconocer que, hasta que el sistema haya cruzado un umbral, puede no ser posible parametrizar el punto del umbral; dada tal incertidumbre, los posibles umbrales podrían tener que evaluarse sobre una base teórica o empírica.

4.2.1.7 *Interacciones técnicas y no tróficas*

Interacciones técnicas

Las interacciones técnicas deben ser incluidas en un modelo si la pregunta que el modelo intenta responder se relaciona con el impacto directo de una pesquería sobre otras especies o hábitat.

Interacciones no tróficas

Si la comprensión del sistema conceptual indica que una interacción no trófica es un determinante crítico de la dinámica de interés (por ejemplo, la biomasa o abundancia de un grupo objetivo), o si la ordenación se podría basar alrededor de esta interacción, entonces su inclusión es altamente deseable.

4.2.2.1

Tratamiento de la incertidumbre

¿Se debería ajustar el modelo a los datos?

El ajuste a los datos es parte de las mejores prácticas y ello requiere la especificación cuidadosa de probabilidades.

Incertidumbre asociada con los parámetros

- Evaluar explícitamente los efectos de las incertidumbres en los parámetros del modelo para recomendaciones de ordenación.
- Los métodos bayesianos y de remuestreo («bootstrapping») son considerados mejores prácticas para cuantificar las incertidumbres de los parámetros en los modelos mono-específico extendidos y en los MRM.
- El mejoramiento de las prácticas actuales para modelos más complejos requiere: 1) una cuenta explícita del número de parámetros que está siendo estimado y el número fijado, 2) estimaciones cualitativas de la incertidumbre en cada parámetro, y 3) análisis de sensibilidad.
- Para el balance de masa y los modelos estáticos: 1) desarrollar y documentar completamente un «pedigrí» formal de los datos (categorización de calidad); 2) realizar análisis de sensibilidad empleando las rutinas disponibles.
- Para los modelos dinámicos: 1) ajustar los modelos a la mayor cantidad de datos posible usando estructuras adecuadas de verosimilitud; 2) ser claro tanto acerca de los sesgos potenciales que surgen de fijar los parámetros, así como indicar en detalle los intervalos de error que resultan al liberar los parámetros; 3) en los casos de fijar los valores de los parámetros, se deberían emplear análisis adicionales de sensibilidad para evaluar la sensibilidad del modelo a las suposiciones; y 4) emplear los resultados de los análisis de sensibilidad para guiar las futuras recolecciones de datos y la continuación de series cronológicas claves.

4.2.2.1	
<i>Tratamiento de la incertidumbre (cont.)</i>	
Incertidumbre en la estructura del modelo	Identificar las hipótesis alternativas de tipo cualitativo para todos los procesos considerados probables de tener un impacto importante sobre los resultados del modelo y luego formular matemáticamente estas hipótesis (o como los valores de los parámetros de una relación general), asignando ponderaciones a cada hipótesis.
¿Qué características a incluir en simulaciones de ciclo cerrado?	La evaluación de estrategias de explotación con control de retroalimentación debería involucrar la simulación del esquema (incluyendo cualquier método de evaluación de poblaciones) que es probable de ser usado en la práctica para determinar acciones de ordenación.
Incertidumbre en la implementación	Identificar, y cuantificar si es posible, el tipo y extensión de las fallas esperadas en la implementación, a través de consultas que incluyan a los encargados de la administración pesquera y a pescadores bien informados, durante el proceso de desarrollo del modelo.
4.2.2.2	
<i>Uso y resultados</i>	
Resultados sociales y económicos	Lograr la colaboración de economistas y sociólogos expertos, junto con los ecólogos pesqueros, cuando se integran factores económicos y sociales en los modelos de ecosistemas.
Facilidad de modularización	Incorporar el diseño orientado a objetos en la programación de modelos de ecosistemas.
Facilidad de uso y comunicación	<ul style="list-style-type: none"> • Proveer modelos con 1) documentación clara, 2) código de fuente con acceso libre, y 3) sistemas efectivos de interfase para las entradas y salidas del modelo («input – output»). • Comunicación clara de los resultados del modelo, incluyendo las soluciones de compromiso, a las partes interesadas. • La documentación y el código de fuente deben estar disponibles libremente para permitir la revisión y comprensión del modelo. El uso de los modelos existentes puede ser de gran ayuda para el aprendizaje, pero se requiere pensar cuidadosamente cuando se usa un modelo preexistente de tal manera que la herramienta no sea mal usada.

5.3 ¿QUÉ HACER CUANDO HAY DATOS INSUFICIENTES?, INFORMACIÓN Y EXPERIENCIA

Los procesos de desarrollo y evaluación de modelos de ecosistemas, llevando a cabo una EEO y derivando modelos tácticos potencialmente más simples, demandan tiempo, destreza y datos que sencillamente no están disponibles en muchas partes del mundo. Así, las mejores prácticas identificadas (Cuadro 2) no son una opción viable en muchos casos. A pesar de ello, los oficiales responsables en tales lugares necesitan reconocer y dar cuenta de los efectos a nivel del ecosistema para la adopción de sus decisiones, con respecto a las pesquerías y el desarrollo costero, y muchos han reconocido la necesidad pero carecen de la capacidad para responder completamente.

Se necesita un proceso para poner a disposición la información acerca de, y los beneficios de los modelos de ecosistemas en las situaciones donde tanto los recursos como los datos son limitados. Este proceso debería basarse en la recopilación de una biblioteca de modelos de ecosistemas completos y de EEO con análisis de aplicabilidad y limitaciones. Los metadatos con cada modelo deberían proporcionar una base para la clasificación que facilite la identificación de las coincidencias más próximas a una nueva situación dada. También, debería haber una evaluación de las fortalezas en cada caso, las áreas de mayor incertidumbre y los riesgos asociados con las decisiones basadas en el modelo. El uso de la biblioteca de modelos, para proporcionar recomendaciones basadas en el ecosistema en una situación nueva, requeriría que un experto en modelación trabajara en colaboración con un funcionario local bien informado y otros interesados. El Recuadro 3 provee un ejemplo hipotético de un procedimiento que podría adoptarse en una situación en que los datos son escasos.

Los primeros pasos incluirían la recopilación de un inventario de los componentes del ecosistema, y la identificación de intereses que compiten, actividades de investigación, actividades y agencias de ordenación, e interesados. Se identifican luego las preguntas y problemas y se construye entonces un modelo conceptual basado en la estructura del ecosistema y las cuestiones identificadas.

En este punto existiría suficiente información para consultar la biblioteca de modelos de ecosistemas, identificar varios análogos adecuados y, de ellos, obtener potenciales respuestas de ordenación para abordar los asuntos identificados. Se debería esbozar un plan de ordenación con un fuerte énfasis en la aplicación precautoria de las medidas propuestas.

Debido a que los modelos están siendo aplicados por analogía, se esperaría que las incertidumbres asociadas sean mayores que aquellas identificadas en la biblioteca de modelos. Un paso final y valioso sería someter el plan preliminar a la revisión por parte de uno o más expertos externos, especialista en modelación de ecosistemas y ordenación, para identificar puntos críticos de peligro o proporcionar un análisis de riesgos.

Recuadro 3

Representación de las consideraciones del ecosistema en un hipotético pequeño Estado insular en desarrollo

Un pequeño Estado insular en desarrollo está en el proceso de elaborar un plan de ordenación pesquera basado en el ecosistema. Una ronda de discusiones con los pescadores y los oficiales encargados de la ordenación de áreas costeras revela un problema obvio de degradación de arrecifes que incluye la carencia de peces grandes y el crecimiento excesivo de algas. Las consultas con las partes interesadas confirman esto y proveen un conocimiento más detallado de las prácticas de pesca incluyendo las artes de pesca usadas, el esfuerzo empleado y las áreas de pesca preferidas. Se recopila una lista de las especies, que incluye estimaciones de la abundancia relativa, a partir de las capturas actuales e históricas registradas e información relacionada; esta lista se aumenta luego con información publicada y fuentes «en línea», así como con el conocimiento de los propios pescadores y otros interesados.

En colaboración con un experto en modelación de ecosistemas, la información obtenida hasta aquí sobre componentes y asuntos del ecosistema es desarrollada en un modelo conceptual. Se explora la biblioteca de modelos de ecosistemas buscando sistemas análogos, en base a localidad, tamaño, latitud, composición de especies, pesquerías y problemas identificados. Idealmente, estarán disponibles varios modelos como análogos útiles; entonces se obtiene estos modelos junto con los resultados y análisis asociados. Se realiza una cuidadosa evaluación de los resultados del modelo y de la EEO obtenidos de la biblioteca, y se usa para identificar medidas de ordenación adecuadas (e inadecuadas) para el caso en cuestión. Debido a que la aplicabilidad de las medidas de ordenación se basa en analogía, las incertidumbres son mayores que aquellas representadas en los resultados del modelo y la EEO. Por lo tanto, los encargados de la administración pesquera deben trabajar con las partes interesadas para ser cautelosos en la utilización de la información del modelo cuando elaboran sus planes de ordenación.

6. COMENTARIOS FINALES

Las aplicaciones de los modelos de ecosistemas abarcan desde el conocimiento básico hasta la entrega de información para adoptar decisiones tácticas de ordenación. Tales decisiones serán mejoradas explorando la misma problemática con diferentes modelos; la confianza en las decisiones aumentará cuando los modelos convergen de manera independiente sobre las mismas decisiones de ordenación y cuando se han considerado de manera adecuada las incertidumbres en los resultados. Como tal, se fomenta y estimula el desarrollo de modelos alternativos. Sin embargo, las incertidumbres que normalmente surgen en relación con los resultados del modelo pueden llevar a recomendaciones encontradas respecto a cuáles decisiones de ordenación podrían ser preferibles. Al efectuar el proceso de evaluación de los resultados del modelo, los modelos necesitan ser ponderados adecuadamente de acuerdo con su credibilidad de tal manera que a los resultados de los modelos más plausibles se les otorga más peso en el proceso de toma de decisiones, que a aquellos que resultan menos plausibles.

En la práctica, debido a que los modelos ecosistémicos y/o multiespecíficos pueden ser complejos y los datos y los recursos para la recolección de datos y el desarrollo del modelo son normalmente limitados, la incertidumbre real involucrada en la aplicación del modelo puede ser mayor de lo que sería tolerado idealmente. Sin embargo, un principio importante para los científicos y administradores es que las decisiones tienen que tomarse y las acciones tienen implementarse para asegurar la utilización óptima y sostenible de los recursos marinos vivos. Estas decisiones deben estar respaldadas por el mejor consejo científico disponible y, en el contexto del EEP, esta recomendación científica debe incluir las consideraciones del ecosistema. Los modelos de ecosistemas, que adhieren lo más posible a las mejores prácticas descritas aquí, serán con frecuencia las mejores fuentes de dicha información, y pueden llevar a recomendaciones fundamentadas sobre argumentos explícitos y basadas en principios. En su ausencia, los administradores y los encargados de tomar decisiones no tendrán otra alternativa sino recurrir a sus propios modelos mentales que pueden con frecuencia ser subjetivos, no probados e incompletos, una situación que ciertamente debe ser evitada.

Los modelos de ecosistemas aún no están en la etapa en que solamente uno de tales modelos podría seleccionarse como el modelo de «ordenación»

(dentro de un procedimiento de ordenación) y ser usado de manera confiable a nivel táctico para proporcionar recomendaciones para la ordenación en un caso particular. Sin embargo, el uso para tal propósito de modelos simples, con un fundamento ecosistémico, podría llegar a hacerse más extendido en un futuro próximo. Dicho fundamento podría obtenerse evaluando estos modelos de «ordenación» más simples con el empleo de la Evaluación de estrategias de ordenación (EEO), donde los modelos operativos que se examinan en ese proceso de evaluación, y que reflejan posibles dinámicas alternativas subyacentes, incluirían una gama de modelos de ecosistemas. Estos modelos de ecosistemas tendrían que incorporar la trama trófica y otros procesos del ecosistema, para ser capaces de esclarecer si se alcanzarían objetivos ecosistémicos más amplios que las meras preocupaciones asociadas con la especie objetivo, si fueran a aplicarse los modelos de ordenación más simples en la práctica. Los modelos tácticos de ordenación en sí mismos no necesariamente incorporarían estas características del ecosistema, pero podrían ser modelos monoespecíficos de evaluación vinculados a reglas de control cuyos parámetros son sintonizados para alcanzar los objetivos a nivel del ecosistema así como de la especie objetivo en el proceso de evaluación. O bien, ellos podrían contar con reglas empíricas simples de decisión usando como datos de entrada («inputs») indicadores tanto de la especie objetivo como del ecosistema.

El siguiente paso en este proceso de desarrollo sería la consideración del empleo de formas menos complejas de modelos de ecosistemas, tales como los ejemplos más simples de Modelos realistas mínimos (MRM), para estos modelos tácticos de ordenación. Estos modelos simples podrían terminar siendo opciones viables, pero requerirán tiempos de desarrollo más largos debido a que necesitarán asociar un proceso más detallado de EEO.

7. REFERENCIAS

- Aydin, K.Y., McFarlane, G.A., King, J.R., Megrey, B.A., y Myers, K.W.** 2005. Linking oceanic food webs to coastal production and growth rates of Pacific salmon (*Oncorhynchus* spp.), using models on three scales. *Deep-Sea Res II*: 52:757–780.
- Aydin, K., Gaichas, S., Ortiz, I., Kinzey D. y Friday, N.** (en prensa). A comparison of the Bering Sea, Gulf of Alaska, and Aleutian Islands large marine ecosystems through food web modelling. NOAA NMFS Technical Memorandum.
- Bakun, A.** 2006. Wasp-waist populations and marine ecosystem dynamics: navigating the “predator pit” topographies. *Progress in Oceanography*. 68:271–288.
- Boldt, J.** 2006. Ecosystem Considerations for 2007. Appendix C of the Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfish Resources of the Bering Sea/Aleutian Islands Regions. North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501. 360p. <http://www.afsc.noaa.gov/refm/stocks/assessments.htm>.
- Butterworth, D.S., Punt, A.E. y Smith, A.D.M.** 1996. On plausible hypotheses and their weighting, with implications for selection between variants of the Revised Management Procedure. Reports of the International Whaling Commission 46:637–640.
- Butterworth, D.S., Cochrane, K.L. y De Oliveira, J.A.A.** 1997. Management procedures: a better way to manage fisheries? The South African experience. En: Pikitch, E.L., Huppert, D.D. and M.P. Sissenwine (Eds). American Fisheries Society Symposium no. 20, Bethesda, Maryland: pp. 83–90.
- Christensen, V. y Walter, C.J.** 2005. Using ecosystem modelling for fisheries management: Where are we? ICES C.M.: M19.
- Christensen, V., Walters, C. y Pauly, D.** 2005. Ecopath with Ecosim; A user’s guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Canada. 154 p.
- Ciannelli, L., Bailey, K.M., Chan, K.S., Belgrano, A. y Stenseth, N.C.** 2005. Climate change causing phase transitions of walleye pollock (*Theragra chalcogramma*) recruitment dynamics, Proceedings of the Royal Society, Series B 272:1735–1743.

- Dambacher, J., Fulton, E.A., Wild-Allen, K., Gray, R., Parslow, P.S., Matear, R. y Okey, T.** 2007. Ecological Modelling Workshop Ecosystem Based Management Framework Project, Hobart November 28–29, 2006. CSIRO Marine and Atmospheric Research, Hobart.
- Dambacher, J., Luh, H.-K., Li, H. y Rossignol, P.** 2003. Qualitative stability and ambiguity in model ecosystems. *American Naturalist*, 161:876–888.
- De Oliveira, J.A.A. y Butterworth, D.S.** 2004. Developing and refining a joint management procedure for the multispecies South African pelagic fishery. *ICES Journal of Marine Sciences*. 61:1432–1442.
- Dill, L., Heithaus, M.R. y Walters, C.J.** 2003. Behaviorally mediated indirect interactions in marine communities and their conservation implications. *Ecology* 84(5):1151–1157.
- Dorn, M., Aydin, K., Barbeaux, S., Guttormsen, M., Megrey, B., Spalinger, K. y Wilkins, M.** 2005. Gulf of Alaska Walleye Pollock. En: Appendix A of the Stock assessments and fishery evaluation reports for the groundfish resources of the Gulf of Alaska region. North Pacific Fishery Management Council, 605 W. 4th Ave., Suite 306, Anchorage, AK 99501.
<http://www.afsc.noaa.gov/refm/stocks/assessments.htm>.
- Duffy-Anderson, J.T., Bailey, K., Ciannella, L., Cury, P., Belgranoc, A. y Stenseth, N.C.** 2005. Phase transitions in marine fish recruitment processes. *Ecological Complexity* Vol.2(3):205–218.
- Ellis, N. y Pantus, F.** 2001. Management Strategy Modelling: Tools to evaluate trawl management strategies with respect to impacts on benthic biota within the Great Barrier Reef Marine Park area. CSIRO Marine Research, Cleveland, Australia. ISBN 0 643 06241 6.
- FAO.** 1997. Enfoque precautorio para la pesca de captura y las introducciones de especies. *FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable*. No. 2. Roma, FAO. 64p.
- FAO.** 2003. La ordenación pesquera. 2. El enfoque de ecosistemas en la pesca. *FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable*. No. 4, Supl. 2. Roma, FAO. 133p.
- Fulton, E.A.** 2001. The effects of model structure and complexity on the behaviour and performance of marine ecosystem models. School of Zoology, University of Tasmania, Hobart, Tasmania, Tesis Doctoral.

- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. y Johnson, C.R.** 2003. Effect of complexity on marine ecosystem models. *Marine Ecology Progress Series*, 253:1-16.
- Fulton, E.A., Hatfield, B., Althaus, F. y Sainsbury, K.** 2006. NWS Benthic Habitat Dynamics Data and Models. North West Shelf Joint Environmental Management Study Technical Report – Vol 17, CSIRO, Hobart, Tasmania.
- Fulton, E.A., Smith, A.D.M. y Smith, D.C.** 2007. Alternative Management Strategies for Southeast Australian Commonwealth Fisheries: Stage 2: Quantitative Management Strategy Evaluation. Report to the Australian Fisheries Management Authority and the Fisheries Research and Development Corporation. 330pp.
- Gray, R., Fulton, E.A., Little, L.R. y Scott, R.** 2006. Operating Model Specification Within an Agent Based Framework. North West Shelf Joint Environmental Management Study Technical Report – Vol 16, CSIRO, Hobart, Tasmania.
- Gulland, J.A.** 1983. Species interactions. (pp. 186–201) En: *Fish Stock Assessment: A manual of basic methods*. Gulland, J.A. (Ed.) John Wiley and Sons, Chichester. 223 pp.
- Hill, S.L., Watters, G.M., Punt, A.E., McAllister, M.K., LeQuere, C. y Turner, J.** (en prensa). Model uncertainty in the ecosystem approach to fisheries. *Fish and Fisheries* 00:00–00.
- Hobday, A.J. y Hartmann, K.** 2006. Near real-time spatial management based on habitat predictions for a longline bycatch species. *Fisheries Management and Ecology*. 13(6):365-380.
- Hollowed, A.B., Bax, N., Beamish, R., Collie, J., Fogarty, M., Livingston, P., Pope, J. y Rice, J.C.** 2000. Are multispecies models an improvement on single-species models for measuring fishing impacts on marine ecosystems? *ICES Journal of Marine Sciences*, 57:707–719.
- Horbow, J.** 2005. The dynamics of Baltic fish stocks based on a multispecies stock production model. *J. Appl. Ichthyology* 21: 198-204.
- Hsieh, Sugihara, C.H., Glaser, S.M., Lucas, A.J. y Sugihara, G. G.** 2005. Distinguishing random environmental fluctuations from ecological catastrophes for the North Pacific Ocean. *Nature* 435, 336–340.
- Jurado-Molina, J., Livingston, P.A. y Ianelli, J.N.** 2005. Incorporating predation interactions in a statistical catch-at-age model for a predator-prey system in the eastern Bering Sea. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* Vol. 62 (8):1865–1873.

- Laws, R.M.** 1977. Seals and whales of the Southern Ocean. Phil. Trans. R. Soc. Lon. B, *Biol.Sci.* 279:81–96.
- Livingston, P.A. y Methot, R.D.** 1998. Incorporation of predation into a population assessment model of eastern Bering Sea Walleye Pollock. En: Fishery Stock Assessment Models, Alaska Sea Grant College Program, AK-SG-98–01.
- Murawski, S.A.** 1984. Mixed-species yield-per-recruitment analyses accounting for technological interactions. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 41:897–916.
- Overland, J.E., Percival, D.B., y Mofjeld, H.O.** 2006. Regime shifts and red noise in the North Pacific. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers. Vol. 53 (4):582–588.
- Pacific Fishery Management Council.** 1998. Amendment 8 ([to the northern anchovy fishery management plan] incorporating a name change to the coastal pelagic species fishery management plan. Pacific Fishery Management Council, Portland, OR, USA.
Disponible en <http://www.pcouncil.org/cps/cpsfmp.html>).
- Pinnegar, J.K., Blanchard, J.L., Mackinson, S., Scott, R.D. y Duplisea, D.E.** 2005. Aggregation and removal of weak-links in food-web models: system stability and recovery from disturbance. Ecological Modelling, 184:229–248
- Plagányi, É.E.** 2004. Walking the bridge from single- to multispecies approaches in southern African fisheries management. Tesis Doctoral, University of Cape Town, Rondebosch, South Africa.
- Plagányi, É.E.** 2007. Models for an ecosystem approach to fisheries. FAO Technical Paper. No. 477. Roma, FAO. 108p.
- Preikshot, D.** 2007. The influence of geographic scale, climate and trophic dynamics upon North Pacific oceanic ecosystem models. Tesis Doctoral, University of British Columbia, Vancouver, xv+208 pp.
- Punt, A.E. y Butterworth, D.S.** 1995. The effects of future consumption by the Cape fur seal on catches and catch rates of the Cape hakes. 4. Modelling the biological interaction between Cape fur seals *Arctocephalus pusillus pusillus* and Cape hakes *Merluccius capensis* and *M. paradoxus*. South African Journal of Marine Science, 16:255–285.
- Rademeyer, R.A., Plagányi, É.E. y Butterworth, D.S.** 2007. Tips and tricks in designing management procedures. ICES Journal of Marine Sciences. 64:618–625.

- Ramos, J.A.** 2000. Characteristics of foraging habitats and chick food provisioning by tropical Roseate Terns. *Condor* 120, 795–803.
- Sainsbury, K.J.** 1991. Application of an experimental approach to management of a tropical multispecies fishery with highly uncertain dynamics. *ICES Marine Sciences Symposium*. 193, 301–320.
- Sainsbury, K.J., Campbell, R.A., Lindholm, R. y Whitelaw, A.W.** 1997. Experimental management of an Australian multispecies fishery: examining the possibility of trawl-induced habitat modification. En: *Global Trends: Fisheries Management*. Pikitch, E.L., Huppert, D.D. and Sissenwine, M.P. (Eds). American Fisheries Society Symposium no. 20, Bethesda, Maryland: pp. 107–112.
- Smith, A.D.M., Sainsbury, K.J. y Stevens, R.A.** 1999. Implementing effective fisheries-management systems: management strategy evaluation and the Australian partnership approach. *ICES Journal Marine Sciences*. 56:967–979.
- Tjelmeland, S. y Lindstrøm, U.** 2005. An ecosystem element added to the assessment of Norwegian spring spawning herring: implementing predation by minke whales. *ICES Journal of Marine Sciences* 62:285–294.
- Walters, C. y Kitchell, J.F.** 2001. Cultivation/depensation effects on juvenile survival and recruitment: implications for the theory of fishing. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58:39–50.
- Walters, C.J.** 1986. Adaptive management of renewable resources. McMillan, New York [Edición de reimpresión, Blackburn Press, 2001] s8u. 374 pp.
- Watters, G.M., Hinke, J.T., Reid, K. y Hill, S.** 2006. KPFM2, be careful what you ask for – you just might get it. Submission to SC-CAMLR WG-EMM, WG-EMM-06/22.

APÉNDICE

ASPECTOS TÉCNICOS DE LAS ESPECIFICACIONES DEL MODELO

Los pasos claves en las mejores prácticas para el uso de modelos se destacan en la Figura 2 de la parte principal de estas Directrices. Si bien la atención de los interesados se centrará indudablemente sobre los resultados del modelo, los pasos más críticos, desde la perspectiva de los modeladores, son aquellos al otro extremo del ciclo de construcción, durante la etapa de especificación del modelo. A través de todo el ciclo de construcción es clave, pero nunca más que durante la especificación del modelo, mantener el foco sobre la razón por la cual se realiza la modelación (la pregunta a abordar); ello debería ser la principal guía durante las decisiones de modelación y dirigirá muchas de las decisiones específicas discutidas posteriormente abajo. Será una consideración clave cuando se identifiquen los criterios de validación empleados para comprobar el desempeño del modelo y desarrollar modelos conceptuales.

Los modelos conceptuales son modelos descriptivos (a menudo bloques y flechas) de «cómo trabaja el sistema» y deberían capturar la comprensión de la estructura del sistema, las interacciones y los promotores «drivers». Esto debería realizarse en consulta con las partes interesadas de tal manera que el conjunto completo de sus conocimientos sea capturado adecuadamente (en lugar de centrarse sólo en los consejos de «expertos» seleccionados). La consulta es imprescindible cuando existe incertidumbre o polémica o especulación, donde se puede proponer información o hipótesis adicionales, pero ello debería presentarse a los interesados para sus comentarios, en un proceso iterativo. Ello asegura que los interesados tienen un conocimiento completo de qué está siendo potencialmente representado o considerado en los pasos posteriores de la modelación.

Se debería poner un esfuerzo considerable en la elaboración de modelos conceptuales, dado que ellos son importantes para identificar subsistemas relevantes, resoluciones adecuadas y procesos esenciales para su inclusión en el modelo final. Sin esto, existe un riesgo considerable de adoptar un modelo que no es el apropiado para el propósito o que es inadecuadamente complejo (ya sea debido a que no contiene suficiente detalle o a que es excesivo). La complejidad es un asunto clave para los modelos de ecosistemas dado que existe el potencial que ella descarrile el proceso de modelación. El trabajo que se ha hecho sobre la complejidad

de los modelos muestra que existe una relación modal («humped») entre el desempeño del modelo y la complejidad. Los modelos muy simplistas que no capturan las interacciones y componentes más críticos del sistema no son útiles. Al otro extremo, los modelos muy complejos no son necesariamente útiles tampoco, dado que ellos son afectados particularmente por la incertidumbre y existe el peligro que los modelos grandes sean prescriptivos en lugar de predictivos. Además, existen considerables problemas de computación con el uso de modelos muy grandes. Por todas estas razones (costos computacionales, incertidumbres y cuestiones del desempeño) la inclusión de detalles más allá de aquellos absolutamente necesarios para abordar el problema específico en cuestión debería evitarse. Los modelos son suficientemente detallados si capturan todos los procesos críticos, promotores y componentes bajo escrutinio.

La forma completa del modelo conceptual no necesita avanzarse automáticamente al nivel de prototipo o modelo completo, pero debería emplearse para definir los subsistemas relevantes. Se ha encontrado que el uso de modelación cualitativa en la forma de análisis de ciclos «loop analysis» (Dambacher *et al.*, 2003) ha sido extremadamente útil para la transición desde modelos conceptuales a la definición de subsistemas relevantes y la comprobación de la magnitud potencial de la incertidumbre en la estructura del modelo. Usando este enfoque, se asignan signos positivos y negativos a cada interacción en el modelo conceptual (tráfico o no tráfico) empleando las convenciones de los «signed diagraphs» (de la teoría de redes). Desde allí se puede determinar (usando los métodos algebraicos descritos por Dambacher *et al.*, 2003) cuáles serán los probables resultados brutos de las perturbaciones del sistema, la identidad de los componentes claves del sistema y cuál es la posibilidad de un error estructural significativo si se omiten o agregan componentes particulares. Otro beneficio de este enfoque es que es sumamente flexible y permite la exploración rápida de estructuras y configuraciones alternativas del modelo. La velocidad a la cual se puede realizar hace muy fácil incorporar las recomendaciones de los interesados y la información de entrada (lo cual, en última instancia, puede mejorar la respuesta y asegurar que las necesidades de los interesados sean entendidas y abordadas). Sin embargo, hay límites para la utilidad de este enfoque. Si bien todavía se puede usar como una infraestructura para considerar los modelos conceptuales, sin importar qué tan grande crece la red, su capacidad para informar sobre las respuestas a potenciales perturbaciones severas y a los errores estructurales

falla una vez que se alcanza un tamaño de modelo grande, y los resultados se hacen ambiguos. Si se necesita emplear sistemas tan grandes, es más útil fraccionar el modelo general en más subsistemas, cada uno de los cuales será considerado a su vez.

Los subsistemas relevantes a ser considerados en las etapas posteriores de la modelación deberían ser sacados de los modelos conceptuales, usando preferentemente métodos como el análisis de ciclos. Desde allí, se debería completar la especificación del modelo empleando un proceso claro, lógico y consistente. Para cada dimensión o atributo del modelo, se debe evaluar la complejidad propuesta en términos de qué contribuciones hace al modelo y al análisis general. Ello dictará la estructura del modelo y potencialmente el tipo de modelo a usar (ver la Figura 1 en el cuerpo de estas Directrices). A su vez, ello determinará las necesidades de datos.

La lista de potenciales atributos del modelo es muy larga (Capítulo 4 de este informe) y puede ser extendida aún más, dependiendo de la pregunta específica que se desea abordar con el modelo y de los detalles destacados en los modelos conceptuales. Independiente de la lista de atributos considerada finalmente, una plantilla útil para la definición del modelo incluiría lo siguiente:

1) Definir la pregunta que se desea abordar

2) Enumerar las características potencialmente importantes

La lista de atributos discutida en la Sección 4 es un excelente punto de partida para esta consideración, aunque también se deberían adelantar consideraciones específicas a las preguntas particulares (aún si más adelante se decide excluirlas para el caso). Como ejemplo, la lista de componentes del sistema a considerar cuando se definen características potencialmente importantes del modelo podría incluir componentes oceanográficos y climáticos, biogeoquímicos, biogeográficos, biológicos (especies dominantes, claves, grupos vulnerables, estructuras de edades o tamaños requeridas), vínculos (tróficos y de otro tipo, pesos, trayectorias múltiples), procesos ecológicos, presiones y actividades antropogénicas. Los modelos conceptuales y los pasos siguientes deberían usarse para reducir la lista completa de potenciales componentes a aquellos que (i) deben y (ii) deberían ser incluidos en el modelo final.

3) Determinar las escalas (y distribución) de cada proceso y componente

Escala espacial: Para determinar la escala espacial del modelo comenzar con los límites del dominio (donde existe o se traslapa la mayoría de los componentes ecológicos) central (o básico). Luego, considerar si la amplitud de los componentes ecológicos significa que el dominio necesita ser extendido para cubrir la mayoría de sus distribuciones; y entonces si necesita ser extendido aún más para capturar los cambios estacionales u ontogenéticos, o si éstos deberían tratarse en vez como importación o exportación a/desde el sistema o como transientes.

Una vez que se han definido los límites, decidir sobre la resolución espacial interna (tanto vertical como horizontal), incluyendo si se requiere división interna y, de ser necesaria, si acaso se usará una cuadrícula homogénea o una red heterogénea de polígonos o sitios (nodos) para definir el sistema. Si se va a emplear un mosaico heterogéneo de polígonos o nodos entonces éstos deberían ser adaptados para corresponderse con los cambios de las propiedades del sistema, dentro del sistema (no colocar pausas a través de las zonas de transición, ponerlas a uno u otro lado mejor) y la fuerza y velocidad de los cambios. Por ejemplo, algunas cajas grandes pueden usarse para cubrir amplias áreas homogéneas (como el centro de grandes bahías o áreas de mar abierto), mientras que se debería usar una serie de cajas pequeñas para representar áreas donde las condiciones cambian rápidamente (tales como en aguas poco profundas, estuarios y alrededor de montes submarinos).

La resolución usada debería estar dictada por las escalas ecológica, ambiental y antropogénica (incluyendo la jurisdiccional), aunque no es siempre necesario usar la misma resolución espacial para todos los componentes de un modelo. Es importante que la resolución espacial capture las principales características (por ejemplo, frentes o límites físicos) del sistema, pero hay que tener cuidado en optar por omisión («defaulting») a una resolución fina ya que ello tiene un alto costo computacional y a menudo no es necesario en el contexto de las preguntas pesqueras consideradas. Llevando esto al extremo, ello no significa que automáticamente se necesitan múltiples celdas, pero si se omiten las subdivisiones internas explícitas entonces cualquier división interna que exista dentro del área modelada debe ser capturada implícitamente (por ejemplo, incluyendo un grupo de «peces costeros» y uno de «peces oceánicos») o el resultado será una dinámica errónea; esto es porque el

espacio es en sí mismo un importante recurso del sistema, particularmente allí donde los grupos bentónicos son importantes. La autosimplificación de la trama trófica (cuando uno o más de los componentes de la trama se pierden de manera consistente) es a menudo un buen indicador de que la representación espacial es excesivamente restringida (Fulton, Smith y Johnson, 2003). Un ejemplo de las características del sistema, que puede usarse para ayudar en la definición de los límites y la resolución, son las propiedades oceanográficas (como corrientes y frentes), las estructuradas en profundidad (ríos, costa, plataforma continental, zócalo continental, talud, agua profunda), las distribuciones biológicas (bentónica, pelágica, oceánica *vs.* costera, grupos migratorios), lugares de embotellamiento, y los principales sitios de aportes humanos. En la Sección 4.2.1.2 se discuten pros y contras adicionales.

Resolución temporal: Decidir una resolución temporal adecuada (por ejemplo, instantánea, mareal, diaria, semanal, mensual, estacional o anual) y si acaso todos los componentes del sistema son manejados de la misma manera o si se emplean diferentes resoluciones para diferentes partes del modelo. Puede ser el caso que algunos grupos estén representados en escalas temporales más finas que otros (por ejemplo, los niveles tróficos más bajos con tasas de recambio más rápidas quizás pueden ser considerados en una escala temporal diferente que los niveles tróficos superiores que cambian más lentamente).

La forma de manejar el tiempo también debería considerarse, dado que puede tener implicaciones computacionales y numéricas. Las tres formas más comunes son: sincrónica (cuando todos los componentes se mueven juntos al mismo paso), adaptativo (donde la tasa instantánea de cambio de cualquier grupo puede dictar el tamaño de un subpaso el cual es entonces iterado y acumulado hasta que se alcanza el paso de tiempo completo), y asincrónica (el paso de tiempo cambia para cada componente dependiendo de qué acciones esté realizando, de manera que la atención se puede enfocar sobre eventos críticos, y no existe necesidad de que todos los componentes tengan que usar el mismo paso de tiempo en algún momento dado). Cada una de éstas tiene sus ventajas y desventajas, pero la consideración crítica común es que cualquiera sea la forma utilizada es imperioso que no se introduzca un sesgo de proceso por alguna orden de ejecución (por ejemplo, a un grupo presa no se le debería permitir que consistentemente escape a los depredadores debido al paso de tiempo

que utiliza o a la posición en que se ubica dentro del ciclo del modelo; la ejecución efectivamente simultánea es imprescindible).

Resolución taxonómica: Decidir la resolución taxonómica a usar (el número de grupos y el grado de agregación). El número de grupos es dictado por la pregunta a abordar y los subsistemas relevantes involucrados. Si el subsistema es suficientemente pequeño (de orden diez o menos) entonces es factible la representación explícita de todos los miembros (este es el caso en muchos Modelos realistas mínimos). Sin embargo, más allá de esto, en la mayoría de los casos es aconsejable alguna forma de omisión o agregación. Se puede argumentar que es más fácil ser inclusivo más temprano y simplificar más tarde en los ciclos de desarrollo del modelo, pero ello tiene sus propias desventajas dado que los modelos grandes tienen también grandes necesidades computacionales y de datos y son mucho más difíciles de trabajar y a menudo no otorgan una clara mejoría en el desempeño. Con esto en mente, se debe decidir qué componentes serán omitidos («podados») y cuáles permanecerán dentro del modelo, y de aquellos que permanecen en el modelo cuáles lo harán a nivel de especie y cuáles serán agregados («agrupados») en grupos funcionales. Los grupos funcionales (o gremios) deberían ser definidos en base a las conexiones depredador y presa, tamaño y tasas, papel, uso del hábitat, comportamiento, otras interacciones no tróficas, y estructura espacial. Las especies a menudo son extraídas por separado debido al interés humano (objetivo o conservación). Donde sea posible se deben usar métodos claros para esta definición de membresía en el grupo (por ejemplo, agrupación de conglomerados «clustering», coloración regular [teoría de redes]). La agregación más allá del nivel de grupos funcionales no es aconsejable en la mayoría de los casos, dado que puede llevar a comportamientos aberrantes (tales como dinámicas de recuperación marcadamente diferentes [Pinnegar *et al.*, 2005]). La omisión de los grupos menos importantes es una mejor estrategia si es necesaria una simplificación posterior (Fulton, Smith y Johnson, 2003). Como guía, la simplificación de una trama ecológica de subsistemas a menos de 20 a 25 por ciento de su tamaño original es raramente beneficiosa, dado que la representación de las distinciones entre grupos grandes y pequeños, o móviles y sedentarios normalmente es crucial (Fulton, Smith y Johnson, 2003). Además, si bien la inclusión de todos los componentes del sistema no es necesaria y hay muchos argumentos para recomendar el enfoque de modelación de los MRM (Modelos realistas mínimos) (por ejemplo, Punt y Butterworth, 1995), se debe poner especial

atención a cualquier asimetría en la resolución taxonómica. Los modelos agregados, con el énfasis colocado sobre partes particulares de la trama trófica (peces, mamíferos marinos o invertebrados), pueden exhibir índices de sistema marcadamente diferentes a los modelos que tienen el mismo número general de componentes pero que están más regularmente resueltos (Fulton, 2001; Pinnegar *et al.*, 2005). Los modelos en los que los invertebrados, los productores primarios y el detritus están fuertemente agregados tienden a ser particularmente resistentes a las perturbaciones del sistema. De manera similar, los modelos centrados en los mamíferos marinos, que agregan apretadamente al resto de la trama trófica, también demuestran ser resistentes a la perturbación (debido a las bajas tasas de recambio y a las bajas biomásas de estos depredadores de alto nivel, comparados con todos los otros grupos funcionales en el modelo). Esta es una ilustración importante de por qué se debe poner mucho cuidado en que las decisiones de construcción del modelo no dicten en última instancia los resultados del mismo (en términos de su desempeño y predicciones).

Una vez que se ha elaborado una trama inicial considerar si se requiere una subestructura para cada grupo (y no se necesita emplear la misma resolución para cada componente). Si el número de individuos es bajo o la variación individual es importante, entonces puede ser necesaria la representación de los individuos, más comúnmente es suficiente con representar conjuntos o grupos. Si existen cambios importantes en el comportamiento a lo largo del ciclo de vida, entonces probablemente se necesite la estructura de edades o tamaños.

Estar alerta a las implicaciones de las conexiones y del nivel de la agregación elegidos e intentar alternativas (esto es cierto para todas las estructuras del modelo, pero particularmente así para esta dimensión del modelo), dado que puede impactar fuertemente los resultados (por ejemplo, la capacidad de dar respuesta del modelo). Por ejemplo, en un sistema donde el subsistema relevante tiene un solo depredador y dos presas potenciales (las cuales a su vez pueden competir o consumirse una a otra), se obtienen resultados muy diferentes (a menudo contradictorios) si las presas se mantienen separadas y las conexiones se mantienen en su lugar, comparado con la situación en que todo se reduce a una simple aplicación un-depredador-una-presa (por ejemplo, Punt y Butterworth, 1995). En el otro extremo de la complejidad del modelo (donde se incluyen cientos de grupos) la incertidumbre asociada con los parámetros puede causar que el desempeño del modelo se degrade significativamente y resulte en

problemas patológicos tales como inestabilidad numérica. Además, incluso en aquellos casos en que los modelos se pueden ajustar a los datos (y se ajustan bien) y se pueden hacer numéricamente estables, el tamaño del sistema que se representa puede hacer que los resultados sean ambiguos y de poco valor. Por consiguiente, debe existir un compromiso práctico entre el nivel de detalle, los datos disponibles y el foco de la pregunta.

Resolución del proceso: Decidir qué procesos deben ser incluidos y el detalle a asociar con el proceso. Por ejemplo, el acoplamiento en ambos sentidos de la depredación (el depredador impacta la presa y viceversa) no será siempre necesario; como fue el caso cuando se evaluó el impacto de la pesca de peces presa sobre los depredadores de alto nivel en Sudáfrica (ver la Sección 4.2.1.4). De manera similar, la representación explícita de los procesos de productividad primaria a menudo no es necesaria, a menos que los niveles tróficos más bajos y el forzamiento «bottom-up» sean componentes significativos del subsistema relevante. En ese caso, esto no significa que la productividad primaria no pueda ser representada de todas formas vía un forzamiento u otra función (de hecho, es siempre importante considerar la manera como se representa la producción de los grupos basales – ver la Sección 4.2.1.3).

Típicamente, la elaboración de los detalles del proceso sólo ocurre si ellos tienen un impacto importante sobre el proceso mismo (por ejemplo, la limitación del crecimiento por los nutrientes, la luz y el oxígeno o el espacio) pero se debería poner a prueba formas alternativas. También se debería dar consideración a si acaso otras formas de modelo pueden vincularse para representar la forma del proceso, sin entrar en detalles minúsculos. Por ejemplo, puede ser posible usar un modelo estadístico o de otro tipo para representar los impactos o la forma gruesa de un proceso clave aún si la mecánica fina no puede representarse explícitamente.

Forzamiento: Decidir si acaso se necesita considerar el forzamiento ambiental y cuáles presiones antropogénicas deben ser representadas (ya sea como un impacto o en detalle). La mejores prácticas sobre este tema se pueden encontrar en la Sección 4.2.1.5; pero como regla empírica, los promotores («drivers») ambientales deberían incluirse si ellos están definiendo la característica de las fuerzas impulsoras o estado actual del sistema. Los procesos antropogénicos a considerar incluyen: aportes humanos y contaminación, turismo, buques, aclareo y desarrollo costero, puertos y dragado, economías y mercados, ordenación, puertos y naves, degradación del hábitat.

Resolución del modelo pesquero: Decidir cuáles pesquerías deberían incluirse, si acaso se necesitan múltiples flotas, y si se necesita la separación explícita entre los sectores comercial, fletamento, artesanal y recreativo. También decidir la resolución del modelo pesquero usado, la cual puede diferir para diferentes flotas de la misma manera como la resolución taxonómica podría diferir a través de grupos ecológicos (por ejemplo, se puede usar una F fija simple en algunos modelos, o para algunas flotas en modelos más grandes, mientras que modelos completos de la dinámica socioeconómicamente impulsada de la flota se usan en otros modelos, o para flotas de particular interés o impacto en modelos más grandes).

4) Forma final del modelo

Al final de este proceso los componentes necesarios tendrán que ser representados a las escalas apropiadas en forma de prototipo(s) o modelo(s) final(es). Es importante recalcar aquí que no hay un solo modelo correcto. Todos los modelos tienen problemas y es mejor (cuando sea posible) usar una gama de modelos que puedan abordar la pregunta de diferentes maneras. Estos modelos se superpondrán en resolución o forma, pero pueden complementarse unos con otros y proporcionar recomendaciones más robustas. Existe una tensión entre predicción y entendimiento, pero la experiencia muestra que la incertidumbre asociada con las preguntas a nivel de ecosistemas significa que el mejor resultado se obtiene considerando combinaciones de modelos (modelos múltiples de diferente forma o con estructuras o formulaciones alternativas). El continuo de tipos de modelos, desde los modelos cualitativos (simples modelos de red) a los modelos de inferencia estadística (determinada por las relaciones en los datos) y los modelos cuantitativos de proceso mecánico (donde el entendimiento del proceso es capturado en un árbol de decisión o series de preguntas) puede ser usado muy efectivamente para contribuir uno con otro y resolver diferentes aspectos de la realidad. El uso de todos estos tipos de modelos no es un requisito absoluto, pero si todos ellos pueden usarse entonces se ha encontrado que es posible obtener un beneficio significativo de su implementación mutua. Esto puede parecer imponente o abrumador, pero la palabra final sobre modelación de ecosistemas debería ser aquella del principio precautorio. La falta de recursos e información no debería ser usada como una razón para hacer nada. La mejor manera de salir adelante es aparejar la pregunta que se desea abordar con los recursos disponibles. Esto significa que aún con relativamente pocos recursos se puede lograr

un gran conocimiento con el uso de modelos cualitativos o cuantitativos multiespecíficos simplificados y ecosistémicos. La mayor contribución del enfoque de modelación de ecosistemas es expandir el pensamiento de todos los involucrados (partes interesadas y modeladores) para considerar las interacciones de sistemas más grandes en lugar de las consideraciones de especies únicas estrechamente confinadas.

Estas orientaciones se han preparado como una adición a las FAO Orientaciones Técnicas para la Pesca Responsable N° 4, Supl. 2, tituladas *La ordenación pesquera*.

2. *El enfoque de ecosistemas en la pesca* (EEP). La aplicación del EEP para la ordenación pesquera requiere el empleo de métodos y herramientas científicas que van más allá de los enfoques monoespecíficos que tradicionalmente han sido las principales fuentes de las recomendaciones científicas. Estas orientaciones han sido elaboradas para ayudar a los usuarios en la construcción y aplicación de modelos de ecosistemas para contribuir a un EEP. Este documento aborda todos los pasos del proceso de modelación, incluyendo el alcance y especificación del modelo, la implementación, evaluación y recomendaciones de cómo presentar y usar los resultados. El objetivo general de estas orientaciones es contribuir a asegurar que la mejor información y recomendación posibles sean generadas de los modelos de ecosistemas y empleadas sensatamente en la ordenación pesquera.

ISBN 978-92-5-305995-9 ISSN 1020-5314



TC/M/10151S/1/01.09/800