

INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL  
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS

**MAESTRÍA EN CIENCIAS**  
**Con Especialidad en Manejo De Recursos Marinos**

ANÁLISIS DEL PAPEL DE LOS TIBURONES EN EL ECOSISTEMA  
Y SU RESPUESTA ANTE LA EXPLOTACIÓN

T E S I S  
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE  
MAESTRO EN CIENCIAS  
P R E S E N T A

GERARDO GARCÍA GÓMEZ

La Paz, Baja California Sur  
Noviembre 2000

CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE  
CIENCIAS MARINAS

**BIBLIOTECA**

**IPN**

# CONTENIDO

Glosario .....	i
<i>Relación de Tablas</i> .....	vi
<i>Relación de Figuras</i> .....	x
RESUMEN .....	xiv
ABSTRACT .....	xv
INTRODUCCIÓN .....	1
ANTECEDENTES .....	3
<i>Justificación</i> .....	7
<i>Hipótesis</i> .....	8
OBJETIVO .....	8
MATERIAL Y MÉTODOS .....	9
<i>El Modelo Ecopath</i> .....	9
<i>El Modelo Ecosim</i> .....	11
<i>Evaluación de los Cambios</i> .....	15
<i>Los Modelos</i> .....	19
RESULTADOS .....	22
<i>Variaciones en la magnitud de cambio de los componentes del     ecosistema al incrementar la tasa de explotación de los tiburones</i> .....	22
<i>Atributos asociados a la estabilidad de los ecosistemas ante una     variación en la biomasa del grupo de tiburones</i> .....	54
<i>Propiedades y atributos específicos de los ecosistemas estudiados</i> .....	60
<i>Atributos y propiedades particulares del grupo tiburones</i> .....	63
<i>Atributos asociados a la estabilidad de los ecosistemas para el     grupo tiburones</i> .....	64
DISCUSIÓN .....	78
<i>Efecto en el ecosistema por la explotación del grupo tiburones</i> .....	78
<i>El grupo tiburones en el ecosistema</i> .....	81
<i>Respuesta del grupo tiburones</i> .....	84
<i>Agrupación de los modelos de ecosistemas</i> .....	86
<i>Consideraciones sobre el recurso tiburón</i> .....	93
CONCLUSIONES .....	95
<i>Recomendaciones</i> .....	97
LITERATURA CITADA .....	98
ANEXOS .....	104
<i>Anexo I</i> .....	104
<i>Anexo II</i> .....	105

## GLOSARIO

<i>Ascendencia</i>	Es una medida del contenido de información y del tamaño de un sistema de acuerdo con sus flujos. Representa tanto el tamaño (total de vías) como la organización de los flujos y por lo tanto la madurez de un sistema.
<i>Bentos</i>	Organismos que viven en el fondo o en los sedimentos marinos.
<i>Capacidad de Desarrollo</i>	Es el límite superior de la ascendencia y mide el potencial de desarrollo del sistema.
<i>Carnívoro</i>	Animal que se alimenta de otros animales.
<i>Conectancia</i>	Es una medida de la estructura trófica en un sistema y de la densidad de las conexiones entre especies, nos dice que tan compleja es la red trófica. Es calculada como el cociente del número de conexiones reales entre el número de conexiones posibles. Refleja la tendencia lineal (cuando $C=1$ ) o en forma de red (si $C=0$ ).
<i>Detritus</i>	Se refiere a toda la materia orgánica en partículas que se produce de la descomposición de organismos muertos.
<i>Ecopath</i>	Modelo de flujos de biomasa balanceado, donde las entradas a un componente son iguales a las salidas. La producción de un grupo es igual a su consumo menos sus pérdidas por respiración, depredación y exportación. Programa de computación que permite calcular los flujos de biomasa balanceados entre grupos incluidos en un modelo, a partir de datos de entrada particulares.

<i>Ecosim</i>	Modelo dinámico para la simulación de los efectos en los cambios de la intensidad de pesca y vulnerabilidad por depredación sobre una población. El modelo permite considerar los cambios en los regímenes ambientales que alteran la abundancia y/o capturas de los grupos funcionales de un ecosistema.
<i>Ecosistema</i>	Unidad ecológica compuesta por una comunidad biótica y el ambiente abiótico de un área particular.
<i>Eficiencia ecotrófica (EE)</i>	Es la fracción de la producción de un grupo que fluye a través de la trama trófica o que es exportada del sistema.
<i>Estabilidad</i>	Resistencia de un sistema a fluctuaciones externas. Capacidad de los sistemas para permanecer sin cambios importantes en su estructura ante perturbaciones.
<i>Fitoplancton</i>	Comunidad de plantas microscópicas que flotan libremente en el agua: Incluye numerosas especies de diatomeas.
<i>Grupo funcional</i>	Organismos que pueden ser considerados como un conjunto, debido a que ocupan niveles tróficos similares y por lo tanto juegan un papel similar en el ecosistema.
<i>Herbívoro</i>	Organismo que se alimenta de vegetales.
<i>Índice de Omnivoría (OI)</i>	Índice empleado para describir la estructura de la red trófica. Es una medida de las interacciones alimenticias y su distribución en los niveles tróficos. Sus extremos son la total especialización ( $OI=0$ , es decir cuando un grupo se alimenta en un solo nivel trófico) y organismos totalmente generalistas (cuando OI se aproxima a 1).
<i>Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)</i>	Es una medida de la forma en que están distribuidas entre los niveles tróficos. Se basa en el OI y no es sensible a la agregación trófica.

<i>Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)</i>	Define la proporción de los flujos totales (la suma de todos los flujos en el ecosistema) que es reciclada en el sistema.
<i>Longitud (promedio) de los Flujos (PL)</i>	La longitud de las vías (PL) se define como el número promedio de grupos (nodos o cajas) que atraviesa un flujo de entrada o de salida.
<i>Madurez</i>	Etapas finales en la sucesión ecológica de los ecosistemas que se alcanza después de haber pasado por diferentes etapas intermedias (seriales) que comprenden cambios en su estructura. Se caracteriza por tener un grado máximo de biomasa por unidad de energía presente.
<i>Magnitud de Cambio (MC)</i>	Cambio en la biomasa existente respecto a la biomasa original, ocasionado por la presencia de una perturbación en el sistema.
<i>Modelo</i>	Representación abstracta o simplificada del sistema ecológico que destaca sólo sus atributos funcionales importantes y los componentes estructurales más evidentes.
<i>Máxima Producción Biológica (MPB)</i>	Condición en la que una población explotada contribuye de forma combinada un máximo, tanto a la mortalidad natural (principalmente depredación) como a la pesquería.
<i>Nivel Trófico</i>	Clasificación funcional de los organismos de una comunidad con base en sus relaciones alimenticias. Posición de los organismos en la cadena alimenticia. El primer nivel trófico incluye a las plantas verdes, el segundo a los herbívoros y así sucesivamente.
<i>Persistencia (R)</i>	Lapso de tiempo que sucede entre el inicio de una perturbación hasta la manifestación de un impacto significativo.

<i>Potencial de desarrollo (Overhead)</i>	La capacidad de un sistema de incrementar la Ascendencia. Es la diferencia entre la Ascendencia y la Capacidad de Desarrollo, es decir, la ascendencia actual y la máxima ascendencia posible. Refleja el potencial de reserva cuando el sistema se enfrenta a perturbaciones.
<i>Producción (P)</i>	Cantidad de energía o materiales generados por individuo, población o una comunidad en un periodo específico.
<i>Rendimiento Máximo Sostenible (RMS)</i>	Esfuerzo que produce el máximo rendimiento que puede ser sostenible por una pesquería sin afectar la productividad a largo plazo del stock.
<i>Resiliencia</i>	Propiedad de un ecosistema de regresar rápidamente a su estado original tras la terminación de una perturbación.
<i>Respiración</i>	Serie compleja de reacciones químicas en todos los organismos por virtud de la cual, la energía es extraída de los compuestos orgánicos. Son flujos de un grupo que no son reutilizables por ningún otro grupo. En los modelos tipo ECOPATH, la respiración es estimada a partir de la diferencia entre la captación de alimento asimilado y la producción.
<i>Tasa de producción/biomasa (P/B)</i>	Cociente entre la producción y la biomasa promedio de un grupo en particular. Valores altos indican organismos altamente productivos y por lo general de vida corta, mientras que valores bajos indican organismos de lento crecimiento. Bajo condiciones de equilibrio es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad total.
<i>Tasa de consumo/biomasa (Q/B)</i>	Cociente entre la cantidad de alimento ingerido por un grupo respecto a su biomasa.

*Tiempo de Recuperación*  
(TR)

Tiempo que se requiere para que un grupo recupere su estado original una vez que ha ocurrido una perturbación en el sistema.

*Total de Flujos*  
(*throughput*)

La suma de todos los flujos en el sistema (depredación, respiración, importaciones y exportaciones).

*Zooplankton*

Comunidad de animales que flotan libremente en el agua incapaces de moverse en contra de las corrientes.

Los conceptos incluidos en este glosario fueron tomados de Odum (1969); Allen (1971); Finn (1980); Ulanowicz (1986); Baird *et al.* (1991); Christensen y Pauly (1992); Sparre y Venema (1992); Christensen (1995); Arreguín- Sánchez y Valero (1996); Walters *et al.* (1997) y Pérez-España y Arreguín-Sánchez (1999a).

Tabla 10. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VENEZUEL, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%)

Tabla 11. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VIRGIN21, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Tabla 12. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema WGMEXICO, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Tabla 13. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema YUCATAN, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Tabla 14. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en los modelos de ecosistema ARRECIFE, CABOS, VENEZUEL y VIRGIN21 al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: +Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).

Tabla 15. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema ASCENCI, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados, +Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).

Tabla 16. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema GOMEXICO, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Tabla 17. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema MONTEREY, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

- Tabla 18. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema NICOYA, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).
- Tabla 19. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema SONDACAM, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).
- Tabla 20. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema WGMEXICO, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).
- Tabla 21. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema YUCATAN, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados, +Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).
- Tabla 22. Parámetros estimados por ECOPATH para el Ecosistema. Los valores entre paréntesis se obtuvieron incrementando el tiempo de simulación, de igual forma se presenta un guión (-) para los valores que no fueron posibles evaluar con la simulación. (unidades: \*t/km<sup>2</sup>; \*\*t/km<sup>2</sup>/año; +Adimensional; ++t•bits/km<sup>2</sup>•año; ~años; @Biomasa relativa).
- Tabla 23. Parámetros estimados por ECOPATH para el grupo Funcional Tiburones en cada modelo de ecosistema. (unidades: \*t/km<sup>2</sup>; \*\*t/km<sup>2</sup>/año; +Adimensional; ++t/km<sup>2</sup>•bits•año).
- Tabla 24. Evaluación de la Persistencia a partir de la simulación en el grupo funcional Tiburones, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor de persistencia se presenta en años).
- Tabla 25. Evaluación de la Magnitud de Cambio para el grupo Tiburones en cada modelo de ecosistema a partir de simulación, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor de la magnitud de cambio se presenta en biomasa relativa).
- Tabla 26. Evaluación del Tiempo de Recuperación para el grupo Tiburones en cada modelo de ecosistema a partir de simulación, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor del tiempo de recuperación se muestra en años).

Tabla 27. Variables seleccionadas para el análisis de componentes principales. Las variables 7 a 13 corresponden a atributos del ecosistema, el resto son atributos del grupo Tiburones. La información completa sobre unidades y definiciones se encuentra en las tablas 22 y 23. (\*los valores de las variables 14 y 15 variaron de acuerdo a la simulación).

Tabla 28. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación  $E=0.3$ .

Tabla 29. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación  $E=0.4$ .

Tabla 30. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación  $E=0.5$ .

Tabla 31. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación  $E=0.6$ .

Tabla 32. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación  $E=0.7$ .

Tabla 33. Variables con mayor aportación para cada componente en el análisis de componentes principales, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación simulada así como su varianza explicada (%). (IC: Conectancia; IO: Índice de Omnivoría del grupo; Mgn Cb: Magnitud de Cambio; T Rec: Tiempo de Recuperación; EE: Eficiencia Ecológica; PL: Longitud de los Flujos; TL: Nivel Trófico; R/B: Respiración/Biomasa del grupo; Prd SR: Producción del sistema en la Red; FTL: Nivel trófico de la pesquería; B: Biomasa del Grupo).

## FIGURAS

- Figura 1. Enfoque de Ecosim para simular el flujo entre la biomasa no disponible de presas ( $B_i - V_i$ ), la biomasa disponible o vulnerable de presas ( $V_i$ ) y el flujo hacia un depredador  $j$  con biomasa  $B_j$  (Walters *et al.*, 1997).
- Figura 2. Conceptos usados para la evaluación de cambios de Biomasa y atributos asociados a la estabilidad.
- Figura 3. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ARRECIFE, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.6$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 4. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ARRECIFE, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones (se excluye el grupo de tiburones).
- Figura 5. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ASCENCI, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.3$ . aplicada en los años 1 a 4 (se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).
- Figura 6. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ASCENCI, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.6$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 7. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ASCENCI, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.
- Figura 8. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema CABOS, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.6$ . Aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 9. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema GOMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.4$  aplicada en los años 1 a 4 (se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).
- Figura 10. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema GOMEXICO, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.

- Figura 11. Cambios en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema GOMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 12. Cambios en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema MONTEREY, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 13. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema MONTEREY, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 14. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema MONTEREY, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.
- Figura 15. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema NICOYA, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.4$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 16. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema NICOYA, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 17. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema NICOYA, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.
- Figura 18. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema SONDACAM, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.6$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 19. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema SONDACAM, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 20. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema SONDACAM, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones (se excluye el grupo de tiburones).
- Figura 21. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VENEZUEL, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.

- Figura 22. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VENEZUEL, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 23. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VENEZUEL, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.
- Figura 24. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VIRGIN21, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 25. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VIRGIN21, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.
- Figura 26. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VIRGIN21, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.
- Figura 27. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.5$  aplicada en los años 1 a 4 (se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).
- Figura 28. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos menores a 30%.
- Figura 29. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos por encima de un valor de 0.3 en su biomasa ( $30\% \square MC$ ).
- Figura 30. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema WGMEXICO, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.
- Figura 31. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4. Se representan en color gris los grupos cuya biomasa resultó poco modificada.

- Figura 32. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de 0.7 aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos menores a 35%.
- Figura 33. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de 0.7 aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos por encima de un valor de 0.35 en su biomasa relativa (35% $\square$ MC).
- Figura 34. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema YUCATAN, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.
- Figura 35. Valores de Persistencia del grupo Tiburones, calculados a partir de la simulación, para los once ecosistemas (A), de acuerdo al incremento en la tasa de explotación (0.3-0.7), y sin considerar los modelos NICOYA, WGMEXICO y GOMEXICO (B).
- Figura 36. Magnitud de Cambio, valores calculados a partir de la simulación, para los grupos de tiburones en los distintos ecosistemas, de acuerdo a la tasa de explotación (0.3-0.7).
- Figura 37. Magnitud de Cambio, valores calculados para los grupos de tiburón en los once ecosistemas de acuerdo al incremento en la tasa de explotación (0.3-0.7).
- Figura 38. Magnitud en el Cambio de la biomasa relativa de los grupos de tiburones en los once modelos. En los tres recuadros se muestran grupos con tendencias similares en la respuesta de los tiburones.
- Figura 39. Tiempo de Recuperación, valores calculados a partir de la simulación, para los once ecosistemas de acuerdo a la tasa de explotación (0.3-0.7).
- Figura 40. Análisis de componentes principales, agrupando a los ecosistemas con base en 15 atributos del grupo funcional y del ecosistema, así como atributos asociados a la estabilidad.

## *Resumen*

En el contexto de la explotación de recursos, el programa *Ecopath* es utilizado para resumir e integrar el conocimiento sobre los ecosistemas, comparar propiedades de éstos o de sus componentes y de su aplicación han surgido importantes generalizaciones acerca de su estructura y funcionamiento. A pesar de que se conoce poco sobre el papel de los tiburones en los ecosistemas, la gran mayoría son depredadores oportunistas que ocupan los niveles superiores de las cadenas alimenticias, actuando como denso-reguladores de poblaciones. Este recurso siempre ha sido de interés para las pesquerías y son varios los productos que de él se extraen además de su carne. Los tiburones se caracterizan por presentar bajos potenciales reproductivos, tasas de crecimiento lentas y una madurez sexual tardía; considerando además el reclutamiento de recién nacidos a diversas pesquerías ribereñas, es lógico señalarlos como altamente vulnerables a la explotación. Así, en el presente trabajo se interpreta el papel de los tiburones como grupo funcional en el ecosistema, y se evalúa la respuesta del grupo ante la explotación.

A partir de soluciones representativas de 11 modelos de ecosistemas tipo *Ecopath*, se utilizó el modelo *Ecosim* para simular incrementos en la tasa de explotación (E) del grupo tiburones, se evaluaron las respuestas a través de cambios en biomasa y propiedades de estabilidad del ecosistema como son Persistencia, Magnitud de Cambio y Tiempo de Recuperación. Asimismo se analizaron dichas respuestas con atributos del grupo funcional tiburones y propiedades del ecosistema mediante componentes principales, para determinar agrupaciones de parámetros y propiedades que permitieron definir patrones en las respuestas del grupo tiburones.

En lo que respecta a vulnerabilidad, los grupos de tiburones presentaron cambios significativos e inmediatos a partir de niveles de explotación de  $E=0.5$ . Se observó que en más de la mitad de los modelos, al disminuir la biomasa de los tiburones se incrementó la biomasa de sus presas, lo que apoya el papel de importantes denso-reguladores en el ecosistema. Los grupos de tiburones que no están sometidos a presiones de pesca, mostraron decrementos repentinos y drásticos en su biomasa y su recuperación fue lenta. También se encontró que grupos de tiburones originalmente explotados muestran una mayor capacidad de resistir incrementos en la tasa de explotación y requirieron un tiempo menor para recuperar sus niveles originales de biomasa. Se observó asimismo que conforme aumenta el esfuerzo de pesca, los atributos relacionados con estructura y estabilidad reducen su influencia, volviéndose más significativos para el ecosistema aquellos asociados a la productividad, consumo y flujos.

# *TROPHIC ROLE OF SHARKS IN THE ECOSYSTEM AND ITS RESPONSE TO EXPLOITATION*

## *Abstract*

In the resources exploitation context, *Ecopath* program is used to summarize and to integrate the knowledge about ecosystems, to compare properties of these as well as their components, and its systematic application has generated a number of generalizations about the ecosystem structure and function. Although little is known about the role of sharks, the great majority are opportunist predators that occupy the upper levels of food chains of marine ecosystems, acting as populations density-regulators. Fisheries has always been interested in this resource, because the several products that are extracted besides its meat. Characteristics like low reproductive potentials, slow growth rates, delayed sexual maturity, as well as newborn recruitment to artisanal fisheries, point out sharks as highly vulnerable to exploitation. The objective of this study is to obtain interpretations on the role of sharks in the ecosystem, and to evaluate its response to exploitation by using the dynamic simulation model *Ecosim*.

Starting from representative solutions of 11 *Ecopath* ecosystem models, *Ecosim* was used to simulate increments in exploitation rate on the sharks group, evaluating the model response through changes in biomass and stability properties of the ecosystem such as Persistence, Magnitude of Change and Recovery Time. On analyzing these response together with the attributes of functional groups and ecosystem properties by means of principal components analysis (PCA) to determine groups of parameters and properties that define patterns in the sharks responses.

Concerning vulnerability, the sharks showed significant and immediate changes from exploitation levels of  $E=0.5$ . It was observed in more than half of the models, that biomass reduction of sharks caused an increment in their preys biomass, supporting the idea that they play a role of important density-regulators in the ecosystem. Likewise groups of sharks usually not subjected to fishing pressures, showed strong and sudden biomass responses and their recovery was slow. On the other hand, a higher capacity to resist increments in the exploitation rate were presented in sharks groups with originally higher fishing rate levels, also the change was smaller although its biomass declined with the effort, and they required less time to recover their original biomass levels. It was observed in the PCA, that as the fishing effort increases, the weight of attributes related with structure and stability decreases, becoming more significant those associated to the productivity, consumption and flows in the ecosystem.

## *INTRODUCCIÓN*

Los tiburones siempre han sido de interés para el hombre y sus pesquerías han tenido una historia larga y variada, siendo típicamente pequeñas e inconstantes a diferencia de las pesquerías sobre peces óseos. Además de su carne, los tiburones son capturados por sus aletas, piel, dientes, aceite de hígado y productos medicinales (Pratt y Casey, 1990). En general los elasmobranquios han sido explotados en muchas partes del mundo, en algunos casos como fauna de acompañamiento, en muchos otros como especie objetivo donde, en aquellas pesquerías que se han expandido rápidamente y se han vuelto más intensas, generalmente han sufrido colapsos o han declinado marcadamente en un corto periodo de tiempo (Anderson, 1990). Cuando esto ocurre, se han observado alteraciones graves en las tasas de renovación natural de dichas poblaciones, algunas veces requiriendo décadas para alcanzar sus niveles anteriores (Pratt y Casey, 1990; Instituto Nacional de la Pesca, 1993).

Durante la década de 1980 los tiburones readquirieron un gran interés comercial, por lo que la comunidad científica internacional ha enfocado sus esfuerzos al conocimiento de los ciclos de vida (reproducción, edad y crecimiento, etc.) de las principales especies de interés económico. Los resultados preliminares de estos estudios han permitido conocer que los tiburones poseen un perfil biológico caracterizado por bajos potenciales reproductivos, lentas tasas de crecimiento y una madurez sexual tardía. Estas características colocan a los tiburones dentro de las poblaciones con una estrategia de vida "K", similar a los mamíferos marinos, situándolos como organismos altamente susceptibles a periodos prolongados de explotación (Hoenig y Gruber, 1990; Castillo, 1992). Otras características relevantes por mencionar comprenden las estrategias reproductivas, ya que las hembras son en general poco fecundas y presentan periodos largos de gestación, existiendo una estrecha relación entre la producción de reclutas y la población adulta. La explotación se ejerce prácticamente durante todo su ciclo de vida; los individuos recién nacidos son reclutados a diversas pesquerías ribereñas (Hoenig y Gruber, 1990) y como juveniles y adultos, a la pesca dirigida como especie objetivo. Estos elementos en conjunto reafirman la idea de vulnerabilidad a altas presiones de pesca, de modo que su manejo y administración debe planearse en una forma conservadora.

A pesar de que se conoce poco acerca del papel de los tiburones dentro de los ecosistemas marinos, la gran mayoría de las especies son depredadores oportunistas que ocupan los niveles superiores de las cadenas alimenticias (depredadores tope), actuando como denso-reguladores de poblaciones de peces, crustáceos, cefalópodos e incluso mamíferos marinos (Castillo 1992; Christensen y Pauly, 1993). Y dado que se presentan en todos los océanos y mares del mundo, las investigaciones sobre su ciclo de vida y ecología determinarán la comprensión de muchos aspectos de los grandes ecosistemas marinos así como de las tramas tróficas (Pratt *et al.*, 1990).

Se han realizado algunos intentos para determinar el impacto de las actividades pesqueras en los stocks de elasmobranquios o de estimar su rendimiento potencial. La mayoría de estos intentos han producido resultados inciertos debido a datos insuficientes y/o uso de modelos inapropiados o bien, resultados no verificables por falta de implementación (Anderson, 1990). Este impacto extendido y los efectos sobre el grupo de los tiburones y otros peces cartilaginosos, no es claro aún. Sin embargo dada la complejidad de las relaciones depredador-presa, se puede predecir que el máximo efecto de eliminar a estos depredadores será extensivo y negativo para los ecosistemas marinos (Compagno, 1990).

En este contexto, Walters *et al.* (1997) señalan la necesidad de sustituir el enfoque tradicional monoespecífico en el manejo de las pesquerías, por el de “manejo de ecosistemas”, es decir, aproximaciones donde se consideren específicamente las interacciones ecológicas, especialmente aquellas de naturaleza trófica y que tengan otra finalidad además del manejo de las pesquerías, tal como el realce de la productividad primaria o el establecimiento de estructuras físicas que moderen las interacciones tróficas (interacciones depredador-presa) proporcionando refugios artificiales o áreas marinas protegidas.

Un enfoque para el análisis de interrelaciones tróficas en los ecosistemas es el modelo Ecopath de Polovina (1984), posteriormente modificado y desarrollado por Christensen y Pauly (1992). Actualmente Ecopath ha sido utilizado por un gran número de autores para resumir el conocimiento disponible sobre los ecosistemas (Christensen y Pauly, 1993). Este tipo de modelos permite, entre otras cosas, conectar los productos de la investigación pesquera con recientes desarrollos de la teoría ecológica, principalmente los propuestos por Ulanowicz (1986). De esta forma es posible comparar varias

propiedades cuantitativas de un ecosistema con otros descritos con Ecopath, de forma tal que la aplicación sistemática del modelo Ecopath ha dado lugar a un gran número de generalizaciones acerca de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas. Otra aplicación ha sido el que los modelos puedan ser usados para evaluar el impacto relativo de cambios de un grupo sobre otros grupos del ecosistema.

Por otro lado, el modelo Ecosim (Walters *et al.*, 1997) transforma las ecuaciones de Ecopath en forma dinámica para simular impactos sobre especies o grupos funcionales que constituyen el ecosistema. A través de este modelo es posible evaluar, para cada grupo individual y para el ecosistema, el impacto de cambios en biomasa (cualquiera que sea la causa, *i.e.* pesca, impacto ambiental, variaciones del ambiente físico, oceánico, atmosférico, etc.), cambios en vulnerabilidad por depredación y efectos denso-dependientes, en diferentes escenarios temporales. Esta herramienta permite efectuar evaluaciones de escenarios de manejo de recursos en el contexto de la pesquería y del ecosistema (Pauly, 1998).

## ***ANTECEDENTES***

Han sido varios los intentos de proveer herramientas y modelos que sean aplicables y constituyan representaciones de los recursos explotados. En un inicio pareció que muchos de los modelos monoespecíficos de recursos pesqueros eran exitosos, hasta el colapso de las grandes pesquerías industrializadas que dilucidaron los primeros problemas en esta área. Fue entonces que comenzó a inferirse la importancia que tenía para la sustentabilidad y persistencia de las pesquerías el considerar las relaciones que guardaban los recursos pesqueros con su ambiente. Las primeras evidencias mostraban interdependencias biológicas que permitían explicar algunas de las variaciones en abundancia de los reclutas a través de los cambios de la abundancia de los depredadores (Arreguín-Sánchez y Chávez, 1995). Actualmente existen numerosas técnicas para entender y representar las interacciones depredador-presa, muchas de ellas relativas a los trabajos de Volterra y Lotka en términos de sus conceptos y formalismo (Hoenig y Gruber, 1990; Christensen, 1996).

En los años 70 se construyeron grandes modelos de simulación involucrando un alto grado de complejidad, culminando con el de Andersen y Ursin (1977), el cual describe el flujo de nutrientes entre los grupos más representativos de los organismos del Mar del Norte, incluyendo 20 especies de peces comerciales interactuando a través de cientos de ecuaciones diferenciales acopladas. A pesar de esta gran complejidad, las limitaciones del modelo estriban en su capacidad predictiva asociada con la calidad y cantidad de parámetros de entrada y en la alta especificidad para la región de posible aplicación. Ahora se entiende que los modelos de simulación de este tipo, aún los más sofisticados, no pueden hacer predicciones reales para las cuales fueron diseñados debido a diversas razones, desde la inevitable imprecisión e incertidumbre de sus parámetros de entrada, hasta la inherente impredecibilidad de los sistemas complejos (Christensen y Pauly, 1995; Walters *et al.*, 1997).

Sin embargo, estos modelos han ayudado a identificar versiones útiles de modelos relativamente más simples y conceptualmente más directos (pero que hacen un uso más intenso de datos), como el análisis de población virtual multiespecífico usado ahora rutinariamente para entender interacciones de stocks en el Mar del Norte. De la misma forma, el modelo del Mar de Bering de Laevastu y Larkin (1981) ha dado paso, a través de un proceso de eliminación (de su estructura espacial y temporal) al modelo Ecopath de Polovina (Walters *et al.*, 1997).

El modelo de Ecopath consiste en un ensamblaje de parámetros de un grupo de ecuaciones, cada una de éstas para un grupo incluido en el sistema y representa una estimación de la producción biológica y la biomasa de cada grupo monoespecífico. El programa entonces resuelve el sistema de ecuaciones y los resultados son presentados en un conjunto de tablas de biomasa y flujos tróficos que permiten la construcción gráfica de los modelos. Con un enfoque de modelación bioenergética, Ecopath es empleado por gran número de autores debido a las ventajas de incorporar los enfoques y la información de biólogos pesqueros y ecólogos acuáticos en una aproximación multiespecífica, integrando el conocimiento disponible sobre un ecosistema en la construcción de un modelo trófico cuantitativo que permite todas las ventajas de la comparación con modelos del mismo tipo (Walters *et al.*, 1997).

Sin embargo, el enfoque original de Ecopath proporciona sólo una imagen estática del ecosistema; así aparece el modelo llamado Ecosim, recientemente desarrollado por

Walters *et al.* (1997), que utiliza archivos de Ecopath y construye modelos dinámicos de ecosistemas, a partir de sistemas de ecuaciones diferenciales que pueden ser utilizadas para simulaciones dinámicas y análisis de variación del equilibrio. Esto es, permite la simulación de incrementos en la mortalidad por pesca (u otras causas) para representar perturbaciones en la biomasa de diferentes grupos, tomando en cuenta tasas de crecimiento, de consumo y diversas causas de mortalidad.

Entre los primeros intentos por evaluar la respuesta del ecosistema ante impactos inducidos por la pesca, utilizando como base el programa Ecopath (previo a la aparición de Ecosim), podemos mencionar los trabajos de Arreguín-Sánchez *et al.* (1994), donde cuantifica los impactos de la pesca multiespecífica de chinchorro en el Noroeste de Yucatán; Arreguín-Sánchez y Chávez (1995) evalúan el papel de tres especies pelágicas en la porción oeste del Golfo de México; Arreguín-Sánchez y González-Cano (1994) para el caso de la langosta en la plataforma continental de Yucatán; Arreguín-Sánchez y Valero (1996) analizan el papel del mero en el ecosistema de la plataforma norte de Yucatán. El común en estos trabajos es la evaluación del impacto en el ecosistema provocado por la pesca y sus respuestas, representando lo anterior a partir de estados cambiantes del sistema donde para cada estado, se reduce la biomasa del recurso.

Por otra parte, en el enfoque que incluye aspectos de la teoría ecológica empleando análisis comparativos de las propiedades y atributos de los ecosistemas, podemos mencionar el trabajo de Baird *et al.* (1991), quienes a partir de análisis de tramas, con base en los flujos de carbón comparan seis ecosistemas, encontrando una relación inversa entre la madurez (*i.e.*, ascendencia relativa) del sistema y el índice de reciclaje de Finn (FCI) considerando que el aumento en el reciclaje de materiales en el sistema, más que un indicador de madurez, es un índice de tensión del sistema.

Christensen (1995) jerarquiza o asigna niveles a 41 modelos de ecosistemas generados con el programa Ecopath sobre la base de su madurez, cuantificando ésta mediante varios de los atributos propuestos por Odum (1969). Encuentra así, que el arreglo en niveles de los ecosistemas muestra una fuerte correlación negativa con la ascendencia; es decir, con el contenido de información (ponderado por los flujos) en un ecosistema, además de una correlación positiva con el atributo denominado Potencial de Desarrollo del sistema (*system overhead*) el cual ha sido sugerido como buen indicador de

la estabilidad. En este sentido, el potencial de desarrollo (*overhead*) proporciona límites en la ascendencia y refleja *sensu* Ulanowicz y Norden (1990) la “fuerza de reserva”, de la cual puede disponer un ecosistema ante cualquier perturbación; este atributo representa asimismo una medida de qué tanto podría desarrollarse el ecosistema.

Más recientemente, Vasconcellos *et al.* (1997) utilizan el programa Ecosim en simulaciones dinámicas de 18 modelos tróficos de tipo Ecopath para explorar la estabilidad de los sistemas cuando son brevemente impactados por una pesquería en los niveles tróficos intermedios. Encontraron que los sistemas con alta capacidad de reciclar detritus presentan una gran capacidad de recuperación de perturbaciones. En este mismo contexto Pérez-España y Arreguín-Sánchez (1999a) proponen un índice de madurez basado en la aptitud de un ecosistema para utilizar su detritus y en la incertidumbre asociada a los flujos de biomasa en el ecosistema, basados en más de 50 modelos Ecopath de diversos ecosistemas marinos del mundo. Por otro lado, Pérez-España y Arreguín-Sánchez (1999b) explican la relación entre complejidad y estabilidad de los ecosistemas demostrando la estrecha relación entre estos conceptos.

Christensen (1998) explora, mediante la comparación de escenarios “antes y después”, los cambios inducidos por la pesquería de pelágicos y organismos asociados al fono en el ecosistema marino del Golfo de Tailandia. A partir de esta simulación se explora el grado en que el estado de la pesquería de un modelo Ecopath correspondiente al año 1980 puede ser reproducido con base en un modelo con información 20 años anterior. Asimismo, reproduce la evolución de las capturas en ese periodo y estudia el proceso de regresión en el tiempo del ecosistema con énfasis en la reducción de la presión de pesca.

De la misma forma, Moreau (1998) con base en tres modelos Ecopath para el Lago Victoria, correspondientes a los años 1960, 1970 y 1980, estudia si Ecosim puede representar la transición desde 1960 hasta la situación prevaleciente en 1980, concluyendo que los resultados son muy realistas.

Arreguín-Sánchez (2000) realiza simulaciones con Ecosim enfocadas a la relación depredador-presa entre mero (*Epinephelus morio*) y pulpo (*Octopus maya*) considerando cambios en la vulnerabilidad por depredación a lo largo de la historia de la pesquería de pulpo. Las simulaciones con Ecosim resultaron en tendencias de las capturas similares a las registradas para ambas especies en los últimos 20 años.

Al tomar en cuenta el enfoque comparativo de grupos funcionales comunes en ecosistemas distintos, tratando de determinar el papel ecológico de un grupo específico, se tiene únicamente el estudio de Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman (1998), donde examinan el papel ecológico de los lutjánidos en dos ecosistemas próximos en la plataforma continental del Golfo de México a partir de impactos simulados de la pesquería; se evalúa la respuesta del ecosistema a través de cambios en la biomasa del grupo e índices de estabilidad, encontrando que existen diferencias en el papel de los lutjánidos entre los ecosistemas y sugieren que estos recursos debieran manejarse como stocks independientes.

Otra perspectiva del uso y aplicación de los modelos Ecopath y Ecosim se refiere a la evaluación del impacto de la pesca a los ecosistemas. En este contexto a raíz de evidencias como interacciones entre el recurso y el resto de los componentes del ecosistema así como la presión de pesca, se han desarrollado varias iniciativas (Jennings y Kaiser, 1998). Entre los enfoques más relevantes se encuentran los trabajos que Pauly *et al.* (1998) hacen sobre varios recursos explotados, así como la pesca de arrastre de camarón (Sheridan *et al.*, 1984; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2000) y los enfoques hacia los grandes ecosistemas marinos (Christensen, 1998; Pauly *et al.*, 1999).

## **JUSTIFICACIÓN**

En 1994, la Convención sobre Comercio Internacional de Especies en Peligro (CITES) emitió una resolución pidiendo que la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura (FAO) y otras organizaciones internacionales, establecieran programas para coleccionar y organizar la información necesaria sobre aspectos biológicos y de comercialización de las poblaciones de tiburón (Castro *et al.*, 1999). Esta resolución de la CITES muestra la preocupación debida al rápido abatimiento que están presentando los stocks de tiburones, así como la necesidad de comprender y cuantificar los efectos del comercio mundial en las poblaciones de tiburones.

Lo anterior es sólo un reflejo más de la generalizada falta de conocimiento sobre muchos de los aspectos del grupo, identificándose así líneas de investigación prioritarias como la dinámica poblacional, crecimiento, reproducción, efectos de la explotación en el

grupo, así como las relaciones ecológicas de las principales especies explotadas. De esta forma, el presente trabajo pretende contribuir al conocimiento de algunos de estos últimos aspectos, en el contexto del ecosistema marino.

## ***HIPÓTESIS***

Ho: El incremento en los niveles de explotación de los tiburones provoca una respuesta similar, en términos de sus atributos ecológicos y está relacionada al tipo de ecosistema, su dinámica y estructura.

Ha: El incremento de los niveles de explotación tiene un efecto distinto sobre cada grupo funcional de tiburones, determinado por sus características biológicas definidas en la estructura y dinámica de cada ecosistema. Esto implica que la respuesta del grupo de tiburones es independiente entre ecosistemas.

## ***OBJETIVO***

El objetivo del presente trabajo es obtener interpretaciones sobre el papel de los tiburones como grupo funcional en ecosistemas previamente descritos con el programa Ecopath, así como evaluar la respuesta del grupo ante la explotación, empleando modelos de simulación dinámica (Ecosim).

Para llevar a cabo éste, se plantean los siguientes

### *Objetivos Particulares*

- Evaluar el impacto relativo de cambios en la biomasa del grupo de tiburones sobre otros componentes del ecosistema, en distintos modelos de ecosistemas marinos.

- Evaluar atributos asociados a la estabilidad de los ecosistemas como son Resistencia, Tiempo de Recuperación y Magnitud del impacto al presentarse cambios en la biomasa del grupo de tiburones.
- Comparar las respuestas simuladas de los diferentes ecosistemas ante impactos inducidos sobre el grupo de tiburones, empleando para ello atributos relacionados con la estabilidad y propiedades del ecosistema.

## ***MATERIAL Y MÉTODOS***

### *El modelo Ecopath*

Ecopath es un enfoque para la modelación trófica (Christensen y Pauly, 1992). El modelo tiene su fundamento en el supuesto de equilibrio, *i.e.* genera un balance en los flujos hacia y desde cada grupo en un modelo cerrado del ecosistema con base en la relación:

$$\begin{aligned} \textit{Producción} = & \textit{Mortalidad por pesca} + \textit{Mortalidad por depredación} + \textit{Migración} \\ & + \textit{Acumulación de biomasa} + \textit{Otras causas de mortalidad} \end{aligned}$$

donde el término de mortalidad por depredación es utilizado para conectar los grupos o especies de depredadores y presas en el sistema, considerando además que:

$$\textit{Consumo} = \textit{Producción} + \textit{alimento no asimilado} + \textit{respiración}$$

Esto resulta en que, dado cualquier periodo de tiempo, la producción biológica  $P_i$  de un grupo ( $i$ ) de organismos (un stock monoespecífico o un grupo funcional) con una biomasa media  $B_i$ , deberá, en un sistema cerrado, ser igual al consumo de sus  $n$  depredadores ( $j$ ) más la captura ( $Y_i$ ). Esto es expresado como

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji} \quad \dots 1)$$

donde  $(P/B)_i$  es la razón Producción/Biomasa de  $i$ , equivalente a la mortalidad total ( $Z$ ) bajo condiciones de equilibrio (Allen, 1971);  $EE_i$  es la eficiencia ecotrófica, esto es la fracción de la producción de  $i$  que es consumida dentro del sistema o capturada;  $(Q/B)_j$  es el consumo de alimento por unidad de biomasa *sensu* Pauly (1986) de  $j$ ,  $B_j$  su biomasa y  $DC_{ji}$  la fracción de  $i$  en la dieta de  $j$ , tal como es estimado de datos de composición de dietas. Así, los elementos de la ecuación representan

$$B_i \cdot (P/B)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot (Q/B)_j \cdot DC_{ji}$$

PRODUCCIÓN BIOLÓGICA de ( $i$ ) = CAPTURA de ( $i$ ) + CONSUMO de ( $i$ ) POR SUS DEPREDADORES

El modelo global se compone de tantas ecuaciones como componentes  $i$  del ecosistema sean considerados, desde productores primarios hasta depredadores tope. La parametrización de estas ecuaciones, se basa típicamente en datos observados de la abundancia de las especies, estudios de hábitos alimenticios y datos de captura. En condiciones de equilibrio, este sistema tiene una razón de cambio de biomasa ( $dB_i/dt$ ) igual a cero, de ahí el énfasis inicial de su naturaleza estable lo cual permite una rápida y fácil estimación de los parámetros del modelo. Son cinco los valores básicos con que le alimenta el modelo, a saber, para cada grupo funcional ( $i$ ), su biomasa ( $B_i$ ), su tasa producción por unidad de biomasa  $(P/B)_i$ , su tasa de consumo con relación a su biomasa  $(Q/B)_i$ , la eficiencia ecotrófica del grupo  $EE_i$  y su tasa de pesca ( $Y_i$ , si es un grupo explotado). Además es necesaria la dieta en términos de proporción para cada grupo funcional. De los cinco parámetros de entrada, uno de ellos puede ser desconocido para cada grupo y puede ser calculado por el modelo. Ecopath ofrece como resultado la cuantificación de los flujos de biomasa así como diversos estadísticos que expresan propiedades del ecosistema y de sus componentes (tabla 1).

Ecopath incorpora además el análisis de incertidumbre a través de funciones de densidad probabilística de los parámetros de entrada. Utiliza la técnica de MonteCarlo con un enfoque semi-bayesiano para obtener un conjunto de posibles soluciones, discriminando aquellas no lógicas (*i.e.* flujos de biomasa negativos). Permite definir

critérios de restricción que actúan a manera de filtros para ofrecer soluciones específicas (Christensen y Pauly, 1995) tales como minimizar residuales, maximizar biomasa, etc.

Tabla 1. Parámetros estimados por Ecopath, tanto para el ecosistema, como para cada grupo funcional que compone el modelo de ecosistema. (para más detalles consultar tablas 22 y 23).

PARA CADA GRUPO FUNCIONAL	PARA EL ECOSISTEMA
Nivel Trófico	Producción Primaria
Biomasa	Respiración
Producción/Biomasa	Tamaño del sistema ( $\Sigma$ flujos)
Consumo/Biomasa	Producción Primaria/Respiración
Eficiencia Ecotrófica	Producción Primaria/Biomasa
Producción/Consumo	Biomasa por unidad de flujo
Flujo al Detritus	Biomasa Sostenida
Producción Neta	Producción Neta
Índice de Omnivoría	Conectancia
Respiración	Índice de Omnivoría del Sistema
Asimilación	Biomasa del Sistema (excl Detritus)
Respiración/Asimilación	Tamaño promedio de los organismos
Producción/Respiración	Índice de Reciclamiento de Finn
Respiración/Biomasa	Longitud de los Flujos (promedio)
Ascendencia	Potencial de desarrollo del Sistema
Potencial de desarrollo	Razón de Schrödinger
Capacidad de desarrollo	Contenido de Información de los Flujos
Total de flujos	Ascendencia basada en la Energía
Tasa de Pesca	Capacidad de desarrollo
Número de vías de flujo	Ascendencia Relativa
Tamaño promedio	Nivel Trófico de la Pesquería
Biomasa por unidad de flujo	Produc del Sistema en la Red
Ascendencia Relativa	
Producción del grupo	
Biomasa sostenida	
Razón de Schrödinger	

### *El modelo Ecosim*

Las simulaciones se llevaron a cabo utilizando Ecosim (Walters *et al.*, 1997), un modelo de simulación dinámica que reexpresa el sistema de ecuaciones lineales que fundamentan Ecopath (ecuación 1), aislando el término de acumulación de biomasa y estableciéndolas como un sistema de ecuaciones diferenciales de modo que

$$\text{Cambios en Biomasa} = \text{Tasa de crecimiento} - \text{Mortalidad Natural} - \text{Mortalidad por Pesca} \\ - \text{Consumo en razón de la Biomasa}$$

Esto conduce a predicciones de cómo las biomásas de los distintos grupos cambian a través del tiempo como una consecuencia de cambios en los patrones de pesca o en otras funciones de cambio en el ecosistema.

La ecuación básica de Ecosim es

$$dB_i/dt = f(B) - M_0 B_i - F_i B_i - \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j) \quad \dots 2)$$

Donde  $B$  es biomasa;  $f(B)$  es una función de la biomasa ( $B_i$ ) si  $i$  es un productor primario, o bien  $f(B) = g_i \sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$  si  $i$  es un consumidor y representa la biomasa del grupo  $i$  en función de su tasa de crecimiento y su consumo alimenticio ( $g_i$ = eficiencia de conversión alimenticia,  $g_i = P/Q$ );  $M_0$  es la mortalidad debida a causas distintas de la depredación y la pesca;  $F_i$  es la mortalidad por pesca; y por último  $c_{ij}(B_i, B_j)$  es la función utilizada para predecir la tasa de consumo de la presa  $i$  por el predador  $j$ . En este sentido, usualmente se ha representado esta relación funcional para predecir el consumo, en el contexto de las pesquerías partiendo de una primera propuesta, basada en los principios de Lotka-Volterra:

$$c_{ij}(B_i, B_j) = a_{ij} B_i B_j \quad \dots 3)$$

con  $a_{ij}$  representando la tasa instantánea de mortalidad en la presa  $i$  provocada por una unidad de biomasa del depredador  $j$ . Esta interpretación de “capturabilidad” dada a  $a_{ij}$  corresponde en la literatura ecológica a interpretar  $a_{ij}$  como la “tasa de búsqueda efectiva” (Holling, 1959) del consumidor, medida por unidad de biomasa. La ecuación 3 es muy conveniente desde la perspectiva de Ecopath, ya que cada  $a_{ij}$  puede ser estimada directamente de la correspondiente estimación de flujo  $a_{ij} = Q_{ij} / (B_i \cdot B_j)$ .

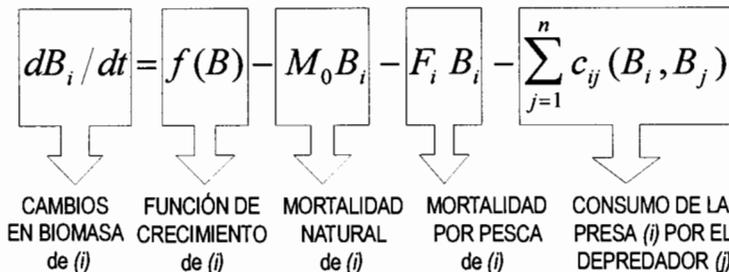
Para términos predictivos, en Ecosim se tienen presentes dos consideraciones. Por una parte, la ecuación 3 no contempla un estado de saciedad en los depredadores, lo que no implica gran problema, pues observaciones de contenidos estomacales en los ecosistemas acuáticos sugieren que la mayoría de los consumidores son raramente capaces de alcanzar la saciedad (o evitan en términos de depredación los riesgos necesarios para conseguir llenar sus estómagos la mayoría del tiempo). Probablemente la consideración

más importante en la función de predicción (ecuación 3), es que los patrones de encuentro entre depredadores y presas en la naturaleza en términos espaciales suceden pocas veces al azar y se asocian más a menudo con mecanismos físicos y de comportamiento que limitan la proporción a la cual las presas se vuelven disponibles o vulnerables a encuentros con los depredadores. Para representar estas consideraciones, el modelo Ecosim contempla que cada grupo de presas  $B_i$  tiene un componente disponible  $V_{ij}$ , para cada consumidor  $j$ , en cualquier momento (figura 1).  $V_{ij}$  gana biomasa de la porción no disponible ( $B_i - V_{ij}$ ) a una tasa  $v_{ij}$ , la biomasa regresa al estado no disponible a una razón  $v_{ij}V_{ij}$ , y la biomasa es retirada de  $V_{ij}$  por el consumidor a una tasa de encuentros  $a_{ij}V_{ij}B_j$ . Asumiendo que el proceso de intercambio entre  $V$  y  $B$  opera en escalas cortas de tiempo relativas a los cambios en  $B_i$  y  $B_j$ ,  $V_{ij}$  debería estar cercano al equilibrio, lo que implica que  $dV/dt=0$  (Walters *et al.*, 1997). Al variar este equilibrio con  $B_i$  y  $B_j$ , el flujo de consumo de  $i$  a  $j$  varía en Ecosim de acuerdo con el predictor:

$$c_{ij}(B_i, B_j) = a_{ij}v_{ij}B_iB_j / (2v_{ij} + a_{ij}B_j) \quad \dots 4)$$

En el caso de consumidores con niveles de biomasa bajos esta relación funcional se reduce a un flujo  $c = a' B_i B_j$ , donde  $a'$  es la mitad del valor predicho de  $a_{ij}$  sin considerar las limitaciones de la disponibilidad o vulnerabilidad de presas. Pero para los casos de consumidores con altos niveles en la biomasa  $B_j$  ( $a_{ij}B_j \gg 2v_{ij}$ ),  $c$  se aproxima a una tasa de flujo máximo “donador controlado”  $c = v_{ij}B_i$ . Así  $v_{ij}$  representa la tasa instantánea de mortalidad que el consumidor  $j$  puede ejercer en el recurso alimenticio ( $i$ ) (Walters *et al.*, 1997).

De tal modo que los elementos de Ecosim (ecuación 2) pueden verse como



y de esta expresión, los componentes directamente modificables para la simulación en el modelo son:

- a)  $f(B_i)$  puede afectarse a través de patrones ambientales
- b) La pesca a través de  $F_i B_i$  o para grupos no explotados puede adicionarse otras causas de mortalidad inducida, fundamentalmente una sustitución del término  $F_i B_i$  por  $M_i B_i$ , donde  $M_i$  = mortalidad inducida
- c) Cambios en la vulnerabilidad por depredación en  $\sum_{j=1}^n c_{ij}(B_i, B_j)$

De este modo, la ecuación 2 permite la simulación de incrementos de  $F_i$  para representar perturbaciones en biomasa de los diferentes grupos, tomando en cuenta la tasa de crecimiento, consumo y la mortalidad debida a causas distintas de la depredación y la pesca. Cabe hacer la aclaración que los resultados generados por Ecosim con la simulación, no abarcan los grupos de productores ni detritus.

- $a$  = Tasa de búsqueda del depredador
- $B_i$  = Biomasa total de la presa
- $B_j$  = Biomasa del depredador
- $v$  = Tasa de intercambio por comportamiento
- $V_i$  = Biomasa de presas vulnerables

El equilibrio dinámico entre  $B_i - V_i$  y  $V_i$  implica que  $V_i = v B_i / (2v + a B_j)$

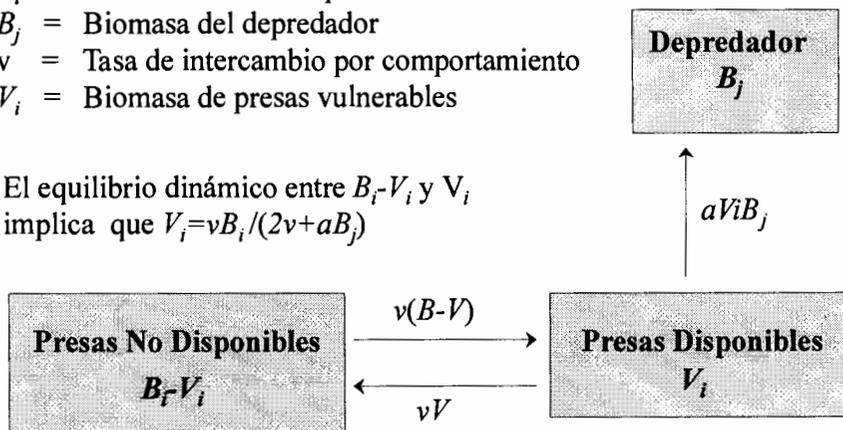


Figura 1. Enfoque de Ecosim para simular el flujo entre la biomasa no disponible de presas ( $B_i - V_i$ ), la biomasa disponible o vulnerable de presas ( $V_i$ ) y el flujo hacia un depredador  $j$  con biomasa  $B_j$  (Walters *et al.*, 1997).

Para llevar a cabo el análisis del papel de los tiburones en el ecosistema, se seleccionaron 11 modelos tróficos de ecosistemas construidos con Ecopath (tabla 2), que contemplan el grupo funcional Tiburones. En el anexo I se presentan algunas de las especies representantes de dicho grupo, definidas ya sea por su abundancia, por la mayor disponibilidad de información o bien por su aporte a la biomasa del componente o grupo funcional.

Estos modelos fueron ajustados utilizando la rutina *Ecoranger* (Christensen y Pauly, 1996). El uso de esta rutina para robustecer las respuestas de los modelos, tiene como propósito manejar el mismo contenido de información o mejor dicho, información igualmente representativa de los modelos para fines comparativos, tal como ha sido implementado por Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman (1998), entre varios autores y en última instancia su uso se ha recomendado (Cochrane, 1998). En estos modelos el grupo de tiburones corresponde en todos los casos a depredadores carnívoros, términos a los que se circunscribe el presente análisis. Para realizar el ajuste se empleó un criterio de minimización de residuales, seleccionando una distribución triangular, un 10% de variación y determinando un porcentaje de corridas aceptables mayor o igual al 30% (*i.e.* 3'000 de 10'000).

### *Evaluación de los cambios*

A partir de la ecuación 2 se probaron cambios inducidos por la pesca; esto es, afectando el término  $F_{ij}$ . De este modo, la forma de medir los impactos en el grupo de tiburones fue a través de cambios de la biomasa en el tiempo, así como cambios en las siguientes propiedades del ecosistema siguiendo los criterios de Pérez- España y Arreguín-Sánchez (1999b): *Resistencia*, que es el lapso desde el inicio de la perturbación hasta la identificación de un impacto significativo; a saber, cualquier cambio, positivo o negativo, (>10%) de la biomasa inicial; *Tiempo de Recuperación*, considerado una medida de la estabilidad interna (Vasconcellos *et al.*, 1997), y se define como el lapso transcurrido desde el inicio hasta el final del impacto; y *Magnitud de Cambio (MC)*, calculado como el máximo cambio proporcional en biomasa ( $B_{max} - B_{min}$ ) con respecto al valor inicial o línea de base  $B_{ini}$ , o bien  $MC = (B_{max} - B_{min}) / (B_{ini})^{-1}$  (figura 2).

Tabla 2. Modelos tróficos empleados para el análisis sobre el papel funcional de los tiburones en el ecosistema, agrupados de acuerdo a Christensen y Pauly (1993) por tipo de ecosistema. Se presenta la denominación original por los autores tanto del nombre de grupo como de archivo. (Fuente: <http://www.ecopath.org>).

Tipo	Lugar/Sistema	Grupo	Archivo	Fuente
<i>Ecosistemas de Surgencia</i>	California Bahía de Monterey	Carnívoros Necton: (Tiburones+2 grupos)	Monterey	Olivieri <i>et al.</i> (1993)
<i>Ecosistemas de Plataforma</i>	Golfo de México Plat Continental Área de Florida	Tiburones	Gomexico	Browder (1993)
	Golfo de México Sonda de Campeche	Tiburones	Sondacam	Manickchand-Heileman <i>et al.</i> (en prensa)
	Venezuela Plataforma	Tiburones pequeños	Venezuel	Mendoza (1993)
	Bahía Ascensión Quintana Roo	Tiburones	Ascenci	Vidal y Basurto (en prensa)
	Yucatán Plataforma Continental	Tiburones	Yucatan	Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> (1993a)
<i>Sistemas Arrecifales</i>	Caribe Mexicano Arrecife de Barrera	Tiburones	Arrecife	Alvarez-Hernández (en prensa)
	Islas Virgenes Arrecife de Coral Caribe	Grandes Tiburones/rayas	Virgin21	Opios (1993)
<i>Ecosistemas Costeros</i>	Golfo de México Porción SW Comunidad Costera	Tiburones	Wgmexico	Arreguín-Sánchez <i>et al.</i> (1993b)
	Golfo de Nicoya Costa Rica	Tiburones	Nicoya	Van Dam <i>et al.</i> (en prensa)
	Los Cabos, BCS Comunidad Pelágico-costera	Tiburones	Cabos	Torres-Alfaro y Villalobos- Bañuelos (en prensa)

Dada la naturaleza distinta de los ecosistemas contemplados, así como las condiciones diferentes de pesca en cada uno de sus componentes, no es posible realizar comparaciones directas de cambios en las biomásas debidas a la pesca, ya que el estado de explotación actual difiere mucho. Por ejemplo, la respuesta esperada con un incremento de  $X\%$  en  $F_i$  en un stock no explotado (como los ecosistemas de arrecife de las Islas Vírgenes o de la comunidad pelágica de los Cabos) puede ser significativamente diferente

de uno cuya explotación esté usando el recurso en un nivel de máxima producción biológica (como el caso de la comunidad costera del suroeste del Golfo de México). En el primer caso se tendría una explotación moderada y en el segundo una situación de sobrepesca. Con el objeto de hacer comparables las respuestas de las poblaciones y del ecosistema al inducir cambios en la explotación, se llevaron los niveles de explotación a estados similares independientemente de la magnitud de su biomasa; esto es, se definió como punto de partida una tasa de cosecha ( $Y_i/B_i$ ) igual para todos ellos. Por ello se utilizó como criterio inicial la Tasa de Explotación ( $E$ ) con la forma

$$E = \frac{F}{M + F} (1 - e^{-(M+F)})$$

donde:  $F$  es el coeficiente de mortalidad por pesca y  $M$  la mortalidad natural total

esta expresión representa la proporción de la población que muere por efecto de la pesca, donde los valores de  $M$  y  $F$  pueden ser obtenidos por Ecopath. El valor de  $E=0.5$ , equivalente a lo que los biólogos pesqueros conocen como Rendimiento Máximo Sostenible (RMS) fue seleccionado como punto de partida considerando además dos cambios,  $\Delta E=0.1$  por debajo y por encima del valor de RMS.

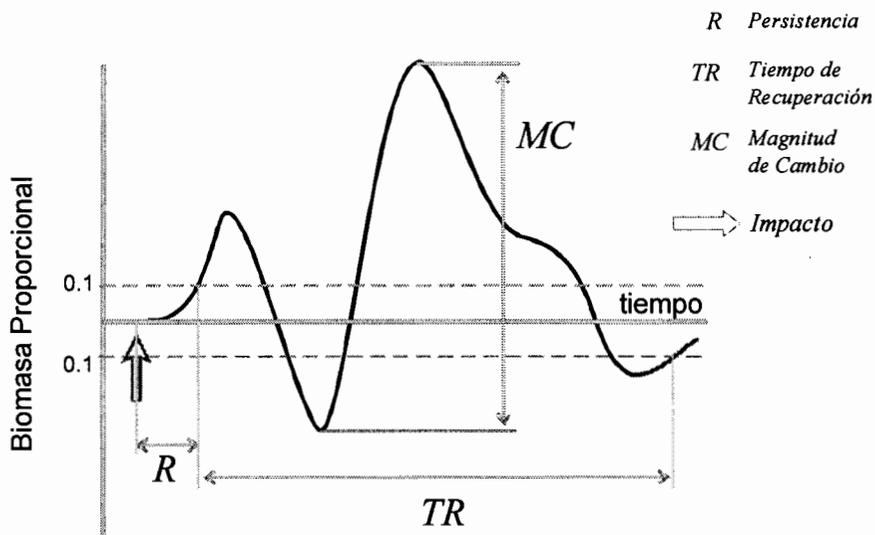


Figura 2. Conceptos usados para la evaluación de cambios de Biomasa y atributos asociados a la estabilidad.

La obtención de E se llevó a cabo utilizando los parámetros F incorporados en el modelo original como Y/B (tasa de cosecha) para el grupo tiburones y obteniendo M a partir de la suma de sus componentes, es decir  $M=M_2+M_0$ , ya que el programa estima los valores tanto de  $M_2$  (mortalidad por depredación) como de  $M_0$  (otras causas de mortalidad) para cada grupo funcional. Una vez obtenidos estos datos para cada grupo en cada modelo, se utilizó un algoritmo de iteración para conocer la tasa de explotación original en cada caso y el valor de mortalidad requerido por Ecosim para construir los distintos escenarios de simulación.

Una vez ajustados los modelos, se llevaron a cabo las simulaciones en 5 escenarios distintos, en cada uno de los cuales se incrementó la tasa de explotación (E) para el grupo de tiburones en 0.1, partiendo de un valor inicial de  $E=0.3$ , hasta  $E=0.7$ .

Las simulaciones para todos los casos, incluyeron los siguientes criterios:

Duración de la simulación	50 años
Pasos de integración (por año)	12 pasos
Inicio del impacto (año)	Año 1
Final del impacto (año)	Año 4
Impacto	Variable (el necesario para la E simulada)
Sin Factor Multiplicativo	

La evaluación de los atributos de estabilidad, junto con otras propiedades de los grupos y del ecosistema tales como Ascendencia, Total de Flujos, Producción Neta, Índices de Omnivoría, etc. (tabla 1) cuantificados por Ecopath, se consideraron para cada modelo analizado.

Finalmente se analizaron las respuestas de atributos de los grupos funcionales, de las propiedades del ecosistema y los atributos de estabilidad (Persistencia, el Tiempo de Recuperación del sistema y la Magnitud de Cambio) en los 11 modelos, cuando la mortalidad en los grupos de tiburones se incrementó promoviendo cambios en la biomasa a través del tiempo, sobre la base de técnicas estadísticas de agrupamiento y correlación. Se empleó del programa AnaCom (De la Cruz-Agüero, 1994) un Análisis de Componentes Principales, incorporando aquellas variables que no rebasaran un valor de correlación de 0.66. Determinando agrupaciones de parámetros y propiedades que

permitieron definir patrones en las posibles respuestas del grupo, así como inferir su sensibilidad ante potenciales perturbaciones.

### *Los Modelos*

A continuación se presenta una breve descripción de los modelos de ecosistemas incluidos en el presente análisis.

*Ecosistema del arrecife de coral tipo borde-barrera en el sur del Caribe mexicano* (ARRECIFE; Alvarez-Hernández, en prensa). El sistema tiene una clara determinación de zonas caracterizada por una laguna de ancho variable y una profundidad media de 5 a 7 m cubierta por algas, moluscos y peces. Cerca del arrecife existen colonias aisladas de corales alcionarios y escleractinios reflejando un sustrato más consolidado. El modelo incluye 18 grupos funcionales (anexo II.1) de los cuales, se extraen únicamente la langosta y el caracol.

*Ecosistema de la Bahía de Ascención, Quintana Roo, México* (ASCENCI; Vidal y Basurto, en prensa). Esta bahía tiene un área de 260 km<sup>2</sup> y está localizada en el estado de Quintana Roo, en la Península de Yucatán. Está fuertemente influenciada por zonas de manglar y arrecifes de coral, se caracteriza por una alta concentración de nutrientes y ha sido considerada como un área de crianza de importantes recursos pesqueros (langosta, tiburones y peces tanto oceánicos como costeros). El modelo comprende 17 grupos funcionales (anexo II.2). La langosta constituye la mayor biomasa dentro de la bahía y junto con los tiburones pequeños, mojarras, macabí (principalmente juveniles) y carángidos, son los recursos pesqueros más importantes.

*Ecosistema de la comunidad pelágico-costera de la costa sur de la Península de Baja California, México* (CABOS; Torres-Alfaro y Villalobos-Bañuelos, en prensa). El área definida para el estudio comprende 2,113 km<sup>2</sup>, que corresponden a la distancia entre Cabo San Lucas y Cabo Pulmo, en la entrada del Golfo de California. La región de la boca del Golfo de California es considerada como una zona fértil, en virtud de la elevada concentración de nutrimentos. El frente oceánico que forma la corriente de California en esta zona permite la concentración de diferentes especies, particularmente organismos

pelágicos por la escasa dimensión de la plataforma continental. El modelo presenta 10 grupos funcionales (anexo II.3) haciendo énfasis en las especies pelágicas explotadas por la pesca deportiva.

*Ecosistema de la plataforma continental al norte del Golfo de México, en el área de Florida* (GOMEXICO; Browder, 1993). El modelo cubre la plataforma continental del Golfo de México, abarcando porciones desde Estados Unidos hasta la plataforma de Yucatán. La mayor parte de la producción en el ecosistema esta basada en la productividad biológica de estuarios y notablemente de los manglares cercanos. Abarca 14 grupos funcionales (anexo II.4), entre los grupos de importancia comercial se incluyen los camarones, los meros y pargos, el atún aleta amarilla, el pez espada y la sierra.

*Ecosistema de la Bahía Monterey en California* (MONTEREY; Olivieri *et al.*, 1993). La Bahía Monterey se ubica en el límite de la corriente de California. Vientos del noroeste favorecen afloramientos que ocurren a lo largo del año, pero son más marcados a finales de la primavera. El modelo abarca 15 grupos funcionales vivos más uno de detritus (anexo II. 5). Entre los recursos de importancia comercial se encuentran el calamar, la sardina, la anchoveta y el salmón.

*Ecosistema costero del Golfo de Nicoya, Costa Rica* (Van Dam *et al.*, en prensa). El Golfo de Nicoya es un estuario en la costa del Pacífico en Costa Rica y tiene varios usos: pesquería, acuicultura, turismo, salinera y puerto. En el golfo esta rodeado por manglar y las áreas circundantes se usan para la agricultura. Tiene una superficie de 1,630 km<sup>2</sup> con profundidades desde los 20 m en la parte norte hasta mas de 200 m donde se encuentra con el Océano Pacífico. El golfo interno tiene sedimentos lodosos mientras el golfo externo tiene bordes rocosos y fondos rocoso-arenosos. Debido a la gran descarga por parte de los ríos, la salinidad en el golfo fluctúa de acuerdo con la temporada seca y de lluvias. Pueden distinguirse 5 pesquerías principales en el Golfo de Nicoya: la de camarón blanco con peces asociados al fondo como pesca de acompañamiento, la pesquería de camarón que opera en la porción externa del golfo, la pesquería de palangre dirigida a especies asociadas al fondo y pelágicas, la pesquería de sardina y finalmente la pesquería

de “piangua” (*Anadara tuberculosa*) en las zonas de manglar. El modelo comprende 14 grupos funcionales (anexo II.6).

*Ecosistema de la Sonda de Campeche, México* (SONDACAM; Manickchand-Heileman *et al.*, en prensa). El suroeste del Golfo de México es oceanográficamente, un sistema complejo y dinámico. Contrastan dos industrias, la petrolera y la pesquera, tradicionalmente en conflicto dada la convergencia de sus actividades. El área de estudio forma parte de la plataforma continental de la región oeste de la Península de Yucatán. El efecto combinado de las condiciones del ecosistema, resulta en cambios significativos en los flujos de energía entre los componentes pelágicos con los asociados al fondo y bentónicos. La pesquería principal esta enfocada en los camarones peneidos. El modelo incluye 19 componentes (anexo II.7).

*Ecosistema de la porción noreste de la plataforma continental de Venezuela* (VENEZUEL; Mendoza, 1993). El área incluye cerca de 30,000 km<sup>2</sup> y es donde tiene lugar la mayor producción pesquera en Venezuela. La productividad es una función de los afloramientos inducidos por vientos, durante la época seca, así como del aporte de las descargas de los ríos en la época de lluvias. El ancho máximo de la plataforma es de casi 110 km. Los sedimentos del fondo son variados, aunque predomina el lodo; en la región oeste de la plataforma abundan los fondos arenosos y pueden asimismo encontrarse algunas áreas con fondos rocosos. El área es fuertemente explotada con tasas de captura cercanas a 4.5 t/km<sup>2</sup>/año, de las cuales más de la mitad corresponden a los pelágicos pequeños, entre los que desatacan la sardina, la macarela, el bonito. Entre los recursos asociados al fondo se destacan el camarón, los burritos, los pargos, los meros, los moluscos y las corvinas. El modelo esta formado de 16 grupos funcionales (anexo II.8).

*Ecosistema del arrecife de coral en las Islas Vírgenes* (VIRGIN21; Opitz, 1993). El modelo se basa en información publicada de las Indias Occidentales, además del sistema arrecifal, incluye varios subsistemas adyacentes, desde el manglar y zonas estuarinas, hasta regiones de pastos marinos, planicies cubiertas de algas y zonas lodo-arenosas más profundas. Comprende las comunidades pelágicas y asociadas al fondo en 21 grupos funcionales (anexo II.9). Se asume como un sistema no explotado.

*Ecosistema costero de la porción suroeste del Golfo de México* (WGMEXICO; Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993b). Este modelo cubre una buena parte de las áreas costeras del sector suroeste del Golfo de México, en ellas se lleva a cabo una actividad pesquera substancial. Se estima que cerca de dos terceras partes de la producción primaria y de detritus se debe al aporte de las lagunas costeras en la región. Constituido por 24 grupos funcionales (anexo II.10), el modelo hace énfasis en especies explotadas comercialmente; entre las más importantes se señalan a los tiburones, la sierra, el carito, los camarones y los cangrejos.

*Ecosistema de la plataforma continental de Yucatán, Golfo de México* (YUCATAN; Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993a). La plataforma continental de Yucatán abarca cerca de 100,000 km<sup>2</sup>, el fondo es principalmente rocoso o arenoso. El modelo incluye 21 componentes (anexo II.11), con grupos comercialmente importantes que son característicos de las áreas arrecifales, principalmente meros, pargos, pulpos y langostas. El área es infuída fuertemente por afloramientos estacionales a lo largo del límite noreste de la plataforma durante el final de la primavera y el verano, que tienen impacto en la distribución y comportamiento de las especies en el ecosistema, así como en su estrategia de vida y procesos reproductivos. La estructura de la comunidad presentó grandes cambios junto con mortalidades masivas, tras un derrame petrolero en 1979-1980.

## **RESULTADOS**

### **Variaciones en la Magnitud de Cambio de los componentes del ecosistema al incrementar la tasa de explotación de los tiburones**

En el caso del modelo del ecosistema Arrecife de Barrera, al sur del Caribe mexicano (ARRECIFE), el grupo Tiburones mostró decrementos importantes en su biomasa relativa (figura 3). Así, los valores de la magnitud de cambio variaron de 0.58 hasta 0.97, con E=0.3 hasta E=0.7; no obstante, en ninguno de los escenarios simulados se presentó un cambio mayor al 10% en la biomasa de los grupos, a excepción de lo ya mencionado para el grupo de Tiburones (tabla 3). Se aprecia por otra parte, que los

componentes que mayor magnitud de cambio presentaron en respuesta al incremento en la tasa de explotación sobre los tiburones, corresponden al grupo Meros y al de Escómbridos/Tiburones Pequeños principalmente y en mucho menor grado a las Aves y los Cefalópodos, donde todos los casos referidos la magnitud de cambio fue positiva (representó un incremento en la biomasa) (figura 4).

Tabla 3. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ARRECIFE, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Aves	0.013	0.018	0.021	0.024	0.026
Meros	0.039	0.056	0.071	0.085	0.095
<b>TIBURONES/RAYAS</b>	<b>0.580*</b>	<b>0.738*</b>	<b>0.851*</b>	<b>0.926*</b>	<b>0.970*</b>
Escómbridos/Tib peq	0.029	0.040	0.050	0.057	0.061
Cefalópodos	0.011	0.015	0.018	0.021	0.023
Pelágicos menores	0.003	0.005	0.006	0.006	0.007
Peces carnívoros	0.007	0.009	0.011	0.012	0.012
Tortugas marinas	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Crustáceos	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003
Peces omnívoros	0.008	0.010	0.013	0.014	0.016
Moluscos/gusanos	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
Zooplankton	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002
Equinodermos	0.001	0.002	0.002	0.003	0.003
Peces herbívoros	0.006	0.008	0.010	0.011	0.012
Animales sésiles	0.000	0.001	0.001	0.001	0.001

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

\_\_ el grupo no regresa a su estado original después del periodo de tiempo simulado

Para el modelo del ecosistema Bahía de Ascención, Quintana Roo (ASCENCI), la respuesta significativa de sus distintos componentes se presentó a partir del escenario de explotación menor (E=0.3) donde los grupos con mayor magnitud de cambio fueron, de mayor a menor, Delfines, Carángidos, Cangrejos y Pámpanos (tabla 4). Corresponden a los tres primeros grupos incrementos en la biomasa relativa, además de representar impactos significativos es decir, cambios positivos o negativos mayores al 10% de la biomasa inicial (figura 5). En el caso del grupo Pámpanos, el cambio corresponde a un ligero incremento inicial y posteriormente un decremento prolongado para, finalmente, recuperar con el resto de los grupos su tendencia hacia los valores de biomasa original.

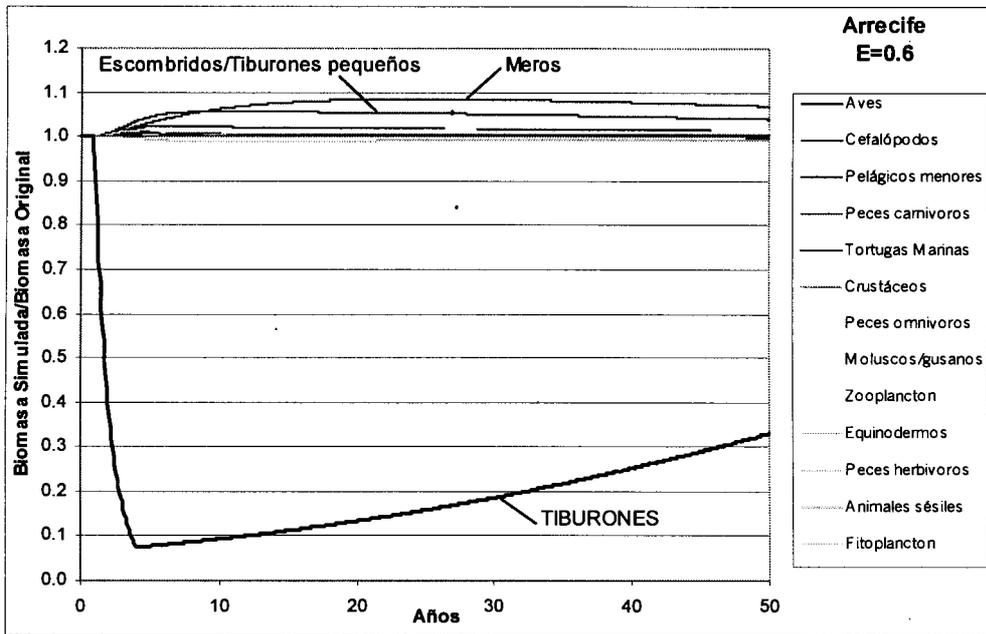


Figura 3. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ARRECIFE, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.6$  aplicada en los años 1 a 4.

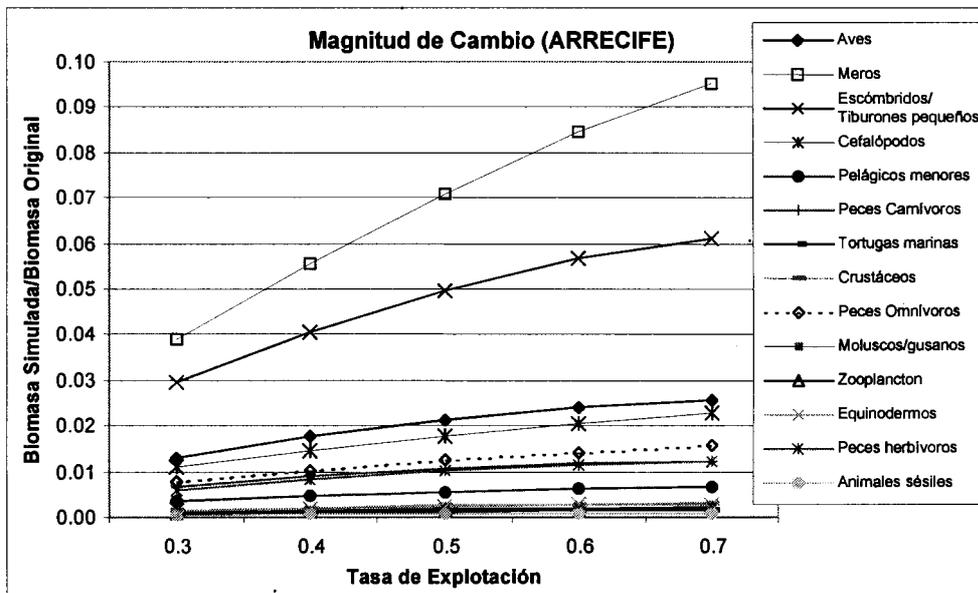


Figura 4. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ARRECIFE, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones. (Se excluye el grupo de tiburones).

Tabla 4. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ASCENCI, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Delfín	0.240	0.388	<u>0.573</u>	<u>0.808</u>	1.118
Tiburón gata	0.082	0.133	<u>0.195</u>	<u>0.274</u>	<u>0.378</u>
TIBURONES	0.589*	0.777*	0.917*	1.016*	1.076*
Aves	0.100	0.151	0.205	<u>0.262</u>	<u>0.326</u>
Barracuda	0.094	0.142*	0.194*	0.249*	<u>0.306*</u>
Cazones	0.096	0.145*	0.194*	<u>0.246*</u>	<u>0.298*</u>
Pargos	0.081	0.124	0.170	0.220	0.273
Carángidos	0.149	<u>0.238</u>	<u>0.345</u>	<u>0.480</u>	<u>0.654</u>
Langostas	0.061	0.094	0.130*	<u>0.172*</u>	<u>0.221*</u>
Cangrejos	0.133	0.190	0.236	0.270	0.291
Mojarras	0.016	0.023	0.028	0.034	0.040
Macabí	0.087	0.128*	0.166*	0.202*	0.236*
Pámpano	0.108*	0.162*	<u>0.218*</u>	<u>0.277*</u>	<u>0.338*</u>
Invert. Bentónicos	0.027	0.042	0.058	0.076	0.096

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

\_ el grupo no regresa a su estado original después del periodo de tiempo simulado

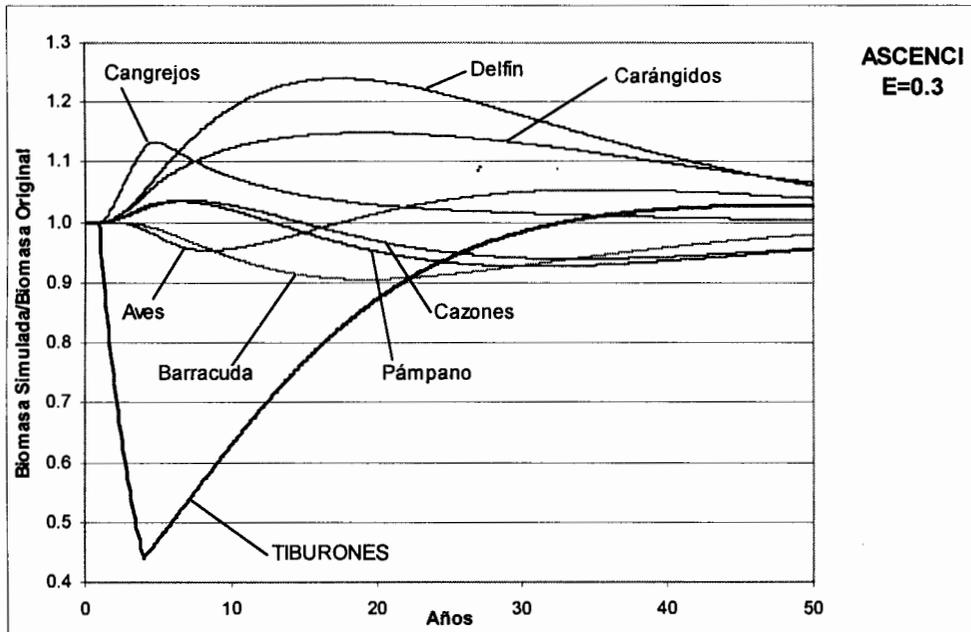


Figura 5. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ASCENCI, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de E=0.3. aplicada en los años 1 a 4. (Se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).

No es sino hasta un nivel o tasa de explotación de  $E=0.4$ , en que se observan grupos cuyas líneas de biomasa descienden del nivel de 0.9 (figuras 5 y 6), representando impactos significativos (decrementos por debajo del 10% de la biomasa original). Tal es el caso de los grupos Barracudas y Pámpanos cuyas magnitudes de cambio resultaron de 0.14 y 0.16 en su biomasa relativa (tabla 3).

El grupo Tiburones presentó variaciones en la magnitud de cambio de 0.58 hasta 1.07, bajo las presiones de pesca simuladas, de  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$ .

En general, el patrón de respuestas para cada modelo de ecosistema fue el mismo, variando únicamente las magnitudes de cada componente de acuerdo a la tasa de explotación ejercida en el escenario simulado (figura 6). El grupo cuya respuesta se manifestó más rápido fue el de Cangrejos; así mismo, fue el grupo cuya recuperación fue la más pronta. El grupo Delfines fue, de todos los componentes del modelo, el que se vio más afectado por la tasa de explotación aplicada a Tiburones, incluso no logrando regresar al intervalo de  $\pm 10\%$  en su nivel de biomasa inicial a partir tasas de explotación de  $E=0.5$ .

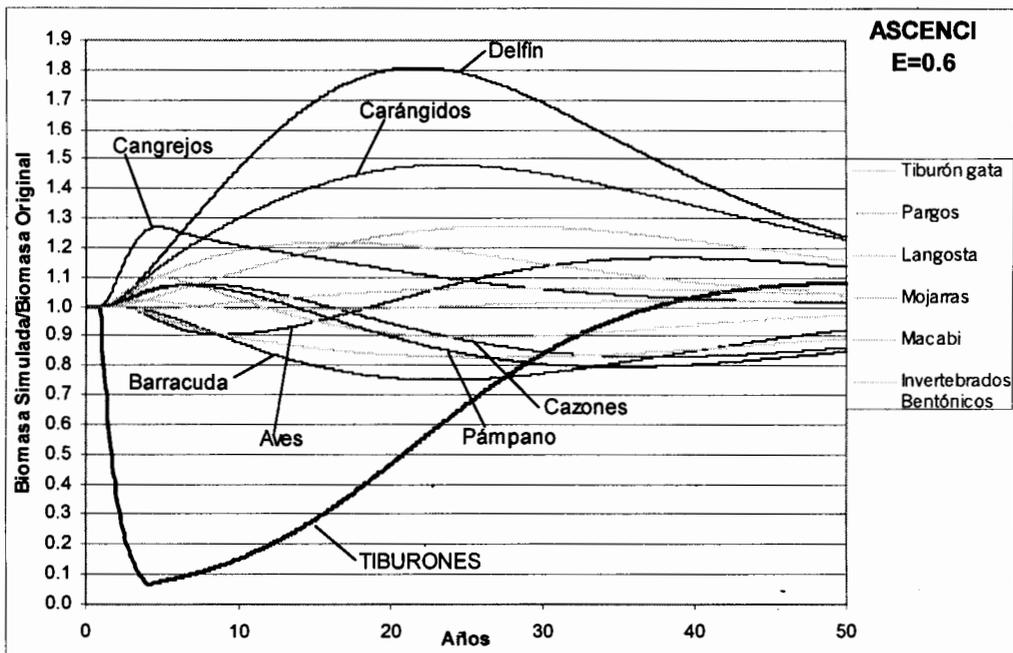


Figura 6. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema ASCENCI, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.6$  aplicada en los años 1 a 4.

Al considerar en conjunto los valores de magnitud de cambio para todos los componentes del ecosistema de Bahía Ascención, se observa que los grupos que se ven más afectados conforme incrementa la presión de pesca sobre los tiburones, son los grupos Delfines y Carángidos, cuya magnitud en el cambio de su biomasa no sólo se incrementa en ambos casos, sino que el grupo Delfines, bajo una tasa de explotación extrema ( $E=0.7$ ), iguala e inclusive supera el nivel de cambio del grupo explotado (tiburones) sólo que a diferencia de éste, el cambio referido es en sentido positivo (Figura 7).

En el modelo de ecosistema de la comunidad pelágica de Baja California Sur (CABOS), en los cinco escenarios simulados, con el incremento en la presión de pesca sobre el grupo Tiburones, no se presentó ningún cambio significativo en la biomasa de ningún otro componente aún con tasas de explotación altas (tabla 5). Mientras que bajo esos mismos escenarios el grupo Tiburones presentó valores de magnitud de cambio desde 0.68 bajo una tasa de explotación  $E=0.3$  hasta un valor de 0.98 bajo una presión de pesca extrema  $E=0.7$ . Este grupo no se logró recuperar dentro del periodo de tiempo simulado (figura 8).

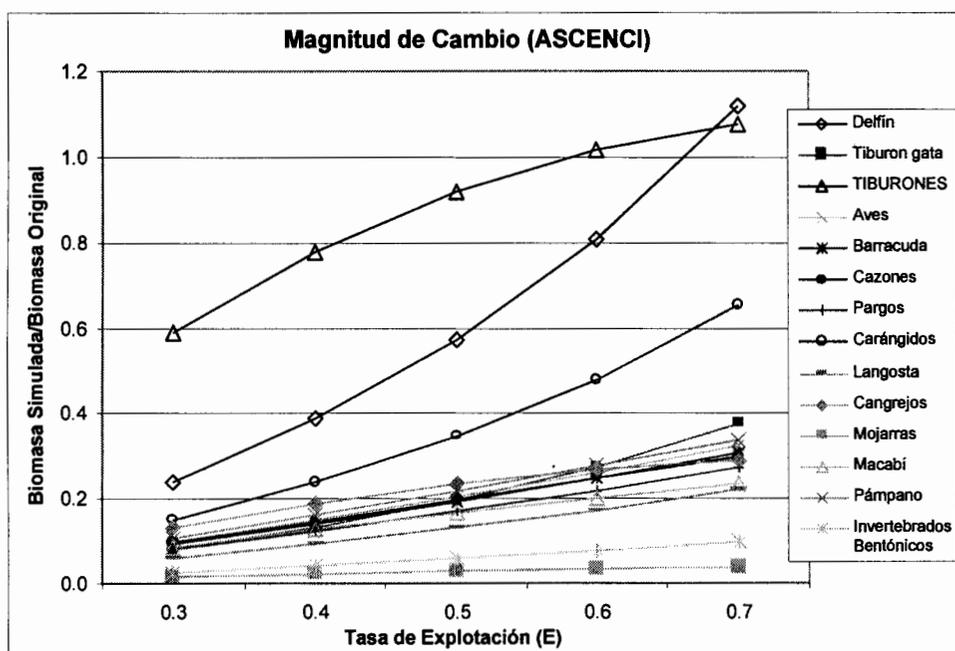


Figura 7. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema ASCENCI, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.

Tabla 5. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema CABOS, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (> 10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
TIBURONES	0.682*	0.811*	0.899*	0.954*	0.984*
Dorado	0.002	0.003	0.004	0.004	0.005
Marlines	0.012	0.015	0.019	0.022	0.024
Atunes	0.005	0.006	0.008	0.009	0.010
Langostilla	0.006	0.008	0.009	0.010	0.011
Moluscos	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004
Zooplancton	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004
Pelágico menor	0.001	0.002	0.002	0.003	0.003

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

\_\_el grupo no regresa a su estado original después del periodo de tiempo simulado

Para el modelo de ecosistema de la plataforma continental del área de Florida, en el Norte del Golfo de México (GOMEXICO), los impactos en sus componentes, como respuesta a la disminución de la biomasa del grupo tiburones, se manifestaron desde escenarios con bajas tasas de explotación,  $E=0.4$ . (No se utilizó un escenario inicial con una tasa de explotación de 0.3, debido a que la captura que existe sobre el recurso tiburón, como valores en el modelo original, se halla ligeramente por encima de dicha tasa de explotación).

En la tabla 6 puede observarse que se presentan impactos positivos en grupos como Marlin/Pez Vela, Sierra y Atunes, con magnitudes de cambio de 0.36, 0.22 y 0.13 respectivamente. Por otro lado, hubo disminuciones significativas en la biomasa de los grupos Depredadores Pelágicos y Depredadores de fondo con valores de biomasa relativa de 0.32 y 0.11 (figura 9).

El grupo Tiburones presentó cambios proporcionales de su biomasa relativa desde 0.25 bajo una tasa de explotación de  $E=0.4$ , hasta un valor de 1.12, con una presión de pesca simulada de  $E=0.7$ .

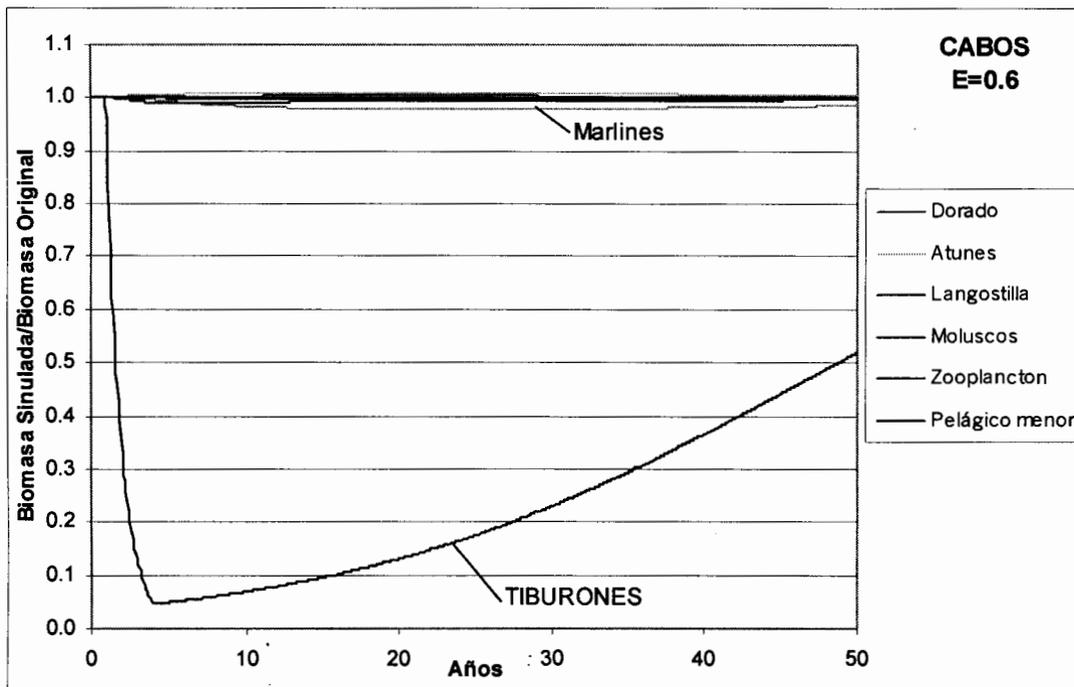


Figura 8. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema CABOS, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.6$ . Aplicada en los años 1 a 4.

Tabla 6. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema GOMEXICO, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa ( $>10\%$ ).

Grupo	Tasa de Explotación (E)			
	0.4	0.5	0.6	0.7
Zooplancton	0.021	0.062	0.116	0.184
Bentos	0.018	0.047	0.073	0.075
Peces Pelágicos	0.057	0.165	0.304	0.407
Peces de Fondo	0.072	0.200	0.345	0.308
Cangrejos/Camarones	0.049	0.132*	0.219*	0.123
Depredadores Pelágicos	0.324*	0.766*	1.102*	1.238*
Depredadores de Fondo	0.114*	0.289*	0.455*	0.449*
Sierras	0.220	0.680	1.226	1.870
Atunes	0.135	0.397	0.723	1.028
Marlin/Pez Vela	0.366	1.154	2.233	3.174
TIBURONES	0.249*	0.600*	0.908*	1.118*
Delfines	0.039	0.110	0.194	0.153

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

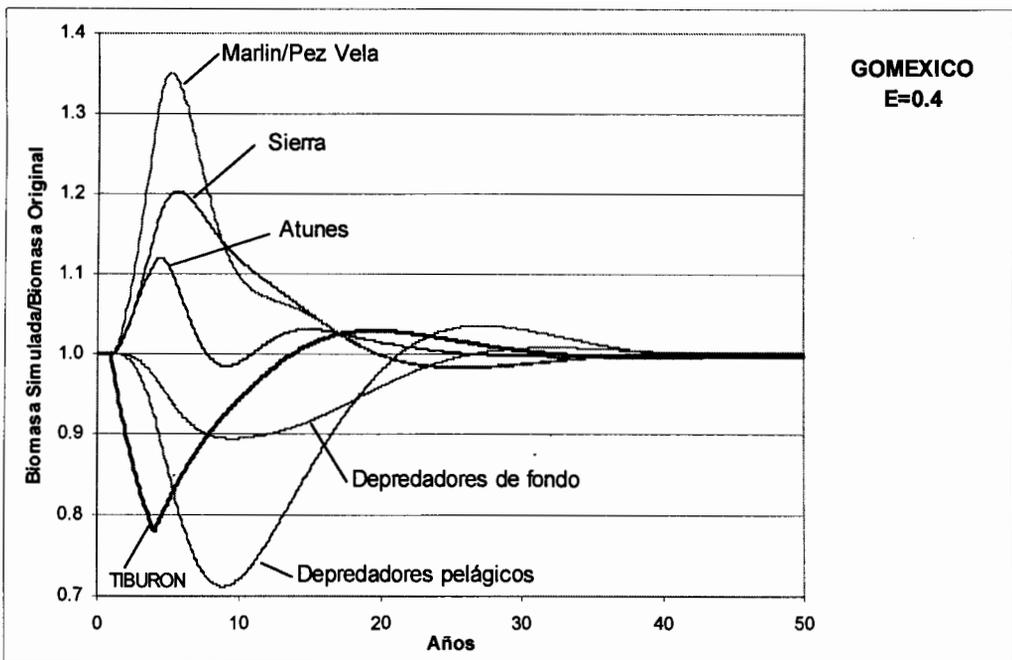


Figura 9. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema GOMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.4$  aplicada en los años 1 a 4 (se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).

Se aprecia conforme a los distintos escenarios, que grupos ya señalados como son Marlin/Pez Vela, Sierras, Atunes y Depredadores Pelágicos, siguen siendo los que mayores cambios sufrieron como respuesta a las simulaciones de explotación sobre los tiburones (figura 10) produciéndose, bajo niveles de explotación extremos ( $E=0.7$ ), cambios significativos en prácticamente todos los componentes del ecosistema (figura 11). El grupo Depredadores Pelágicos presentó un decremento significativo en su biomasa que se prolongó en el tiempo, siendo el último grupo en recuperarse del impacto. Cabe mencionar que este modelo de ecosistema junto con el de la plataforma continental de Yucatán (YUCATAN), fue donde se presentaron los mayores valores de magnitud de cambio del conjunto de 11 modelos de ecosistemas contemplados en el presente estudio. No obstante lo anterior y a diferencia de varios modelos ya descritos, el tiempo de recuperación de la mayoría de los grupos con excepción de los grupos Delfines y Depredadores Pelágicos, es alcanzado cerca del año 33 de simulación y al año 38 todos los grupos ya habían regresado al intervalo contemplado de biomasa original (figura 11).

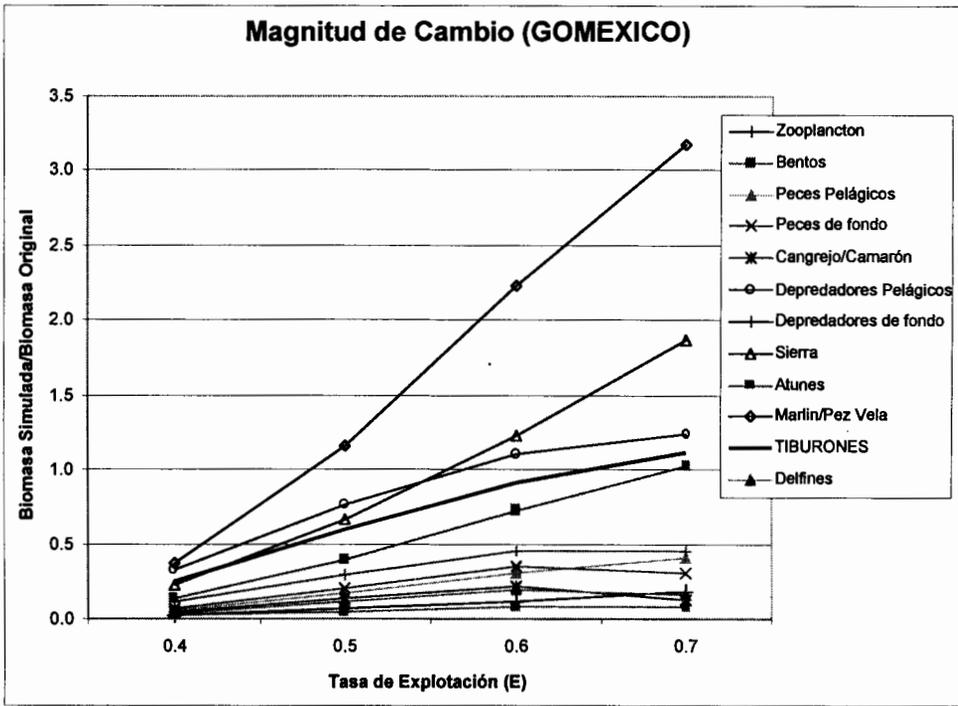


Figura 10. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema GOMEXICO, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.

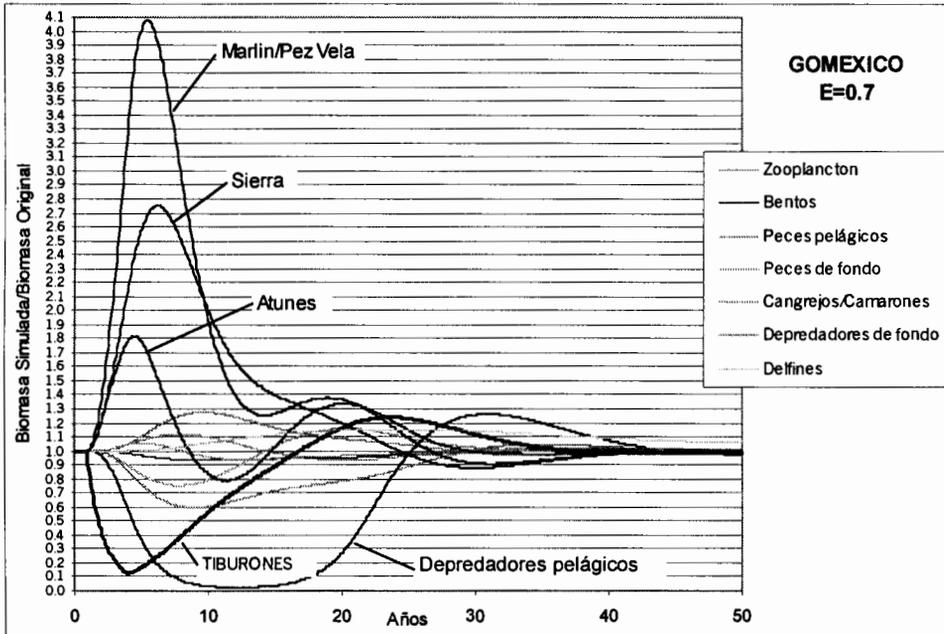


Figura 11. Cambios en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema GOMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de E=0.7 aplicada en los años 1 a 4.

En el ecosistema de la Bahía de Monterey, en California (MONTEREY), al igual que el caso anterior, es posible observar el impacto que ha tenido el cambio en la biomasa del grupo de tiburones sobre otros componentes, aún en escenarios de baja presión de pesca ( $E=0.3$ ). Así, es posible observar en la figura 12 que cuatro grupos presentan cambios significativos y son: Peces de fondo y Peces Omnívoros con incrementos de su biomasa, así como los grupos Macrobentos y Macrozooplancton con impactos negativos.

Bajo las presiones de pesca simuladas,  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$ , el grupo de Tiburones presentó magnitudes de cambio en su biomasa de 0.54 hasta 1.05 respectivamente (tabla 7).

Como en los modelos anteriores, en general el patrón de respuestas del modelo bajo las distintas tasas de explotación, fue el mismo. El grupo Peces de fondo presentó los mayores incrementos en su biomasa respecto a los demás componentes del modelo, así mismo el grupo Macrobentos fue el que negativamente sufrió el mayor efecto. En una condición de  $E=0.7$  la recuperación de todos los componentes ocurrió aproximadamente en el año 36 de la simulación (figura 13).

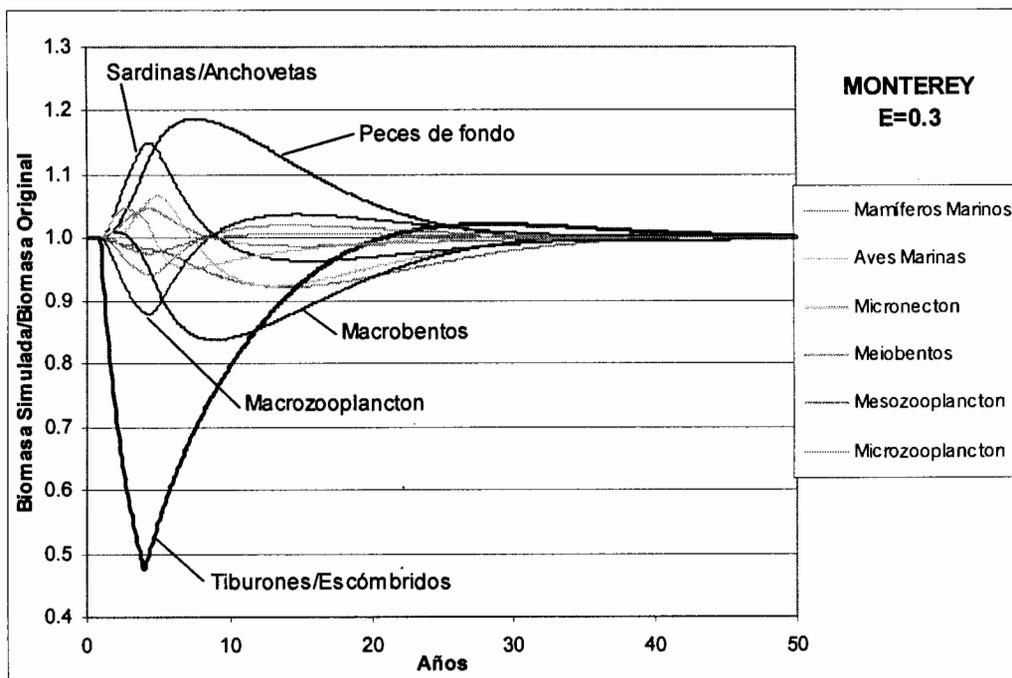


Figura 12. Cambios en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema MONTEREY, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.

Los valores de magnitud de cambio reflejan el efecto que tuvo la disminución de la biomasa de tiburones en los componentes del modelo de ecosistema, así se observa en este caso, que se presenta un conjunto de grupos funcionales o componentes, cuyos valores de Magnitud de cambio fueron mayores respecto al resto y son: Peces de fondo, Macrocentos, Sardinias/Anchovetas, Aves Marinas y Macrozooplancton (figura 14).

Tabla 7. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema MONTEREY, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Mamíferos Marinos	0.079	0.101*	0.132*	0.163*	0.232*
Aves Marinas	0.143	0.219	0.307	0.387	0.479
Tiburones/Escómbridos	0.546*	0.737*	0.883*	0.981*	1.050*
Peces de Fondo	0.192	0.286	0.410	0.554	0.783
Sardinias/Anchovetas	0.187	0.267	0.348	0.415	0.490
Micronecton	0.095	0.142	0.185	0.222	0.255*
Macrocentos	0.172*	0.253*	0.343*	0.435*	0.548*
Meiobentos	0.078	0.110	0.140	0.167	0.198
Macrozooplancton	0.159	0.233*	0.296*	0.348	0.396
Mesozooplancton	0.059	0.085	0.109	0.128	0.150
Microzooplancton	0.031	0.045	0.057	0.067	0.079

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

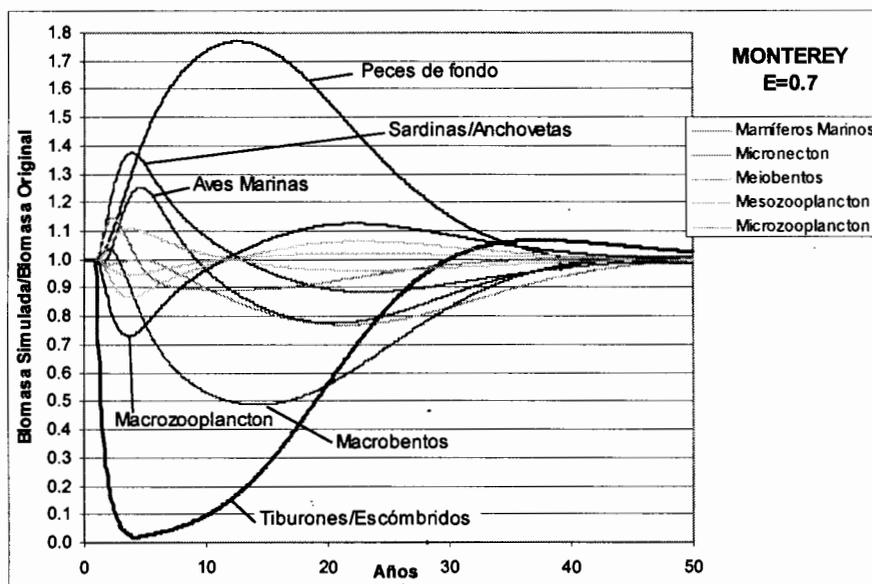


Figura 13. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema MONTEREY, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de E=0.7 aplicada en los años 1 a 4.

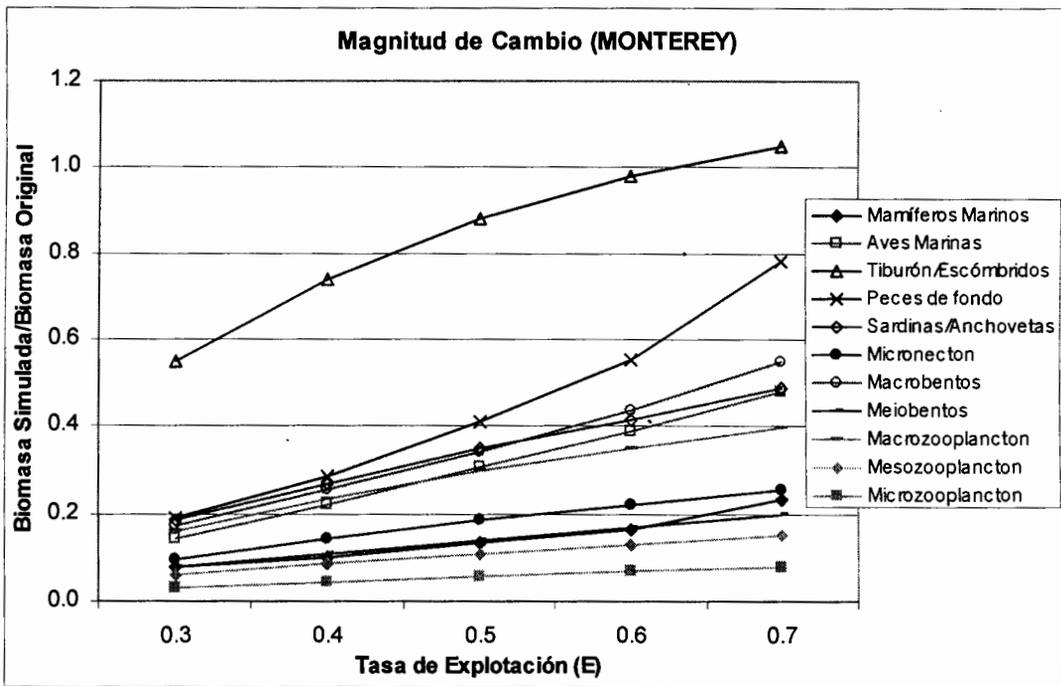


Figura 14. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema MONTEREY, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada al grupo tiburones.

Al someter el modelo ecosistema costero del Golfo de Nicoya, Costa Rica (NICOYA) a una presión de pesca de  $E=0.3$  la respuesta fue moderada, debido a que los valores de captura de tiburón en el modelo original se ubican cercanos a este valor de explotación, por lo que sólo el grupo Tiburones presentó un impacto significativo (tabla 8).

En el siguiente escenario de simulación ( $E=0.4$ ), el grupo de Cangrejos sufrió una disminución significativa ( $>10\%$ ) de su biomasa, con una magnitud de cambio de 0.19 junto con el grupo Peces de fondo cuya biomasa se incrementó hasta alcanzar en nivel de 10% sobre su biomasa inicial (figura 15).

Durante las simulaciones, el grupo Tiburones presentó valores de magnitud de cambio de 0.12 hasta 0.95, bajo tasas de explotación simuladas de  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$ , respectivamente (tabla 8).

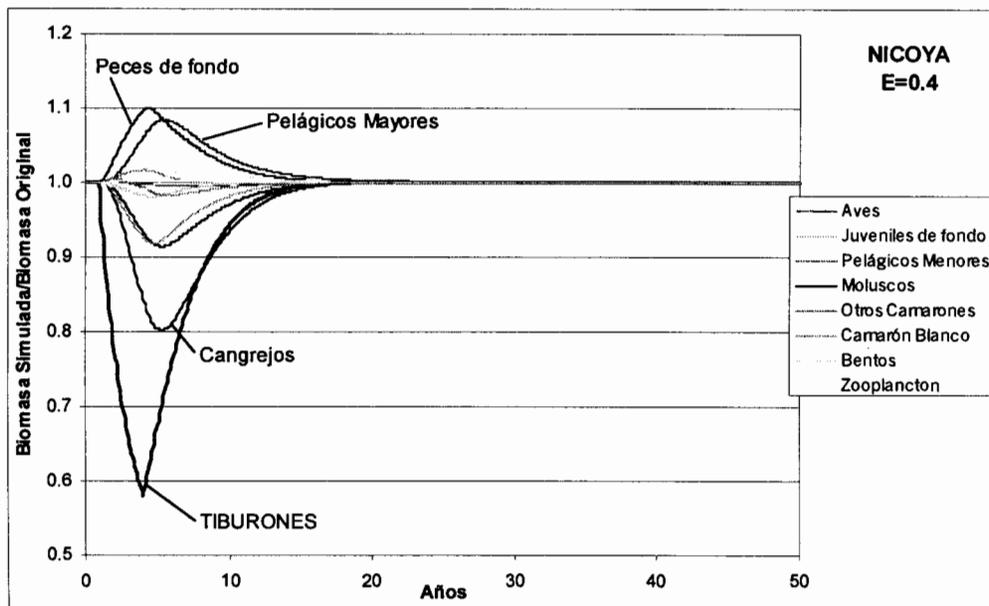


Figura 15. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema NICOYA, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.4$  aplicada en los años 1 a 4.

Tabla 8. Valores de Magnitud de Cambio (biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema NICOYA, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa ( $> 10\%$ ).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
TIBURONES	0.119*	0.420*	0.662*	0.842*	0.952*
Aves	0.001	0.004	0.008	0.012	0.017
Pelágicos Mayores	0.021	0.084	0.153	0.224	0.289
Peces de Fondo	0.025	0.100	0.179	0.256	0.319
Cangrejos	0.053	0.199*	0.335*	0.456*	0.553*
Juveniles de Fondo	0.005	0.020	0.035	0.048	0.058
Pelágicos Menores	0.005	0.017	0.028	0.038	0.046
Moluscos	0.022	0.086	0.150*	0.212*	0.265*
Otros Camarones	0.006	0.023	0.041	0.060	0.076
Camarón Blanco	0.021	0.082	0.142*	0.197*	0.240*
Bentos	0.007	0.027	0.048	0.068	0.087
Zooplancton	0.001	0.004	0.008	0.011	0.013

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

Al considerar el escenario donde la presión de pesca ejercida fue mayor ( $E=0.7$ ), es posible observar los grupos que se afectaron más a causa del incremento en la tasa de explotación sobre los tiburones, los grupos Peces de fondo y Pelágicos Mayores presentaron incrementos en su biomasa, cercanos al 30%. Grupos como Cangrejos, Moluscos y Camarón Blanco sufrieron impactos negativos en su biomasa, alcanzando el primero un valor de magnitud de cambio de 0.55 y para el caso de los Moluscos y

Camarón Blanco hubo decrementos cercanos con un valor de MC de 0.25 (figura 16). Es notable, no obstante los impactos sobre los distintos componentes del ecosistema y su magnitud que, tras aplicar una tasa de explotación de  $E=0.7$ , todos los grupos se recuperaron en el año 15 de la simulación.

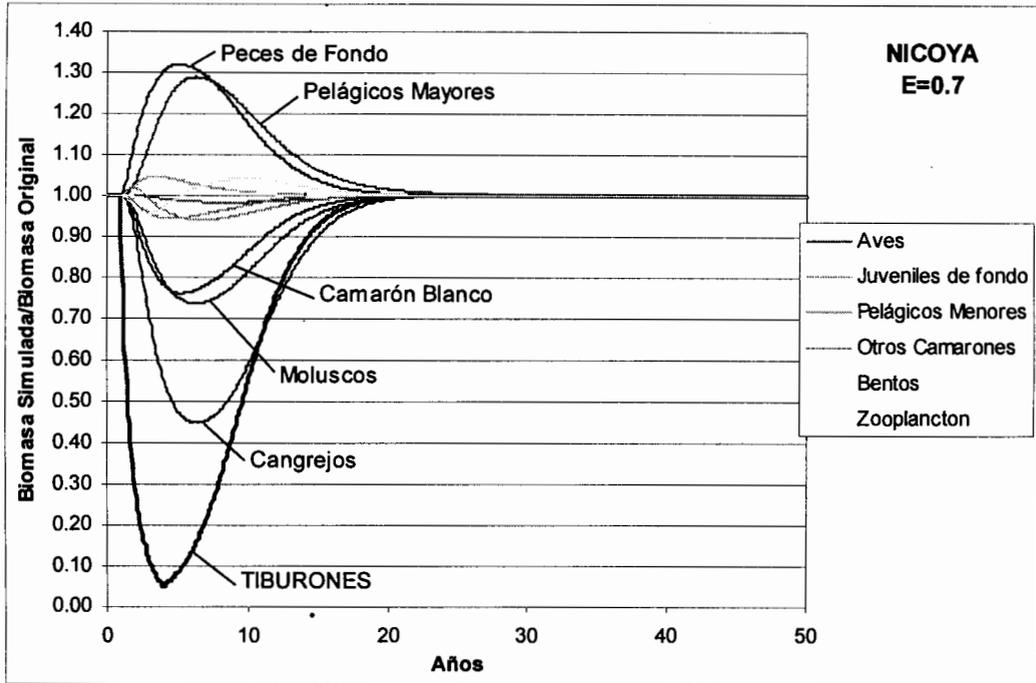


Figura 16. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema NICOYA, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.

Puede observarse en la figura 17, que los grupos que más se vieron afectados por la condición de los tiburones fueron: Cangrejos con una disminución notable de su biomasa, además de los grupos Peces de fondo y Pelágicos Mayores, cuya biomasa se incrementó en esas condiciones.

El modelo de ecosistema de la Sonda de Campeche (SONDACAM), se encuentra entre los tres modelos donde la presión de pesca sobre el grupo tiburones es mayor de los 11 contemplados (tabla 25). Pero a diferencia de lo observado en el modelo de la plataforma continental del área de Florida en el Golfo de México, las respuestas de sus componentes ante la disminución en la biomasa de los tiburones (inducida por el incremento en la tasa de explotación sobre este grupo) fue bastante moderada; de modo

que a pesar que las simulaciones se realizaron a partir de una tasa de explotación inicial de  $E=0.4$ , no hubo cambios significativos en sus componentes sino hasta alcanzar el nivel de explotación equivalente al RMS (Rendimiento máximo sostenible), es decir  $E=0.5$ ; bajo esta presión de pesca sólo se manifestó un valor de magnitud de cambio de 0.45 representando un decremento en biomasa del propio grupo de Tiburones.

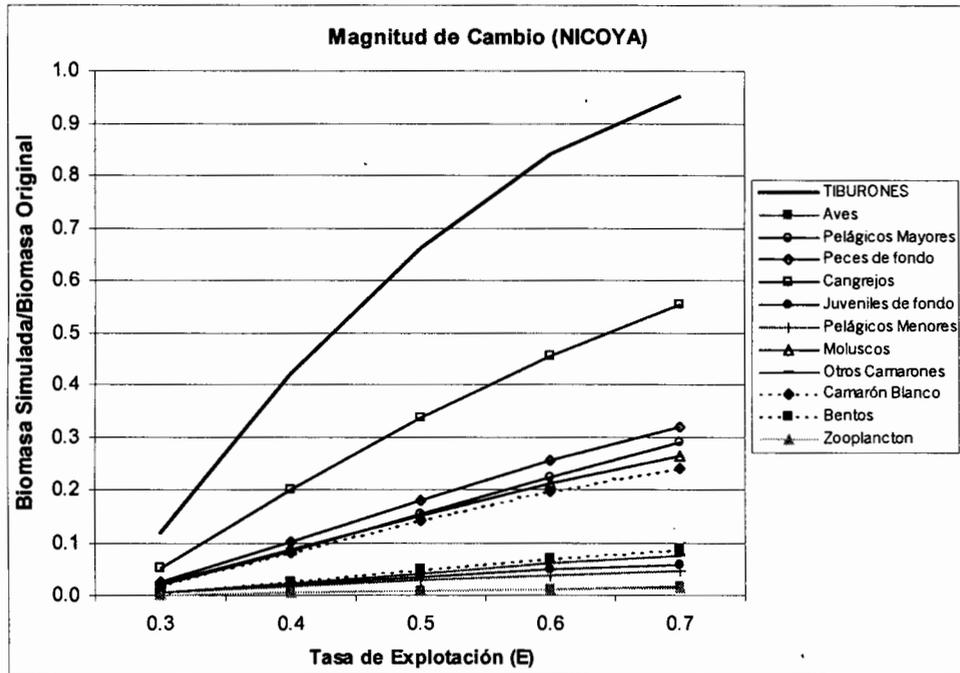


Figura 17. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema NICOYA, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.

No es, sino hasta un escenario de simulación con  $E=0.6$ , que se manifiestan respuestas mayores al intervalo de  $\pm 10\%$  de los niveles de biomasa originales para cada grupo. Así, se aprecian incrementos, de mayor a menor, para los grupos: Pelágicos Medianos, Calamar, Meros y Pargos (tabla 9). Bajo esa misma presión de pesca, grupos como Burritos, Carángidos y Corvinas/Roncadores manifiestan decrementos en su biomasa, pero no son significativos (figura 18), sin embargo, bajo la condición de  $E=0.7$ , éstos son los únicos grupos cuya biomasa manifiesta un impacto negativo (figura 19).

En este caso, el grupo Tiburones presentó disminuciones en su biomasa relativa que fueron desde un valor de 0.07, para una tasa de explotación de  $E=0.4$ , hasta 0.93 en el escenario de simulación final ( $E=0.7$ , tabla 9).

Tabla 9. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema SONDACAM, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)			
	0.4	0.5	0.6	0.7
Arenques/Anchovetas	0.002	0.013	0.024	0.032
Carángidos	0.008	0.051	0.099	0.151*
Pelágicos Medianos	0.011	0.077	0.160	0.265
Peces Planos	0.003	0.017	0.034	0.053
Bagres	0.006	0.041	0.079	0.120
Mojarras	0.008	0.050	0.095	0.138
Pargos	0.009	0.064	0.127	0.196
Corvinas/Roncadores	0.006	0.040	0.078	0.120*
Meros	0.011	0.072	0.139	0.207
Burritos	0.006	0.043	0.086	0.138*
TIBURONES	0.079	0.456*	0.744*	0.934*
Otros Peces	0.004	0.025	0.050	0.081
Calamar	0.013	0.083	0.154	0.216
Camarón	0.001	0.009	0.018	0.029
Epifauna	0.001	0.007	0.011	0.017
Infauna	0.001	0.005	0.010	0.014
Zooplancton	0.001	0.007	0.012	0.017

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

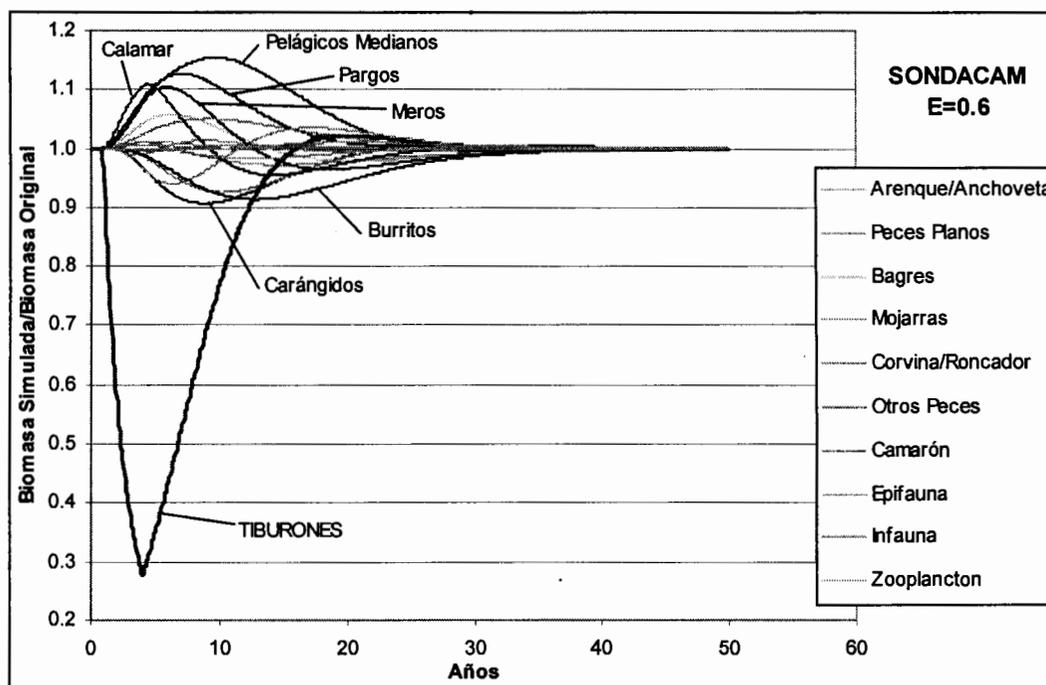


Figura 18. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema SONDACAM, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de E=0.6 aplicada en los años 1 a 4.

Las respuestas de los componentes de los ecosistemas, fueron en general rápidas y la recuperación, *i.e.* el regreso a niveles de  $\pm 10\%$  de la biomasa basal, también lo fueron, aproximadamente en el año 20 de simulación en el escenario de mayor presión de pesca (figura 19). Bajo esas mismas condiciones el grupo Tiburones manifestó una recuperación notable, poco antes del año 15 de simulación.

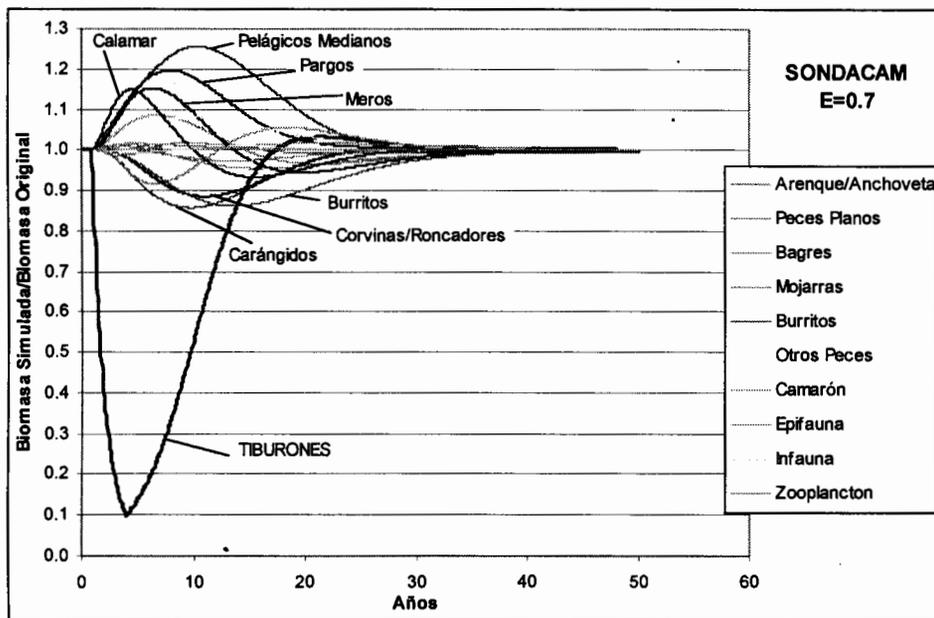


Figura 19. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema SONDACAM, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.

Al considerar lo anterior, la figura 20 muestra los valores en conjunto de Magnitud de cambio, las cuales aumentan gradualmente con la presión de pesca. Los grupos que más se vieron afectados fueron: Pelágicos Medianos, Calamar, Meros y Pargos, siendo para todos ellos impactos positivos.

En el modelo de ecosistema de la plataforma continental en Venezuela (VENEZUEL), sólo se presentó respuesta de un grupo (además de los Tiburones) en los diferentes escenarios simulados, tal fue el caso de Corvinas/Roncadores que en una simulación con  $E=0.3$ , mostró una magnitud de cambio de 0.105, representando un incremento apenas por encima del 10% de su biomasa basal (figura 21). El mismo grupo, en un escenario de simulación de  $E=0.7$ , presentó un valor de MC poco mayor de la

mitad de su biomasa original (0.52), mientras que los grupos que le siguieron, tuvieron magnitudes de cambio no significativas (apenas de 0.07 y 0.06) y fueron los grupos Pargos/Meros y Escómbridos/Barracudas (figura 22). En la figura 23 se muestran las variaciones de la magnitud de cambio con las diferentes tasas de explotación, donde los únicos cambios mayores al 10% corresponden a los tiburones y al grupo Corvinas/Roncadores, con tasas de explotación crecientes.

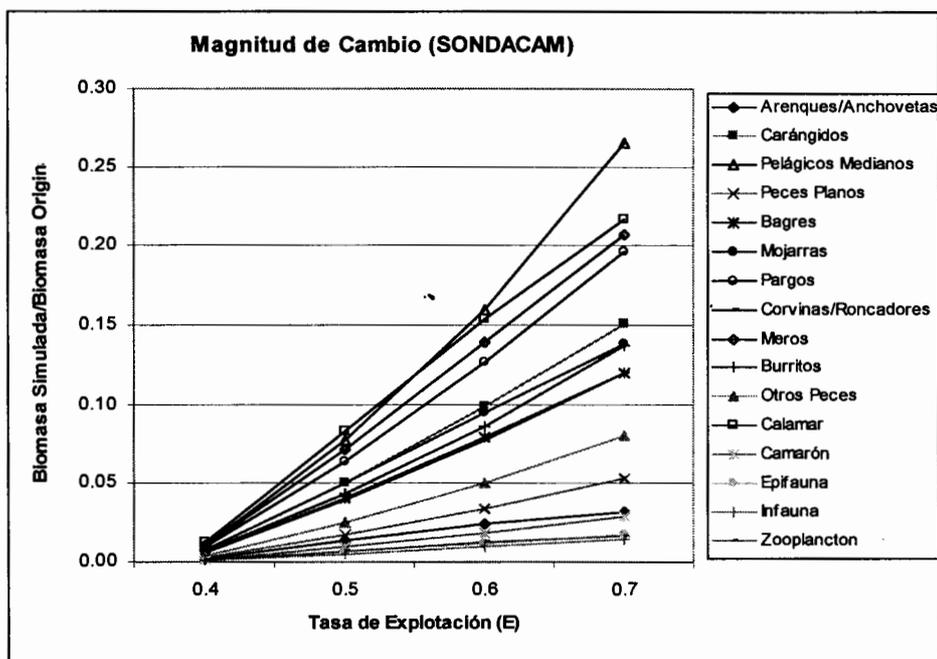


Figura 20. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema SONDACAM, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones (se excluye el grupo de tiburones).

El grupo Tiburones presentó disminuciones en su biomasa relativa desde 0.38 hasta 0.96, bajo las tasas de explotación simuladas,  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$  (tabla 10).

En el modelo de Arrecife de Coral, en las Islas Vírgenes (VIRGIN21) es posible observar el impacto que ha tenido el cambio en la biomasa del grupo de tiburones sobre otros componentes, aún en escenarios de baja presión de pesca ( $E=0.3$ ). Sin embargo al igual que en el caso anterior, las respuestas sólo se presentan en un par de grupos: las Aves Marinas presentan una magnitud de cambio de 0.44 y el grupo Meros Grandes de 0.14 representando ambos incrementos en biomasa (figura 24).

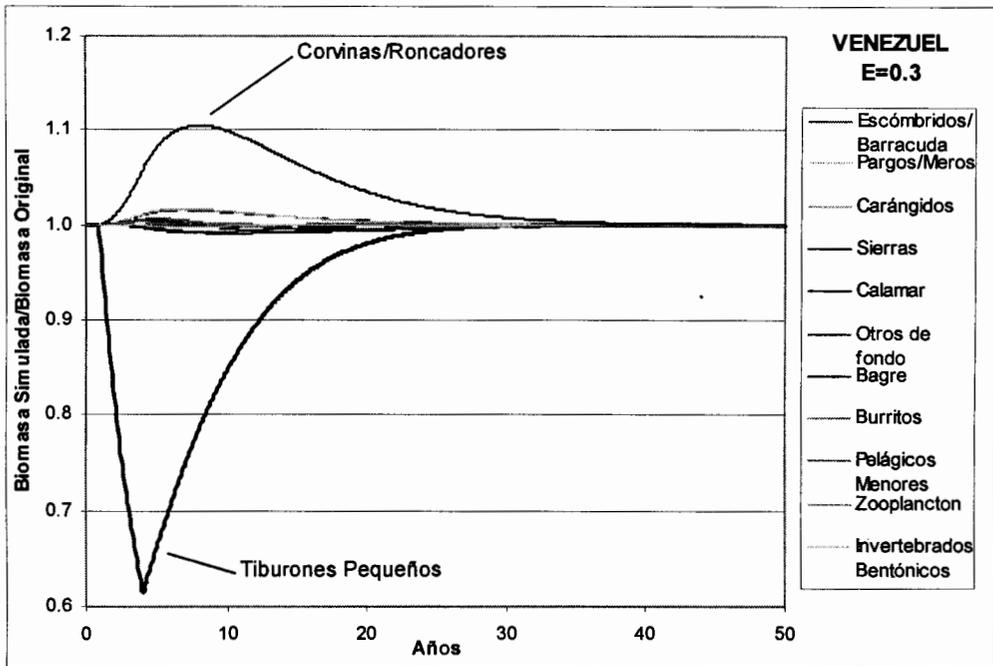


Figura 21. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VENEZUEL, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.

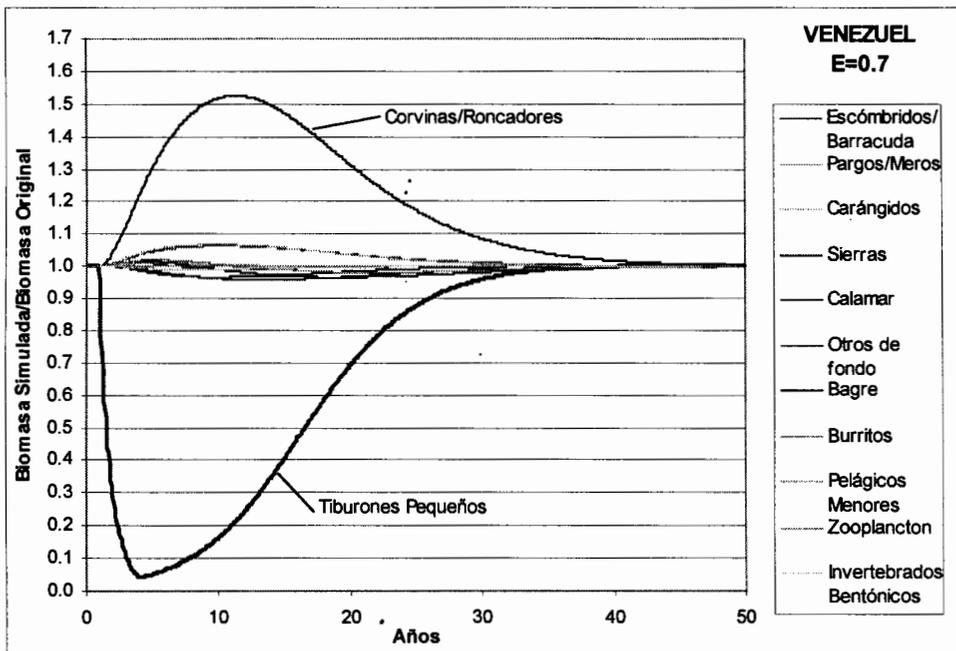


Figura 22. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VENEZUEL, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.

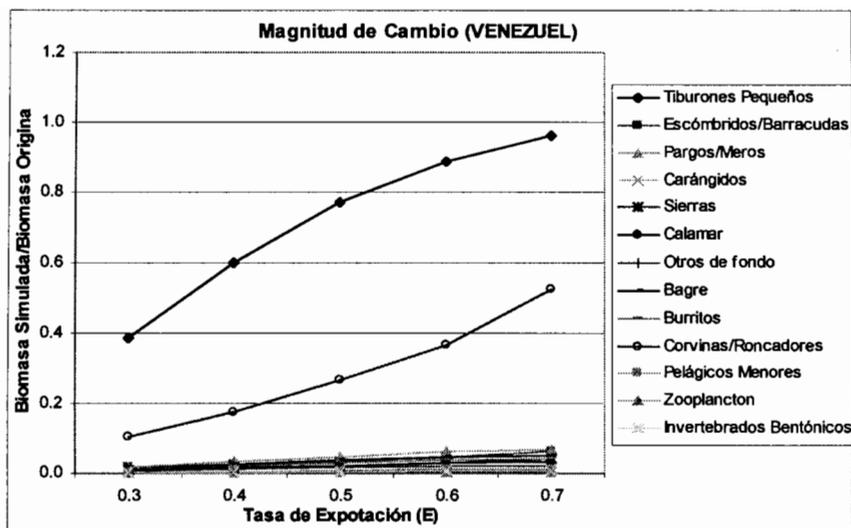


Figura 23. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VENEZUEL, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.

Tabla 10. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VENEZUEL, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%)

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Tiburones Pequeños	0.386*	0.602*	0.771*	0.889*	0.961*
Escómbridos/Barracudas	0.015	0.024	0.035	0.046	0.063
Pargos/Meros	0.017	0.033	0.048	0.063	0.068
Carángidos	0.004	0.006	0.008	0.010	0.012
Sierra	0.009	0.015	0.023	0.031	0.042
Calamar	0.009	0.015	0.022	0.028	0.034
Otros de Fondo	0.008	0.012	0.017	0.020	0.022
Bagre	0.013	0.025	0.036	0.047	0.052
Burritos	0.011	0.020	0.029	0.037	0.040
Corvinas/Roncadores	0.105	0.175	0.266	0.367	0.526
Pelágicos Menores	0.003	0.006	0.008	0.010	0.012
Zooplancton	0.001	0.002	0.003	0.004	0.003
Invertebrados Bentónicos	0.002	0.004	0.006	0.007	0.009

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

A medida que se incrementa la tasa de explotación, la respuesta del modelo de ecosistema sigue el mismo patrón, de modo que bajo una condición de simulación con  $E=0.7$ , se observa las respuestas de los grupos señalados: las Aves Marinas muestran ahora una magnitud de cambio de 0.83 y el grupo Meros Grandes 0.38 nuevamente como incrementos en biomasa (figura 25).

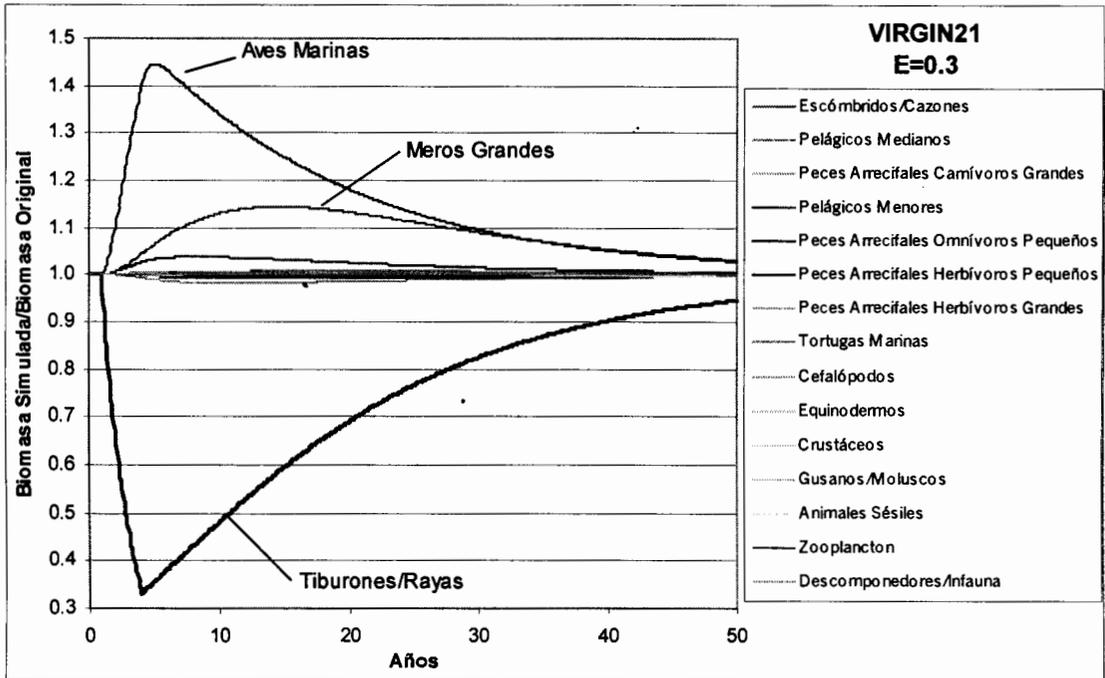


Figura 24. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VIRGIN21, simulando una tasa de explotación sobre el grupo tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4.

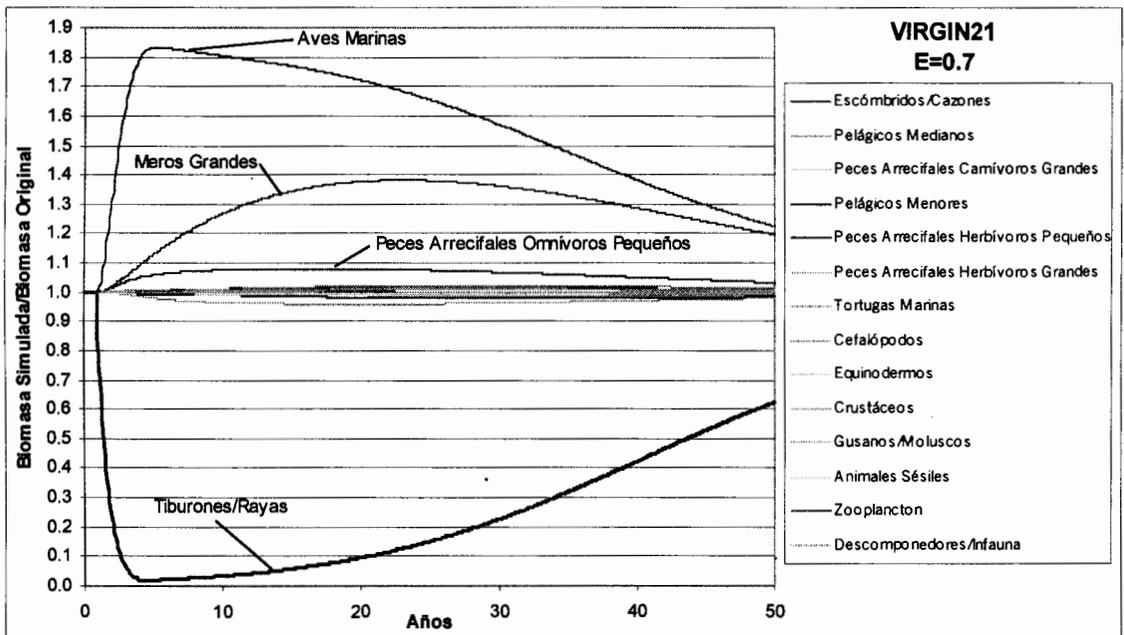


Figura 25. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema VIRGIN21, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4.

Para este caso, la disminución en la biomasa del grupo de Tiburones/Rayas inducida por la simulación, los llevó a valores de cambio en su biomasa relativa que abarcaron desde 0.66, con E=0.3 hasta magnitudes de 0.98, bajo escenarios extremos E=0.7 (tabla 11).

Tabla 11. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VIRGIN21, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (> 10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Tiburón/Raya	0.668*	0.798*	0.891*	0.950*	0.983*
Escómbr/Cazón	0.007	0.008	0.010	0.013	0.014
Pelágic Med	0.018	0.023	0.029	0.034	0.040
Pec Arrcf Carn Gd	0.011	0.014	0.017	0.019	0.023
Pelágic Menor	0.007	0.010	0.012	0.015	0.017
Pec Arrcf Omnv Pq	0.038	0.041	0.050	0.057	0.080
Meros Grandes	0.144	0.169	0.219	0.271	0.382
Pec Arrcf Herb Pq	0.008	0.014	0.019	0.024	0.022
Pec Arrcf Herb Gd	0.008	0.011	0.014	0.018	0.022
Aves Marinas	0.445	0.539	0.646	0.723	0.834
Tortugas Marinas	0.003	0.004	0.005	0.006	0.009
Cefalópodos	0.005	0.007	0.009	0.011	0.014
Equinodermos	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002
Crustáceos	0.004	0.004	0.005	0.006	0.008
Gusa/Molusc	0.004	0.005	0.006	0.007	0.009
Animales Sésiles	0.002	0.003	0.003	0.004	0.005
Zooplancton	0.001	0.002	0.002	0.002	0.003
Descomp/Infaua	0.000	0.000	0.000	0.001	0.001

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

Al ver en su conjunto los valores de magnitud de cambio conforme se incrementa la tasa de explotación sobre el grupo tiburones (figura 26) confirma lo ya señalado, tras el efecto sobre el grupo Tiburones/Rayas, se vieron afectados principalmente los grupos Aves Marinas, Meros Grandes y en mucho menor escala el grupo Peces Arrecifales Omnívoros Pequeños. Cabe resaltar que en este caso, no existió ningún componente o grupo del modelo cuya respuesta haya sido negativa al decremento en la biomasa de los tiburones, tras los distintos escenarios de simulación.

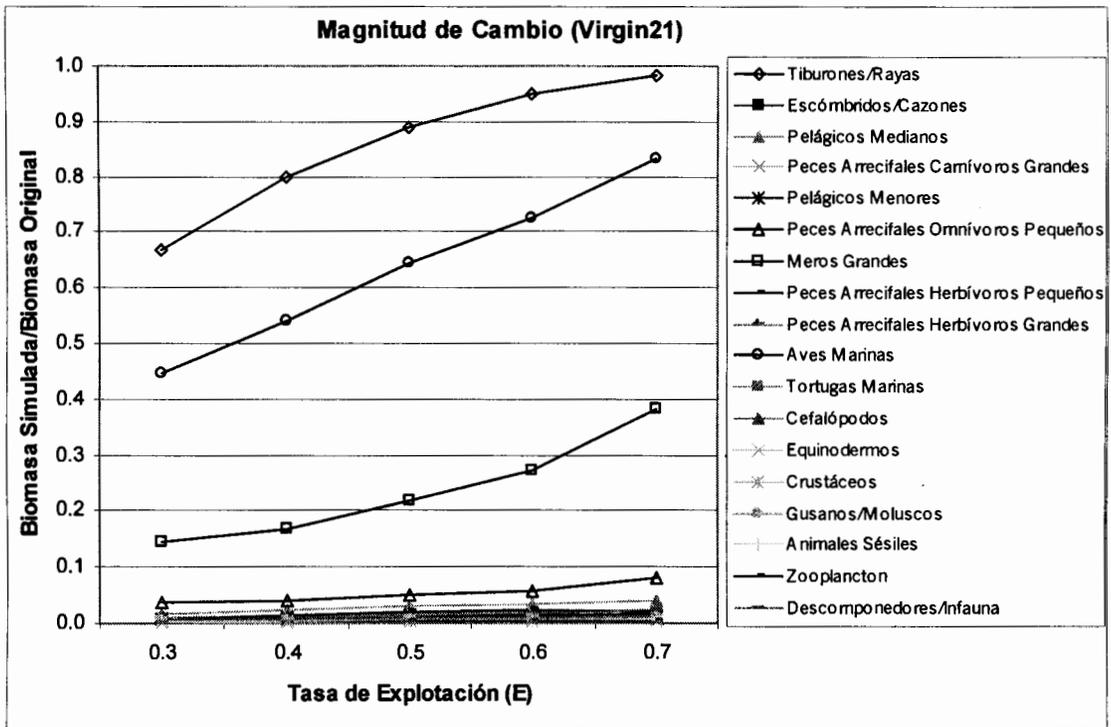


Figura 26. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema VIRGIN21, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.

El modelo de ecosistema de la comunidad costera de la porción suroeste del Golfo de México (WGMEXICO), entre los once modelos contemplados, es donde la presión de pesca sobre el recurso tiburón es la mayor (Tabla 24). Las tasas de explotación por debajo del nivel de rendimiento máximo sostenible (RMS) no generaron respuesta alguna. Así, para este caso el escenario inicial de simulación fue de  $E=0.5$ , nivel en el cual ya se presentaron impactos significativos.

De los 24 componentes o grupos funcionales que integran el modelo, en el escenario inicial, 8 grupos presentan impactos significativos, además de los Tiburones (figura 27). Los grupos Sierra, Lenguados, Mero, Bagre y Chiles presentaron impactos positivos, incrementando su biomasa, lo que resultó en valores de magnitud de cambio cerca de 0.2 los tres primeros, mientras que el cuarto y quinto grupos tuvieron un valor de 0.16. Tres grupos además de los tiburones, tuvieron como respuesta disminuciones en su biomasa relativa, los grupos Carángidos, Anchovetas y Arenques mostraron valores de magnitud de cambio de 0.18, 0.16 y 0.15 respectivamente.

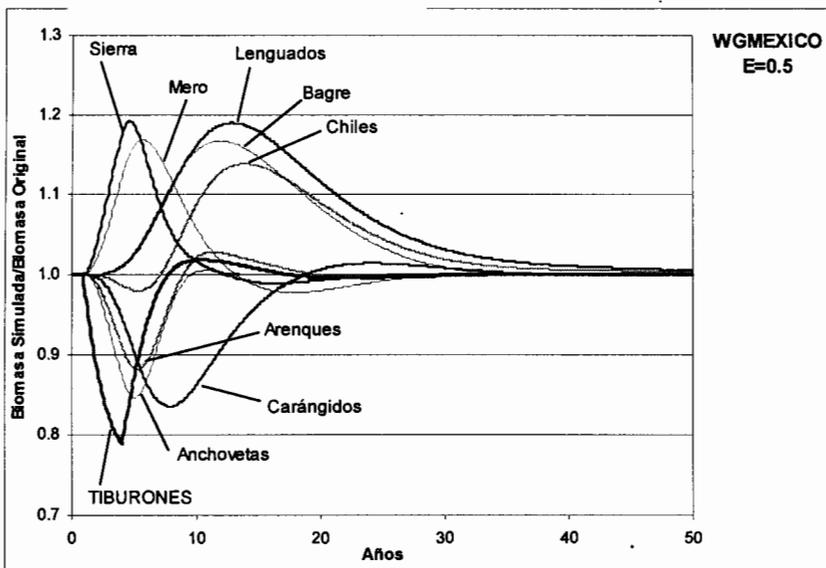


Figura 27 Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMECICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.5$  aplicada en los años 1 a 4 (se excluyen de la figura grupos cuya biomasa resultó poco modificada).

Al simular una tasa de explotación de  $E=0.7$ , fueron 16 los grupos que respondieron significativamente a los cambios en la biomasa de los Tiburones.

En la figura 28 se muestran los cambios en la biomasa de 8 grupos funcionales cuyas respuestas fueron significativas, como Camarón y BurrITOS, que incrementan su biomasa, presentando valores de magnitud de cambio entre 0.12 y 0.15 y posteriormente tras breves oscilaciones rescuperan sus niveles iniciales. Por otro lado, grupos como Peto/Carito, Huachinango y Zooplancton, presentan un rápido aumento en su biomasa relativa, para después sufrir un decremento igualmente rápido que alcanza ligeramente niveles por debajo de su biomasa basal, mostrando para estos tres grupos valores de magnitud de cambio entre 0.24 y 0.35. Los grupos Mojarra y Cangrejos, presentan oscilaciones en su biomasa cuyas magnitudes fueron cercanas al intervalo de significancia y presentaron tendencia negativa; sus valores de magnitud de cambio fueron 0.19 y 0.14 respectivamente.

En la figura 29, se muestran los grupos que mostraron cambios mayores a 30% en magnitud de cambio al aplicar una tasa de explotación de  $E=0.7$  sobre el grupo Tiburones. Los grupos que alcanzaron el máximo nivel de biomasa fueron: Sierra, Lenguados, Bagre, Meros y Chiles con magnitudes de cambio de 1.13, 1.02, 0.8, 0.93 y 0.73 respectivamente. Mientras que los Carángidos presentaron una disminución en su

biomasa relativa, lo mismo que las Anchovetas y los Arenques mostrando valores de magnitud de cambio entre 0.59 y 0.65.

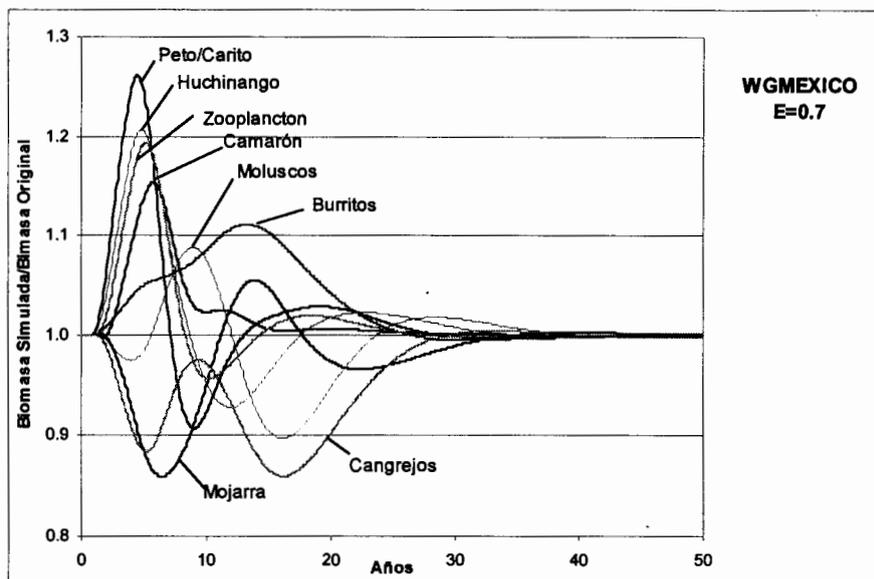


Figura 28. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos menores a 30%.

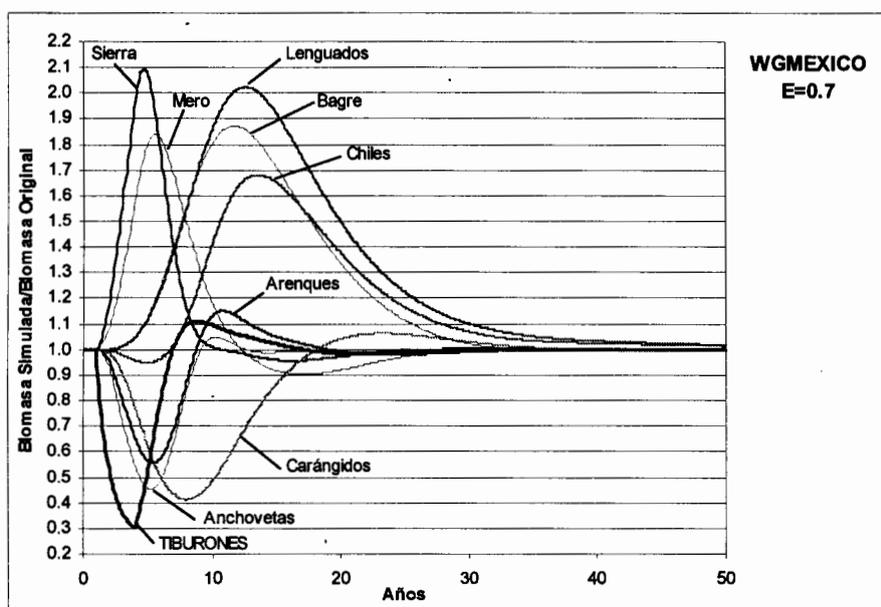


Figura 29. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema WGMEXICO, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.7$  aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos por encima de un valor de 0.3 en su biomasa ( $30\% \geq MC$ ).

Bajo las condiciones señaladas, el grupo Tiburones presentó decrementos en su biomasa mostrando valores de magnitud de cambio de 0.22 hasta 0.80, bajo tasas de explotación de  $E=0.5$  a  $0.7$  (tabla 12) siendo en el último caso apenas un 10% mayor al grupo funcional más afectado negativamente (Carángidos).

Tabla 12. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema WGMEXICO, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa ( $>10\%$ ).

Grupo	Tasa de Explotación (E)		
	0.5	0.6	0.7
Arenques	0.146*	0.376*	0.594*
Anchovetas	0.158*	0.397*	0.595*
Chiles	0.159	0.445	0.736
Sierra	0.203	0.605	1.138
Peto/Carito	0.078	0.214	0.354
Carángidos	0.178*	0.426*	0.651*
Mojarra	0.056	0.137*	0.196*
Corvinas	0.016	0.038	0.073
Burritos	0.030	0.079	0.117
TIBURONES	0.229*	0.534*	0.808*
Mero	0.191	0.548	0.937
Huachinango	0.069	0.179	0.279
Bagre	0.167	0.482	0.876
Lenguados	0.190	0.548	1.024
Camarón	0.043	0.115	0.155
Cangrejos	0.038	0.098	0.144*
Moluscos	0.058	0.143	0.191
Microcrustáceos	0.010	0.025	0.063
Otros Peces	0.030	0.093	0.168
Anélidos	0.014	0.037	0.068
Zooplankton	0.052	0.145	0.237

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

A pesar de que la mayoría de los grupos presentaron una respuesta a los escenarios de simulación y que ésta fue en algunos casos muy variante, bajo el nivel de explotación más alto todos los grupos alcanzaron una recuperación en el año 30 de simulación.

Dada la oscilación alrededor del valor inicial en muchas de las respuestas, al tomar en cuenta los valores de la magnitud de cambio (tabla 12), tenemos una dimensión distinta del efecto del impacto, con respecto al que se mostró en otros casos, al considerar los cambios extremos en dichas oscilaciones y ponderarlos por la biomasa inicial. Al tomar en cuenta el conjunto de valores de cambio (figura 30), se observa un conjunto compuesto por 9 grupos (Sierra, Lenguados, Mero, Bagre, Tiburones, Chiles,

Carángidos, Anchovetas y Arenques) que se separa claramente del resto. Además es posible observar que los grupos funcionales Sierra, Lenguados, Mero y Bagre, llegan a superar en magnitud de cambio al grupo sobreexplotado, de los Tiburones.

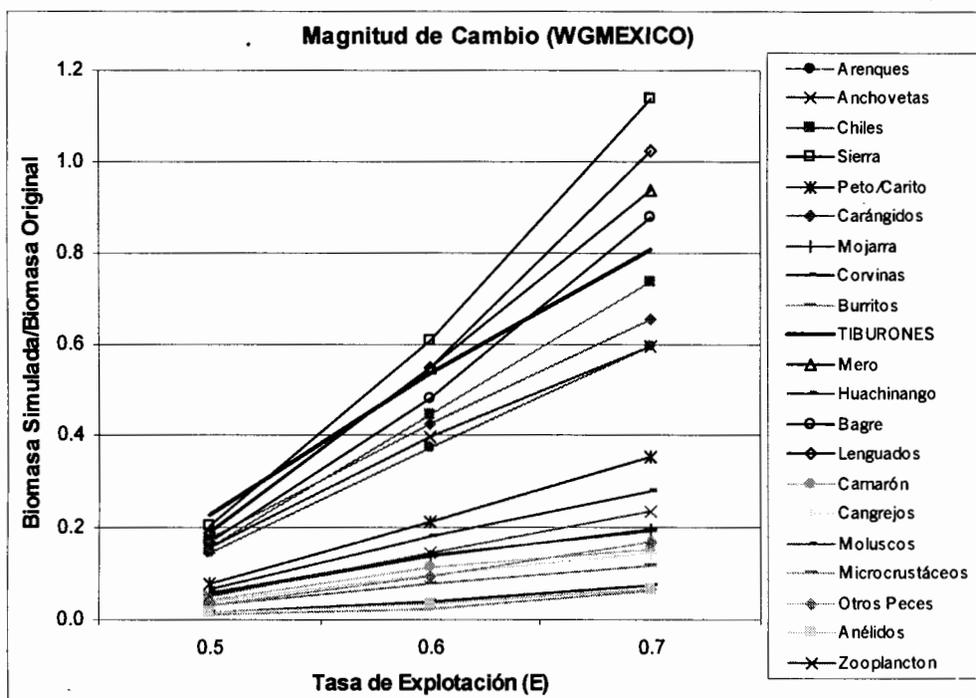


Figura 30. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema WGMEXICO, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.

Para el caso del modelo de ecosistema de la plataforma continental de Yucatán, las respuestas de sus distintos grupos funcionales se presentaron a partir del escenario de simulación inicial  $E=0.3$ , donde bajo esas condiciones, 6 grupos junto con los tiburones, manifestaron impactos significativos. Los grupos Corvinas, Mero, Peto/Carito y Arenques presentaron incrementos en su biomasa, así como valores de magnitud de cambio de 0.51, 0.49, 0.3 y 0.26 respectivamente. Mientras que los grupos cuyos impactos fueron negativos son Carángidos con un valor de magnitud de cambio de 0.43 y Pargos con 0.26 (figura 31).

Al someter el modelo al mayor nivel de explotación simulado ( $E=0.7$ ), son 13 los grupos funcionales que junto con los Tiburones manifiestan impactos notables. Las respuestas de los componentes fueron significativas y muy variables por lo que al igual que en el modelo anterior, se muestran en dos enfoques.

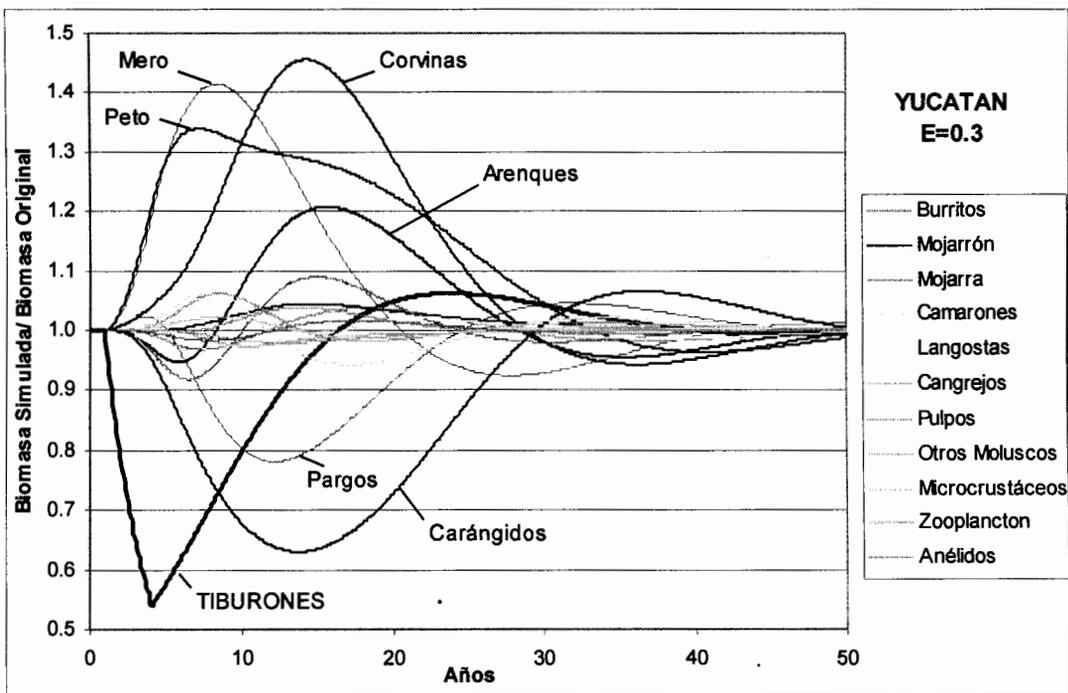


Figura 31. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de  $E=0.3$  aplicada en los años 1 a 4. Se representan en color gris los grupos cuya biomasa resultó poco modificada.

La figura 32 muestra 7 grupos funcionales que presentaron cambios que rebasaron el nivel de 10% de su biomasa, pero que respecto al resto de los 13 componentes citados, su respuesta pareció moderada (no mayor al nivel de 35%). Una característica de este agrupamiento, además de su intervalo de respuesta, fue la marcada variación u oscilación en los cambios a lo largo del tiempo de simulación. Así por ejemplo, el grupo Mojarra alcanza el nivel mayor de biomasa, no obstante haber presentado en la misma simulación el nivel más bajo junto con el grupo Camarones, presentando ambos los valores de magnitud de cambio mayores respecto a los 6 restantes (0.56 y 0.40). Por otra parte, los grupos Langostas y Burritos muestran tendencias sumamente parecidas en los cambios de biomasa a través del tiempo, oscilando en tiempo y niveles muy similares. Lo mismo ocurre con los grupos Pulpos y Camarones. A diferencia de los anteriores, los grupos Mojarrón y Otros Moluscos únicamente manifestaron un incremento de en su biomasa, para recuperar posteriormente sus niveles iniciales de biomasa, presentando además los valores de magnitud menores, de 0.14 y 0.11 respectivamente.

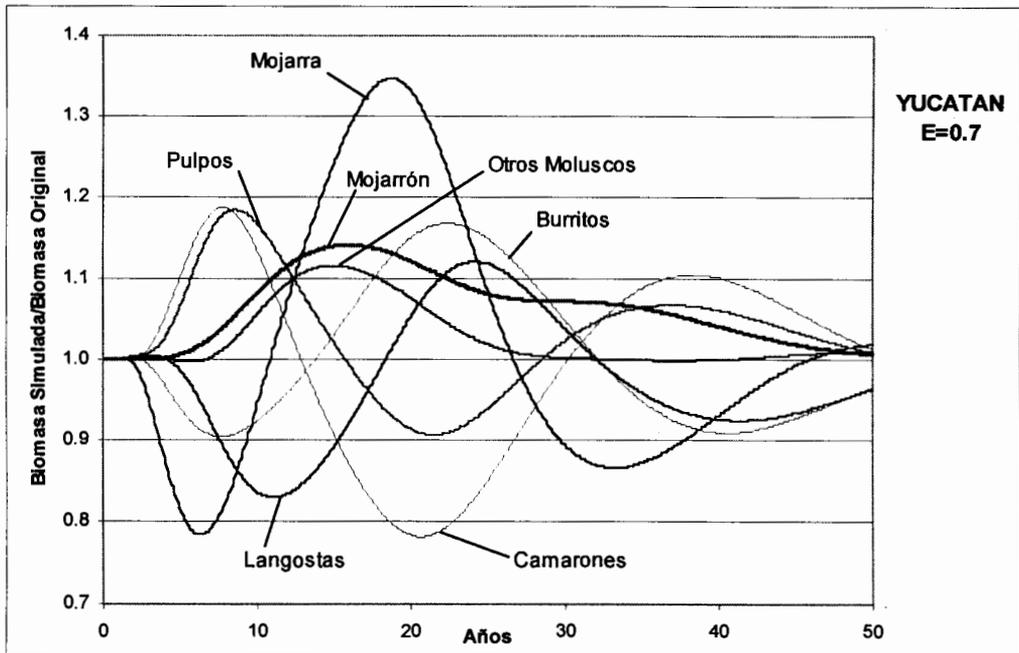


Figura 32. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de 0.7 aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos menores a 35%.

De los 6 grupos funcionales restantes (figura 33), algunos alcanzaron niveles altos de biomasa como las Corvinas, cuyo valor de magnitud de cambio fue 2.9, así como el grupo Meros con un valor de 2.4, presentando ambos un comportamiento similar aunque desfasado en tiempo y magnitud. Otros grupos que vieron incrementada su biomasa fueron Peto/Carito y Arenques, con magnitudes de cambio de 1.56 y 0.98 respectivamente. Los grupos afectados negativamente fueron los Carángidos, con valor de magnitud de cambio de 1.25 y Pargos con un 0.93, mostrando como en otros casos un comportamiento similar.

Para este modelo, con las condiciones de simulación de  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$ , la biomasa de los Tiburones presentó valores de magnitud de cambio desde 0.52 hasta 1.25 (tabla 13).

Cabe resaltar que este modelo se encuentra entre los que mayores niveles de cambio mostraron, respecto a los once contemplados en el trabajo, únicamente superado

por el modelo de la plataforma continental del área de Florida, en el Golfo de México. Además en el caso de  $E=0.7$ , al llegar al último año de simulación, los grupos Carángidos y Peto/Carito, no logran, por un pequeño margen, regresar al intervalo definido como recuperación del impacto. Para el primero caso, en el año 50 de simulación su biomasa quedó 11% por encima de su nivel basal mientras que el segundo quedó apenas un 3% por encima de nivel de recuperación (figura 33).

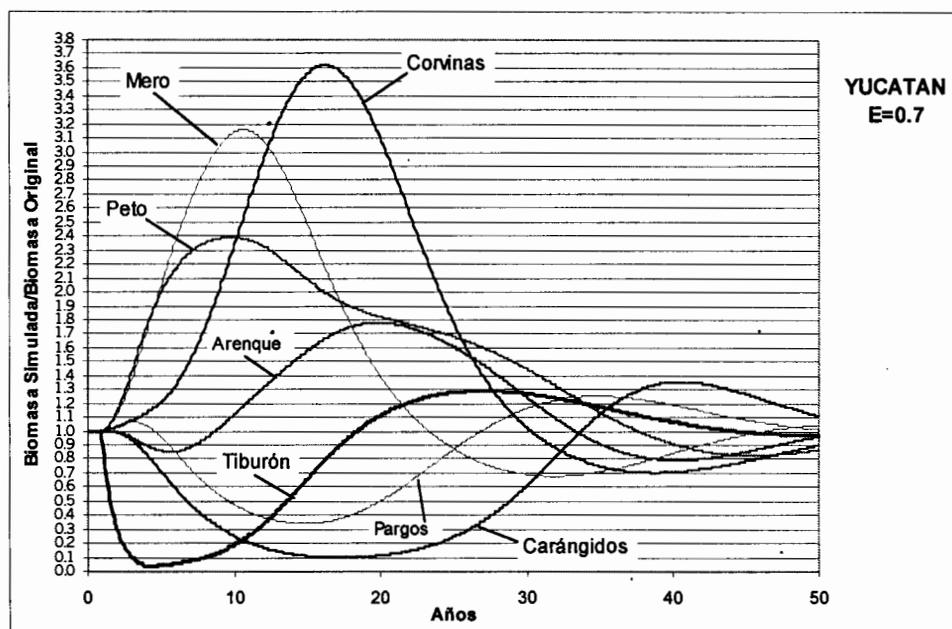


Figura 33. Cambios relativos en la biomasa a través del tiempo en el modelo de ecosistema YUCATAN, simulando una tasa de explotación sobre los tiburones de 0.7 aplicada en los años 1 a 4. Se incluyen únicamente los grupos que presentaron cambios significativos por encima de un valor de 0.35 en su biomasa relativa ( $35\% \geq MC$ ).

Al tomar en cuenta los valores de magnitud de cambio (tabla 13), se observa que el grupo Corvinas se ve afectado de manera similar al grupo Meros, ambos manifestando efectos aún mayores que el grupo sobre explotado (Tiburones, figura 34). Le siguen en orden decreciente y con magnitudes de cambio menores el conjunto de Peto/Carito, Tiburones, Carángidos, Arenques y Pargos, haciendo notar como ya se ha descrito, que el tercero y quinto de éstos representan impactos negativos.

Tabla 13. Valores de Magnitud de Cambio (proporción de la biomasa relativa) para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema YUCATAN, con tasas de explotación aplicadas al grupo de tiburones. Los valores sombreados corresponden a una MC significativa (>10%).

Grupo	Tasa de Explotación (E)				
	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7
Mero	0.491	0.870	1.439	2.031	2.478
Pargos	0.264*	0.425*	0.605*	0.772*	0.913*
TIBURONES	0.521*	0.767*	0.999*	1.171*	1.253*
Burritos	0.069	0.115	0.207	0.284	0.284
Peto/Carito	0.376	0.643	0.916	1.212	1.566
Arenques	0.260	0.431	0.760	0.990	0.989
Mojarrón	0.044	0.071	0.101	0.127	0.141
Mojarra	0.171	0.276	0.364	0.458	0.563
Corvinas	0.513	0.926	1.421	2.051	2.915
Carángidos	0.435*	0.666*	0.930*	1.139*	1.255*
Camarones	0.121	0.197	0.290	0.364	0.405
Langostas	0.081	0.133	0.210	0.273	0.292*
Cangrejos	0.028	0.045	0.062	0.074	0.080
Pulpos	0.080	0.132	0.190	0.241	0.278
Otros Moluscos	0.041	0.065	0.093	0.112	0.119
Microcrustáceos	0.033	0.054	0.085	0.111	0.121
Zooplancton	0.023	0.036	0.053	0.063	0.064
Anélidos	0.034	0.055	0.081	0.104	0.119

\* tendencia del cambio de biomasa negativa

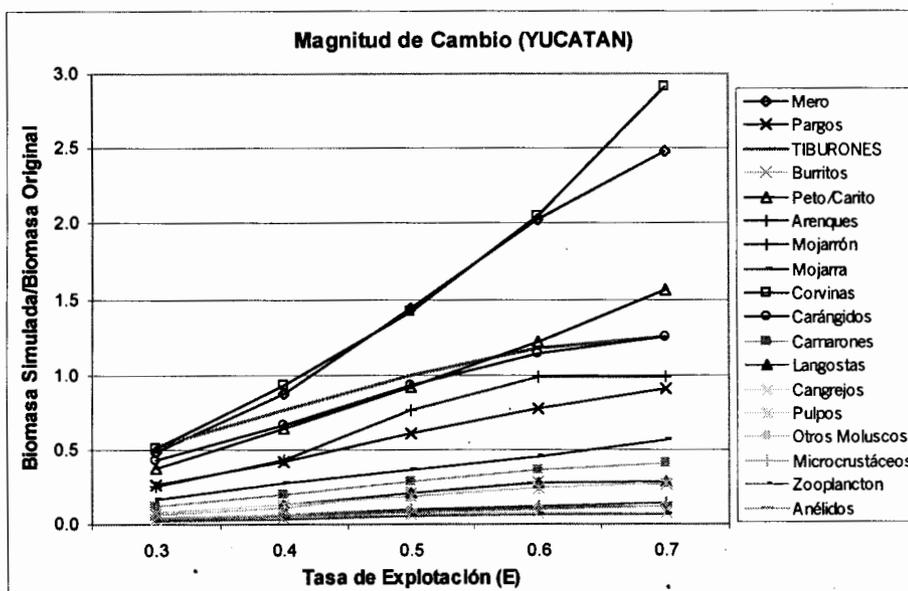


Figura 34. Magnitud de Cambio para cada uno de los componentes del modelo de ecosistema YUCATAN, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación aplicada a los tiburones.

## Atributos Asociados a la Estabilidad de los Ecosistemas ante una variación en la biomasa del grupo tiburones

En las tablas 14 a la 21 se presentan los Atributos Asociados a la Estabilidad, evaluados a partir de las respuestas a los escenarios de simulación. Cabe recordar que los resultados generados por la simulación, no abarcan los grupos de productores ni detritus, esto para los once modelos de ecosistemas contemplados. En cuanto al atributo persistencia, el grupo que obtuvo el valor menor, es decir, el que respondió con más prontitud al impacto ejercido por la simulación, en todos los casos fue el grupo tiburones. Esto era de esperarse al ser el grupo impactado por la pesca.

En modelos como el del arrecife de barrera del Caribe mexicano, la comunidad pelágica de los Cabos; en menor medida la plataforma continental de Venezuela y el arrecife de las Islas Vírgenes, las respuestas a incrementos en la tasa de explotación fueron como ya se describió, limitadas al grupo explotado, para los dos primeros modelos y para los dos restantes las respuestas incluyeron solo a uno o dos grupos. Así, en la tabla 14 se presenta la evaluación de los atributos asociados a la estabilidad para aquellos grupos donde fue posible la cuantificación.

Tabla 14. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en los modelos de ecosistema ARRECIFE, CABOS, VENEZUEL y VIRGIN21 al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: + Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).

ECOSISTEMA															
ARRECIFE	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
Grupo	MC	R	TR												
TIBURONES	0.58	0.33	+	0.74	0.17	+	0.85	0.08	+	0.93	0.08	+	0.97	0.08	+
ECOSISTEMA															
CABOS	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
Grupo	MC	R	TR												
TIBURONES	0.68	0.25	+	0.81	0.17	+	0.90	0.08	+	0.95	0.08	+	0.98	0.00	+
ECOSISTEMA															
VENEZUEL	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
Grupo	MC	R	TR												
TIBURONES	0.39	0.50	10.83	0.60	0.25	14.33	0.77	0.17	17.41	0.89	0.08	20.50	0.96	0.08	24.92
Corvins/Ron	0.10	5.67	3.08	0.17	3.25	11.92	0.27	2.58	16.75	0.37	2.17	20.83	0.53	1.67	26.16
ECOSISTEMA															
VIRGIN21	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
Grupo	MC	R	TR												
TIBURONES	0.67	0.25	38.33	0.80	0.17	41.25	0.89	0.08	48.25	0.95	0.08	+	0.98	0.00	+
Meros gdes	0.14	6.17	20.33	0.17	5.33	24.42	0.22	4.50	32.75	0.27	4.00	41.17	0.38	3.25	+
Aves Marns	0.45	1.00	27.25	0.54	0.83	30.34	0.65	0.67	37.25	0.72	0.58	44.92	0.83	0.50	+

En el modelo de Bahía Ascención el valor de persistencia para el grupo Tiburones fue de 0.33 años en una tasa de explotación simulada de  $E=0.3$  hasta un valor de cero, es decir una respuesta inmediata con una condición de  $E=0.7$  (tabla 15). La magnitud de cambio como ya se comentó, para todos los escenarios simulados en el modelo Bahía Ascención fue mayor para el grupo explotado, tomando valores de biomasa relativa entre 0.59 y 1.08 desde un  $E=0.3$  hasta  $E=0.7$  respectivamente. El grupo menos afectado fue el de las Mojarras con valores, siguiendo el mismo orden, de 0.02 de biomasa relativa hasta 0.04. En cuanto al tiempo de recuperación (TR), a medida que se incrementa la tasa de explotación, son 8 los grupos que no logran recuperar sus niveles de biomasa al someterlos al escenario final ( $E=0.7$ ). En general TR tiende a aumentar con los incrementos de E.

Tabla 15. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema ASCENCI, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados, +Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).

Grupo	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Delfin	0.24	4.83	35.92	0.39	3.67	45.33	0.57	3.08	+	0.81	2.75	+	1.12	2.42	+
Tib. Gata	0.08	*	*	0.13	12.58	26.84	0.19	9.25	+	0.27	7.92	+	0.38	7.17	+
TIBURON	0.59	0.33	20.50	0.78	0.17	24.41	0.92	0.08	27.75	1.02	0.08	31.25	1.08	0.00	35.67
Aves	0.10	*	*	0.15	*	*	0.20	27.67	19.83	0.26	25.25	+	0.33	7.00	+
Barracuda	0.09	*	*	0.14	10.58	21.17	0.19	8.75	30.33	0.25	7.83	37.59	0.31	7.33	+
Cazones	0.10	*	*	0.14	*	*	0.19	24.67	23.50	0.25	22.75	+	0.30	22.50	+
Pargos	0.08	*	*	0.12	6.33	14.17	0.17	4.58	24.34	0.22	3.83	32.25	0.27	3.42	40.08
Carángidos	0.15	6.50	41.92	0.24	4.33	+	0.34	3.50	+	0.48	3.00	+	0.65	2.67	+
Langostas	0.06	*	*	0.09	*	*	0.13	10.92	29.50	0.17	8.67	+	0.22	7.67	+
Cangrejos	0.13	2.50	4.08	0.19	1.75	9.08	0.24	1.33	14.59	0.27	1.08	21.17	0.29	0.92	28.33
Mojarras	0.02	*	*	0.02	*	*	0.03	*	*	0.03	*	*	0.04	*	*
Macabí	0.09	*	*	0.13	*	*	0.17	*	*	0.20	21.50	7.00	0.24	3.08	35.25
Pámpano	0.11	*	*	0.16	24.33	14.50	0.22	20.17	+	0.28	19.00	+	0.34	18.75	+
Inverts Bent	0.03	*	*	0.04	*	*	0.06	*	*	0.08	*	*	0.10	*	*

En el caso del modelo de la plataforma continental del Golfo de México del área de Florida, la persistencia que mostró el grupo Tiburones ante los impactos simulados fue desde 1.08 años con una tasa de explotación baja ( $E=0.4$ ), hasta un valor de 0.08 años (29 días) bajo una tasa de explotación alta ( $E=0.7$ ). La magnitud de cambio, para este caso tuvo sus valores mayores en el grupo Marlin/Pez Vela cuyos valores de biomasa relativa alcanzaron cambios de 0.37 a 3.17, bajo simulaciones de  $E=0.3$  a 0.7. Asimismo, los grupos menos afectados fueron Zooplancton, Bentos y en menor medida los Delfines

(tabla 16). El grupo que necesitó un mayor lapso de tiempo para recuperarse fue el de Depredadores Pelágicos quienes en la misma secuencia citada requirieron de 12.17 hasta 36.25 años.

Tabla 16. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema GOMEXICO, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Grupo	E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Zooplancton	0.02	*	*	0.06	*	*	0.12	*	*	0.18	5.00	3.92
Bentos	0.02	*	*	0.05	*	*	0.07	*	*	0.08	*	*
Peces Pelágicos	0.06	*	*	0.16	4.33	2.75	0.30	3.17	14.16	0.41	2.92	20.58
Peces de Fondo	0.07	*	*	0.20	4.83	11.84	0.35	3.92	16.50	0.31	4.00	13.75
Cangrejos/Camarón	0.05	*	*	0.13	8.33	5.34	0.22	6.67	12.25	0.12	*	*
Depred Pelágicos	0.32	3.33	12.17	0.77	2.25	26.33	1.10	1.83	32.42	1.24	1.58	36.25
Depred de Fondo	0.11	6.75	4.25	0.29	3.42	16.33	0.46	2.75	19.92	0.45	2.58	21.92
Sierras	0.22	2.25	7.92	0.66	1.25	14.17	1.23	0.92	16.91	1.87	0.67	31.50
Atunes	0.14	2.58	1.67	0.40	1.17	14.00	0.72	0.83	20.17	1.03	0.67	24.33
Marlin/Pez Vela	0.37	1.58	7.25	1.15	0.83	15.09	2.23	0.58	8.50	3.17	0.50	23.42
TIBURONES	0.25	1.08	5.75	0.60	0.33	9.92	0.91	0.17	25.41	1.12	0.08	29.67
Delfines	0.04	*	*	0.11	16.67	9.50	0.19	10.92	28.08	0.15	12.33	24.50

Para el modelo de la Bahía de Monterey, se aprecia que es el grupo explotado quien muestra los valores menores en cuanto al atributo de persistencia (R), con 0.25 años bajo un E=0.3 hasta 0.00 en un E=0.7. El grupo explotado (Tiburones/Escómbridos) manifiesta el mayor cambio de biomasa relativa, desde 0.55 hasta 1.05. Por otra, parte los grupos funcionales menos afectados por los impactos simulados fueron Mesozooplancton y Microzooplancton y en menor medida Meiobentos y los Mamíferos Marinos. En cuanto al tiempo de recuperación, el grupo que más tiempo tardó en regresar a sus niveles originales fue el de Peces de fondo, seguido por el Macrobenetos (tabla 17).

En el modelo del Golfo de Nicoya, conforme se incrementó la tasa de explotación, los valores de persistencia (R) fueron, desde un valor de 2.25 años, alto respecto al resto de los modelos, hasta un valor de 0.00 (tabla 18); es decir, una respuesta instantánea, correspondiendo como en todos los casos al grupo explotado. La magnitud de cambio mayor correspondió al grupo Tiburones, con el grupo Cangrejos como segundo más afectado en el modelo de ecosistema. Lo mismo ocurrió con estos dos grupos en el

tiempo de recuperación, donde en el escenario extremo (E=0.7) tardaron 13.33 y 12.92 años respectivamente.

Tabla 17. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema MONTEREY, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Grupo	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Mamíf Marin	0.08	*	*	0.10	*	*	0.13	10.00	12.33	0.16	9.75	17.67	0.23	9.00	25.50
Aves Marin	0.14	*	*	0.22	3.25	1.58	0.31	2.42	17.33	0.39	2.00	22.33	0.48	1.75	29.00
TIBS/ESC	0.55	0.25	12.50	0.74	0.17	15.41	0.88	0.08	18.25	0.98	0.08	21.34	1.05	0.00	25.58
Pec d Fondo	0.19	2.92	11.91	0.29	2.33	16.34	0.41	1.92	20.41	0.55	1.58	24.59	0.78	1.33	30.17
Sard/Anchv	0.19	2.00	2.92	0.27	1.42	4.66	0.35	1.08	5.84	0.42	0.83	7.09	0.49	0.67	26.16
Micronecton	0.10	*	*	0.14	*	*	0.18	*	*	0.22	0.92	7.75	0.25	0.67	14.33
Macro bent	0.17	4.42	10.91	0.25	3.75	15.75	0.34	3.33	19.92	0.44	3.00	24.08	0.55	2.75	29.42
Meio bent	0.08	*	*	0.11	*	*	0.14	3.17	0.33	0.17	2.08	2.17	0.20	1.58	3.09
Macrozoopl	0.16	2.33	1.92	0.23	1.42	4.00	0.30	1.08	5.09	0.35	0.92	6.00	0.40	0.75	26.33
Mesozoopl	0.06	*	*	0.08	*	*	0.11	*	*	0.13	3.00	0.50	0.15	2.00	1.75
Microzoopl	0.03	*	*	0.04	*	*	0.06	*	*	0.07	*	*	0.08	*	*

Tabla 18. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema NICOYA, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Grupo	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR									
TIBURON	0.12	2.25	1.33	0.42	0.33	7.25	0.66	0.17	9.33	0.84	0.08	11.17	0.95	0.00	13.33
Aves	0.00	*	*	0.00	*	*	0.01	*	*	0.01	*	*	0.02	*	*
Pelág Mayor	0.02	*	*	0.08	*	*	0.15	2.83	4.59	0.22	2.17	7.58	0.29	1.83	10.42
Pec d Fondo	0.02	*	*	0.10	*	*	0.18	1.58	5.00	0.26	1.08	7.67	0.32	0.83	10.25
Cangrejos	0.05	*	*	0.20	2.25	5.50	0.34	1.58	8.42	0.46	1.33	10.50	0.55	1.08	12.92
Juv d Fondo	0.01	*	*	0.02	*	*	0.03	*	*	0.05	*	*	0.06	*	*
Pelág Menr	0.00	*	*	0.02	*	*	0.03	*	*	0.04	*	*	0.05	*	*
Moluscos	0.02	*	*	0.09	*	*	0.15	2.67	4.58	0.21	2.08	7.25	0.26	1.67	10.00
Otr Camarn	0.01	*	*	0.02	*	*	0.04	*	*	0.06	*	*	0.08	*	*
Camar Bco	0.02	*	*	0.08	*	*	0.14	2.33	3.59	0.20	1.75	6.25	0.24	1.42	8.83
Bentos	0.01	*	*	0.03	*	*	0.05	*	*	0.07	*	*	0.09	*	*
Zooplacton	0.00	*	*	0.00	*	*	0.01	*	*	0.01	*	*	0.01	*	*

Para el modelo de la plataforma continental de la Sonda de Campeche, es evidente que la tasa de explotación de 0.5 se encuentra apenas por encima del valor original (tabla 19). Aún así, con esa tasa de explotación, el grupo Tiburones presentó una persistencia de 0.33 años (4 meses) la que conforme incrementó la presión de pesca, llegó a 0.08 (29 días). Es claro también que el grupo más afectado corresponde, al igual que los dos

modelos anteriores, al grupo Tiburones. En la condición de E=0.7 el que mayor tiempo requirió para alcanzar el intervalo de recuperación ( $\pm 10\%$  de la biomasa original) fue el grupo Pelágicos medianos, con 15.75 años.

Tabla 19. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema SONDACAM, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Grupo	E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Arenques/Anchovetas	0.01	*	*	0.02	*	*	0.03	*	*
Carángidos	0.05	*	*	0.10	*	*	0.15	5.00	8.67
Pelágicos Medianos	0.08	*	*	0.16	3.75	10.67	0.27	2.58	15.75
Peces Planos	0.02	*	*	0.03	*	*	0.05	*	*
Bagres	0.04	*	*	0.08	*	*	0.12	*	*
Mojarras	0.05	*	*	0.10	*	*	0.14	*	*
Pargos	0.06	*	*	0.13	3.83	5.42	0.20	2.83	10.25
Corvinas/Roncadores	0.04	*	*	0.08	*	*	0.12	7.58	5.34
Meros	0.07	*	*	0.14	4.25	1.50	0.21	2.83	5.84
Burritos	0.04	*	*	0.09	*	*	0.14	7.83	11.00
TIBURONES	0.46	0.33	8.59	0.74	0.17	11.16	0.93	0.08	13.50
Otros Peces	0.02	*	*	0.05	*	*	0.08	*	*
Calamar	0.08	*	*	0.15	2.83	1.42	0.22	1.75	4.00
Camarón	0.01	*	*	0.02	*	*	0.03	*	*
Epifauna	0.01	*	*	0.01	*	*	0.02	*	*
Infauna	0.01	*	*	0.01	*	*	0.01	*	*
Zooplancton	0.01	*	*	0.01	*	*	0.02	*	*

En el modelo de la porción suroeste del Golfo de México porción suroeste, el grupo Tiburones mostró valores de Persistencia ante el impacto de 11 meses (0.92 años) en la condición inicial hasta un valor de 0.08 (29 días) a medida que se incrementó la tasa de explotación (tabla 20). En cuanto a la magnitud de cambio, a medida que aumentó en esfuerzo de pesca en las condiciones de simulación, los grupos Sierra, Lenguados y Bagres se vieron afectados aún en mayor magnitud que el grupo Tiburones. El tiempo de recuperación mayor correspondió al grupo Lenguados, con tiempos de 13.5 años al incrementarse la tasa de explotación y requirió hasta 25.33 años para su recuperación.

Tabla 20. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema WGMEXICO, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados).

Grupo	E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Arenques	0.15	3.33	2.00	0.38	1.83	5.09	0.59	1.42	10.41
Anchovetas	0.16	2.58	3.09	0.40	1.50	5.50	0.60	1.17	6.16
Chiles	0.16	9.58	8.42	0.44	7.50	17.25	0.74	6.83	20.00
Sierra	0.20	1.92	3.91	0.61	1.00	6.33	1.14	0.67	6.75
Peto/Carito	0.08	*	*	0.21	2.00	2.58	0.35	1.42	3.91
Carángidos	0.18	4.08	6.59	0.43	2.67	11.33	0.65	2.08	12.50
Mojarra	0.06	*	*	0.14	4.83	1.25	0.20	3.67	4.00
Corvinas	0.02	*	*	0.04	*	*	0.07	*	*
Burritos	0.03	*	*	0.08	*	*	0.12	10.33	3.92
TIBURONES	0.23	0.92	3.50	0.53	0.25	5.08	0.81	0.08	8.59
Mero	0.19	2.67	4.91	0.55	1.50	8.25	0.94	1.08	8.75
Huachinango	0.07	*	*	0.18	2.67	2.50	0.28	1.83	4.17
Bagre	0.17	6.67	11.00	0.48	4.50	18.67	0.88	3.67	20.83
Lenguados	0.19	6.75	13.50	0.55	4.58	22.42	1.02	3.75	25.33
Camarón	0.04	*	*	0.11	3.92	1.66	0.16	3.25	3.00
Cangrejos	0.04	*	*	0.10	*	*	0.14	3.33	15.50
Moluscos	0.06	*	*	0.14	*	*	0.19	14.50	1.33
Microcrustáceos	0.01	*	*	0.02	*	*	0.06	*	*
Otros Peces	0.03	*	*	0.09	*	*	0.17	*	*
Anélidos	0.01	*	*	0.04	*	*	0.07	*	*
Zooplankton	0.05	*	*	0.14	3.17	1.91	0.24	2.25	3.67

Por último, en la tabla 21 se muestran los Atributos Asociados a la Estabilidad para el modelo de la plataforma de Yucatán, donde se aprecian valores de persistencia en el grupo explotado con 0.42 años (5 meses) que van disminuyendo a medida que se incrementa la tasa de explotación hasta 29 días (0.08 años). Igualmente, a medida que se incrementa el esfuerzo en los distintos escenarios, los grupos Corvinas y Meros, cuya magnitud de cambio inicialmente se encuentra por debajo del grupo explotado, superan a éste desde un nivel de explotación de 0.4 hasta llegar a magnitudes de 2.91 para las Corvinas, 2.48 de los Meros respecto a un 1.25 de biomasa relativa del grupo explotado. En cuanto al tiempo de recuperación, el grupo Carángidos, fue el que en la mayoría de los escenarios requirió el mayor tiempo para recuperar sus niveles originales (hasta 42.75 años con E=0.6) y que conforme aumentó la tasa de explotación llegó a necesitar finalmente un tiempo mayor al simulado.

Tabla 21. Atributos asociados a la estabilidad, Magnitud de Cambio (MC), Persistencia (R) y Tiempo de Recuperación (TR), en el modelo de ecosistema YUCATAN, al incrementarse la tasa de explotación (E) sobre el grupo Tiburones. (Nota: \*Grupos no perturbados, +Grupo de no logró recuperarse en el tiempo simulado).

Grupo	E=0.3			E=0.4			E=0.5			E=0.6			E=0.7		
	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR	MC	R	TR
Mero	0.49	2.08	14.09	0.87	1.58	30.34	1.44	1.25	34.17	2.03	1.08	36.59	2.48	0.92	40.08
Pargos	0.26	6.25	12.08	0.42	5.42	14.91	0.61	4.92	31.41	0.77	4.58	34.92	0.91	4.50	38.67
TIBURONES	0.52	0.42	11.16	0.77	0.25	25.33	1.00	0.17	30.00	1.17	0.08	32.84	1.25	0.08	37.75
Burritos	0.07	*	*	0.11	*	*	0.21	13.25	9.67	0.28	12.83	12.42	0.26	16.58	10.09
Peto/Carito	0.38	1.92	23.83	0.64	1.42	26.91	0.92	1.17	28.33	1.21	0.92	46.33	1.57	0.83	+
Arenques	0.26	9.58	12.37	0.43	8.83	15.59	0.76	7.58	32.59	0.99	7.50	35.42	0.99	2.92	43.25
Mojarrón	0.04	*	*	0.07	*	*	0.10	13.42	1.33	0.13	10.67	8.41	0.14	10.00	14.25
Mojarra	0.17	*	*	0.28	4.00	14.08	0.36	3.42	16.25	0.46	3.00	29.08	0.56	2.67	34.08
Corvinas	0.51	5.17	18.66	0.93	3.92	32.50	1.42	3.50	38.83	2.05	3.08	42.09	2.91	2.50	+
Carángidos	0.43	4.08	20.50	0.67	3.33	35.92	0.93	2.83	40.09	1.14	2.58	42.75	1.25	2.42	+
Camarones	0.12	*	*	0.20	6.58	0.34	0.29	5.33	16.75	0.36	4.58	19.42	0.41	4.00	35.17
Langostas	0.08	*	*	0.13	*	*	0.21	8.33	13.59	0.27	7.25	18.00	0.29	6.58	19.00
Cangrejos	0.03	*	*	0.04	*	*	0.06	*	*	0.07	*	*	0.08	*	*
Pulpos	0.08	*	*	0.13	*	*	0.19	6.08	2.09	0.24	5.33	14.75	0.28	4.67	6.66
Otr Moluscs	0.04	*	*	0.07	*	*	0.09	*	*	0.11	*	*	0.12	11.42	5.41
Microcrusts	0.03	*	*	0.05	*	*	0.09	*	*	0.11	*	*	0.12	*	*
Zooplankton	0.02	*	*	0.04	*	*	0.05	*	*	0.06	*	*	0.06	*	*
Anélidos	0.03	*	*	0.06	*	*	0.08	*	*	0.10	*	*	0.12	*	*

### Propiedades y Atributos específicos de los Ecosistemas estudiados.

La tabla 22 incluye los atributos calculados por Ecopath para cada uno de los ecosistemas estudiados. Se observa que los modelos de mayor tamaño, *i.e.* con la mayor magnitud de flujos, corresponden al modelo del ecosistema de las Islas Vírgenes (con un total del 83,018 t/km<sup>2</sup>/año), modelo arrecifal del Caribe mexicano (66,261 t/km<sup>2</sup>/año) y modelo de la Bahía de Monterey (34,209 t/km<sup>2</sup>/año). Así mismo, los menores valores para este parámetro corresponden al modelo del Golfo de Nicoya (1,476 t/km<sup>2</sup>/año) y el modelo de la plataforma continental de Yucatán (1,893 t/km<sup>2</sup>/año). Lo mismo ocurre al considerar la Producción Primaria, donde se puede ver que los modelos arrecifales del Caribe mexicano y de las Islas Vírgenes y en menor medida el modelo de la Bahía de Monterey, presentan los valores más altos con 22,920; 21,070 y 11,090 t/km<sup>2</sup> respectivamente, correspondiendo los valores menores a los modelos del Golfo de Nicoya, la plataforma de Yucatán y la porción suroeste del Golfo de México con 540; 420 y 350 t/km<sup>2</sup>.

Para el caso de los ecosistemas explotados, la pesquería que ocupa el nivel trófico promedio mayor, fue la del modelo de la plataforma de Yucatán con 4.11, cerca de una unidad por debajo del nivel trófico que el grupo de Tiburones ocupa en ese ecosistema (4.93, tabla 23), mientras que la pesquería que se ubicó en el menor nivel trófico fue la que se presenta en el modelo del Golfo de México en el área de Florida, con un valor de 2.60 (tabla 22), ubicada un nivel trófico inferior al grupo de Tiburones (3.78, tabla 23).

Tabla 22. Parámetros estimados por ECOPATH para los Ecosistemas. Los valores entre paréntesis se obtuvieron incrementando el tiempo de simulación, de igual forma se presenta un guión (-) para los valores que no fueron posibles evaluar con la simulación (unidades: \*t/km<sup>2</sup>; \*\*t/km<sup>2</sup>/año; + Adimensional; ++ t•bits/km<sup>2</sup>•año; ~ años; @Biomasa relativa).

ECOSISTEMA		ARREDE	ASCOB	OBOS	COMECO	MONIEREY	NODIA	SONDOPM	VENELE	VRGNI	WOMECO	YUCATAN
*Producción Primaria	Pp 10 <sup>3</sup>	22.92	1.82	8.04	1.17	11.09	0.54	5.09	3.27	21.07	0.35	0.42
*Respiración	R 10 <sup>3</sup>	16.72	0.11	7.15	0.76	6.05	0.33	1.28	1.61	20.19	0.85	0.55
**Tamaño del sistema (Σ flujos)	T 10 <sup>3</sup>	66.26	2.11	22.45	3.15	34.21	1.48	8.56	6.59	83.02	3.25	1.89
Producción	Pp/R	1.37	15.81	1.12	1.25	1.83	1.63	3.96	2.04	1.04	0.42	0.77
Primaria/Respiración												
Producción Primaria/Biomasa	Pp/B	5.21	21.75	27.87	27.29	49.50	26.56	50.66	26.33	5.47	5.82	7.27
Biomasa por unidad de flujo	B/T	0.07	0.04	0.02	0.01	0.01	0.02	0.01	0.02	0.05	0.02	0.03
*Biomasa Sostenida	B/PP+R	0.11	0.04	0.02	0.02	0.01	0.02	0.02	0.03	0.09	0.05	0.06
*Producción Neta	Pp-R 10 <sup>3</sup>	6.20	1.70	0.88	0.19	5.04	0.21	3.81	1.69	0.88	0.50	0.13
Conectancia	IC	0.35	0.45	0.36	0.21	0.23	0.19	0.36	0.32	0.35	0.24	0.28
*Índice de Omnivoría del Sistema	SOI	0.17	0.28	0.34	0.13	0.32	0.10	0.15	0.13	0.23	0.16	0.20
*Biomasa del Sistema (excl Detritus)	B 10 <sup>2</sup>	44.00	0.84	2.88	0.35	2.24	0.20	1.00	1.25	38.53	0.61	0.58
Tamaño promedio de los organismos	B/P	0.19	0.05	0.04	0.03	0.02	0.04	0.02	0.04	0.18	0.17	0.14
*Índice de Reciclamiento de Finn	FCI	10.80	3.90	7.40	6.20	12.00	4.50	9.90	2.90	15.30	12.70	12.20
*Longitud de los Flujos (promedio)	PL	3.59	18.37	2.70	2.70	4.82	3.77	6.66	4.07	4.06	3.79	3.41
**Potencial de desarrollo del Sistema	O 10 <sup>4</sup>	24.40	0.36	5.76	0.80	11.02	0.24	1.76	1.47	27.05	0.97	0.62
Razón de Schrödinger	R/P	0.73	0.06	0.89	0.65	0.55	0.61	0.25	0.49	0.96	2.40	1.30
**Contenido de Información de los Flujos	I	1.01	1.12	1.08	1.28	1.24	1.47	1.23	1.28	1.23	1.31	1.29
**Ascendencia basada en la Energía	A 10 <sup>4</sup>	6.69	0.43	2.43	0.40	4.25	0.22	1.52	1.05	10.22	0.43	0.24
**Capacidad de desarrollo	C 10 <sup>4</sup>	31.09	0.79	8.19	1.2	15.27	0.46	3.28	2.52	37.27	1.40	0.86
*Ascendencia Relativa	A/C 10 <sup>4</sup>	19.16	0.95	6.79	1.92	18.73	1.15	4.25	3.29	28.96	1.75	0.88
Nivel Trófico de la Pesquería		2.66	3.04	0.00	2.60	3.28	3.01	3.54	2.81	0.00	3.44	4.11
*Produc del Sistema en la Red	10 <sup>2</sup>	62.06	17.02	31.06	4.04	50.54	2.10	37.97	16.56	10.77	4.94	1.25
Razón E <sub>reg</sub> /E <sub>sim</sub>	E <sub>sim</sub> =0.3	0.23	0.29	0.00	1.12	0.32	0.88	1.27	0.54	0.00	1.45	0.45
	E <sub>sim</sub> =0.4	0.17	0.21	0.00	0.84	0.24	0.66	0.95	0.41	0.00	1.09	0.34
	E <sub>sim</sub> =0.5	0.14	0.17	0.00	0.67	0.19	0.53	0.76	0.33	0.00	0.87	0.27
	E <sub>sim</sub> =0.6	0.11	0.14	0.00	0.56	0.16	0.44	0.64	0.27	0.00	0.72	0.22
	E <sub>sim</sub> =0.7	0.10	0.12	0.00	0.48	0.14	0.38	0.55	0.23	0.00	0.62	0.19
*Persistencia	E=0.3	0.33	0.33	0.25	-	0.25	2.25	-	0.50	0.25	-	0.42
	E=0.4	0.17	0.17	0.17	1.08	0.17	0.33	-	0.25	0.17	-	0.25
	E=0.5	0.08	0.08	0.08	0.33	0.08	0.17	0.33	0.17	0.08	0.92	0.17
	E=0.6	0.08	0.08	0.08	0.17	0.08	0.08	0.17	0.08	0.08	0.25	0.08
	E=0.7	0.08	0.00	0.00	0.08	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.08	0.08
*Magnitud de Cambio	E=0.3	0.62	0.80	0.69	-	0.71	0.14	-	0.49	1.11	-	0.92
	E=0.4	0.79	1.12	0.82	0.64	0.99	0.52	0.09	0.78	1.34	-	1.48
	E=0.5	0.92	1.43	0.91	1.76	1.25	0.84	0.52	1.04	1.54	0.40	2.06
	E=0.6	1.01	1.74	0.96	3.03	2.48	1.10	0.88	1.26	1.67	1.06	2.72
	E=0.7	1.07	2.10	0.99	4.06	1.75	1.27	1.16	1.49	1.82	1.79	3.58
*Tiempo de Recuperación	E=0.3	(75.83)	37.83	50.25	-	12.33	0.58	-	8.33	35.67	-	22.83
	E=0.4	(95.00)	47.08	(60.58)	12.58	16.50	4.75	0.08	12.17	38.50	-	28.92
	E=0.5	-	(54.83)	(71.08)	25.58	20.25	7.00	5.92	16.33	45.33	17.33	40.58
	E=0.6	-	(61.58)	(83.00)	36.17	24.50	8.83	11.42	20.08	(53.00)	24.08	44.25
	E=0.7	-	(68.67)	-	34.83	31.58	11.00	15.92	24.92	(70.42)	26.08	48.08

Para el caso de los parámetros relacionados con el contenido de información y flujos (ascendencia y potencial de desarrollo), los mayores valores corresponden a los modelos arrecifales: Islas Vírgenes y Caribe mexicano, mientras que los menores al del Golfo de Nicoya y al modelo de Bahía Ascención.

El índice de conectancia, es una medida del número observado de interacciones alimenticias en un sistema, con respecto al número de interacciones posibles (Gardner y Ashby, 1970.). No obstante que se ha señalado que la interpretación de la conectancia es algo ambigua (Christensen y Pauly, 1993a), es claro que constituye un atributo asociado a la madurez de los ecosistemas (Christensen, 1995; Vasconcellos *et al.*, 1997) y refleja la tendencia lineal (cuando IC=1) o en forma de red (a medida que el valor de IC disminuye) de los flujos y la estructura de un sistema. Este atributo presentó los mayores valores en el modelo del ecosistema de Bahía Ascención (0.45) seguido del ecosistema pelágico de los Cabos (0.36) y de la Sonda de Campeche (0.36). Los menores valores corresponden al modelo del Golfo de Nicoya (0.19) y al modelo del Golfo de México de la porción de Florida (0.21).

El índice de omnivoría (OI) refleja las interacciones alimenticias y su distribución en los niveles tróficos en un sistema, sus extremos son la condición de especialización si OI=0 (*i.e.* se alimenta en un solo nivel trófico), o bien organismos que tienden a ser generalistas a medida que el valor de OI se incrementa (Christensen y Pauly, 1992). Este índice mostró su mayor magnitud en los modelos de la comunidad pelágica de los Cabos (0.34) y de la Bahía de Monterey (0.32) en los que se reflejan relaciones tróficas más complejas con respecto a los modelos que en este índice mostraron menor magnitud, como el del Golfo de Nicoya (0.10) y el Golfo de México en la porción de Florida (0.13).

El índice de reciclamiento de Finn evalúa la fracción del total de flujos que es reciclada, propiedad que algunos autores consideran relacionada directamente a la capacidad de recuperación a un impacto en los ecosistemas (Vasconcellos *et al.*, 1997); este índice presentó su valor mayor para el ecosistema arrecifal de las Islas Vírgenes (15.3) y el menor para el ecosistema de la plataforma continental de Venezuela (2.9).

En la tabla 22 se incluye además la razón tasa de explotación real/tasa de explotación simulada ( $E_{\text{real}}/E_{\text{sim}}$ ) como una forma de ponderar las condiciones de simulación en los grupos de tiburones que no presentan una presión de pesca respecto a los que si la presentan; es decir, tomando en cuenta que un incremento dado en la presión de pesca, esta no tendrá el mismo impacto en un ecosistema donde los tiburones soportan ya tasas de explotación con respecto a uno donde el recurso no es explotado.

### **Atributos y Propiedades particulares del grupo Tiburones.**

Al hablar específicamente del grupo funcional Tiburones (tabla 23), en los once modelos de ecosistemas, se encuentran representados organismos con Niveles Tróficos que van desde 3.45 a 4.93, además se observan tasas de producción muy variables (producción/biomasa) que incluyen desde 0.1 en los grupos de tiburones menos productivos (en el modelo Arrecife del Caribe mexicano) hasta 0.9 (en la Sonda de Campeche). Así mismo encontramos tasas de consumo ( $Q/B$ ) del grupo, que van de 3.2 (para el modelo de la comunidad pelágica de los Cabos), hasta valores de 9.7 (en Bahía Ascensión). El índice de omnivoría para los grupos de tiburones, refleja relaciones alimenticias más complejas, sugiriendo la presencia de tiburones relativamente generalistas como en el ecosistema de Bahía Ascensión ( $OI=0.6$ ) respecto a tiburones que podrían presentar la condición de especialistas como en la Bahía de Monterey ( $OI=0.11$ ) o la comunidad costera del Golfo de México en su porción suroeste ( $OI=0.15$ ).

En lo que respecta a los parámetros relacionados al contenido de información y flujos, para los grupos de tiburones, el modelo de la Bahía de Monterey se separa notablemente del resto de los ecosistemas incluidos, con valores de Ascendencia, Total de flujos, Potencial de desarrollo y Capacidad de desarrollo muy por encima de los demás. Después de éste, los modelos arrecifales (Islas Vírgenes y Caribe mexicano) son quienes presentan los mayores valores en contenido de información y flujos. Las menores magnitudes fueron registradas para los modelos de la plataforma continental de Yucatán y de la comunidad pelágica de los Cabos.

Tabla 23. Parámetros estimados por ECOPATH para el grupo Funcional Tiburones en cada modelo de ecosistema. (unidades: \*t/km<sup>2</sup>; \*\*t/km<sup>2</sup>/año; + Adimensional; ++t/km<sup>2</sup>•bits•año).

ECOSISTEMA		AFREDE	ASBNDI	OCBOS	COMBDO	MONIBREY	NDOA	SONDOAM	VENEZE	VFGNEI	VGMEXCO	YUCMAN
*Nivel Trófico	TL	3.62	3.45	3.72	3.78	4.08	4.00	4.25	3.83	3.86	4.77	4.93
*Biomasa	B	0.42	0.03	0.10	0.08	4.51	0.09	0.08	0.09	0.98	0.17	0.03
Producción/Biomasa	P/B	0.11	0.32	0.19	0.50	0.59	0.83	0.91	0.41	0.21	0.63	0.32
Consumo/Biomasa	Q/B	6.47	9.70	3.20	7.68	6.35	6.67	7.36	4.41	5.27	7.75	9.35
*Eficiencia Ecológica	EE	0.65	0.31	0.70	0.85	0.89	0.47	0.64	0.76	0.71	0.94	0.50
Producción/Consumo	P/Q	0.02	0.03	0.06	0.07	0.09	0.12	0.12	0.09	0.04	0.08	0.03
*Flujo al Detritus	Fw D	0.56	0.07	0.08	0.12	6.02	0.16	0.14	0.08	1.09	0.26	0.07
*Producción Neta	Pp-R 10 <sup>-3</sup>	0.02	0.04	0.08	0.08	0.12	0.16	0.15	0.12	0.05	0.10	0.04
Índice de Omnivoría	OI	0.19	0.60	0.30	0.34	0.11	0.22	0.26	0.28	0.45	0.15	0.34
*Respiración	R	2.11	0.22	0.23	0.43	20.23	0.41	0.40	0.27	3.92	0.93	0.23
*Asimilación	Assim	2.16	0.23	0.25	0.47	22.90	0.48	0.47	0.30	4.13	1.03	0.24
Respiración/Asimilación	R/Assim	0.98	0.96	0.92	0.92	0.88	0.85	0.85	0.89	0.95	0.90	0.96
Producción/Respiración	P/R	0.02	0.04	0.08	0.09	0.13	0.18	0.18	0.13	0.05	0.11	0.04
Respiración/Biomasa	R/B	5.06	7.44	2.37	5.64	4.49	4.51	4.99	3.12	4.00	5.58	7.16
**Ascendencia	A	3.30	1.40	0.50	0.60	48.11	0.70	0.90	0.60	7.10	1.50	0.30
**Potencial de desarrollo	O 10 <sup>-1</sup>	3.83	0.36	0.49	0.73	27.78	0.68	0.82	0.54	7.00	1.44	0.37
**Capacidad de desarrollo	C 10 <sup>-1</sup>	4.16	0.50	0.54	0.79	32.77	0.74	0.91	0.59	7.71	1.59	0.40
Total de flujos	T	2.70	0.30	0.30	0.60	28.60	0.60	0.60	0.40	5.20	1.30	0.30
Tasa de Pesca	Y/B	0.07	0.10	0.00	0.43	0.13	0.39	0.58	0.20	0.00	0.58	0.16
Número de vías de flujo	10 <sup>-4</sup>	0.21	3.37	0.00	0.01	0.01	0.00	0.44	0.04	11.86	0.21	0.41
Tamaño promedio	B/P	9.09	3.13	5.15	1.99	1.69	1.21	1.10	2.47	4.69	1.60	3.16
Biomasa por unidad d flujo	B/T	0.15	0.10	0.33	0.13	0.16	0.15	0.13	0.22	0.19	0.13	0.11
Ascendencia Relativa	A/C	0.08	0.28	0.09	0.08	0.15	0.09	0.10	0.10	0.09	0.09	0.08
**Producción del grupo	P	0.05	0.01	0.02	0.04	2.67	0.07	0.07	0.03	0.21	0.10	0.01
Biomasa sostenida	B/P+R	0.19	0.13	0.39	0.16	0.20	0.19	0.17	0.28	0.24	0.16	0.13
Razón de Schrödinger	R/P	46.06	23.23	12.18	11.23	7.57	5.47	5.51	7.72	18.78	8.93	22.55

### Atributos Asociados a la Estabilidad de los Ecosistemas para el grupo Tiburones.

En las tablas 24, 25 y 26 se muestran los Atributos Asociados a la Estabilidad del Ecosistema (persistencia, magnitud de cambio y tiempo de recuperación) directamente para el grupo funcional Tiburones, evaluados a partir de la simulación, considerando los cinco niveles de tasa de explotación, a saber 0.3, 0.4, 0.5 (supuesto como nivel de RMS), 0.6 y 0.7. En las tres tablas, se hace referencia a la tasa de pesca Y/B (equivalente al coeficiente de mortalidad por pesca F) presente sobre el grupo Tiburones y con la cual cada modelo fue construido originalmente. De esta forma, es posible apreciar las condiciones de origen de cada modelo con respecto al grupo tiburones. Así, se presentan dos modelos donde no existe presión de pesca alguna, tres modelos más donde la tasa de pesca es moderada ( $0.15 \leq F$ ) y finalmente un conjunto de seis modelos para los cuales se considera que existe una explotación formal del grupo, donde los valores de Y/B van de 0.16 hasta 0.58.

El atributo persistencia representa el tiempo que un grupo funcional puede permanecer sin cambio tras haber recibido un impacto, *i.e.* cuanto tiempo se mantiene dentro de un intervalo  $\pm 10\%$  de su biomasa original después tener un incremento en la tasa de explotación. En la tabla 24 se presentan los valores de este atributo para el grupo Tiburones en cada modelo de ecosistema. Se resaltan con caracteres más gruesos los valores mayores en cada escenario de simulación. Los espacios en blanco que se aprecian en los ecosistemas con mayor nivel de pesca (Y/B), se deben a que su tasa de explotación se encuentra por encima del nivel simulado. Se aprecia que, bajo tasas de explotación (E) de 0.3 hasta 0.6 entre mayor fue la tasa de pesca a la que estaba sometido el grupo originalmente, fue menor la capacidad de éste para resistir a un impacto o cambio en la presión de pesca.

Tabla 24. Evaluación de la Persistencia a partir de la simulación en el grupo funcional Tiburones, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor de persistencia se presenta en años; los valores mayores se presentan en negritas).

ECOSISTEMA	(Y/B)	E=0.3	E=0.4	E=0.5	E=0.6	E=0.7
CABOS	0.0	0.25	0.17	0.08	0.08	0.00
VIRGIN21	0.0	0.25	0.17	0.08	0.08	0.00
ARRECIFE	0.072	0.33	0.17	0.08	0.08	0.08
ASCENCI	0.100	0.33	0.17	0.08	0.08	0.00
MONTEREY	0.127	0.25	0.17	0.08	0.08	0.00
YUCATAN	0.157	0.42	0.25	0.17	0.08	0.08
VENEZUEL	0.198	0.50	0.25	0.17	0.08	0.08
NICOYA	0.388	<b>2.25</b>	0.33	0.17	0.08	0.00
GOMEXICO	0.429		<b>1.08</b>	0.33	0.17	0.08
SONDACAM	0.581		*	0.33	0.17	0.08
WGMEXICO	0.584			<b>0.92</b>	<b>0.25</b>	0.08

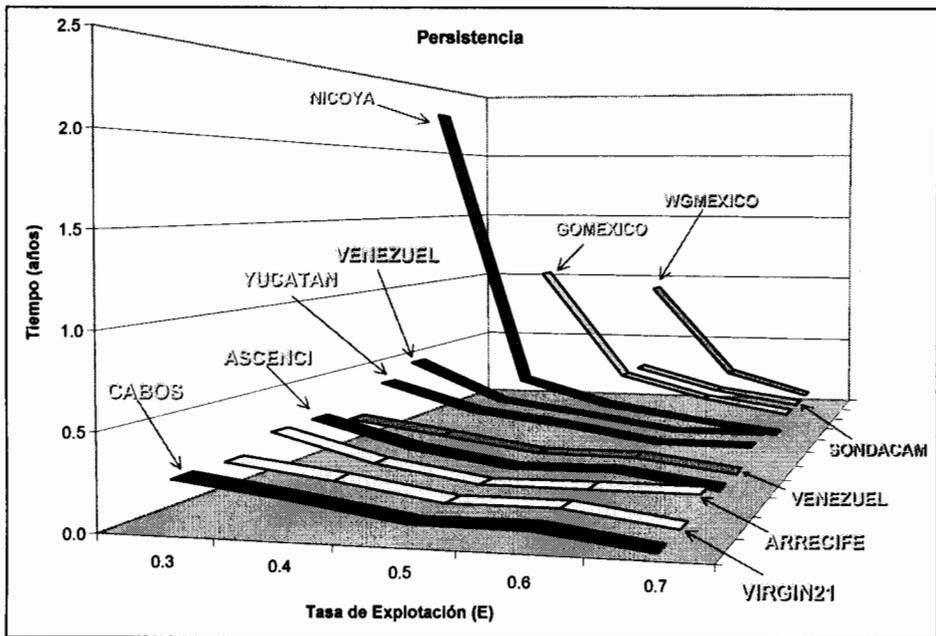
\* No presentó un cambio significativo

La figura 35A muestra los valores de persistencia para los grupos de Tiburón (tabla 24). Los tiburones que mayores valores de persistencia mostraron *i.e.* que más tiempo permanecieron sin sufrir cambios, fueron aquellos presentes en los ecosistemas del Golfo de Nicoya (2.25 años), así como los modelos de plataforma continental de Venezuela (0.5 años) y de Yucatán (0.42 años), en el caso de la tasa de explotación menor (E=0.3). Para el escenario donde el nivel de explotación es 0.4, el grupo de

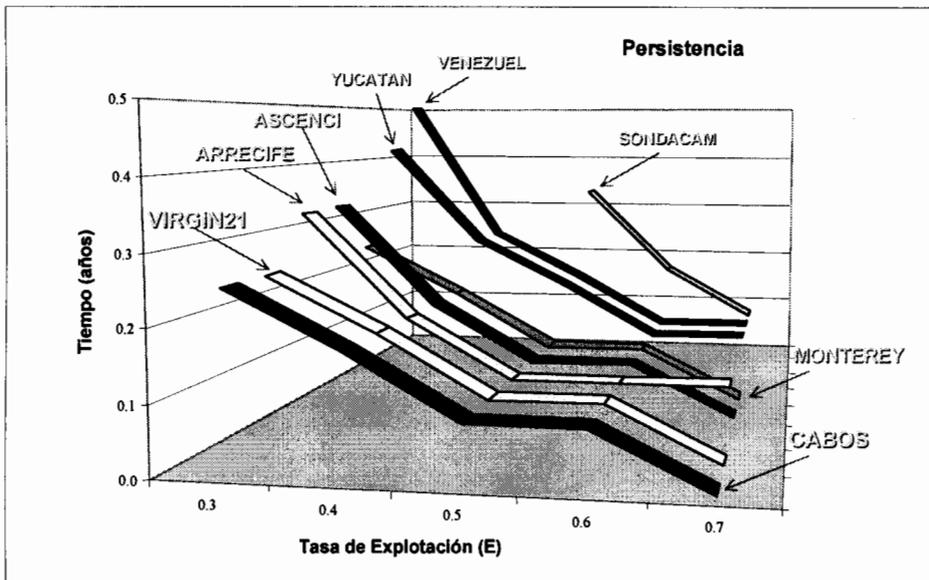
tiburones del Golfo de México en la porción de Florida (1.08 años) y del Golfo de Nicoya (0.3 años) fueron quienes mayor persistencia mostraron. En los escenarios posteriores, es decir en un nivel de RMS y superior, es el grupo de tiburones presentes en el modelo costero de la porción suroeste del Golfo de México es el que presenta valores mayores junto con los grupos de tiburones de la Sonda de Campeche y del Golfo de México, porción de Florida.

Sin considerar modelos de ecosistemas como el del Golfo de Nicoya y los modelos del Golfo de México, tanto de la porción suroeste como de Florida, cuyos valores iniciales de persistencia fueron significativamente mayores que el resto, en la figura 35B se presentan algunas similitudes en las tendencias de los grupos, como el caso de los modelos de la plataforma continental de Venezuela y de Yucatán, así como también la respuesta que presentan los grupos de tiburones de los modelos de la comunidad pelágica de los Cabos, del Arrecife en las Islas Vírgenes y de la Bahía de Monterey. La persistencia en los modelos con tasas de pesca  $Y/B$  menores de 0.15 en escenarios entre  $E=0.4$  y  $E=0.6$  es similar, incrementándose en aquellos grupos de tiburones que normalmente son más explotados (modelos de plataforma de Yucatán, Venezuela y Sonda de Campeche).

En la tabla 25 se presentan los valores de la magnitud en el cambio de la biomasa relativa que los grupos de tiburones mostraron, tras simular incrementos en la tasa de explotación ( $E$ ). Se resaltan con caracteres gruesos los valores máximos en cada incremento de  $E$ , así mismo los valores que corresponden al mínimo se muestran en la tabla con caracteres en cursiva. Los grupos de tiburones más afectados, esto es, que mayor cambio mostraron en su biomasa corresponden al modelo de la comunidad pelágica de los Cabos en las condiciones  $E=0.3$  y  $0.4$  y los del modelo de plataforma continental de Yucatán para las condiciones de simulación restantes. Mientras que los grupos de tiburones que se vieron poco afectados en términos del cambio en su biomasa, corresponden al modelo del Golfo de Nicoya bajo una  $E=0.3$ ; del Golfo de México en la porción de Florida para  $E=0.4$  y para el resto de las condiciones ( $E \geq 0.5$ ) al modelo de la parte suroeste del Golfo de México.



A



B

Figura 35. Valores de Persistencia del grupo Tiburones, calculados a partir de la simulación para los once ecosistemas, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación (0.3-0.7) (A) y sin considerar los modelos NICOYA, WGMEXICO y GOMEXICO (B).

Tabla 25. Evaluación de la Magnitud de Cambio a partir de la simulación en el grupo funcional Tiburones, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor de la magnitud de cambio se presenta en biomasa relativa; los valores mayores se presentan en negritas, los menores en cursivas).

ECOSISTEMA	(Y/B)	E=0.3	E=0.4	E=0.5	E=0.6	E=0.7
CABOS	0.0	<b>0.68</b>	<b>0.81</b>	0.90	0.95	0.98
VIRGIN21	0.0	0.67	0.80	0.89	0.95	0.98
ARRECIFE	0.072	0.58	0.74	0.85	0.93	0.97
ASCENCI	0.100	0.59	0.78	0.92	1.02	1.08
MONTEREY	0.127	0.55	0.74	0.88	0.98	1.05
YUCATAN	0.157	0.52	0.77	<b>1.00</b>	<b>1.17</b>	<b>1.25</b>
VENEZUEL	0.198	0.39	0.60	0.77	0.89	0.96
NICOYA	0.388	0.12	0.42	0.66	0.84	0.95
GOMEXICO	0.429		0.25	0.60	0.91	1.12
SONDACAM	0.581		*	0.46	0.74	0.93
WGMEXICO	0.584			0.23	0.53	0.81

\* No presentó un cambio significativo

Evaluando la magnitud de cambio que el grupo de tiburones sufrió a cada paso de la simulación, es posible observar en la figura 36 que los grupos de tiburones que menos cambios sufrieron al someterse a los escenarios de explotación por debajo del RMS, fueron los correspondientes al Golfo de Nicoya y Golfo de México en la porción de Florida. Bajo esas mismas condiciones de simulación, los grupos de tiburón que modificaron más su biomasa corresponden a la comunidad pelágica de los Cabos y arrecife de las Islas Vírgenes. Bajo tasas de explotación equivalente o superiores al nivel de RMS, los valores de cambio menores, se presentan en los tres casos en los modelos de la porción suroeste del Golfo de México así como de la Sonda de Campeche.

En la figura 36 se ordenó el gradiente de pesca Y/B; esto sugiere que con una tasa de pesca baja en el modelo original, los grupos de tiburón presentan inmediatamente alteraciones importantes en su biomasa, aún bajo escenarios de explotación por debajo del RMS (E=0.3 y 0.4), reflejándose en magnitudes de cambio altas. A medida que se incrementa la tasa de explotación con la simulación, es poco el efecto que ésta tiene sobre la biomasa de los grupos. Situación que contrasta con los grupos de tiburones que originalmente presentan presiones de pesca altas (Y/B tabla 24), que manifiestan cambios en su biomasa cada vez mayores conforme aumenta la tasa de explotación. Esto es, las

variaciones de los niveles de biomasa, en los grupos no explotados o poco explotados (comunidad pelágica de los Cabos, arrecifes del Caribe Mexicano y las Islas Vírgenes), son claramente menores que para grupos donde existe una explotación intensa.

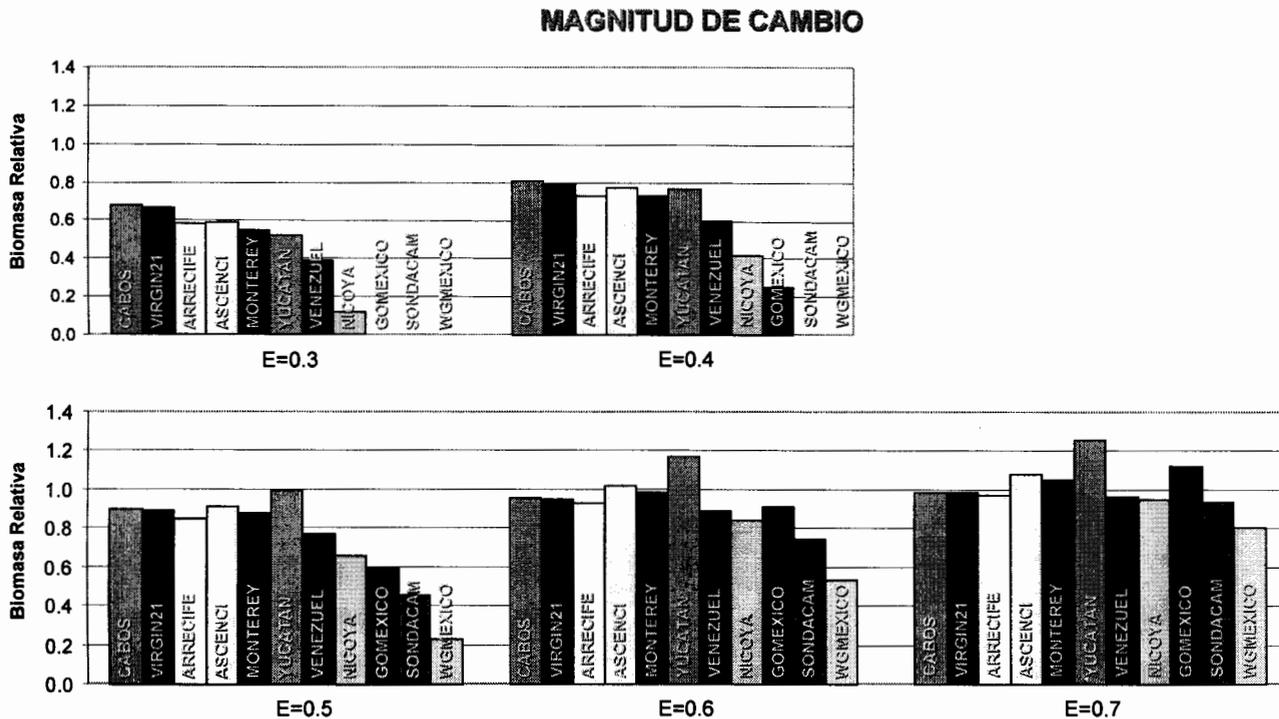


Figura 36. Magnitud de Cambio, valores calculados a partir de la simulación, para los grupos de tiburones en los distintos ecosistemas, de acuerdo a la tasa de explotación (0.3-0.7).

Esta situación es vista en la figura 37, donde se muestra el efecto de la simulación en la biomasa de los once modelos, a partir de la cual se identifican tres conjuntos que presentan tendencias similares en su respuesta al considerar los distintos escenarios de explotación en los ecosistemas. El primero comprende al grupo funcional Tiburones de los modelos comunidad pelágica de los Cabos y arrecifes del Caribe Mexicano y de las Islas Vírgenes, que muestran poca variación en su respuesta a medida que se incrementa la tasa de explotación. Un segundo grupo con los modelos de las Bahías Ascención, Monterey así como de la plataforma continental de Venezuela, presentando una tendencia mayor en los cambios, pero que no alcanzan variaciones en los niveles de cambio del tercer conjunto, integrado por grupos de tiburones en los modelos de plataforma continental de Yucatán y Sonda de Campeche, además del Golfo de México porción suroeste y área de Florida (ecosistemas con el mayor nivel en la presión de pesca original),

en los que el cambio en la biomasa del grupo se ve modificado de manera significativa respecto a los dos anteriores (figura 38).

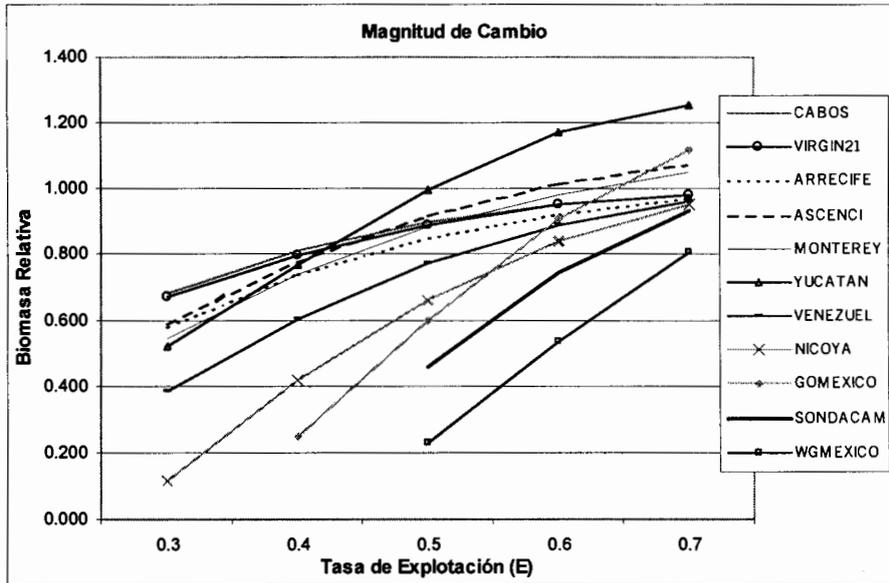


Figura 37. Magnitud de Cambio, valores calculados para los grupos de tiburón en los once ecosistemas de acuerdo al incremento en la tasa de explotación (0.3-0.7).

En lo que concierne al tiempo en que los grupos de tiburones tardaron en recuperar sus niveles iniciales de biomasa, al aplicar las diferentes tasas de explotación, se observa que en el ecosistema arrecifal de Islas Vírgenes se presentaron los valores más altos para los tres primeros niveles de E (0.3, 0.4 y 0.5), seguido de los grupos de tiburones de los modelos de la plataforma continental de Yucatán y de Bahía Ascención (tabla 26). Para esas mismas condiciones de simulación, los tiburones que menos tiempo requirieron para alcanzar su intervalo original de biomasa, pertenecen a los modelos de ecosistemas del Golfo de Nicoya así para los dos modelos del Golfo de México porción de Florida y porción suroeste. Para los escenarios de simulación con tasas de explotación de E=0.6 y 0.7, como ya se señaló, los modelos comunidad pelágica de los Cabos así como los arrecifales del Caribe mexicano y las Islas Vírgenes no lograron la recuperación del grupo en el tiempo establecido para las simulaciones (TR>50 años). El grupo de tiburones incluido en el modelo de la plataforma continental de Yucatán fue el que más tiempo requirió para recuperarse, seguido de los grupos pertenecientes a los modelos de Bahía Ascención y Golfo de México área de Florida. Los tiburones incluidos en el modelo de la comunidad costera del suroeste del Golfo de México, fueron los que requirieron menos tiempo.

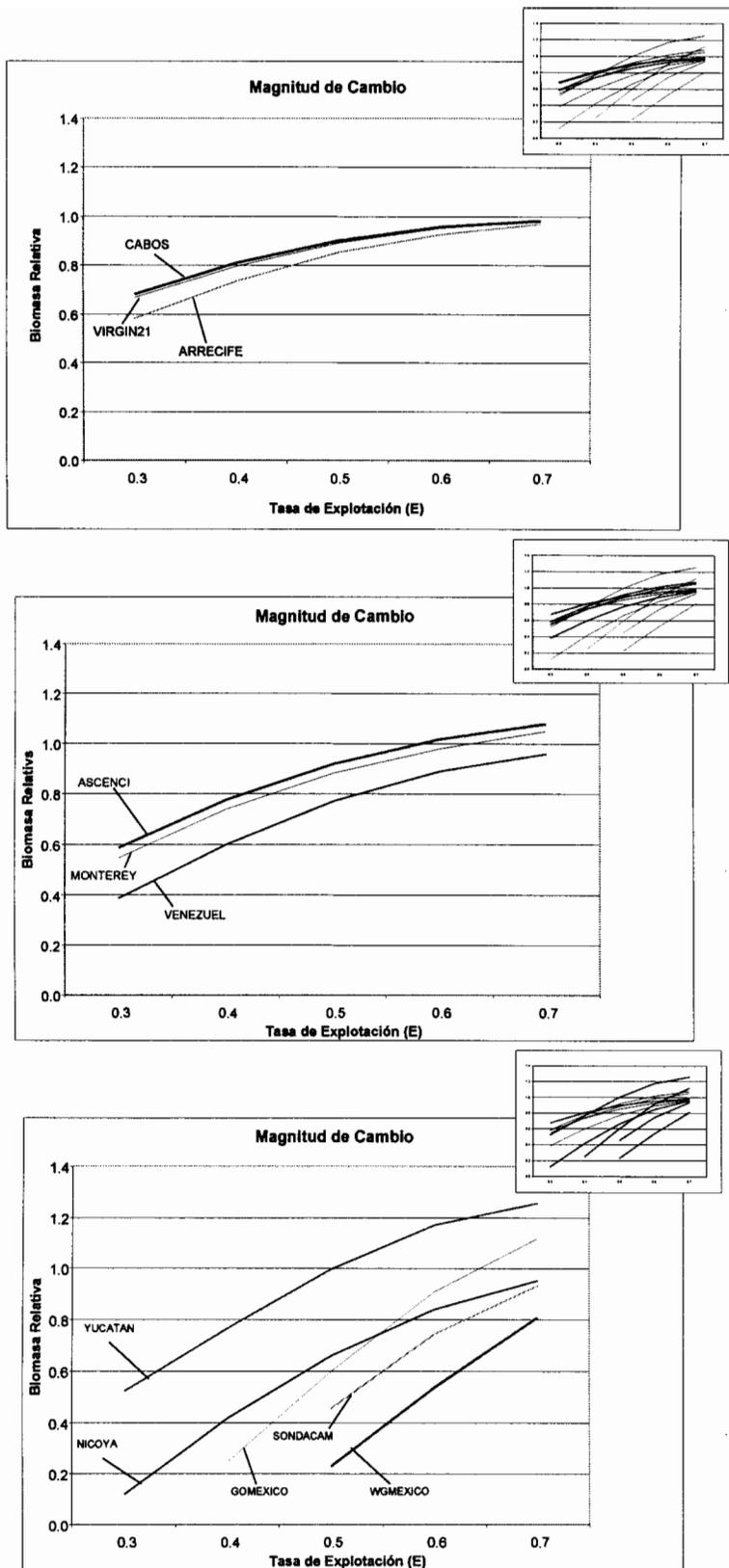


Figura 38. Magnitud en el Cambio de la biomasa relativa de los grupos de tiburones en los once modelos. En los tres recuadros se muestran grupos con tendencias similares en la respuesta de los tiburones.

Tabla 26. Evaluación del Tiempo de Recuperación para el grupo Tiburones en cada modelo de ecosistema a partir de simulación, incrementando la tasa de explotación (se ordenan de acuerdo al nivel de pesca (Y/B) del modelo original; el valor del tiempo de recuperación se muestra en años; los valores mayores se encuentran en negritas, los menores en cursivas).

ECOSISTEMA	(Y/B)	E=0.3	E=0.4	E=0.5	E=0.6	E=0.7
CABOS	0.0	+	+	+	+	+
VIRGIN21	0.0	<b>38.33</b>	<b>41.25</b>	<b>48.25</b>	+	+
ARRECIFE	0.072	+	+	+	+	+
ASCENCI	0.100	20.50	24.41	27.75	31.25	35.67
MONTEREY	0.127	12.50	15.41	18.25	21.34	25.58
YUCATAN	0.157	11.16	25.33	30.00	<b>32.84</b>	<b>37.75</b>
VENEZUEL	0.198	10.83	14.33	17.41	20.50	24.92
NICOYA	0.388	1.33	7.25	9.33	11.17	13.33
GOMEXICO	0.429		5.75	9.92	25.41	29.67
SONDACAM	0.581		*	8.59	11.16	13.50
WGMEXICO	0.584			3.50	5.08	8.59

+ No se recuperó en el tiempo simulado

\* No presentó un cambio significativo

La figura 39 muestra las tendencias en el tiempo de recuperación de los once grupos de tiburones, a medida que se incrementa la tasa de explotación. Se observa, que en modelos como Arrecife de las Islas Vírgenes, plataforma continental de Yucatán y Bahía Ascención, se presentan altos tiempos de recuperación, mientras que en modelos como el Golfo de México en la porción de Florida, Golfo de Nicoya y Sonda de Campeche, los grupos de tiburones se recuperaron de la explotación en lapsos menores de tiempo. Cabe señalar del modelo Golfo de México en el área de Florida, que en condiciones de E=0.4 y E=0.5 muestra tiempos de recuperación bajos, mientras que al sufrir tasas de explotación por encima del nivel de RMS (E>0.5), los tiempos en los que alcanza sus niveles de biomasa basal son significativamente mayores.

Con el fin de obtener una idea general del comportamiento de los diferentes ecosistemas y grupos de tiburones correspondientes al ser sometidos a tasas de explotación variables (subpesca, explotación óptima y sobrepesca), se buscó una técnica multivariada que permitiera sintetizar la información de los distintos parámetros y

atributos calculados. Para ello se utilizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para obtener algunos indicadores que conjunten la mayor parte de esa información original.

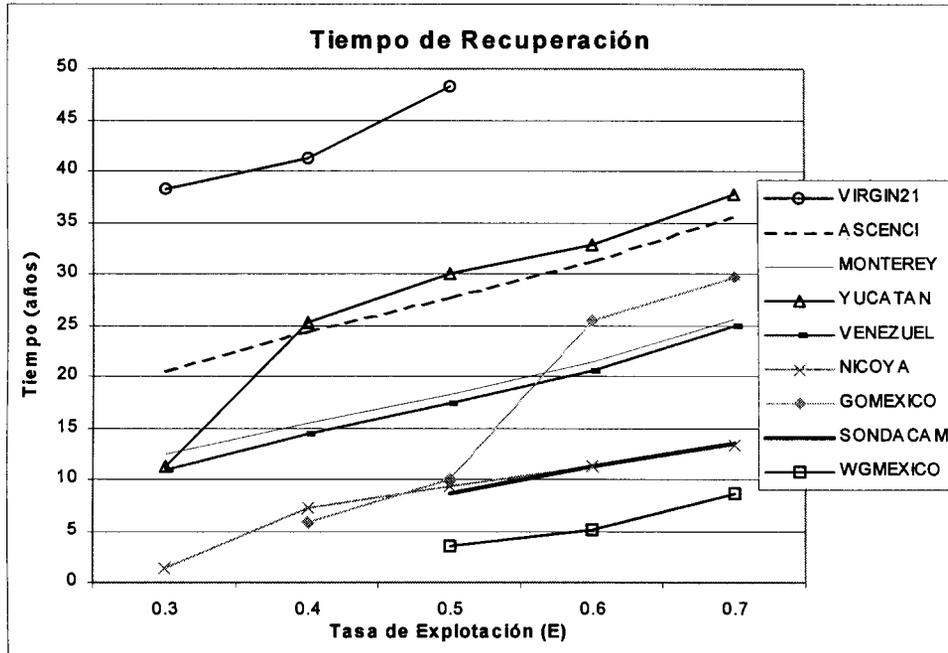


Figura 39. Tiempo de Recuperación, valores calculados a partir de la simulación, para los once ecosistemas de acuerdo a la tasa de explotación (0.3-0.7).

Al emplear, además de los parámetros y atributos obtenidos tanto del ecosistema como del grupo Tiburones, algunos otras variables como la razón  $E_{real}/E_{sim}$ , y los atributos asociados a la estabilidad para cada escenario de simulación, se realizó una selección de variables basada en un análisis de correlación eligiendo aquellas que presentaran valores inferiores a 0.66. la idea de esta selección es evitar la autocorrelación, especialmente en aquellos casos donde no fuera completamente evidente. Así resultaron 15 variables del conjunto ya mencionado, 8 de las cuales corresponden al grupo funcional tiburones y 7 a propiedades del ecosistema (tabla 27).

Tabla 27. Variables seleccionadas para el análisis de componentes principales. Las variables 7 a 13 corresponden a atributos del ecosistema, el resto son atributos del grupo Tiburones. La información completa sobre unidades y definiciones se encuentra en las tablas 22 y 23. (\*los valores de las variables 14 y 15 variaron de acuerdo a la simulación).

Atributos	ARRECFE	ASBENDI	CABOS	GOMEXCO	MONTEFEY	NICOYA	SONDACAM	VENEZUEL	VRGIN21	WGMEXCO	YUCATAN
1 Nivel Trófico	3.62	3.45	3.72	3.78	4.08	4.00	4.25	3.83	3.86	4.77	4.93
2 Biomasa	0.42	0.03	0.10	0.08	4.51	0.09	0.08	0.09	0.98	0.17	0.03
3 Eficiencia Ecotrófica	0.65	0.31	0.70	0.85	0.89	0.47	0.64	0.76	0.71	0.94	0.50
4 Índice de Omnivoría	0.19	0.60	0.30	0.34	0.11	0.22	0.26	0.28	0.45	0.15	0.34
5 Respiración/Biomasa	5.06	7.44	2.37	5.64	4.49	4.51	4.99	3.12	4.00	5.58	7.16
6 No. De vías de flujo $10^{-4}$	0.21	3.37	0.00	0.01	0.01	0.00	0.44	0.04	11.86	0.21	0.41
7 Producción Primaria/Biomasa	5.21	21.75	27.87	27.29	49.5	26.56	50.66	26.33	5.47	5.82	7.27
8 Conectividad	0.35	0.45	0.36	0.21	0.23	0.19	0.36	0.32	0.35	0.24	0.28
9 Índice de Omnivoría del Sistema	0.17	0.28	0.34	0.13	0.32	0.10	0.15	0.13	0.23	0.16	0.20
10 Índice de Reciclamiento de Finn	10.80	3.90	7.40	6.20	12.00	4.50	9.90	2.90	15.30	12.70	12.20
11 Longitud de Flujos	3.59	18.37	2.70	2.70	4.82	3.77	6.66	4.07	4.06	3.79	3.41
12 Nivel Trófico de la Pesquería	2.66	3.04	0.00	2.60	3.28	3.01	3.54	2.81	0.00	3.44	4.11
13 Producción del sistema en la red $10^{-2}$	62.06	17.02	31.06	4.04	50.54	2.10	37.97	16.56	10.77	4.94	1.25
14 Magnitud de Cambio*	0.58	0.59	0.068	0.00	0.55	0.12	0.00	0.39	0.67	0.00	0.52
15 Tiempo de Recuperación*	75	20.50	50.00	0.00	12.50	1.33	3.71	10.83	38.33	0.00	11.16

Como resultado del Análisis de Componentes Principales lograron definirse dos conjuntos de ecosistemas (figura 40), donde el mayor peso para las agrupaciones está determinado en el componente I por aquellos atributos relacionados con la estructura y estabilidad del grupo funcional dentro del sistema. El componente II está definido por variables relacionadas con la producción, el consumo y los flujos de biomasa (tablas 28 a 32).

La varianza explicada va de 51.98 a 47.04% al ir incorporando valores de simulación de  $E=0.3$  a  $E=0.7$ . Entre las variables que definen el componente I se encuentran el índice de omnivoría, la magnitud de cambio, el nivel trófico y la eficiencia ecotrófica; todos los atributos anteriores son para el grupo funcional Tiburones y la conectancia del ecosistema (tabla 27). Para el componente II, las variables de mayor peso son la tasa respiración/biomasa del grupo, la producción en la red, el nivel trófico medio de la pesquería, así como el índice de omnivoría del sistema.

El primer conjunto definido por el ACP (figura 40), está compuesto por los ecosistemas: arrecifales del Caribe mexicano y de las Islas Vírgenes además del ecosistema de la comunidad pelágica de los Cabos. El segundo conjunto lo integran los modelos de ecosistemas de las plataformas continentales de Venezuela, del área de florida en el Golfo de México, de Yucatán, de la Sonda de Campeche junto con el modelo costero del Golfo de Nicoya en Costa Rica. Quedan aislados los modelos correspondientes a los ecosistemas

de las Bahías de Monterrey y Ascención además del modelo de la comunidad costera de la porción suroeste del Golfo de México.

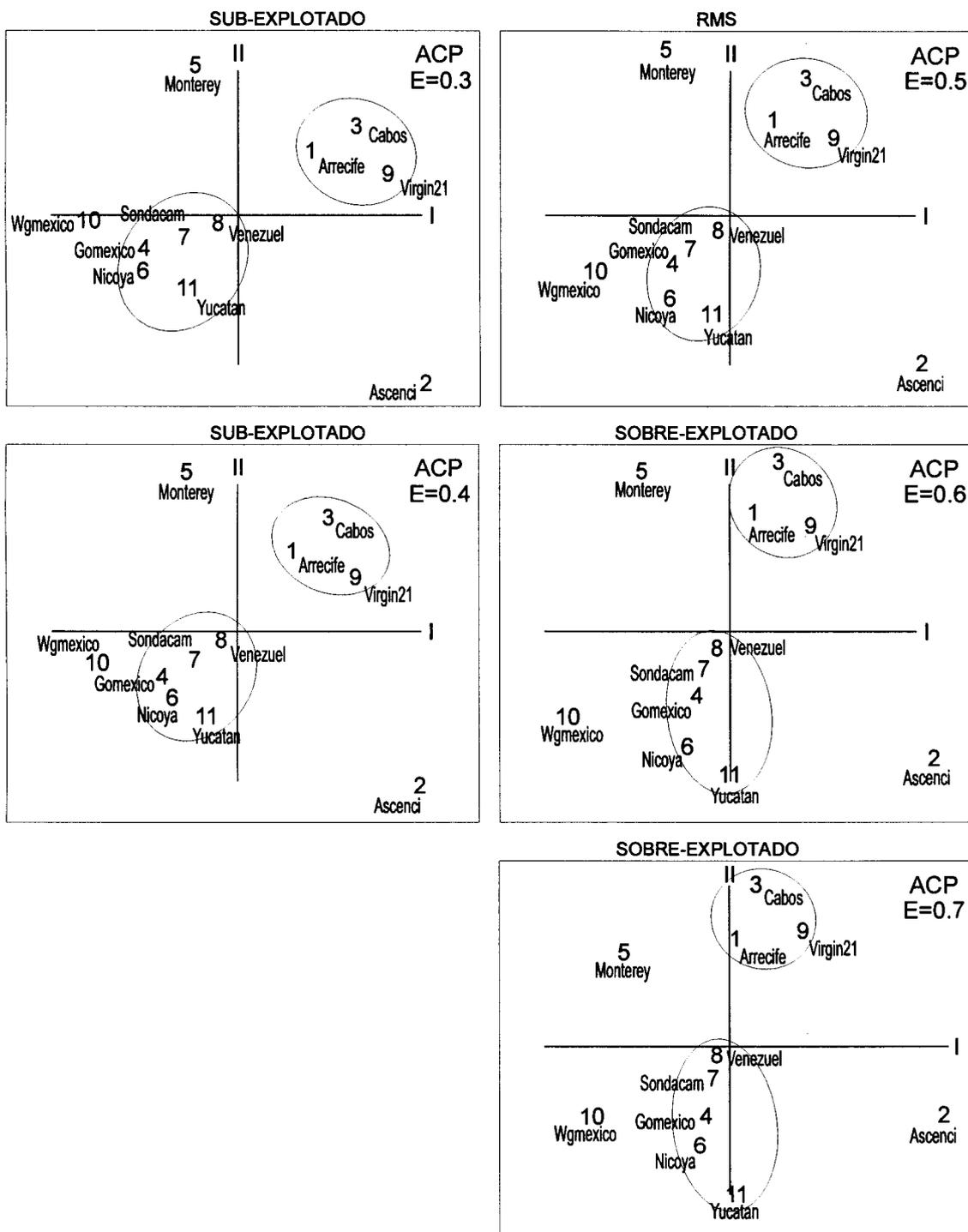


Figura 40. Análisis de componentes principales, agrupando a los ecosistemas con base en 15 atributos del grupo funcional y del ecosistema, así como atributos asociados a la estabilidad.

Tabla 28. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación de E=0.3.

COMPONENTE:		I	II	III
RAICES PROPIAS:		4.402	3.395	2.205
VECTORES PROPIOS:				
Nivel Trófico (TL)	1	-0.311	-0.025	-0.261
Biomasa ( $t\ km^{-2}$ ) (B)	2	-0.017	0.355	0.219
Eficiencia Ecológica (EE)	3	-0.214	0.369	-0.110
Índice de Omnivoría (OI)	4	0.319	-0.346	-0.081
Respiración/Biomasa (R/B)	5	-0.043	-0.369	-0.002
Número de vías de flujo ( $10^{-4}$ )	6	0.276	-0.012	-0.373
Producción Primaria/Biomasa (Pp/B)	7	-0.101	0.114	0.534
Conectividad (CI)	8	0.396	-0.119	0.157
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	9	0.290	0.220	0.143
Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)	10	-0.008	0.254	-0.380
Longitud de los Flujos (promedio) (PL)	11	0.235	-0.328	0.298
'Nivel Trófico Promedio' de la Pesquería	12	-0.299	-0.219	0.237
Producción del sistema en la red ( $10^2$ )	13	0.137	0.333	0.336
Magnitud de Cambio (E=0.4)	14	0.388	0.158	0.037
Tiempo de Recuperación (E=0.4)	15	0.337	0.226	-0.090
VARIANCIA EXPLICADA:		%	ACUMULADA	
COMPONENTE	I	29.34	29.34	
COMPONENTE	II	22.63	51.98	
COMPONENTE	III	14.70	66.67	
TOTAL		66.67		

Tabla 29. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación de E=0.4.

COMPONENTE:		I	II	III
RAICES PROPIAS:		4.280	3.303	2.202
VECTORES PROPIOS:				
Nivel Trófico (TL)	1	-0.320	-0.086	-0.220
Biomasa ( $t\ km^{-2}$ ) (B)	2	-0.054	0.357	0.219
Eficiencia Ecológica (EE)	3	-0.271	0.329	-0.116
Índice de Omnivoría (OI)	4	0.361	-0.300	-0.089
Respiración/Biomasa (R/B)	5	-0.002	-0.381	0.035
Número de vías de flujo ( $10^{-4}$ )	6	0.265	0.017	-0.387
Producción Primaria/Biomasa (Pp/B)	7	-0.095	0.120	0.533
Conectividad (CI)	8	0.406	-0.061	0.057
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	9	0.264	0.265	0.143
Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)	10	-0.055	0.236	-0.373
Longitud de los Flujos (promedio) (PL)	11	0.275	-0.290	0.303
'Nivel Trófico Promedio' de la Pesquería	12	-0.267	-0.261	0.281
Producción del sistema en la red ( $10^2$ )	13	0.106	0.365	0.312
Magnitud de Cambio (E=0.4)	14	0.366	0.169	0.022
Tiempo de Recuperación (E=0.4)	15	0.286	0.253	-0.126
VARIANCIA EXPLICADA:		%	ACUMULADA	
COMPONENTE	I	28.53	28.53	
COMPONENTE	II	22.02	50.55	
COMPONENTE	III	14.68	65.23	
TOTAL		65.23		

Tabla 30. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación de  $E=0.5$ .

COMPONENTE:		I	II	III
RAICES PROPIAS:		4.280	3.303	2.207
VECTORES PROPIOS:				
Nivel Trófico (TL)	1	<b>-0.318</b>	-0.136	-0.211
Biomasa ( $t\ km^{-2}$ ) (B)	2	-0.089	0.345	0.228
Eficiencia Ecotrófica (EE)	3	<b>-0.307</b>	0.298	-0.115
Índice de Omnivoría (OI)	4	<b>0.397</b>	-0.250	-0.092
Respiración/Biomasa (R/B)	5	0.039	<b>-0.386</b>	0.039
Número de vías de flujo ( $10^{-4}$ )	6	0.263	0.053	-0.387
Producción Primaria/Biomasa (Pp/B)	7	-0.103	0.110	0.534
Conectancia (CI)	8	<b>0.411</b>	-0.007	0.049
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	9	0.240	0.297	0.147
Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)	10	-0.085	0.226	-0.366
Longitud de los Flujos (promedio) (PL)	11	<b>0.305</b>	-0.256	0.300
'Nivel Trófico Promedio' de la Pesquería	12	-0.243	<b>-0.303</b>	0.286
Producción del sistema en la red ( $10^2$ )	13	0.068	0.380	0.308
Magnitud de Cambio (E=0.4)	14	<b>0.326</b>	0.147	0.044
Tiempo de Recuperación (E=0.4)	15	0.248	0.292	-0.136
VARIANCIA EXPLICADA:		%	ACUMULADA	
COMPONENTE	I	27.73	27.73	
COMPONENTE	II	21.60	<b>49.33</b>	
COMPONENTE	III	14.71	64.04	
TOTAL		64.04		

Tabla 31. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación de  $E=0.6$ .

COMPONENTE:		I	II	III
RAICES PROPIAS:		4.280	3.154	2.207
VECTORES PROPIOS:				
Nivel Trófico (TL)	1	-0.299	-0.218	-0.188
Biomasa ( $t\ km^{-2}$ ) (B)	2	-0.143	0.308	0.250
Eficiencia Ecotrófica (EE)	3	<b>-0.351</b>	0.248	-0.116
Índice de Omnivoría (OI)	4	<b>0.442</b>	-0.164	-0.100
Respiración/Biomasa (R/B)	5	0.106	<b>-0.387</b>	0.057
Número de vías de flujo ( $10^{-4}$ )	6	0.253	0.108	-0.388
Producción Primaria/Biomasa (Pp/B)	7	-0.111	0.093	0.531
Conectancia (CI)	8	<b>0.411</b>	0.085	0.041
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	9	0.195	0.334	0.159
Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)	10	-0.121	0.197	-0.341
Longitud de los Flujos (promedio) (PL)	11	<b>0.348</b>	-0.191	0.295
'Nivel Trófico Promedio' de la Pesquería	12	-0.194	<b>-0.365</b>	0.302
Producción del sistema en la red ( $10^2$ )	13	0.008	0.393	0.314
Magnitud de Cambio (E=0.4)	14	0.263	0.062	0.082
Tiempo de Recuperación (E=0.4)	15	0.185	0.337	-0.126
VARIANCIA EXPLICADA:		%	ACUMULADA	
COMPONENTE	I	26.78	26.78	
COMPONENTE	II	21.03	<b>47.81</b>	
COMPONENTE	III	14.72	62.52	
TOTAL		62.52		

Tabla 32. Análisis de componentes principales, para una tasa de explotación de  $E=0.7$ .

COMPONENTE:		I	II	III
RAICES PROPIAS:		3.856	3.200	2.205
VECTORES PROPIOS:				
Nivel Trófico (TL)	1	-0.269	-0.290	-0.196
Biomasa ( $t\ km^{-2}$ ) (B)	2	-0.198	0.230	0.269
Eficiencia Ecotrófica (EE)	3	<b>-0.383</b>	0.187	-0.107
Índice de Omnivoría (OI)	4	<b>0.473</b>	-0.078	-0.096
Respiración/Biomasa (R/B)	5	0.167	<b>-0.388</b>	0.054
Número de vías de flujo ( $10^{-4}$ )	6	0.242	0.164	-0.374
Producción Primaria/Biomasa (Pp/B)	7	-0.125	0.058	0.534
Conectividad (CI)	8	<b>0.405</b>	0.180	0.053
Índice de Omnivoría del Sistema (SOI)	9	0.141	0.327	0.187
Índice de Reciclamiento de Finn (FCI)	10	-0.151	0.150	-0.321
Longitud de los Flujos (promedio) (PL)	11	<b>0.384</b>	-0.113	0.296
'Nivel Trófico Promedio' de la Pesquería	12	-0.142	<b>-0.415</b>	0.285
Producción del sistema en la red ( $10^2$ )	13	-0.055	0.377	0.334
Magnitud de Cambio ( $E=0.4$ )	14	0.158	-0.164	0.093
Tiempo de Recuperación ( $E=0.4$ )	15	0.121	0.354	-0.102
VARIANCIA EXPLICADA:		%	ACUMULADA	
COMPONENTE	I	25.71	25.71	
COMPONENTE	II	21.33	<b>47.04</b>	
COMPONENTE	III	14.70	61.74	
TOTAL		61.74		

## DISCUSIÓN

### EFFECTO EN EL ECOSISTEMA POR LA EXPLOTACIÓN DEL GRUPO TIBURONES

La estabilidad se ha definido como la propiedad de un sistema a continuar sin cambios una vez que ha sido impactado (alta persistencia), de sufrir pequeños cambios en su biomasa cuando esto ocurre (baja variabilidad), de regresar rápidamente a su estado original una vez que el impacto ha cesado (alta resiliencia) y de presentar sólo pequeños cambios cuando una variable es alterada permanentemente (alta persistencia) (Pimm, 1991; Pérez-España y Arreguín-Sánchez, 1999a). En este caso, el efecto del impacto de la pesca en un depredador tope se vio reflejado en magnitud variada de acuerdo a los componentes y niveles tróficos, presentando respuestas variadas en los ecosistemas, que van desde simples efectos en un par de grupos o en sólo un grupo funcional, hasta casos donde las respuestas fueron complejas y abarcaron prácticamente todos los grupos del ecosistema con patrones y magnitudes muy diferentes.

No obstante a las respuestas tan distintas, la manifestación del impacto en el tiempo fue rápida, para todos los casos en que el cambio fue significativo (mayor de 10% de la biomasa del grupo) y para los niveles de explotación equivalentes al Rendimiento Máximo Sostenible ( $E=0.5$ , RMS) o superiores ( $E>0.5$ ), ya que el comienzo de las respuestas se presenta dentro del intervalo de tiempo en que se ejerció el impacto simulado; i.e. a partir de una tasa de explotación de  $E=0.5$  los cambios para todos los grupos de tiburones comenzaron a mostrarse entre el año 1 y 4 de simulación. Estos resultados deberían asociarse, por una parte con la ya citada combinación de características biológicas (lento crecimiento, maduración tardía, ciclos reproductivos largos, baja fecundidad), lo que conduciría seguramente a la idea de fragilidad del grupo. Así mismo definen eventos pesqueros registrados en muchas partes del mundo para este recurso, como la declinación casi inmediata de las capturas ante el incremento del esfuerzo de pesca (Peguero-Icaza y García-Gómez, 1995; Castro *et al.*, 1999), lo que es evaluado, en este caso como la disminución de los niveles de biomasa del grupo, lo que apoya la hipótesis de vulnerabilidad de los tiburones ante la explotación.

En términos del ecosistema la situación fue la misma, en la mayoría de los casos los grupos funcionales respondieron casi de inmediato (*i.e.* dentro del mismo lapso de 1 a 4 años) a la disminución del grupo de depredadores, presentándose asimismo, excepciones como en los modelos de la Sonda de Campeche y porción suroeste del Golfo de México en los que la tasa de pesca original está cercana al nivel de RMS, reflejado en altos valores del cociente  $E_{real}/E_{sim}$  para estos dos modelos (Tabla 22), lo que determina en cierto grado esta situación, pues el recurso se encuentra sometido habitualmente a una explotación significativa. Otro ejemplo, es el modelo de la plataforma de Yucatán, donde a niveles de explotación equivalentes y aún superiores al RMS, las respuestas de algunos grupos comienzan a manifestarse a partir de uno y hasta cuatro años posteriores al término de la perturbación en el grupo tiburones (figura 32). Esto sugiere la existencia de procesos de regulación en el ecosistema del tipo “*top-down*”, es decir, donde el control de la estructura trófica y la abundancia en el sistema se regula a partir de los niveles tróficos superiores (Walters *et al.*, 1997). Sin embargo, no debe perderse de vista el hecho que, si bien los grupos explotados se mostraron más persistentes a la perturbación, los lapsos en que los tiburones permanecieron sin cambios significativos (aún los grupos con mayores

valores) siguen siendo cortos en la perspectiva de las operaciones de una pesquería (figura 35). En este último caso, las respuestas se ven extendidas o retrasadas a través de la red trófica y se manifiestan cambios significativos muy posteriores en tiempo respecto a la perturbación en el grupo tiburones. Dicho amortiguamiento o propagación del impacto a lo largo de la red trófica se da en grupos funcionales como Arenques o Carángidos (figura 33), así como Mojarras, Camarones o Langostas (figura 32), que manifiestan cambios y oscilaciones aún mucho después de pasada la perturbación. Los niveles tróficos de estos grupos son intermedios (entre 3.0 y 4.1) respecto al valor del grupo tiburones en el ecosistema (4.9) y cabría señalar el espectro amplio de dietas (anexo II.11), así como el valor del índice de omnivoría del grupo (0.34, tabla 23) que refleja relaciones alimenticias con complejidad intermedia al compararlos con el resto de los modelos. Este tipo de procesos de propagación es señalado por Arreguín-Sánchez (2000) a altas tasas de vulnerabilidad a la depredación sobre el pulpo por el mero (depredador tope), donde las oscilaciones de biomasa se propagan en la cadena trófica y aún se amplifican conforme alcanzan niveles tróficos altos.

La misma situación pero con menor número de grupos podría considerarse en los modelos del Golfo de México en la porción de Florida y la zona suroeste, aunque comparativamente la respuesta en el tiempo de los grupos no se prolonga tanto.

Para fines del presente trabajo, al hablar del grupo funcional Tiburones, en la mayoría de los sistemas analizados se hace referencia a verdaderos depredadores tope, exceptuando algunos casos en los que organismos como mamíferos marinos y meros grandes ocupan niveles tróficos ligeramente superiores a los tiburones (anexos II.1., II.2., II.4., II.5. y II.9.). Como ya se ha señalado, los depredadores tope en los ecosistemas marinos actúan controlando las densidades de sus presas; sin embargo, en algunos casos su abundancia ha sido reducida de manera drástica por la explotación (Caddy y Griffiths, 1995). De acuerdo con autores como Kerr (1977) y Ursin (1982), dada la complejidad de muchas redes tróficas marinas, la eliminación de las principales especies en la cima trófica por la pesca comercial, a menudo resulta en que otros organismos toman parcial o completamente el papel del depredador tope, hasta que tal vez ellos mismos sean sobreexplotados o bien se presente un cambio en la composición de sus presas. No obstante lo anterior, para el presente estudio, al considerar las principales presas de los

tiburones (incluidas en las tablas del Anexo II) junto con las respuestas de los modelos descritas en la primera parte de los resultados, es posible apreciar que en 6 de los 11 modelos analizados se presentan incrementos significativos en la biomasa de al menos uno o dos grupos de presas cuya contribución a la dieta de los tiburones representa más del 10%, sugiriendo esto el papel del grupo como importantes denso-reguladores de las poblaciones de presas en el ecosistema (Castro, 1983; Peguero-Icaza y García-Gómez, 1995). Como ejemplo, podemos citar los grupos Mero y Peto/Carito en el ecosistema de la plataforma de Yucatán, con proporciones en la dieta de los tiburones de 18 y 13%; los grupos Sierras y Peces de fondo en el modelo de la porción de Florida en el Golfo de México contribuyen con el 14 y 29% como presas; o bien, casos como la Sierra en el ecosistema costero del suroeste del Golfo de México que vio incrementada su biomasa de forma muy significativa (figura 29) y que constituye la presa que aporta la mitad de la dieta del grupo tiburones (anexo II.10), así como la respuesta del grupo Peces de fondo en el ecosistema del Golfo de Nicoya (figura 16), que constituye hasta un 60% en la dieta del grupo tiburones (anexo II.6).

## **EL GRUPO TIBURONES EN EL ECOSISTEMA**

En el análisis de resultados se lograron identificar algunas similitudes en el patrón de respuestas a partir simplemente de la simulación, por lo que incorporando algunos otros atributos, la técnica de análisis multivariado arrojó agrupaciones y patrones que reafirman las tendencias observadas.

El conjunto formado por los modelos arrecifales del Caribe mexicano y las Islas Vírgenes junto con el modelo de la comunidad pelágica de los Cabos, además de reunir a los dos únicos modelos arrecifales, presentan características comunes como el ser los modelos más grandes en cuando al cúmulo de flujos y la biomasa del sistema. Asimismo, presentan procesos como respiración o producción con los valores más altos (tabla 22). En cuanto a los índices y atributos que varios autores asocian a la madurez (Baird, *et al.*, 1991; Christensen, 1995; Pérez-España y Arreguín-Sánchez, 1999a), en ese mismo conjunto de modelos, notablemente para los dos arrecifes, vuelven a presentarse valores

altos en parámetros como conectancia, índice de omnivoría del sistema, índice de reciclamiento de Finn, así como en indicadores directos de la madurez *sensu* Christensen (1995) como la Ascendencia y el Potencial de desarrollo (*Overhead*) del sistema. Estas consideraciones podrían explicar en parte, el patrón en las respuestas de los modelos ante la perturbación al ser éstos ecosistemas con mayor madurez y por ende estabilidad. Pérez-España y Arreguín-Sánchez (1999b) señalan que un sistema con alta conectancia tolera perturbaciones por largos periodos de tiempo antes de cambiar su estado. Una consideración más que cabría para este caso, es que al presentar organismos generalistas en cuestión de sus presas, cualquier cambio producido podría incrementarse y provocar que el sistema tomara más tiempo en regresar al punto de equilibrio inicial.

El segundo conjunto, que integra los modelos de plataforma continental de Venezuela, de Yucatán, Sonda de Campeche, del área de Florida en el Golfo de México, junto con el modelo del Golfo de Nicoya, pareciera mostrar pocas semejanzas, de no ser por los patrones en sus respuestas. Sin embargo, dentro de estos modelos se hallan notoriamente los valores mínimos para algunos atributos relacionados con la producción, respiración e índices de biomasa (tabla 22). De la misma forma, atributos como el índice de omnivoría refleja las relaciones alimenticias menos complejas, al presentarse en este conjunto de modelos los tres valores más bajos para este índice. Lo mismo ocurre para atributos asociados a la madurez como la Ascendencia y el Potencial de desarrollo del sistema.

De los tres modelos restantes, la comunidad costera de la porción suroeste del Golfo de México, Bahía de Monterey y Bahía Ascención, no se incluyen en ninguno de los dos conjuntos citados, el primero de ellos muestra valores bajos en los atributos de producción y biomasa mientras que por otra parte, en atributos como el índice de reciclamiento de Finn o el contenido de información de los flujos, los valores se encuentran entre los tres mayores de los once modelos. Finalmente, cabe señalar que el modelo de Bahía de Monterey presenta en términos generales valores altos, tanto en aspectos de producción, respiración y niveles de biomasa, como en los atributos asociados a la madurez de los ecosistemas.

Al tomar en cuenta el grupo funcional Tiburones en el contexto de los conjuntos definidos por el Análisis de Componentes Principales, no obstante que los modelos del primer conjunto, que incluye a los ecosistemas arrecifales (Caribe mexicano e Islas Vírgenes, junto con el ecosistema de los Cabos) mostraron ser los más productivos, los valores de la tasa de producción/biomasa para los grupos de tiburones presentes, se hallan entre los más bajos (tabla 23), ocurriendo algo similar en los aspectos de consumo/biomasa y producción/biomasa.

Para el conjunto formado por los modelos de plataforma continental de Venezuela, de Yucatán, Sonda de Campeche, del área de Florida en el Golfo de México, junto con el modelo del Golfo de Nicoya, es notorio que para los tiburones se presentan los mayores valores de Eficiencia en la Red, por lo que al revisar estimadores energéticos como la producción/respiración ( $P/R$ ), producción/consumo ( $P/Q$ ), y la producción/biomasa ( $P/B$ ) se encuentran igualmente los valores más altos. Esta situación contrasta en el caso del Golfo de Nicoya, de acuerdo a lo descrito para el ecosistema, no así para el ecosistema de la Sonda de Campeche que se reconoce como productivo (Peguero-Icaza y García-Gómez, 1995; Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman, 1998). Otro aspecto interesante es el cociente biomasa/producción ( $B/P$ ), dicho cociente funciona como un índice del tamaño promedio de los organismos en el ecosistema (Christensen y Pauly, 1996). Así, se presentaron los dos valores más bajos nuevamente para los casos del Golfo de Nicoya y Sonda de Campeche. Es decir, que considerando la agrupación de ecosistemas así como el nivel trófico de los tiburones y su eficiencia en la red, en estos modelos se sugiere la presencia de tiburones que son depredadores que no están exactamente en la cima de la red trófica, sino apenas por debajo de grupos como Meros Grandes, con proporciones o tallas moderadas y que igualmente presentan procesos de producción y consumo notoriamente eficientes en el ecosistema.

De los modelos no agrupados, resalta el grupo funcional tiburones perteneciente al modelo Bahía de Monterey, el cual muestra valores significativamente mayores al compararlos con el resto, especialmente para aquellos asociados a la madurez del ecosistema como la Capacidad de Desarrollo, el Potencial de Desarrollo y la Ascendencia del grupo.

## RESPUESTA DEL GRUPO TIBURONES

A pesar que se utilizó la tasa de explotación ( $E$ ) y no el coeficiente de mortalidad por pesca ( $F$ ) directamente, para modificar la mortalidad del grupo de tiburones en el programa de simulación, buscando de esta forma someter a los distintos modelos de ecosistemas a condiciones equivalentes, es claro que el efecto de incrementar la tasa de explotación a partir de valores reales de  $E=0$  o muy bajos en los ecosistemas donde, por lo común el recurso no se extrae y llevarlos a un nivel de  $E=0.7$ , fue mayor en proporción, respecto a los ecosistemas como el de la porción suroeste del Golfo de México o el de la Sonda de Campeche, donde el recurso soporta normalmente presiones de pesca altas.

Lo anterior se vio reflejado, al tomar en cuenta los valores de los Atributos asociados a la estabilidad, de la tabla 24, donde, a mayor tasa de pesca ( $Y/B$ ) a la que estaba sometido el grupo tiburones originalmente, resultó en una mayor la capacidad de resistir a un impacto o incremento en la presión de pesca; es decir, el grupo fue más persistente. Este mismo patrón de respuestas en las simulaciones se mantuvo, independientemente de la tasa de explotación simulada y de los modelos considerados. Tales casos fueron los modelos Sonda de Campeche, Golfo de México, porciones suroeste y Florida, donde el nivel de explotación original del grupo no permitió la simulación de los escenarios iniciales, por lo que fueron incorporados posteriormente al resto de los escenarios, sin que se viera afectada la tendencia señalada.

Por otra parte, se observó que a menor nivel en la tasa de pesca original, los grupos presentaron magnitudes de cambio altas desde un inicio y éstas no cambian significativamente al incrementarse la tasa de explotación. Esto es, en grupos de tiburones que normalmente no están sometidos a presiones de pesca como en los ecosistemas arrecifales (Caribe mexicano e Islas Vírgenes) o el modelo pelágico de los Cabos, al verse sometidos a tasas de explotación simuladas de  $E=0.3$  o  $E=0.4$  se ven afectados de forma drástica, con magnitudes de cambio entre 0.6 y 0.8 respectivamente. Sin embargo al incrementar la presión de pesca, con valores de  $E=0.5$ , a  $E=0.7$  la magnitud de cambio en la respuesta del grupo apenas se incrementa en un valor de poco menos de 0.2

adicional en la biomasa relativa del grupo, lo que resulta en una pendiente poco pronunciada de sus valores de magnitud de cambio respecto a la tasa de explotación (figura 38). Esto refleja una caída repentina y significativa en la biomasa, que es el caso extremo conocido para este tipo de pesquerías, es decir el colapso a corto plazo. De la misma forma, grupos de tiburones que ya presentaban en el modelo original presiones de pesca altas, no se ven afectados de forma notoria (figura 36); sin embargo, sus respuestas a medida que aumenta la tasa de explotación, se ven incrementadas proporcionalmente. Tal es el caso de los tres modelos con mayor tasa de pesca original, como el Golfo de México en las áreas suroeste y de Florida y la Sonda de Campeche, los que al considerar la tendencia de la magnitud de cambio conforme a la tasa de explotación, muestran una marcada pendiente positiva (figura 38). Esto es, se ven afectados en menor medida, pero su biomasa declina con el esfuerzo. Al respecto, se sabe que normalmente en las poblaciones de peces no explotadas son frecuentes los organismos de edad avanzada (que adicionan poca biomasa por unidad de tiempo respecto a su consumo de recursos alimenticios), de forma que niveles moderados de pesca incrementan la producción de nueva biomasa al remover los organismos viejos y generar espacios para los más jóvenes, en los que la tasa de incremento en biomasa debida al crecimiento y reproducción excede a las pérdidas por causas naturales (Caddy y Griffiths, 1995). Esto de alguna forma representaría a los últimos modelos mencionados. Sin embargo, el incremento en el esfuerzo de pesca resulta en incrementos menores de esta producción biológica, hasta que es alcanzado un punto de Máxima Producción Biológica para el stock (MBP; Caddy y Csirke, 1983), cuando éste contribuye a un máximo, tanto a la mortalidad natural como a la pesquería. Dada esta situación, en el caso de los tiburones habría que ser cuidadosos, ya que históricamente sus pesquerías han demostrado tener un límite muy estrecho entre la explotación y el colapso (Ripley, 1946; Parker y Stott, 1965; Casey *et al.*, 1978; Cailliet *et al.*, 1991; Castro *et al.*, 1999).

En cuanto al tercer atributo asociado a la estabilidad, como era de esperarse, los grupos de tiburones habitualmente explotados, fueron quienes menos tiempo requirieron para recuperarse de la perturbación. Por el contrario, los mayores valores en el tiempo de recuperación correspondieron hasta un nivel de RMS ( $E=0.5$ ) a los grupos de tiburón que menor presión de pesca presentaban originalmente.

## AGRUPACION DE LOS MODELOS DE ECOSISTEMAS

En lo que respecta a la agrupación de los modelos, los conjuntos definidos por el Análisis de Componentes Principales (ACP) confirman algunos de los patrones o comportamientos comunes entre los ecosistemas y grupos de tiburones que fueron observados y señalados en la sección previa. Es importante señalar que conforme cambia la posición de los modelos en el plano definido por los componentes (figura 40), lo que se presenta es el efecto ponderado de los atributos Magnitud de cambio y Tiempo de recuperación a medida que aumenta la tasa de explotación en el grupo.

De forma general en el componente I se define un gradiente de Estructura y Estabilidad, con atributos como conectancia, índice de omnivoría, magnitud de cambio, eficiencia ecotrófica y longitud promedio de las vías de flujo, los cuales contribuyen en mayor grado en la varianza asociada a éste. Para escenarios de baja explotación, la magnitud en el cambio de biomasa representa una aportación significativa, lo cual se refleja en el acomodo horizontal de los modelos. Sin embargo, la influencia de este parámetro disminuye conforme aumenta la tasa de explotación (Tabla 33) y con valores de  $E=0.6$  en adelante, no representa gran influencia. Al parecer, los parámetros determinantes en la distribución de los grupos en el componente I son la conectancia y el índice de omnivoría.

La conectancia, de acuerdo con Garden y Ashby (1970) es una medida de la estructura de las cadenas alimenticias en un sistema. Esto implica que se presente una tendencia lineal en la estructura trófica de los ecosistemas, donde este parámetro muestre valores altos como en el modelo de ecosistema de Bahía Ascención (0.45) o bien, en el otro extremo, en modelos como la plataforma de Florida en el Golfo de México o el modelo costero del Golfo de Nicoya donde las conexiones entre especies o grupos tienden a un arreglo en red, con valores pequeños. En cuanto al índice de omnivoría del grupo, Pauly *et al.* (1987) introducen el concepto para describir el comportamiento de alimentación de los grupos de consumidores en un ecosistema, de modo que en este caso, grupos de tiburones presentes en el modelo de plataforma en Bahía Ascención o el de Arrecife en las Islas Vírgenes, reflejan diversidad en el nivel trófico de sus presas, mientras

que por el contrario, grupos de tiburones especialistas en su dieta, se presentan en ecosistemas como la Bahía de Monterey o la porción suroeste del Golfo de México. Por otra parte, es pertinente analizar el efecto que sobre variables como conectancia, índice de omnivoría, tendría el incremento en la tasa de explotación sobre el grupo de tiburones como depredadores tope, ya que en primera instancia se esperaría que la conectancia en el sistema se incrementara, mientras que el índice de omnivoría del grupo se mantuviera. Lo que se observó, tanto para el atributo conectancia como para el índice de omnivoría, fue que a pesar de que siguen constituyendo aportes importantes en la ordenación del componente I, explicarían como gradiente la posición que observan en el lado positivo modelos de ecosistemas como Bahía Ascención o el arrecife de las Islas Vírgenes (fig 40), así como el ecosistema pelágico de los Cabos, modelos que presentan los mayores valores en dichos atributos (tablas 22 y 23). Lo mismo ocurre para los modelos del Golfo de Nicoya o el de la porción suroeste del Golfo de México, los cuales se ubican al lado contrario del gradiente en el lado negativo del componente I, con valores bajos de conectancia y omnivoría y a pesar que otras variables estructuralmente características como el nivel trófico del grupo o la eficiencia ecotrófica influyen sobre su acomodo.

Para el componente II, definido como un componente de Producción, Consumo y Flujos, la aportación del atributo tiempo de recuperación no se manifiesta sino hasta los escenarios finales (tasas de explotación altas). Quizás esto, junto con la disminución de la influencia en el primer componente de la magnitud de cambio, determinen que las agrupaciones (en especial el segundo conjunto) pierdan gran parte de la influencia del componente I. Tal que, en la condición  $E=0.7$  en este primer componente se presenta el menor valor de varianza explicada para la distribución de los grupos, disminuyendo a medida que  $E$  se incrementa (tabla 33). Esto no ocurre en el componente II, que se mantiene en una varianza explicada de 22-21%. Entre los atributos y propiedades que participan en mayor proporción, encontramos el cociente respiración/biomasa ( $R/B$ ), el nivel trófico en el que actúa la pesquería del sistema y la producción en la red. El primero, considerado como una función de orden termodinámico, es referido como una medida directa de la estabilidad *sensu* Odum (1971). El nivel trófico en el que actúa la pesquería, es el resultado de considerar los niveles tróficos en un sistema respecto a los recursos explotados. Al tomar en cuenta lo anterior, junto con la producción del sistema en la red,

podemos observar la distribución de grupos con valores altos en la producción en la red como el modelo de la Bahía de Monterey o del Arrecife en el Caribe mexicano en la porción positiva del componente II y por otro lado grupos cuyos valores son marcadamente bajos, como el Golfo de Nicoya o el modelo de la plataforma continental de Yucatán. En el atributo R/B del grupo tiburones, los mayores valores corresponden a modelos ubicados en la parte negativa del componente II como el modelo de Bahía Ascención o de Yucatán, mientras que grupos que definen el intervalo en su extremo opuesto pertenecen a los modelos de los Cabos y la plataforma de Venezuela (figura 40).

Al considerar las agrupaciones definidas, el primer conjunto formado por los dos modelos arrecifales (Caribe mexicano e Islas Vírgenes) y el modelo pelágico de los Cabos, presentan un comportamiento muy similar durante la simulación (figuras 3, 8 y 25), donde los componentes del ecosistema prácticamente no se ven modificados, a excepción de uno o dos grupos y como característica adicional el grupo funcional Tiburones, no logra recuperar sus niveles originales de biomasa en el tiempo establecido de simulación. Esto podría deberse a que son los ecosistemas donde los valores originales de E son menores de 0.1, de modo que se ven más impactados en términos de la proporción de biomasa que se pierde (o muere) al cambiar E; es decir, los cambios en la presión de pesca simulada son comparativamente más grandes. Además, si bien los atributos de los grupos de tiburones incluidos en este primer conjunto, los señalan como poco eficientes en términos de producción (P/B, P/R y P/Q; tabla 23) y sólo los caracterizan su tamaño promedio, mayor en los tres casos; al revisar los atributos de los tres ecosistemas, se observa (como era de esperarse al incluir los dos modelos de arrecifes) el mayor tamaño en términos de biomasa y flujos, con procesos como respiración y producción más altos. Otros atributos que los asocian, son los concernientes a indicadores de madurez y estabilidad, como conectancia, índices de omnivoría y reciclamiento, así como la Ascendencia y el potencial de desarrollo, que igualmente son los mayores registrados, por lo que se sugiere lógico su desplazamiento gradual hacia el lado positivo del componente II (identificado como un gradiente asociado a la Producción, el consumo y los flujos; figura 40). Por otro lado, al presentarse un incremento en la tasa de explotación, se vio que los grupos de tiburones de este conjunto, presentan cambios significativos rápidos (baja persistencia), así como efectos importantes y prolongados en el tiempo, o bien críticos periodos de recuperación. Por lo que al presentarse condiciones desfavorables

para el grupo funcional explotado en sus atributos asociados a la estabilidad, la consecuencia probable apoyaría el cambio de posición en el plano de los componentes principales con relación al esfuerzo simulado. Como ya se describió, bajo tasas de explotación  $E=0.3$  y  $0.4$  los efectos en el grupo son importantes; es decir, su impacto es significativo. Sin embargo, al simular niveles de explotación a nivel del RMS o superiores, el incremento de la respuesta en proporción a los niveles iniciales no resulta tan importante, lo que se ve reflejado en la tendencia de los tres modelos a alejarse del componente I en los tres primeros escenarios, no así en los dos restantes; de forma que la influencia o mejor dicho, la posición respecto al segundo componente se incrementa, desplazándose el conjunto de forma notoria hacia el eje vertical. Este componente, definido por un gradiente de producción, consumo y flujos, entonces ubica los grupos de tiburones de los modelos arrecifales del Caribe mexicano, de las Islas Vírgenes, así como al del ecosistema pelágico de los Cabos, de acuerdo con sus características particulares como poco o menos productivos (tabla 23).

Al referirse al segundo conjunto definido por el ACP (modelos Venezuela, Sonda de Campeche, Golfo de México área de Florida, Golfo de Nicoya y Plataforma de Yucatán), para su agrupación y disposición espacial, se muestra una tendencia opuesta al primero; esto es, bajas tasa de producción, tamaños menores en la cantidad de flujos en el ecosistema que repercuten en su tamaño; en lo individual, grupos eficientes en cuanto a consumo y asimilación. Sin embargo, la distancia (más corta) de sus grupos con respecto al origen en el nuevo plano de ordenamiento refleja en comparación, una menor influencia de los dos componentes hacia los cinco ecosistemas que integran el conjunto. Esto quizás pudiera ser atribuible a las variadas características y naturaleza de los 5 modelos incluidos; por supuesto sin hacer a un lado los atributos y patrones que los definen claramente como agrupación y que se discutirán a continuación.

Dentro del segundo conjunto que incluye 5 modelos, encontramos igualmente similitudes en el patrón de respuestas de 3 de ellos, como son los de la plataforma de Venezuela y la Sonda de Campeche junto con el del Golfo de Nicoya, donde la característica la constituyen respuestas marcadas ya sean de incremento o bien disminución de la biomasa de sus componentes y una rápida recuperación de todos ellos, sin presentarse oscilaciones en la respuesta (figuras 16, 19 y 21).

para el grupo funcional explotado en sus atributos asociados a la estabilidad, la consecuencia probable apoyaría el cambio de posición en el plano de los componentes principales con relación al esfuerzo simulado. Como ya se describió, bajo tasas de explotación  $E=0.3$  y  $0.4$  los efectos en el grupo son importantes; es decir, su impacto es significativo. Sin embargo, al simular niveles de explotación a nivel del RMS o superiores, el incremento de la respuesta en proporción a los niveles iniciales no resulta tan importante, lo que se ve reflejado en la tendencia de los tres modelos a alejarse del componente I en los tres primeros escenarios, no así en los dos restantes; de forma que la influencia o mejor dicho, la posición respecto al segundo componente se incrementa, desplazándose el conjunto de forma notoria hacia el eje vertical. Este componente, definido por un gradiente de producción, consumo y flujos, entonces ubica los grupos de tiburones de los modelos arrecifales del Caribe mexicano, de las Islas Vírgenes, así como al del ecosistema pelágico de los Cabos, de acuerdo con sus características particulares como poco o menos productivos (tabla 23).

Al referirse al segundo conjunto definido por el ACP (modelos Venezuela, Sonda de Campeche, Golfo de México área de Florida, Golfo de Nicoya y Plataforma de Yucatán), para su agrupación y disposición espacial, se muestra una tendencia opuesta al primero; esto es, bajas tasa de producción, tamaños menores en la cantidad de flujos en el ecosistema que repercuten en su tamaño; en lo individual, grupos eficientes en cuanto a consumo y asimilación. Sin embargo, la distancia (más corta) de sus grupos con respecto al origen en el nuevo plano de ordenamiento refleja en comparación, una menor influencia de los dos componentes hacia los cinco ecosistemas que integran el conjunto. Esto quizás pudiera ser atribuible a las variadas características y naturaleza de los 5 modelos incluidos; por supuesto sin hacer a un lado los atributos y patrones que los definen claramente como agrupación y que se discutirán a continuación.

Dentro del segundo conjunto que incluye 5 modelos, encontramos igualmente similitudes en el patrón de respuestas de 3 de ellos, como son los de la plataforma de Venezuela y la Sonda de Campeche junto con el del Golfo de Nicoya, donde la característica la constituyen respuestas marcadas ya sean de incremento o bien disminución de la biomasa de sus componentes y una rápida recuperación de todos ellos, sin presentarse oscilaciones en la respuesta (figuras 16, 19 y 21).

Los modelos restantes (Golfo de México área de Florida y plataforma continental de Yucatán) presentaron a diferencia de los anteriores, patrones de respuestas con las mayores oscilaciones en los niveles o estados de biomasa (figuras 11, 32 y 33) y en ambos, los valores en el atributo magnitud de cambio presentaron los mayores valores de los once modelos contemplados en el análisis.

En principio este segundo conjunto, además de presentar respuestas bien marcadas y con una rápida recuperación (aún mostrando las mayores oscilaciones en los niveles de biomasa en distintos grupos funcionales de los ecosistemas), de igual forma se registraron los valores mínimos para los atributos de productividad y biomasa, lo que los ubica al lado negativo del componente II, en contraste con el primer conjunto. Lo mismo ocurre con el tamaño de estos sistemas (contenido de información y flujos) y atributos relacionados a la madurez, como la Ascendencia o el potencial de desarrollo. Por ello es comprensible la ubicación que observan en el plano de los componentes principales (figura 40), igualmente del lado negativo del componente I y en posición opuesta al primer conjunto de ecosistemas.

En este caso, conforme se incrementó la tasa de explotación en el grupo tiburones, la tendencia de los modelos fue aproximarse al componente II en su porción negativa, de forma que la influencia del primer componente, definido en un principio como un componente asociado a la estructura y estabilidad del ecosistema, prácticamente desaparece en el escenario final ( $E=0.7$ ). Cabe señalar a este respecto, entre las posibles causas de dicho comportamiento, que el peso de variables como el nivel trófico de la pesquería en el sistema (pues incluye a sistemas habitualmente explotados), o el tiempo de recuperación, pudiese haber sido determinante, ya que para los escenarios de simulación equivalentes al RMS y superiores, estas variables incrementaron su contribución al segundo componente, presentando magnitudes importantes en los 5 modelos incluidos en el conjunto. Mientras que variables que claramente pudieran haber sido determinantes en el arreglo de estos grupos, como la magnitud de cambio o el tiempo de recuperación, a partir del nivel  $E=0.5$  dejan de contribuir de manera notable al componente I (tabla 33).

Conforme se incrementa la tasa de explotación en la simulación, ambos conjuntos observan el mismo comportamiento; es decir, el que se alineen gradualmente sobre el componente II implica que conforme aumenta  $E$ , el peso del componente I se reduce.

Esto significa que atributos como la tasa respiración/biomasa, la producción del sistema en la red, el nivel trófico de la pesquería y el tiempo de recuperación del grupo, tienen mayor relevancia en el ecosistema cuando se presentan condiciones de explotación críticas (valores de E altos); a diferencia de los atributos de estructura y estabilidad, reflejados en el componente I.

Tabla 33. Variables con mayor aportación para cada componente en el análisis de componentes principales, de acuerdo al incremento en la tasa de explotación simulada así como su varianza explicada (%). (IC: Conectancia; IO: Índice de Omnivoría del grupo; Mgn Cb: Magnitud de Cambio; T Rec: Tiempo de Recuperación; EE: Eficiencia Ecotrófica; PL: Longitud de los Flujos; TL: Nivel Trófico; R/B: Respiración/Biomasa del grupo; Prd SR: Producción del sistema en la Red; FTL: Nivel trófico de la pesquería; B: Biomasa del Grupo).

	E=0.3	E=0.4	E=0.5	E=0.6	E=0.7
Componente I	<b>IC</b> (0.396) <b>Mgn Cb</b> (0.388) <b>T Rec</b> (0.337) <b>OI</b> (0.319)	<b>IC</b> (0.406) <b>Mgn Cb</b> (0.366) <b>OI</b> (0.361) <b>TL</b> (-0.320)	<b>IC</b> (0.411) <b>OI</b> (0.397) <b>Mgn Cb</b> (0.326) <b>TL</b> (-0.318)	<b>OI</b> (0.442) <b>IC</b> (0.411) <b>EE</b> (-0.351) <b>PL</b> (0.348)	<b>OI</b> (0.473) <b>IC</b> (0.405) <b>PL</b> (0.384) <b>EE</b> (-0.383)
Componente II	<b>EE</b> (0.369) <b>R/B</b> (-0.369) <b>B</b> (0.355) <b>OI</b> (-0.346)	<b>R/B</b> (-0.381) <b>Prd SR</b> (0.365) <b>B</b> (0.357) <b>EE</b> (0.329)	<b>R/B</b> (-0.386) <b>Prd SR</b> (0.380) <b>B</b> (0.345) <b>FTL</b> (-0.303)	<b>Prd SR</b> (0.393) <b>R/B</b> (-0.387) <b>FTL</b> (-0.365) <b>T Rec</b> (0.337)	<b>FTL</b> (-0.415) <b>R/B</b> (-0.388) <b>Prd SRP</b> (0.377) <b>T Rec</b> (0.354)
Componente I	29.34	28.53	27.73	26.78	25.71
Componente II	22.63	22.02	21.60	21.03	21.33
Acumulada	51.98	50.55	49.33	47.81	47.04

Modelos como el de Bahía Ascención, Bahía de Monterey y porción suroeste del Golfo de México, que tras el análisis de agrupación por componentes principales quedaron separados del resto, mostraron en comparación con los modelos mencionados arriba, patrones distintos en su respuesta. El primero (figura 6) presentó grupos cuya respuesta al impacto fue muy rápida, mientras que dentro del mismo modelo se vieron otros que oscilaron en sus niveles de biomasa pero sumamente prolongados en el tiempo respecto a los demás, de forma tal que la mayoría en el escenario de explotación final no lograron recuperarse. En el caso del modelo de la Bahía de Monterey, sus respuestas fueron por una parte breves (figura 12), semejantes a lo que se vio para los modelos Venezuela, Sonda de Campeche y Golfo de Nicoya, pero a diferencia de aquellos, varios

de los grupos presentan una marcada oscilación, sobre todo a una mayor tasa de explotación (figura 13). Finalmente el modelo de la comunidad costera en la porción suroeste del Golfo de México que como ya se mencionó, en el análisis de agrupación no se incluyó en ningún conjunto, mostró por una parte, grupos con cambios significativos pero no mayores a 30%, con patrones muy variados en sus respuestas así como una marcada oscilación (figura 28). Igualmente presentó grupos con cambios significativos y con valores muy por encima del 30% mostrando éstos poca oscilación. Al tomar en cuenta todo lo anterior y coincidiendo en algunos de los modelos utilizados, autores como Arreguín-Sánchez y Manickchand-Heileman (1998), así como Vasconcellos *et al.* (1997), coinciden en este sentido, al señalar que el impacto de las perturbaciones simuladas en un grupo específico y su propagación a través de la red trófica promueven distintos efectos en el ecosistema, afectando la estabilidad de sus componentes.

De estos tres modelos que de alguna forma se mostraron aislados, es interesante la forma en que la posición relativa que guardan en la reordenación espacial del Análisis de Componentes Principales, permanezca sin cambios importantes al incrementarse  $E$ . Así al referirse a las tablas 22 y 23, y observar sus atributos tanto de grupo como del ecosistema, sus condiciones son contrastantes, es decir, en atributos como producción, biomasa y asimilación, muestran valores muy distintos, de hecho en algunos casos se observan los valores máximos y mínimos entre estos tres ecosistemas. Quizás a ello pueda atribuirse la distancia entre ellos y las posiciones que mantienen entre sí, aún tras el cambio de la tasa de explotación.

El ecosistema costero de la porción suroeste en el Golfo de México, registra los valores mayores del nivel trófico y la eficiencia ecotrófica del grupo y menores en el índice de omnivoría, lo que definiría su cercana posición respecto al componente uno en su porción negativa; estos atributos contribuyen de forma continua y significativa al gradiente definido por el componente I (tabla 33) en las distintas condiciones de explotación. Al incrementarse el valor de la tasa de explotación a niveles del RMS o superiores ( $E > 0.5$ ), la posición del modelo pareciera estacionarse en una posición tal, que la influencia de ambos componentes pareciera ser muy similar, pues al consultar las condiciones en el ámbito de ecosistema (tabla 23), se observa un gran contraste en las condiciones, por un lado los parámetros de productividad son bajos mientras que, en los aspectos de estructura y contenido de información sus valores son altos.

El modelo del ecosistema de la Bahía de Monterey, como ya se describió, presenta los valores más altos de los once modelos tanto en los aspectos de energéticos como en los aspectos de estructura y contenido de información, por lo que se pensaría que es normal la posición que ocupa en el gradiente del componente II, definido como de producción, consumo y flujos; además, al igual que el caso anterior la influencia de ambos ejes parece predominar en escenarios de sobre explotación.

Por su parte el modelo de Bahía Ascención, está probablemente influido por atributos como el índice de omnivoría o la biomasa, sus valores de producción y contenido de información en general son bajos (tablas 22 y 23). Al igual que los otros modelos que no fueron agrupados, su reordenamiento en los componentes principales parece verse influido de forma similar, aún con cambios en la presión de pesca.

## CONSIDERACIONES SOBRE EL RECURSO TIBURÓN

Diversos factores han fomentado el crecimiento de las pesquerías del recurso tiburón, en las últimas dos décadas, creciendo a la par de algunas otras cuyo objetivo son los picudos, atunes y otros pelágicos mayores. Hoy la pesca de acompañamiento de tiburón es probablemente una porción significativa en la mortalidad total de los tiburones, la cual pasó de ser desechada a ser tomada en cuenta principalmente por el valor de sus aletas. Ya se señaló en los antecedentes de este documento, que la historia de la pesquería de este recurso indica que las practicas de pesca intensiva son sostenibles y que la explotación inicial es seguida, en el mejor de los casos, por un rápido descenso en las tasas de captura, o en el peor escenario por un colapso de la pesquería, requiriendo décadas para su recuperación. En muchas partes del mundo las pesquerías han dejado atrás las pequeñas flotas artesanales y la captura ocasional, experimentado un importante crecimiento. Dando indicios de la clara vulnerabilidad de estos organismos, considerándose así, amenazados por la sobre explotación (Castro *et al.*, 1999).

Si bien, para algunos depredadores tope marinos con tamaños poblacionales sin regulación, existen repercusiones adversas que necesariamente los acompañan, en el sentido de la disponibilidad de algunos productos del mar para el consumo humano; este control o regulación pesquera, tratándose del recurso tiburón toma otros matices. Muchas

veces las operaciones de pesca que apuntan hacia un rendimiento máximo sostenible (RMS) resultan en una reducción de las tallas promedio, las edades promedio y las tasas de captura de la población objetivo, así mismo reducen la tasa reproductiva (el número de veces que un organismo adulto se reproduce), haciendo el stock más susceptible al efecto de las fluctuaciones ambientales en el éxito reproductivo (Caddy y Griffiths, 1995), situación que tiende a acentuarse dadas las características del grupo.

Muchas de especies de importancia comercial utilizan aguas someras, conocidas como áreas de alumbramiento y crianza, donde los juveniles pasan sus primeros meses de vida (Castro, 1993). Las áreas de reproducción con frecuencia se encuentran cerca de estas zonas de crianza, de modo que hay importantes congregaciones de adultos cerca de la costa; esas áreas resultan muy atractivas para los pescadores, resultando altamente vulnerables a las modernas operaciones de pesca y donde no son raros los reclutamientos de juveniles y recién nacidos.

No existe evidencia de algún mecanismo compensatorio que incremente el número de crías por hembra que nacen o bien que disminuya la duración de los ciclos ováricos o de gestación para compensar el incremento de la mortalidad por la pesca. Aún si tales mecanismos pudieran desarrollarse, el tamaño de camada se limitaría al máximo número de crías que pudiesen ser llevadas por una hembra. Además, los ciclos ováricos y de gestación están limitados por complejos procesos metabólicos, por lo que la duración de estos ciclos refleja muy probablemente los tiempos mínimos de incorporación y transferencia de energía necesarios respecto al tamaño de estos organismos (Castro *et al.*, 1999).

Es conocido el grado de competencia entre el hombre y los depredadores tope debido a sus presas comunes, aún más si se consideran los tamaños de sus poblaciones. Por otro lado, las redes tróficas marinas son complejas e implican grandes dificultades en la cuantificación de los impactos de las actividades humanas (May *et al.*, 1979). Además como se ha señalado, no siempre la eliminación de un depredador tope ha conducido a incrementos en los rendimientos de sus especies presa (Pauly, 1979). Por ello, hay que considerar que la capacidad de recuperación de un recurso marino si la explotación cesa, no puede ser explicada únicamente por la reducción de la presión de pesca (y un periodo largo de tiempo), sino que necesitará condiciones ambientales favorables, las cuales parecen jugar un papel fundamental.

De este modo, sin tomar en cuenta la diversidad de artes empleados, así como las diversas operaciones de la pesquería que se realizan sobre el recurso en el mundo, se puede considerar, de acuerdo con Caddy y Griffiths (1995), que en términos del ecosistema, la respuesta a una explotación moderada sería más estable cuando el esfuerzo de pesca y las tasas de mortalidad debidas a éste permanecieran más o menos constantes, aún con las fluctuaciones naturales en abundancia, que con rendimientos constantes pero amplias variaciones en la tasa de pesca. No obstante esto no resulta fácil dada la carencia de conocimiento sobre las especies de tiburón, por lo que es necesario más investigación sobre líneas prioritarias, como la dinámica poblacional, crecimiento y reproducción, así como del papel de éste y otros depredadores tope en los ecosistemas marinos y sus interacciones a través de la cadena trófica.

Con base en los resultados obtenidos en el desarrollo del presente trabajo, así como su interpretación y análisis contenidos en la discusión precedente, pueden extraerse las siguientes

## ***CONCLUSIONES***

- Como evidencia que apoya la hipótesis de vulnerabilidad, los grupos de tiburones presentaron cambios significativos e inmediatos a la perturbación, a partir de niveles de explotación de  $E=0.5$ .
- La respuesta inmediata ocurre igualmente en todo el ecosistema, con excepción de cuatro de los modelos con la mayor tasa de pesca original, donde se presentaron procesos de propagación del impacto a través de la red trófica.
- En más de la mitad de los modelos de ecosistemas analizados, al disminuir la biomasa del grupo de tiburones, se incrementó significativamente la biomasa de uno o dos grupos de sus presas, fortaleciendo la teoría respecto al papel que ocupan como importantes denso-reguladores en el ecosistema.

- El grupo funcional tiburones en modelos de ecosistemas como el de la plataforma continental de la Sonda de Campeche y el Golfo de Nicoya, constituyen depredadores ubicados casi en la cima de la red, presentando proporciones o tallas moderadas así como procesos de producción y consumo notoriamente eficientes.
- A menor nivel en la tasa de pesca original, esto es, grupos de tiburones que normalmente no están sometidos a presiones de pesca, mostraron decrementos repentinos y drásticos en su biomasa aún con niveles en la tasa de explotación bajos y su recuperación fue lenta.
- Mientras que, entre mayor fue la tasa de pesca a la que estaba sometido el grupo tiburones originalmente, resultó en una mayor capacidad de resistir a un impacto o incremento en la tasa de explotación, es decir el grupo fue más persistente. Asimismo el cambio en los grupos es menor en comparación con los demás, pero su biomasa declina con el esfuerzo y requirieron un tiempo menor respecto al resto para recuperar sus niveles originales de biomasa.
- Se definieron dos conjuntos de ecosistemas de acuerdo a sus atributos. El primero incluye a los modelos de los arrecifes del Caribe mexicano y de las Islas Vírgenes junto con el ecosistema pelágico de los Cabos; mientras que el segundo abarca los modelos de ecosistema de las plataformas continentales de Venezuela, de la Sonda de Campeche, de Yucatán, así como los modelos del Golfo de México área de Florida y Golfo de Nicoya. El mayor peso para la agrupación, estuvo determinado por un primer componente con un gradiente asociado a la estructura y estabilidad del ecosistema y un segundo componente con atributos relacionados con la producción, el consumo y los flujos del sistema.
- Del primer conjunto, sus componentes se mantuvieron estables excepto uno o dos grupos, de los cuales los tiburones no lograron recuperar sus niveles de biomasa basal en el tiempo de simulación. Incluye los ecosistemas de mayor tamaño, así como con procesos de respiración y producción más altos. Los indicadores madurez y estabilidad, fueron mayores.

- El segundo conjunto, que presenta ecosistemas donde los tiburones se explotan plenamente, mostró respuestas marcadas y con una rápida recuperación, presentando las mayores oscilaciones en los niveles de biomasa. Incluye modelos con los valores mínimos en tamaño, productividad y biomasa, así como en atributos relacionados a la madurez y estabilidad.
- Conforme se incrementa la tasa de explotación, ambos conjuntos de ecosistemas se alinean gradualmente sobre el segundo componente, es decir, a medida que aumenta el esfuerzo de pesca, el peso de variables que tienen que ver con estructura y estabilidad se reduce, volviéndose más significativos para el ecosistema los atributos asociados a la productividad, consumo y flujos.

## **RECOMENDACIONES**

- Se recomienda continuar con las líneas de investigación prioritarias, con énfasis en las especies de importancia comercial, a fin de lograr un aprovechamiento mayor del recurso y se conduzca a un desarrollo sustentable.
- Los efectos de la pesca sobre un grupo con gestación larga y madurez sexual tardía parecen acentuarse significativamente, lo que aunado a sus hábitos de congregación reproductiva, marca cada vez más su condición de vulnerables.
- Es imperativo que a la par de la investigación, se implementen medidas de control y regulación en las operaciones y artes de pesca que actúan sobre el recurso.
- Una opción plausible podría ser la explotación moderada con tasas de explotación constantes, sin embargo para ello es necesario un mayor conocimiento de este recurso.

## LITERATURA CITADA

- Allen, K.R. (1971). Relation between production and biomass. *J. Fish. Res. Bd Can.* 28: 1573-1581.
- Alvarez-Hernández, J.H. (1998). Trophic model of a fringing-barrier coral reef in the southern mexican caribbean. *In: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (en prensa).*
- Andersen, K.P. and E. Ursin. (1977). A multispecies extension of the Beverton and Holt teory of fishing with accounts of phosphorus circulation and primary production. *Meddr. Danm. Fisk.-og Havunders, N.S.*, 7: 139-435
- Anderson, E. (1990). Fishery Models as Applied to Elasmobranch Fisheries. In: Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.). Elasmobranch as living resources: Advances in the biology, ecology,systematics and the status of the fisheries. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report. NMFS 90: 473-484.
- Arreguín-Sánchez, F. (2000). Octopus – red grouper interaction in the exploited ecosystem of the northern continental shelf of Yucatan, Mexico. *Ecological Modelling.* (en prensa).
- Arreguín-Sánchez, F. and E.A. Chávez. (1995). An investigation of the trophic role of three pelagic fishes in a tropical coastal ecosystem of the Western Gulf of Mexico, using the ECOPATH II model. *Sci. Mar.*, 59(3-4):307-315.
- Arreguín-Sánchez, F. y J. González-Cano. (1994). Uso de refugios artificiales en la pesquería de langosta y su relación con la producción y eficiencia de pesca. (en prensa). *In: Mem. taller México-Cuba sobre la utilización de refugios artificiales para langosta. Instituto Nacional de Pesca, México; Centro de Investigaciones Pesqueras, Cuba. México.*
- Arreguín-Sánchez, F. and S. Manickchand-Heileman. (1998). The trophic role of lutjanid fish and impacts of their fisheries in two ecosystems in the Gulf of Mexico. *Journal of Fish Biology.* 53 (suplement A): \*
- Arreguín-Sánchez, F. and E. Valero. (1996). Trophic role of the red grouper (*Epinephelus morio*) in the ecosystem of the nothern continental shelf of Yucatan, Mexico. p. 19-27. *In: J.L. Munro, M.C. Balgos and D. Pauly (Eds.). Biology, fisheries and culture of tropical groupers and snappers. ICLARM Conf. Proc. 48, 499 p.*
- Arreguín-Sánchez, F., J.C. Seijo and E. Valero-Pacheco. (1993a). An application of ECOPATH II model for analysis of the community of the north continental shelf of Yucatan, Mexico. *In: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*

- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco and E.A. Chávez. (1993b). A trophic box model of the coastal fish communities of the Southwestern Gulf of Mexico. *In*: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco, M.E. Vega-Cendejas and M. Hernández. (1994). Preliminary estimates of community response to fishing using trophic box models: the seine fishery along the Northwestern coast of Yucatan. 371-328p. *In*: Proc. 43<sup>th</sup> Ann. Gulf and Caribbean Fisheries Institute. Miami, November 1990. Charleston, SC, USA.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Arcos and E.A. Chávez. (2000). Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the Gulf of California, Mexico. CICIMAR-IPN (MS)
- Baird, D., J.M. McGlade and R.E. Ulanowicz. (1991). The comparative ecology of six marine ecosystems. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.* 133:15-29.
- Browder, J.A. (1993). A pilot model of the Gulf of Mexico continental shelf, p. 279-284. *In*: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Caddy, J.F. and J. Csirke. (1983). Aproximations to sustainable yield for exploited and unexploited stocks. *Oceanogr. Trop.* 18(1):3-15.
- Caddy, J.F. and R.C. Griffiths. (1995). Living marine resources and their sustainable development: some environmental and institutional perspectives. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 353. FAO Rome. 167p.
- Cailliet, G.M., D.B. Holts and D. Bedford. (1991). A review of the commercial fisheries for sharks on the west coast of the United States. *In* J. Pepperell, J. West and P. Woon, eds. *Sharks conservation: Proceedings of an international workshop on the conservation of elasmobranchs*. Taronga Zoo, Sydney. pp 13-29
- Casey, J.G., F.J. Mather, J.M. Mason, and J. Hoening. (1978). Offshore fisheries of the middle Atlantic Bight. *Mar. Rec. Fish.* 3:107-129.
- Castillo, L. (1992). Diagnóstico de la pesquería de tiburón en México. Secretaría de Pesca. Instituto Nacional de la Pesca. México. 72p.
- Castro, J.I. (1983). The Sharks of North American Waters. Texas A&M University Press. USA. 180p.
- Castro, J.I. (1993). The shark nursery of Bulls Bay, South Carolina, with a review of the sharks nurseries of the southeastern coast of the United States. *Environ. Biol. Fishes.* 38(1):37-48.
- Castro, J.I., C.M. Woodley and R.L. Brudek. (1999). A preliminary evaluation of the status of sharks species. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 380, Rome, FAO. 72p.
- Christensen, V. (1995). Ecosystem maturity – towards quantification. *Ecological Modelling.* 77: 3-32.
- Christensen, V. (1996). Managing fisheries involving top predator and prey species components. *Reviews in Fish Biology and Fisheries.* 6:417-442.

- Christensen, V. (1998). Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*. 53 (Supplement A): 128-142.
- Christensen, V. and D. Pauly. (1992). ECOPATH II - a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling*. 61:169-185.
- Christensen, V. and D. Pauly (eds.). (1993). Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26. 390p
- Christensen, V. and D. Pauly. (1993a). Flow characteristics of aquatic ecosystems. P. 338-352. *In*: V. Christensen and D. Pauly (eds). Trophics models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Christensen, V. and D. Pauly. (1995). Fish Production, Catches and the Carrying Capacity of the World Oceans. *NAGA the ICLARM Quarterly* 18(3):34-40.
- Christensen, V. and D. Pauly. (1996). *Ecopath for Windows- A User's Guide*. Manila: ICLARM.
- Cochrane, K. (1998). First thoughts on uses, strenghts and weaknesses of the Ecopath suite. *In*: Pauly, D. (Ed.). (1998). *The Use of Ecopath with Ecosim to Evaluate Strategies for Sustainable Exploitation of Multi-Species Resources*. Fisheries Centre Research Reports. Volume 6 number 2.
- Compagno, L.J. (1990). Shark Exploitation and Conservation. *In*: Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.). *Elasmobranchs as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries*. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report. NMFS 90: 391-414.
- De la Cruz-Agüero, G. (1994). ANACOM: Un sistema para el Análisis de Comunidades en computadoras personales. Ver. 3.0. *Manual del Usuario*. ISBN, México. 99p.
- Finn, J.T. (1980). Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology*. 6:562-571.
- Gardner, M.R. and W.R. Ashby. (1970). Connectance of large, dynamical (cybernetic) systems. *Nature*. 228:784.
- Hoenig, J. and S. Gruber. (1990). Life History Patterns in the Elasmobranchs: Implications for Fisheries Management. *In*: Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.). *Elasmobranchs as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries*. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report. NMFS 90: 1-16.
- Holling, C.S. (1959). The components of predation as revealed by a study of small mammal predation of the European pine sawfly. *Can. Entomol.* (91): 203-320
- Instituto Nacional de la Pesca. (1993). Investigaciones sobre edad y crecimiento de las principales especies de tiburones pelágicos del Océano Pacífico mexicano. Programa Nacional de Investigaciones Biológico Pesqueras del Recurso Tiburón. CRIP de Manzanillo. Col. Reporte Técnico. 23p.
- Jennings, S. and M.J. Kaiser. (1998). The effects of fishing on Marine Ecosystems. *Advances of marine Biology*, 34.

- Kerr, S.R. (1977). Structure and transformation of fish production systems. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 34(10):1989-93.
- Laevastu, T. and H.A. Larkins. (1981). Marine fisheries ecosystems: its quantitative evaluation and management. Fishing News Books. Farnham Surrey, England. 162 p.
- Manickchand-Heileman, S., L.A. Soto and E. Escobar-Briones. (1998). A preliminary trophic model of the continental shelf of the southwestern Gulf of Mexico, off Terminos Lagoon. *In: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (en prensa).*
- May, R.M., J.R. Beddington, C.W. Clark, S.J. Holt and M.R. Laws. (1979). Management of multispecies fisheries. *Science.* (203):267-277
- Mendoza, J.J. (1993). A preliminary biomass budget for the northeastern Venezuela Shelf ecosystem. *In: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Moreau, J. (1998). Ecosim application to Lake Victoria. *In: Pauly, D. (Ed.). (1998). The Use of Ecopath with Ecosim to Evaluate Strategies for Sustainable Exploitation of Multi-Species Resources. Fisheries Centre Research Reports. Volume 6 number 2.*
- Odum, E.P. (1969). The Strategy of Ecosystem Development. *Science.* 164:262-270.
- Odum, E.P. (1971). Fundamentals of ecology. WB. Saunders. Philadelphia. 574 pp.
- Olivieri, R.A., A. Cohen and F.P. Chavez. (1993). An ecosystem model of Monterey Bay, California. *In: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Opitz, S. (1993). A Quantitative Model of the Trophic Interactions in a Caribbean Coral Reef Ecosystem. *In: V. Christensen and D. Pauly, (Eds). 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Parker, H.W. and F.C. Stott. (1965). Age, size and vertebral calcification in the basking shark, *Cetorhinus maximus* (Gunnerus). *Zool Meded.* 40(34):305-319.
- Pauly, D. (1979). Biological overfishing of tropical stocks. *ICLARM News.* 2(3):3-4.
- Pauly, D. (1986). A simple method for estimating the food consumption of fish populations from growth data of food conversion experiments. *U.S. Fish. Bull.* 84(4):827-840.
- Pauly, D. (1998). The Use of Ecopath with Ecosim to Evaluate Strategies for Sustainable Exploitation of Multi-Species Resources. *Fisheries Centre Research Reports. Volume 6 number 2. University of British Columbia, Vancouver, Canada.*

- Pauly, D., M. Soriano and M.L. Palomares. (1987). On improving the construction, parametrization and interpretation of steady-state multispecies models. MS, presented at the 9<sup>th</sup> Shrimpan and Finfish Fisheries Management Workshop. December, 1987. Kuwait (unpubl.) 27pp.
- Pauly, D., V. Christensen, J. Daalsgard, R. Froese and F. Torres Jr. (1998). Fishing down food webs. *Science*. 279:860-863.
- Pauly, D., F. Arreguín-Sánchez, J. Browder, V. Christensen, S. Manickchand-Heileman, E. Martínez and L. Vidal. (1999). Towards a stratified mass-balance model of trophic fluxes in the Gulf of Mexico Large marine ecosystem. p. 278-293. *In*: H. Kumpf and K. Sherman (eds.). The Gulf of Mexico Large Marine ecosystem. Blackwell Science. USA.
- Peguero-Icaza, M y G. García-Gómez. (1995). Contribución al conocimiento de la biología de las especies de tiburón capturadas en aguas del Estado de Campeche, México, durante la temporada noviembre 1993-abril 1994, con algunos aspectos sobre su pesca. Tesis Profesional. UNAM *Campus IZTACALA*. México. 137p.
- Pérez-España, H. and F. Arreguín-Sánchez. (1999a). A measure of ecosystem maturity. *Ecological Modelling*. 119:79-85.
- Pérez-España, H. and F. Arreguín-Sánchez. (1999b) Complexity related to behavior of stability in modeled ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health and Management*. 119:79-85.
- Pimm, S.L. (1991). *The Balance of Nature?* University of Chicago Press, Chicago. 434 pp.
- Polovina, J.J. (1984). Model of a coral reef ecosystem. I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1):1-11.
- Pratt, H. and J. Casey. (1990). Shark Reproductive Strategies as a Limiting Factor in Directed Fisheries, with a Review of Holden's Method of Estimating Growth-Parameters. *In*: Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.). Elasmobranchs as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report. NMFS 90. 97-109.
- Pratt, Jr., S.H. Gruber and T. Taniuchi (Eds.). (1990). Elasmobranchs as living resources: Advances in the biology, ecology, systematics and the status of the fisheries. U.S. Dep. Commer. NOAA Technical Report. NMFS 90. 518p.
- Ripley, W.E. (1946). The soupfin shark and the fishery. *Calif. Dep. Fish. Game, Fish. Bull.* 64:7-37.
- Sparre, P. and S.C. Venema. (1992). Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual. *FAO Fisheries Technical Paper*. No. 306.1. Rome. 376p.
- Torres-Alfaro, G. y I.E. Villalobos-Bañuelos. (1998). Modelo trófico premilinar de la comunidad pelágica de la costa sur de la Península de Baja California, México. *In*: F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. *Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos*. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (en prensa).

- Ulanowicz, R.E. (1986). Growth and development: ecosystem phenomenology. Springer Verlag, New York. 203 p.
- Ulanowicz, R.E. and J.S. Norden. (1990). Symmetrical overhead in flow and networks. *Int. J. Systems Sci.* 21(2):429-437.
- Ursin, E. (1982). Stability and variability in the marine ecosystem. *Dana.* 12:51-67.
- Van Dam, A., Tabash, F. And M. Vargas. (1998). A preliminary trophic model of the Gulf of Nicoya, Costa Rica. *In:* F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (en prensa).
- Vasconcellos, M., S. Mackinson, K. Sloman and D. Pauly. (1997). The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems: a comparative analysis. *Ecological Modelling.* 100:125-134
- Vidal, L. and M. Basurto. (1998). Preliminary trophic model of Bahía de la Ascension, Quintana Roo, Mexico. *In:* F. Arreguín-Sánchez, S. Manickchand-Heileman, V. Christensen y D. Pauly. Ecopath: modelación y manejo de ecosistemas acuáticos. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Instituto Politécnico Nacional (en prensa).
- Walters, C., V. Christensen and D. Pauly. (1997). Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balanced assessments. *Reviews in Fish Biology and Fisheries.* 7:139-172.

# ANEXOS

## ANEXO I

I. Especies de tiburones consideradas como representantes del grupo tiburones, definidas ya sea por su abundancia, por la mayor disposición de información o bien por su aporte a la biomasa del componente o grupo funcional, de acuerdo a cada autor.

Modelo de Ecosistema	Nombre del Modelo	Componentes del grupo funcional Tiburones
Arrecife de Barrera Sur del Caribe mexicano	ARRECIFE	<i>Carcharhinus</i> <i>Ginglymostoma</i>
Bahía Ascensión Quintana Roo	ASCENCI	<i>Carcharhinus limbatus</i> <i>Negaprion brevirostris</i> <i>Ginglymostoma cirratum</i> <i>Carcharhinus leucas</i>
Comunidad Pelágica de la costa sur De la Península de Baja California	CABOS	<i>Heterodontus francisci</i>
Plataforma Continental del Golfo de Mexico porción norte	GOMEXICO	Tiburones
Golfo de Nicoya	NICOYA	Tiburones
Bahía de Monterey	MONTEREY	Tiburones
Banco de Campeche	SONDACAM	Tiburones
Plataforma Continental del noreste de Venezuela	VENEZUEL	<i>Mustelus canis</i> <i>Rhizoprionodon porosus</i> <i>Mustelus higmani</i>
Comunidad costera del suroeste del Golfo de Mexico	WGOMEXICO	Tiburones
Arrecife de coral en el Caribe Islas Vírgenes	VIRGIN21	<i>Galeocerdo cuvieri</i>
Plataforma Continental de Yucatán	YUCATAN	Tiburones

## ANEXO II

Anexo II.1. Componentes del modelo de ecosistema arrecife de barrera en el Caribe mexicano. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>Nombre Original</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
ARRECIFE	1	<i>Sharks and Rays</i>	<i>Tiburones y Rayas</i>		3.6
	2	Sharks/Scombrids/Jacks	Tiburones peq/Escómbridos	0.027	3.5
	3	Groupers	Meros	0.012	3.8
	4	Schooling reef fishes	Pelágicos Menores	0.152	3.0
	5	Carnivorous fish	Peces Carnívoros	0.187	3.0
	6	Herbivorous fish	Peces Herbívoros	0.053	2.0
	7	Omnivorous fish	Peces Omnívoros	0.079	2.5
	8	Birds	Aves		4.0
	9	Sea Turtles	Tortugas Marinas		3.0
	10	Cephalopods	Cefalópodos	0.019	3.4
	11	Echinoderms	Equinodermos	0.008	2.1
	12	Crustaceans	Crustáceos	0.169	2.7
	13	Molluscs and Worms	Moluscos y Gusanos	0.275	2.2
	14	Sessile Animals	Animales Sésiles	0.020	2.0
	15	Zooplankton	Zooplankton		2.1
	16	Benthic Producers	Productores Bentónicos		1.0
	17	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	18	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.2. Componentes del modelo de ecosistema Bahía Ascención, Quintana Roo. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
ASCENCI	1	Plankton	Plancton		1.0
	2	Benthic Producers	Productores Bentónicos	0.148	1.0
	3	Benthic Invertebrates	Invertebrados Bentónicos	0.104	2.1
	4	Macabi	Macabí ( <i>Albula vulpes</i> )	0.102	2.7
	5	Lobster	Langosta	0.012	2.8
	6	Crabs	Cangrejos	0.055	2.8
	7	Jacks	Carángidos	0.106	3.0
	8	Snapper	Pargos	0.121	3.1
	9	Mojarras	Mojarras	0.100	2.7
	10	Barracuda	Barracuda		3.3
	11	Permit	Pámpano	0.052	2.7
	12	Cazones	Cazones	0.028	3.2
	13	<i>Sharks</i>	<i>Tiburones</i>		3.4
	14	Nurse Shark	Tiburón gata		3.7
	15	Dolphin	Delfín	0.002	3.7
	16	Marine Birds	Aves marinas		3.4
	17	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.3. Componentes del modelo de ecosistema de la comunidad pelágica de Baja California Sur. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
CABOS	1		Dorado		3.7
	2		Atunes	0.300	3.6
	3		Marlines		3.6
	4		<i>Tiburones</i>		3.7
	5		Pelágico Menor	0.485	2.3
	6		Langostilla		2.6
	7		Moluscos	0.200	2.5
	8		Zooplancton	0.015	2.4
	9		Fitoplancton		1.0
	10		Detritus		1.0

Anexo II.4. Componentes del modelo de ecosistema plataforma continental del área de Florida, en el Golfo de México. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
GOMEXICO	1	Zooplancton	Zooplancton		2.1
	2	Benthos	Bentos		2.1
	3	Small Pelagic Fish and Squid	Peces Pelágicos Pequeños	0.342	2.1
	4	Demersal Fish	Peces de Fondo	0.297	3.1
	5	Macrocrustaceans (crabs & shrimp)	Cangrejo y camarón	0.091	2.5
	6	Small Pelagic Predators	Depredadores Pelágicos pequeños	0.001	3.1
	7	Demersal Predator	Depredadores de Fondo	0.055	3.8
	8	Mackerels and other coastal migratory pelagic predators	Sierras	0.145	3.4
	9	Tunas	Atunes	0.059	3.1
	10	Billfish	Marlin/Pez Vela	0.010	3.4
	11	Sharks	<i>Tiburones</i>		3.8
	12	Bottle nose Dolphin	Delfin		4.0
	13	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	14	Benthic Plants (everything from microalgae to macrophytes)	Productores Bentónicos		1.0
	15	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.5. Componentes del modelo de ecosistema de la Bahía Monterey en California. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
MONTEREY	1	Marine Mammals	Mamíferos Marinos		4.3
	2	Sea Birds	Aves Marinas		4.3
	3	Carnivorous Nekton Fish	<i>Tiburones/Escómbridos</i>		4.0
	4	Demersal Fish	Peces de Fondo	0.100	3.7
	5	Omnivorous Fish	Sardinas y anchovetas	0.451	3.0
	6	Micronekton	Micronekton	0.344	3.2
	7	Macrobenthos	Macrobentos	0.105	2.4
	8	Meiobenthos	Meiobentos		2.2
	9	Macrozooplakton	Macrozooplancton		2.8
	10	Mesozooplaktion	Mesozoplancton		2.3
	11	Microzooplakton	Microzooplancton		2.4
	12	Bacteria	Bacterias		2.0
	13	Small Phytoplakton	Microfitoplancton		1.0
	14	Large Phytoplakton	Macrofitoplancton		1.0
	15	Benthic Producers	Algas Bentónicas		1.0
	16	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.8. Componentes del modelo de ecosistema plataforma continental de Venezuela. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
VENEZUEL	1	<i>Small Sharks</i>	<i>Tiburones pequeños</i>	0.025	3.8
	2	Scombrids/Barracudas	Escómbridos/Barracudas	0.033	3.8
	3	Snappers/Groupers	Pargos/Meros	0.051	3.6
	4	Carangids	Carángidos	0.153	3.3
	5	Mackerel	Macarela		3.3
	6	Squid	Calamar		3.3
	7	Other demersal fishes	Otros peces de Fondo	0.061	3.2
	8	Catfish	Bagre	0.019	3.2
	9	Grunts	Burritos	0.020	3.3
	10	Croackers	Corvinas/roncadores	0.071	3.3
	11	Small pelagics	Pelágicos menores	0.275	2.6
	12	Zooplankton	Zooplankton		2.0
	13	Heterotrophic Benthos	Invertebrados Bentónicos	0.291	2.2
	14	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	15	Benthic producers	Productores bentónicos		1.0
	16	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.9. Componentes del modelo de ecosistema arrecifal de las Islas Vírgenes. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
VIRGIN21	1	<i>Large Sharks/Rays</i>	<i>Tiburones/rayas grandes</i>	0.010	3.9
	2	Scombrids/jacks/sharks	Escómbridos/Cazones	0.009	3.8
	3	Large schooling fish	Pelágicos medianos	0.074	3.8
	4	Small schooling fish	Pelágicos menores	0.016	3.7
	5	Large groupers	Meros grandes	0.034	4.1
	6	Large carnivorous reef fish	Grandes Peces arrecifales carnívoros	0.147	3.4
	7	Large herbivorous reef fish	Grandes peces arrecifales herbívoros	0.114	2.0
	8	Small omnivorous reef fish	Pequeños peces arrecifales omnívoros	0.087	2.9
	9	Small herbivorous reef fish	Pequeños peces arrecifales herbívoros	0.010	2.0
	10	Sea birds	Aves marinas	0.003	4.6
	11	Sea turtles	Tortugas marinas		2.8
	12	Cephalopods	Cefalópodos	0.022	3.9
	13	Echinoderms	Equinodermos		2.4
	14	Crustaceans	Crustáceos	0.166	3.0
	15	Miscellaneous molluscs/worms	Muliscos/gusanos	0.260	2.4
	16	Sessile animals	Animales sésiles	0.010	2.1
	17	Zooplankton	Zooplankton		2.8
	18	Decomposers/microfauna	Descomponedores/infauna		2.0
	19	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	20	Benthic Autotrophs	Productores bentónicos		1.0
	21	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.10. Componentes del modelo de ecosistema comunidad costera de la porción suroeste del Golfo de México. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
WGMEXICO	1	Herrings	Arenques		3.0
	2	Anchovies	Anchovetas		3.3
	3	Lizardfish	Chiles		3.8
	4	Spanish mackerel	Sierra	0.485	3.9
	5	King Mackerel	Peto/Carito	0.139	4.0
	6	Jacks	Carángidos		3.8
	7	Mojarra	Mojarra	0.065	3.0
	8	Seatrout	Corvinas	0.003	3.1
	9	Grunts	Burritos	0.101	3.2
	10	<i>Sharks</i>	<i>Tiburones</i>		4.8
	11	Red grouper	Mero	0.029	4.3
	12	Red snapper	Huachinango	0.133	4.0
	13	Catfish	Bagre		3.2
	14	Flounder	Lenguados		3.1
	15	Shrimps	Camarón	0.021	2.8
	16	Crabs	Cangrejos	0.009	2.5
	17	Molluscs	Moluscos		2.2
	18	Microcrustaceans	Microcrustáceos		2.2
	19	Other fishes	Otros peces	0.015	3.0
	20	Annelids	Anélidos		2.0
	21	Zooplankton	Zooplankton		2.1
	22	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	23	Benthic Producers	Productores bentónicos		1.0
	24	Detritus	Detritus		1.0

Anexo II.11. Componentes del modelo de ecosistema de la plataforma continental de Yucatán. Se presenta su denominación original y su adaptación al español, además de la proporción de cada componente en la dieta del grupo funcional tiburones (DC) y su nivel trófico en el sistema (TL).

<b>ECOSISTEMA</b>	<b>Nº</b>	<b>GROUP</b>	<b>GRUPO</b>	<b>DC</b>	<b>TL</b>
YUCATAN	1	Red grouper	Mero	0.180	4.6
	2	Snappers	Pargos	0.104	4.6
	3	<i>Sharks</i>	<i>Tiburones</i>		4.9
	4	Grunts	Burritos	0.099	3.5
	5	King Mackerel	Peto/Carito	0.132	4.3
	6	Herrings	Arenques	0.072	3.2
	7	Porgies	Mojarrón		3.4
	8	Mojarra	Mojarra	0.084	3.5
	9	Seatrout	Corvinas	0.003	3.4
	10	Jacks	Carángidos		4.1
	11	Shrimps	Camarones	0.079	3.0
	12	Lobsters	Langostas	0.072	3.2
	13	Crabs	Cangrejos	0.010	3.3
	14	Octopus	Pulpos	0.165	4.1
	15	Other molluscs	Otros moluscos		2.4
	16	Microcrustaceans	Microcrustáceos		2.3
	17	Zooplankton	Zooplankton		2.0
	18	Annelids	Anélidos		2.1
	19	Phytoplankton	Fitoplancton		1.0
	20	Benthic producers	Productores Bentónicos		1.0
	21	Detritus	Detritus		1.0