



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**ESTRUCTURA Y FLUJOS DE BIOMASA
EN UN ECOSISTEMA BENTÓNICO EXPLOTADO
EN EL SUR DE SINALOA, MÉXICO**

TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS
EN
MANEJO DE RECURSOS MARINOS**

PRESENTA

LUIS ANTONIO SALCIDO GUEVARA

LA PAZ, B.C.S., NOVIEMBRE DE 2006



**INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO**

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

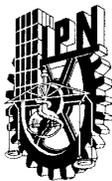
En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 13 del mes Noviembre del año 2006, el (la) que suscribe LUIS ANTONIO SALCIDO GUEVARA alumno(a) del Programa de MAESTRÍA EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS con número de registro A040256 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo la dirección de: DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "ESTRUCTURA Y FLUJOS DE BIOMASA EN UN ECOSISTEMA BENTÓNICO EXPLOTADO EN EL SUR DE SINALOA, MÉXICO" al Instituto Politécnico Nacional, para su difusión con fines académicos y de investigación.

Los usuarios de la información no deben reproducir el contenido textual, gráficas o datos del trabajo sin el permiso expreso del autor y/o director del trabajo. Este puede ser obtenido escribiendo a la siguiente dirección: lsalcidog@ipn.mx, salcidog@gmail.com, farregui@ipn.mx

Si el permiso se otorga, el usuario deberá dar el agradecimiento correspondiente y citar la fuente del mismo.

LUIS ANTONIO SALCIDO GUEVARA

nombre y firma



INSTITUTO POLITECNICO NACIONAL
SECRETARÍA DE INVESTIGACIÓN Y POSGRADO
ACTA DE REVISION DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 12:00 horas del día 13 del mes de Noviembre del 2006 se reunieron los miembros de la Comisión Revisora de Tesis designada por el Colegio de Profesores de Estudios de Posgrado e Investigación de CICIMAR para examinar la tesis de grado titulada:

"ESTRUCTURA Y FLUJOS DE BIOMASA EN UN ECOSISTEMA BENTÓNICO EXPLOTADO EN EL SUR DE SINALOA, MÉXICO

Presentada por el alumno:

SALCIDO

Apellido paterno

GUEVARA

materno

LUIS ANTONIO

nombre(s)

Con registro:

A	0	4	0	2	5	6
---	---	---	---	---	---	---

Aspirante al grado de:

MAESTRO EN CIENCIAS CON ESPECIALIDAD EN MANEJO DE RECURSOS MARINOS

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron **SU APROBACION DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

LA COMISION REVISORA

Director de tesis
PRIMER VOCAL

DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ

PRESIDENTE

DR. DANIEL LLUCH BELDA

SECRETARIO

DR. AGUSTÍN HERNÁNDEZ HERRERA

SEGUNDO VOCAL

DR. ERNESTO AARON CHÁVEZ ORTIZ

TERCER VOCAL

DR. MANUEL JESÚS ZETINA REJÓN

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES DUARTE

><((^o>

**Dedicado a mis padres
Y
A Rebeca, el amor de mi vida**

<^o)><

AGRADECIMIENTOS

Al Instituto Politécnico Nacional a través del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas por el espacio de educación que me concedió, proporcionándome todo un personal de profesorado científico que ha colmado satisfactoriamente mi deseo de aprender.

Al Dr. Francisco Arreguín Sánchez por la dirección de tesis y por el conocimiento cedido durante la maestría. A demás, por la confianza que me dio al admitirme como uno más de sus estudiantes, no dejándome presa de la ignorancia. Al proyecto “Impacto de la pesca de arrastre de camarón sobre los ecosistemas del Golfo de California: Manejo de pesquerías, salud del ecosistema y conservación de la biodiversidad” (SEMARNAT CONACyT 2002-C01-1231). Y los proyectos SPI-IPN 20040641, 20050686, 20060579. También al apoyo parcial de la Comisión Europea a través del proyecto Incofish contrato 003739.

Al Dr. Manuel J. Zetina Rejón por asistirme en sus proyectos “Cambios en las comunidades de peces asociadas a los arrastres camaroneros del Golfo de California” (CGPI clave 20060010) y “Comunidades de peces asociadas a los arrastres camaroneros como indicadores de degradación del ecosistema” (SAGARPA-CONACyT clave 2003-02-157), sumándose un apoyo para mi estancia de maestría y eventos interinstitucionales.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) y al Programa Institucional de Formación de Investigadores del Instituto Politécnico Nacional (PIFI-IPN) por los estímulos económicos.

A la Universidad Nacional Autónoma de México a través del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, por los datos y apoyos facilitados a través del proyecto “Biología de los camarones peneidos del sur del estado de Sinaloa” a cargo del Dr. José Antonio Calderón Pérez. También a la Universidad Autónoma de Sinaloa a través de la Facultad de Ciencias del Mar por su colaboración en dicho proyecto.

Al M. en C. Napoleón Gudiño González de la Facultad de Ciencias del Mar, U.A.S., que de manera solidaria e interés científico, facilitó los datos que fueron clave para la realización de la tesis.

A los profesores Dr. Ernesto Chávez, Dr. Daniel Lluch y Dr. Agustín Hernández por las revisiones y sugerencias a la presente.

A mi amor Rebeca Sánchez por el enorme apoyo incondicional durante el transcurso de mis estudios.

A mis buenos amigos flaquello (Allan Salcedo), paco (Francisco Fregoso), chago (Santiago Paniagua), jimy (Jimén Pelayo) y el tamizado nana (Emilio Alcaraz), a quiénes les debo los momentos inolvidables. También a mi gran amigo gato (Rafael Gastelum). Debo agradecer también a los que me acompañaron durante la maestría con su alegría, fortaleza y optimismo: José Cruz, Oscar García, Shelley Salcedo, Gil, Mariana Rodríguez, Juan Martínez, Arturo Nava y Rosa, Mariana Chávez, Dámaris, Azucena, Natalia, Saúl Ramírez, valdo (tocayo), Marcela Zúñiga y Raúl, Dana Arizmendi, güero concho, güata, Diego Lercari y Diana, Farid Tabash (y esposa), Hugo Piña, Germán y Gabriela Galindo, Xavier y Sandie Salazar, Sandra, Yassir y Vanessa, Eric y Claudia, Charlie Poot, Elmo, Iván Abonader, Angel, Alfredo, René, Dennis y Carmen, Jazmín, Bety, Susi, Erica, Manuel, Manolo, Hugo Skyol, Sheyla, Fernando, Hugo, y Humberto Ceseña.

ÍNDICE

	Página
Glosario	xiii
Lista de figuras	xv
Lista de tablas	xvi
Resumen	xvii
Abstract	xviii
1. Introducción	1
1.1 El ecosistema	1
1.2 La pesquería de camarón	2
1.3 El problema de la pesca	2
1.4 Manejo a nivel de ecosistema	4
2. Antecedentes	6
2.1 Aspectos ecológicos	6
2.2 La captura incidental	7
3. Hipótesis	11
4. Objetivos	11
5. Área de estudio	12
6. Materiales y métodos	15
6.1 Origen de los datos	15
6.2 Descripción del modelo Ecopath	15
6.3 Componentes del ecosistema	17
6.4 Parámetros de entrada	19
6.4.1 Biomosas (<i>B</i>)	19
6.4.2 Producción/Biomasa (<i>P/B</i>)	20
6.4.3 Consumo/Biomasa (<i>Q/B</i>)	22
6.4.4 Dietas (<i>DC</i>)	23
6.5 Descripción del ecosistema	28
6.6 Consistencia y certidumbre	30
6.7 Efecto de la pesca incidental	31
7. Resultados	32
7.1 Construcción del modelo trófico	32
7.2 Propiedades tróficas de los grupos funcionales	44
7.3 Interacciones tróficas de los grupos funcionales	46
7.4 Propiedades tróficas del ecosistema	51
7.5 Agregación trófica del ecosistema	52
7.6 Efecto de la pesca incidental	54
8. Discusión	56
8.1 Construcción del modelo trófico	56
8.2 Consistencia y certidumbre	57
8.3 Propiedades del ecosistema y sus componentes	58
8.4 Efecto de la pesca incidental	63
9. Conclusiones	66
10. Recomendaciones	67
11. Bibliografía	68
12. Anexos	83

GLOSARIO

Ascendencia. Índice ecológico que mide el crecimiento y desarrollo del ecosistema. Se basa en el tamaño y organización, considerando los flujos totales y contenido de información en la red trófica respectivamente (Ulanowicz, 1986).

Capacidad de desarrollo. Índice ecológico que mide el potencial de desarrollo del ecosistema; es el límite superior de la Ascendencia (Ulanowicz, 1986).

Cascada trófica. En una relación trófica depredador-depredador-presa, es el efecto positivo que recibe una presa, proveniente de quién depreda a su depredador; por ejemplo, la biomasa de las presas podría incrementarse si disminuye la biomasa de sus depredadores potenciales, a causa de otros depredadores superiores.

Conectancia. Índice ecológico que mide la proporción entre el número de conexiones existentes y el máximo posible que puede tener una red trófica.

Ecosistema. Es la unidad y objeto de estudio de la ecología. Es una aproximación sintética que parte de que la existencia entre organismos no puede comprenderse de forma aislada, debiéndose considerar la asociación entre las especies y su adaptación al ambiente.

Eficiencia de transferencia. Es la eficacia con la que fluye la energía (biomasa) de un nivel trófico inferior a uno superior.

Eficiencia ecotrófica. Proporción de la producción que se utiliza en el ecosistema por concepto de depredación, migración, capturas y acumulación de biomasa.

Estabilidad. Capacidad de los ecosistemas para mantener su estructura y función de manera inalterable frente a las tensiones del medio (estabilidad por resistencia); o para recuperarse pasada la perturbación (estabilidad por elasticidad) *sensu* Odum (1985).

Estructura. Representa la comunidad biológica (biocenosis) y el medio ambiente (biotopo) de un ecosistema. En la presente tesis se refiere solamente a la estructura trófica de gran parte de la macrofauna bentónica.

Flujo. Vector de energía (biomasa) que describe una trayectoria y una magnitud para cada compartimiento dentro de la red trófica; por ejemplo, la trayectoria depende del consumo, respiración, y exportación por migración y/o pesca; mientras que la magnitud, depende del consumo y de la eficiencia de transferencia.

Grupo funcional. Compartimiento de especies que pueden pertenecer a un mismo taxón y tener hábitos alimentarios similares.

Impacto trófico. Índice ecológico que mide el efecto positivo o negativo causado por depredación como resultado de las interacciones tróficas.

Madurez. Término referido al estado de desarrollo avanzado de un ecosistema, se relaciona generalmente con la sucesión ecológica, aludiendo la evolución en la estructura y función del ecosistema. Se caracteriza por la máxima biomasa y una proporción producción/respiración cercana al valor de uno *sensu* Odum (1985).

Nivel trófico. Posición que ocupa en la red trófica un organismo o grupo funcional de acuerdo a sus hábitos alimentarios.

Omnivoría. Índice ecológico referido al espectro alimentario de un grupo funcional o del ecosistema. Se basa en la variancia de los niveles tróficos de las presas consumidas y de su depredador, donde valores mayores que cero indican menor especialización (consumo sobre presas de más de un nivel trófico).

Overhead. Potencial de reserva del ecosistema ante perturbaciones, es la diferencia entre la capacidad de desarrollo y la ascendencia.

Producción primaria. Es la producción de materia orgánica realizada por los organismos autótrofos a través de los procesos de fotosíntesis o quimiosíntesis.

Red trófica. Representación abstracta de las relaciones alimentarias entre las especies de un ecosistema.

Resiliencia. Índice ecológico que mide la capacidad de los ecosistemas de absorber las perturbaciones, sin alterar significativamente sus características de estructura y funcionalidad.

Reciclaje. Índice ecológico que señala la fracción de los flujos totales del ecosistema que son reciclados. Está fuertemente correlacionado con la madurez, resiliencia y estabilidad (Christensen *et al.*, 2005).

Respiración. Es la energía perdida de los procesos metabólicos, se estima restando el consumo con la producción y el alimento no asimilado.

Sere. Secuencia de comunidades que se remplazan una a otra en un área determinada, las comunidades relativamente transitorias se denominan **estadios serales** o **estadios de desarrollo**.

Sucesión alógena. Cuando las perturbaciones constantes del medio ambiente contribuyen en mayor parte a los cambios de la comunidad.

Sucesión autógena. Cuando las interacciones de las especies en la comunidad contribuyen en mayor parte a los cambios en su propia estructura.

Throughput. Indicador ecológico de los flujos totales del ecosistema.

LISTA DE FIGURAS

		página
5	Área de estudio en la plataforma continental del sur de Sinaloa. Se muestran las estaciones de muestreo de donde proviene la información de los arrastres.	12
7.1a	Comparación de biomazas entre el modelo original (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado). El eje de la ordenada se expresa en logaritmo base 10.	34
7.1b	Distribución de los valores de P/B propuestos inicialmente para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa.	38
7.1c.	Distribución de los valores de Q/B propuestos inicialmente para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa.	38
7.1d	Flujos de biomasa en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. B , biomasa ($t \cdot km^{-2}$); P , producción ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$); Q , Consumo ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$), el resto de los flujos se expresan en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$.	43
7.3a	Superposición de nicho trófico de los grupos depredadores.	46
7.3b	Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. Grupos ordenados por nivel trófico, se incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la escamera/riberaña. (*) Impactos mayores ($-1 \leq IT \leq 0.85$) con respecto a los demás grupos ($-0.45 \leq IT \leq 0.46$).	48
7.3c	Impacto trófico total recibido por cada grupo funcional en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa (barras). Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactado (círculos).	49
7.3d	Impacto trófico total ejercido por cada grupo funcional en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa (barras). Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactador (círculos).	50
7.3e	Relación entre el impacto trófico total (ITT) y el nivel trófico de cada grupo funcional (excluido el impacto por pesca) en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	51
7.5a	Pirámides tróficas de flujos totales (a) y biomazas (b), incluyendo la distribución de capturas (c) para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	53
7.5b	Estructura trófica agregada por niveles tróficos discretos. Eficiencia de transferencia (%); flujos expresados en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$ (flechas); horizontal-derecha, flujo de biomasa consumida desde los productores primarios (valor arriba) y desde el Detritus (valor debajo); flujo al Detritus (horizontal-izquierda); exportación debida a pesca (vertical-arriba); respiración (curvada).	54

LISTA DE TABLAS

	página
6.3 Estructura de la captura incidental representada por la abundancia relativa de peces y otros grupos en el sur de Sinaloa, México. Captura por unidad de esfuerzo en peso húmedo ($t \cdot km^{-2} \cdot lance^{-1}$).	18
6.4.4a Matriz de dietas propuesta inicialmente para la construcción del modelo del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	24
6.4.4b Referencia de la información en la matriz de dietas (Tabla 6.4.4a) para el modelo del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. (*) información para la zona.	27
7.1a Resultados de las eficiencias ecotróficas obtenidas con los datos originales del modelo Ecopath del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	33
7.1b Datos para la estimación de las proporciones de consumo/biomasa (Q/B) y producción/biomasa (P/B). Las referencias se muestran en la tabla 7.1c.	35
7.1c Referencias de los datos usados para la estimación de Q/B y P/B .	36
7.1d Parámetros de entrada del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa. (*) Incluida la captura incidental de camarón.	39
7.1e Matriz de dietas del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	40
7.2 Parámetros de los grupos funcionales estimados con el modelo Ecopath del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	45
7.4a Resumen de estadísticas del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	52
7.4b Índices de flujo para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.	52
7.6 Efecto de la reducción de la captura incidental en las propiedades del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. (*) Variación >1%.	55
Anexo1 Valores de P/B de modelos Ecopath de otras regiones.	83
Anexo2 Valores de Q/B de modelos Ecopath de otras regiones.	84

RESUMEN

El arte de pesca utilizado por la flota camaronera carece de una selectividad que pone en duda los efectos que puede tener sobre el ecosistema. El estado de Sinaloa ocupa primer lugar en las capturas de camarón, por lo que es muy importante saber qué tipo de efectos puede estar ocasionando la captura incidental. En el presente trabajo se hizo la reconstrucción de la red trófica del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa para el periodo de 1994-1997, usando como instrumento de modelación trófica el enfoque de Ecopath. Los resultados muestran que dichos efectos en la estructura y función del ecosistema, tienen en mayoría cambios bajos y moderados; con solamente cambios significativos en la producción primaria requerida para sostener la pesca ribereña, principalmente de los grupos de peces de fondo Centropomidae, Sciaenidae y Ariidae. Aunque la flota camaronera genera la mayor frecuencia de efectos de cascada trófica en el ecosistema, son más fuertes sus impactos negativos, pero estos son menores a los impactos tróficos entre los grupos biológicos. Por otra parte, las propiedades del ecosistema indican que el ecosistema se encuentra en estado de bajo desarrollo, caracterizado por una entropía y energética de la comunidad muy alta, y una resiliencia muy elevada.

ABSTRACT

Fishing gear used by shrimp trawling lacks a selectivity that puts in doubt the effects that can have on the ecosystem. The Sinaloa state is the top producer of shrimp, resulting in reason why it's very important to know what type of effects can be causing the bycatch. In this work the reconstruction was made of the network of the benthic ecosystem of the Sinaloa south for period 1994-1997, using like instrument of trophic modeling the Ecopath's approach. The analysis showed that effects have in majority low and moderate changes in the structure and function of the ecosystem; with only significant changes in the primary production required to maintain to artisanal fishing, mainly of the demersal fishes Centropomidae, Sciaenidae and Ariidae. Although the industrial fishing generates the greater frequency of trophic cascade effects in the ecosystem, are stronger its negative impacts, but these are smaller to the trophic impacts between the biological groups. On the other hand, the ecosystem properties indicate that it has a state of development low, characterized by an entropy and community energetics very high, with very high resilience.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 El ecosistema

Los ecosistemas poseen una estructura y una función, la primera se refiere a los organismos y su ambiente (biocenosis y biotopo respectivamente), y la segunda, a su cometido de conservar la energía (Odum, 1985). La biocenosis constituye a los organismos, quienes tienen asociaciones principalmente alimentarias. El producto de estas relaciones tróficas se expresa en flujos de consumo con distintas vías en el ecosistema, además de los procesos metabólicos de respiración y excreción que ello implica. Otros flujos importantes del sistema son la exportación, representada por la migración natural y/o por la extracción de biomasa (pesca). Con la cuantificación de todos estos flujos de energía (expresados generalmente en biomasa), no sólo se obtienen los diagramas típicos de red trófica, sino también los indicadores de las propiedades de cada grupo y del mismo ecosistema, lo cual permite descripciones generales que conlleven al conocimiento de su probable sucesión.

El desarrollo de los ecosistemas, señalado como sucesión ecológica, involucra cambios en los flujos de energía (a causa de una serie o estadios serales), en el que una cantidad de esta, cada vez mayor, se destina al mantenimiento (respiración) conforme se acumulan biomasa y materia orgánica (Odum y Pinkerton, 1955). La sucesión descrita para distintos ecosistemas ha permitido comprender el proceso de desarrollo, generándose varias teorías de las cuales Odum (1985) enlistó como tendencias durante la sucesión. Algunas de estas propiedades se refieren a la energética del ecosistema; por ejemplo, la acumulación de biomasa y materia orgánica; otras se refieren a la estructura de especies y de la comunidad, por ejemplo, se incrementa la diversidad y la riqueza; y finalmente el concepto teórico de estabilidad, que se basa en el aumento en resistencia y disminución en elasticidad del ecosistema; por ejemplo, si hay un incremento en el número de conexiones de la comunidad, también debería darse uno en la estabilidad (MacArthur, 1955), ya que el número de vías que la energía tiene para transferirse por la red trófica es mayor *sensu* Odum (1953).

1.2 La pesquería de camarón

El recurso camarón se ha aprovechado desde la época prehispánica, iniciando como pesquería a partir de 1938. Es considerada la más importante del país, siendo Sinaloa el principal productor, con especies de camarón café, azul, cristal y blanco. En décadas pasadas, esta entidad contaba con el 40% de las embarcaciones del Pacífico mexicano. La flota industrial consiste de embarcaciones mayores, superiores a 10 toneladas de registro bruto, equipadas con dos redes de arrastre y excluidores de tortugas, con una tripulación máxima de 6 pescadores, que operan en altamar entre septiembre y marzo (INP, 2000; SAGARPA, 2002; INP, 2003).

La pesca de camarón se aprovecha al máximo, realizándose sobre los distintos estadios de vida de éste recurso, ya que son capturados desde adultos por la flota industrial en altamar, hasta juveniles por la pesca artesanal en bahías, esteros y lagunas costeras, considerando también sus estadios larvarios. Por ello, el esfuerzo pesquero que se aplica es diverso, y está basado principalmente en embarcaciones menores con motores fuera de borda, equipadas con atarrayas o redes agalleras, que operan hasta tres pescadores. (INP, 2000, 2004). La pesquería en conjunto se encuentra aprovechada al máximo sustentable, en la región de Sinaloa y Nayarit, el camarón café se encuentra aprovechado al máximo, con síntomas de deterioro, mientras que el estatus para el camarón blanco y azul es en deterioro (INP, 2004).

1.3 El problema de la pesca

En el mundo existe una preocupación respecto al incremento desmedido entre la población humana y la producción de alimento. Algunos mecanismos que el hombre ha buscado para contrarrestar esto, y tener una seguridad alimentaria a futuro, es tratando de controlar el crecimiento y maximizando la producción de alimentos, como el caso de China, que por ejemplo, tiene un control natal de la población y un fuerte avance en su producción acuícola. Sin embargo, es necesario remarcar que la mayor producción acuática en el mundo, la proveen los ecosistemas marinos a través de la pesca, teniendo un aporte mayor al 70%, de acuerdo con las estadísticas de la Organización para la Agricultura y la Alimentación (FAO) (FAO, 2004).

Se sabe que las pesquerías son de gran importancia económica y social para la humanidad, ya que, además de proveer alimentos, generan divisas y empleos que contribuyen al desarrollo de los países. Sin embargo, sus niveles excesivos de captura en relación con la reserva y capacidad de regeneración de los recursos que aprovecha, es uno de los problemas que se enfrenta a nivel mundial. Éste fenómeno denominado sobrepesca, que de acuerdo con Pauly (2000) se ha favorecido desde la creación de embarcaciones arrastreras durante la Revolución Industrial, se debe en parte a la demanda excesiva y los subsidios gubernamentales en muchos países sin importar su nivel de desarrollo, por ejemplo México, Canadá y Estados Unidos (Snyder-Conn y Brusca, 1977; Pauly y Watson, 2003; Brusca *et al.*, 2005). Algunos autores han sugerido que la sobrepesca ha provocado el colapso de los ecosistemas costeros (Jackson *et al.*, 2001), y con ello, el decline de las poblaciones, que según la FAO, el número de sobreexplotadas y agotadas crece, contrario a las que ofrecen potencial de expansión (FAO, 2004; INP, 2004). Con todo esto, la preocupación por la explotación de los ecosistemas, fue tema principal en una de las convenciones adoptadas en 1958 por la Conferencia sobre el Derecho del Mar, que trata sobre la pesca y conservación de los recursos vivos de alta mar.

En 1973, la Organización de las Naciones Unidas (ONU), reunió a los Estados para la firma durante su tercera Conferencia sobre el Derecho del Mar, terminando su trabajo nueve años después, con la Convención sobre el Derecho del Mar, en donde se responsabiliza a los Estados en la administración y conservación de sus recursos biológicos, enunciando que los Estados Ribereños “tendrán en cuenta los efectos sobre las especies asociadas con las especies capturadas o dependientes de ellas, con miras a preservar o restablecer las poblaciones de tales especies asociadas o dependientes por encima de los niveles en que su reproducción pueda verse gravemente amenazada” (Artículo 61.4 de la Convención de la ONU sobre el Derecho del Mar).

La Declaración de Reykjavik sobre la Pesca Responsable en el Ecosistema Marino (2001), menciona la necesidad de fortalecer y sostener la capacidad de ordenación responsable y sostenible en el ecosistema marino, manifestando que la FAO y otras organizaciones competentes, deben cooperar especialmente con los

países en desarrollo en el asesoramiento técnico e información sobre regímenes eficaces de ordenación. En el 25^{vo} período de sesiones del Comité de Pesca de la FAO (COFI) (2003), declaró que el enfoque de la pesca basado en el ecosistema constituía una ampliación de la ordenación pesquera convencional tal como se contemplaba en el Código de Conducta para la Pesca Responsable.

Con la Declaración de Reykjavik sobre la Pesca Responsable en el Ecosistema Marino, y las decisiones en el Convenio sobre la Diversidad Biológica, la Asamblea General de la ONU en su 58 periodo de sesiones, incita a los Estados a que apliquen a más tardar del 2010, el enfoque de la pesca basado en los ecosistemas, además los alienta a que examinen las medidas de la FAO, para la aplicación de consideraciones relativas a los ecosistemas en la ordenación de la pesca, y señala la importancia que para ese enfoque tienen las disposiciones pertinentes del Acuerdo sobre la aplicación de las disposiciones de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, relativas a la conservación y ordenación de las poblaciones de peces transzonales y las poblaciones de peces altamente migratorios, y del acuerdo sobre el Código de Conducta para la Pesca Responsable.

1.4 Manejo a nivel de ecosistema

El enfoque de Manejo Basado en el ecosistema (EJF, 2005), tiene el apoyo de muchos ecólogos marinos, quienes durante largo tiempo, han dudado de la lógica del enfoque tradicional del manejo de pesquerías basado en stocks objetivo (McQuaid, 1997). A largo plazo, tal visión puede ayudar a prevenir el decline de los rendimientos y el colapso de los stocks; dicha adaptación requiere la reevaluación de las leyes y prácticas actuales de pesca, además del apoyo gubernamental de las naciones e instituciones internacionales (EJF, 2003). El enfoque ecosistémico a largo plazo podría permitir la recuperación de las especies agotadas, siendo uno de los enfoques mejor desarrollados, los modelos dinámicos de niveles tróficos (Ecopath y Ecosim), los cuales al ser aplicados proveen información pertinente y útil para los objetivos y estrategias de ordenación pesquera (Cochrane, 2005a).

Las pesquerías de arrastre enfrentan un grave problema de selectividad con sus artes de pesca, lo que podría impactar la seguridad alimentaria y los empleos en

países en desarrollo, afectando a las pesquerías artesanales y a las comunidades que soporta (FAO, 2001; EJF, 2005). La red de arrastre de camarón tiene sobre el ecosistema un efecto mayor que el resto de las artes de pesca usadas en el mundo, considerando la baja selección de tallas, de especies y los efectos sobre el hábitat (Cochrane, 2005b). Un ejemplo de ello, es la flota industrial de Sinaloa, la cual llega a descartar más del 90% de los peces capturados incidentalmente, regresándolos al mar en su mayoría muertos y frecuentemente con tallas menores a 25 cm (Rodríguez-Cagica, 1996). Éste bajo nivel de sobrevivencia en los descartes se ha observado en las regiones tropicales (Hill y Wassenberg, 2000), lo que posiblemente esté ocasionando un efecto indirecto de sobrepesca a otras pesquerías, además de la disminución de tallas en las capturas artesanales.

La pesca de camarones en Sinaloa captura incidentalmente una gran diversidad de especies que no son objetivo de pesca; esta ha sido llamada pesca acompañante o secundaria, fauna complementaria o de acompañamiento, morralla, basura, güano, etc., y está compuesta principalmente por peces, crustáceos, moluscos, esponjas y equinodermos, de los cuales se desconoce sus relaciones en el ecosistema (Chávez y Arvizu, 1972; Chapa-Saldaña, 1976; Rosales Juárez, 1976; Pérez-Mellado *et al.*, 1983; Hendrickx *et al.*, 1984; van der Heiden, 1985; Valenzuela-Tanori *et al.*, 1988; Plascencia-González, 1993; Rodríguez-Cagica, 1996).

Para efecto del uso sustentable de los recursos acuáticos vivos, se ha reconocido que es conveniente conocer la estructura y función del ecosistema, en particular la estructura trófica y los flujos de biomasa a través de la interacción de los grupos predominantes (Christensen y Pauly, 1995; Christensen, 1996; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Pauly y Christensen, 2002). En México, Sinaloa ocupa primer lugar en las capturas de camarón, por lo que el estudio de la comunidad bentónica que está siendo explotada representa una fuente importante de información para que, a través de modelos de ecosistemas tipo Ecopath, pueda conocerse, además de la estructura y función del ecosistema, el impacto que la mortalidad causada por la pesca de arrastre (como captura incidental) pudiera tener sobre la productividad y sostenibilidad de los recursos.

2. ANTECEDENTES

2.1 Aspectos ecológicos

Hay muchos estudios que describen la fauna marina de Sinaloa, la mayoría surgen principalmente de arrastres camaroneros y de campañas oceanográficas. Sin embargo, es difícil tener una visión ecosistémica al tratar de analizar separadamente éste mundo de información acumulada a través del tiempo. Por ello, la posibilidad de interpretarla a partir de modelos matemáticos derivados de teorías generales, resultada de gran ayuda ante mucha de la información disponible. El estudio de las redes tróficas en las costas de Sinaloa es escaso. Algunos que abordan el tema sin tener al menos una descripción detallada de la estructura y flujos del ecosistema, que permitan posteriormente probar supuestos de la teoría de controles (Walters *et al.*, 2000), conlleva a afirmaciones de poco sustento, como por ejemplo, aseverar el dominio de los cocodrilos en la cadena trófica de un estero (Navarro-Serment, 2002).

Los estudios realizados en Sinaloa se basan principalmente en la distribución, abundancia, hábitos alimentarios, edad y crecimiento de las especies. Sin embargo, con estos trabajos es posible conocer a través de los modelos tróficos (como Ecopath), la estructura y funcionamiento del ecosistema en cuestión.

Un aspecto ecológico importante en la plataforma de Sinaloa, es que muchos peces y crustáceos que viven ahí utilizan los sistemas lagunares para alimentarse, criarse y protegerse del ambiente marino. Un estudio sobre las comunidades ícticas en el sur de Sinaloa revela que el 33% de las especies en la plataforma, entre los 27 y 78 m de profundidad, se encuentran también en aguas costeras adyacentes, tales como los esteros El Verde, El Sábalo, y Urías en Mazatlán, y los sistemas lagunares Teacapán-Agua Brava y Huizache-Caimanero (Plascencia-González, 1993). De acuerdo con Zetina-Rejón *et al.* (2003) y Edwards (1978), en Huizache-Caimanero predominan los niveles tróficos inferiores debido a las poblaciones ícticas juveniles que ahí se encuentran; siendo además un importante exportador de energía cuando muchos de estos peces inician sus movimientos migratorios al alcanzar la madurez.

Por otra parte, la estabilidad en el ecosistema Huizache-Caimanero se debe en gran parte al detritus, el cual actúa como grupo regulador que amortigua los impactos tróficos en la comunidad, favoreciendo que los flujos de la parte inferior regulen los

procesos de la superior en la red trófica (control de abajo hacia arriba “bottom-up”) (Carpenter *et al.*, 1985), gracias a la alta disponibilidad del detritus como fuente de energía primaria (Zetina-Rejón *et al.*, 2003). En éste sentido Pérez-España y Arreguín-Sánchez (1999) demuestran la estrecha relación de la estabilidad del sistema con la capacidad de utilización del detritus.

Los estudios en otras regiones de México indican que el Alto Golfo de California y el sistema “laguna-plataforma” de Veracruz, son los ecosistemas marinos más productivos con más $7,000 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (Lercari-Bernier, 2006; Cruz-Escalona, 2005). Estos sistemas al igual que la plataforma de Sonora y las costas de Jalisco y Colima (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Galván-Piña, 2005), poseen una resiliencia alta que les permite tener buen nivel de recuperación ante perturbaciones. Además cuentan en promedio con una eficiencia de transferencia por encima del diezmo ecológico (Lindeman, 1942) y una ascendencia relativa que señala bajo grado de organización.

2.2 La captura incidental

La ubicación del Golfo de California dentro de la región tropical, ocasiona que la flota camaronera tenga una elevada tasa de descarte sobre un ecosistema de alta diversidad. En la región sur del golfo, la macrofauna acuática descrita es de 3,113 especies de invertebrados, 778 de peces, 165 de aves, 32 de mamíferos y 6 de reptiles (Brusca *et al.*, 2005). Por esta razón, la flota de Sinaloa operando en parte de esta región, llega a tener una proporción camarón:fauna asociada de 1:1.82 (Chapa-Saldaña, 1976) a 1:34.6 (Hendrickx *et al.*, 1984), estimándose un promedio de 1:12.7 (Chávez y Arvizu, 1972; Chapa-Saldaña, 1976; Rosales-Juárez, 1976; Hendrickx *et al.*, 1984; Valenzuela-Tanori, 1988; Rodríguez-Cagica, 1996).

Los peces y crustáceos son los grupos más abundantes en las capturas incidentales, seguido principalmente de otros invertebrados como los moluscos, equinodermos, esponjas y poliquetos (Chávez y Arvizu, 1972; Chapa-Saldaña, 1976; Rosales-Juárez, 1976; Hendrickx, 1985; Valenzuela-Tanori, 1988; Plascencia-González, 1993; Rodríguez-Cagica, 1996). El mayor número de especies incidentes en las capturas de camarón es de alrededor de 220, las cuales han sido reportadas entre los periodos 1964-1965 y 1979-1981 (Rosales-Juárez, 1976; Rodríguez-

Cagica, 1996), a diferencia de las registradas en otros trabajos para la misma zona (Ramírez-Hernández *et al.*, 1965; Castro-Aguirre *et al.*, 1970; Chávez y Arvizu, 1972; Paul y Hendrickx, 1980; Pérez-Mellado, 1980; Hendrickx *et al.*, 1984; Pérez-Mellado y Findley, 1985; van der Heiden, 1985; Valenzuela-Tanori, 1988; y Plascencia-González, 1993).

El estudio de Plascencia-González (1993) sobre peces en el sur de Sinaloa, muestra 101 especies capturadas con red de arrastre camaronera; estas pertenecen a 42 familias, de las cuales Paralicthyidae, Triglidae, Serranidae, Muraenidae, Bothidae, Synodontidae, Batrachoididae, Haemulidae, Sciaenidae, Scorpaenidae, Carangidae, Gerreidae y Rhinobatidae son las más abundantes en peso. Además, define como elementos consistentes (especies capturadas durante todo el estudio) a 23 especies de las familias Cynoglossidae, Gobiidae, Stromateidae, Tetraodontidae, y las anteriormente mencionadas, con excepción de Sciaenidae, Carangidae, Gerreidae y Rhinobatidae. En dicho estudio, se determina un esquema de zonación ictiofaunística para la plataforma, indicando un piso somero con la mayor riqueza específica (de 27-45 m de profundidad), un piso intermedio con la mayor abundancia según la captura en número y peso fresco (de 61-78 m), y un piso profundo y pobre (104-117 m) representado sólo por Sciaenidae.

Rodríguez-Cagica (1996) reportó para 1979 y 1981, 130 especies ícticas capturadas incidentalmente por la flota camaronera frente a las costas de Sinaloa. Las familias más abundantes en peso fueron Sciaenidae, Gerreidae, Bothidae, Haemulidae, Triglidae y Serranidae, las cuales representaron más del 50% en peso de las 62 familias. Las de mayor riqueza específica fueron Bothidae, Carangidae, Sciaenidae y Serranidae. Según el autor, la ictiofauna capturada está representada por especies pelágicas y demersales. Las primeras fueron capturadas al subir y bajar el arte de pesca, también cuando se pescaba en aguas someras (4 a 10 brazas), estas se representan por las familias Clupeidae, Engraulidae, Carangidae, Mugilidae, Sphyraenidae, Scombridae y, ocasionalmente, Sphyrnidae (juveniles de tiburón martillo *Sphyrna lewini*). Con respecto a las especies demersales, se encuentran ampliamente distribuidas en todo el estrato batimétrico y pasan la mayor parte del tiempo en contacto directo con el fondo. Incluyen a representantes de las familias

Rajidae, Lophiidae, Ogocephalidae, Pleuronectidae, Muraenidae y otros anguiliformes; además a Synodontidae, Ariidae, Batrachoididae, Antennaridae, Scorpaenidae y otros pisciformes. De las especies que tienen una relación trófica con el fondo y se encuentran particularmente en aguas someras (4 a 20 brazas) están Serranidae, Gerreidae, Haemulidae, Sciaenidae, Fistularidae, Hippocampidae, Balistidae y Tetraodontidae.

El estudio de Manjarrez-Acosta (2001) para el sur de Sinaloa, indica que las familias ícticas que se encuentran durante todo el año y que son componentes típicos de la estructura de las comunidades ictiofaunísticas son, Serranidae, Triglidae, Gerreidae, Paralichthyidae, Synodontidae, Mullidae y Haemulidae, coincidiendo con Martínez-Tovar *et al.* (2004), quien reporta que *Synodus scituliceps*, *Pomadasys panamensis* y *Orthopristis chalceus* son las especies más abundantes de Synodontidae y Haemulidae.

Los altos niveles de captura incidental pueden causar reducciones en la biomasa y podrían alterar la estructura ecológica y diversidad de los océanos (Hall *et al.*, 2000). Además, se ha mencionado que la pesca de camarón tiene impactos importantes sobre la biodiversidad (Pauly, 1995; Pauly y Christensen, 1995; Christensen, 1998; Pitcher *et al.*, 2000; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), llegándose a aseverar que en el Golfo de California la pérdida de biodiversidad se debe a tal actividad (Avilés, 2003). Esto posiblemente sucede si se considera que dentro del Golfo de California, la flota camaronera barre por temporada entre 6.6 y 9.3 veces un área de 50,000 km², que es donde se concentra el camarón (Rodríguez-Cagica, 1996), o que sólo la flota de Mazatlán arrastra al menos 5 veces el área disponible entre Nayarit y Sinaloa (Madrid-Vera *et al.*, 2004).

En una comparación de las especies capturadas por la flota camaronera en distintas temporadas en Sinaloa, sólo el 31% de las especies fueron comunes en ambos estudios, infiriéndose que la intensa presión pesquera sobre el camarón en las costas de Sinaloa ha propiciado la desaparición de numerosas especies y su sustitución por otras dentro del área de pesca (Rodríguez-Cagica, 1996). Sin embargo, parte de las diferencias faunísticas encontradas, pueden ser debidas a cambios en la nomenclatura científica *sensu* Rodríguez-Cagica (1996), pero tal vez,

más importante a diferencias locales (a nivel de hábitat) entre las zonas comparadas (Arreguín-Sánchez com. pers.). Reafirmandose la importancia de realizar trabajos que evalúen el impacto que causa la flota camaronera en la plataforma continental, así como la incorporación de aspectos ecológicos al manejo del recurso camarón *sensu* García-Juárez (2004).

3. HIPÓTESIS

La captura incidental de la pesca de arrastre de camarón tiene un impacto significativamente negativo sobre la estructura, función y productividad del ecosistema de la plataforma continental del sur Sinaloa.

4. OBJETIVOS

El objetivo general es estimar el impacto de la captura incidental de la pesquería de camarón en la estructura, función, organización y productividad del ecosistema de la plataforma continental del sur de Sinaloa. Teniendo como objetivos específicos:

- a) Estimar las propiedades del ecosistema mediante el modelo trófico Ecopath.
- b) Evaluar el efecto de la captura incidental a través de los cambios en los atributos del ecosistema.

5. ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio se localiza en la plataforma continental del sur de Sinaloa, de la boca del río San Lorenzo (107°27' O y 24°10' N) hasta la boca de Teacapán (105°50'O y 22°22'N), con profundidades entre los 20 y 140 metros, cubriendo una extensión aproximada de 6,250 km² (Figura 5.). La plataforma frente a San Lorenzo es de 50 km aproximados, con una pendiente suave hasta los 100 m de profundidad, y con variaciones de un metro de profundidad por 280 metros de longitud (1:280) a 1:400 m; hacia el sur de éste río, la plataforma tiene un mínimo de 25 km. En la parte central, entre el río Quelite y Mazatlán, la pendiente es más pronunciada y varía entre 1:58 y 1:291 m. En cuanto al sur, en los límites con Nayarit, la amplitud de la plataforma es de casi 70 km, con una pendiente muy suave que fluctúa entre 1:260 y 1:742 metros (López-Aviles, 1986).

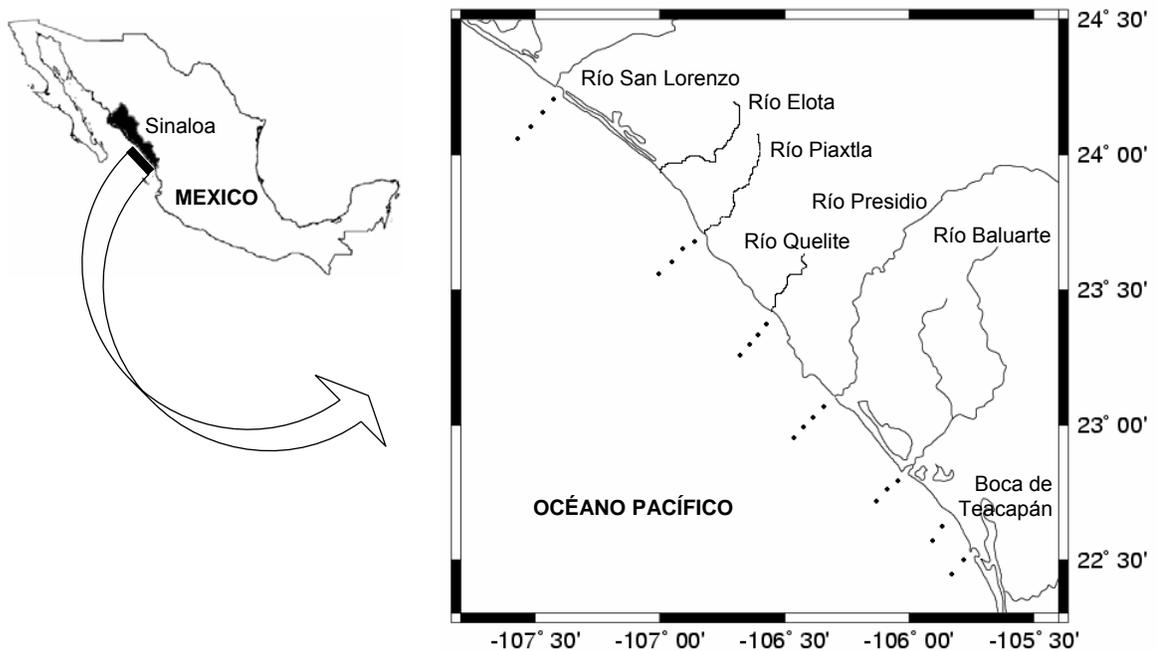


Figura 5. Área de estudio en la plataforma continental del sur de Sinaloa. Se muestran las estaciones de muestreo de donde proviene la información de los arrastres de camarón.

El sustrato marino de la plataforma se caracteriza por nueve grupos texturales, siendo los predominantes el limo-arcilloso y la arcilla-limosa; la distribución de estos sedimentos es paralela a la costa; la mayoría de los materiales son relictos,

relacionados con la sedimentación de las fluctuaciones del nivel marino, aportados por la cuenca fluvial (López-Aviles, 1986).

Las principales cuencas exorreicas conectadas en la plataforma son el río San Lorenzo, Elota, Piaxtla, y Presidio (INP, 2004). El escurrimiento promedio anual de estos ríos (4.5 km³) es muy bajo comparado con los aportes del Papaloapan, Grijalva y Coatzacoalcos (94.5 km³) en el Golfo de México (INEGI, 2005). La temperatura del agua en la plataforma varía menos hacia el fondo, en donde la concentración de oxígeno es mínima y de poca variación comparada con la parte somera e intermedia; la salinidad fluctúa poco en el fondo, considerándose biológicamente una variación poco significativa, la cual permite la presencia de la ictiofauna demersal (Hendrickx *et al.*, 1984; Plascencia-González, 1993).

Los principales ecosistemas lagunares costeros son el sistema Majahual, Altata-Pabellón, Huizache-Caimanero y El Verde; estos cubren aproximadamente un área de 57,147 hectáreas. El sistema Majahual está formado por lagunas y esteros que tienen una comunicación permanente con el mar a través de la Boca de Teacapán, sus principales afluentes son los ríos Acaponeta y Cañas. El sistema Altata-Pabellón está formado por la Laguna Ensenada Pabellón y la Bahía de Altata con profundidades promedio de 1.5 y 5 m respectivamente, interactúa por medio de una boca central con el Océano Pacífico, su principal afluente es el Río Culiacán. El sistema Huizache-Caimanero se comunica indirecta e intermitentemente con el mar, a través del Estero del Ostial, sus afluentes son los Ríos Presidio y Baluarte. Durante la época de sequía, la superficie de éste sistema puede reducirse hasta un 63%. Por último, el estero El Verde con sólo 47 hectáreas y una profundidad promedio de 1.7 m posee un área relativamente menor a los sistemas anteriores, su afluente es el Río Quelite, y la boca de éste le permite una conexión al mar entre agosto y octubre solamente. Los usos principales de estos ecosistemas son la pesca, acuacultura, agricultura, forestal y pastizal (INP, 2004; Galindo-Reyes, 1981).

En el sur de Sinaloa los vientos soplan paralelos a la costa a finales de invierno e inicios de primavera (vientos del noroeste), lo cual provoca que una capa de agua superficial de algunas decenas de metros de espesor se mueva hacia mar abierto, permitiendo el afloramiento de agua subsuperficial rica en nutrientes que puede

acelerar la producción de fitoplancton (Peraza-Vizcarra, 2005). Las surgencias también pueden ser favorecidas por bancos rocosos ubicados frente a las costas de Sinaloa, los cuales cubren un área de 64 km², localizándose el mayor (39 km²) frente a Teacapán. Estos bancos desvían las corrientes causando afloramientos de aguas profundas y ricas en nutrientes que fertilizan las aguas de la zona fótica, donde se desarrolla abundantemente la trama trófica (Anónimo, 1977).

6. MATERIALES Y MÉTODOS

6.1 Origen de los datos

Los datos para la construcción del modelo del ecosistema bentónico provienen principalmente de 148 lances con red de arrastre tipo camaronera, efectuados en la plataforma continental del sur de Sinaloa durante el periodo de septiembre de 1994 a enero de 1997, en los cruceros BIOCAPESS 7, 8, 9, 10, 11, 13, 14 del B/O “El Puma” de la Universidad Nacional Autónoma de México (Figura 1). En la información correspondiente a la captura de peces se consideró la abundancia relativa de especies reportadas en la misma zona y periodo de estudio por Manjarrez-Acosta (2001). Finalmente el modelo se complementó con datos sobre capturas, hábitos alimentarios, edad y crecimiento; publicados en tesis, revistas, dictámenes y estadísticas pesqueras de la zona y lugares aledaños.

6.2 Descripción del modelo Ecopath

El modelo se construyó con el paquete de programación “Ecopath with Ecosim” versión 5.1.0.17. Al principio, el enfoque Ecopath fue propuesto por Polovina (1984) para estimar la biomasa de varios elementos (especies o grupos de especies) de un ecosistema acuático. Posteriormente fue complementado por Christensen y Pauly (1992), incorporando enfoques de la teoría ecológica, principalmente aquellos propuestos por Ulanowicz (1986), para el análisis del flujo trófico entre los elementos de un ecosistema.

Las ecuaciones básicas del modelo Ecopath, permiten asumir que el sistema se encuentra en un estado de equilibrio, dado por un balance de energía en cada grupo del sistema (entradas=salidas), expresado como,

$$Q = P + R + U \dots \text{(Ecuación 1)}$$

donde Q , es el consumo; P , es la producción; R , la respiración; y U , el alimento no asimilado. En esta ecuación puede estimarse R , si se obtienen los demás flujos. Por otra parte, la producción de cada grupo se expresa como,

$$P_i = Y_i + B_i M2_i + E_i + BA_i + P_i(1 - EE_i) \dots \text{(Ecuación 2)}$$

donde P_i , es la tasa de producción total del grupo (i); Y_i , es la tasa de captura total de la pesquería de i; B_i , es la biomasa de i; BA_i , es la tasa de biomasa acumulada de i;

E_i , es la tasa de migración neta de i (=emigración-inmigración); EE_i , es la eficiencia ecotrófica de i , y se refiere a la producción utilizada en el sistema; $M2_i$, es la tasa de depredación total de i , esta sirve para establecer conexiones de depredador-presa, expresadas como,

$$M2_i = \sum_{j=1}^n B_j \frac{Q_j}{B_j} DC_{ji} \dots\dots(\text{Ecuación 3})$$

donde B_j , es la biomasa del grupo (j); $(Q/B)_j$ es la proporción de consumo/biomasa de j ; y DC_{ji} , es la fracción de la presa (i) en la dieta promedio del depredador (j).

Finalmente, la ecuación 2 se re-expresa en una serie de ecuaciones lineales que representan a cada uno de los grupos funcionales del ecosistema. Estos procesos se representan cuantitativamente como,

$$B_i \left(\frac{P}{B} \right)_i EE_i = \sum_{j=1}^n B_j \left(\frac{Q}{B} \right)_j DC_{ji} + Y_i + E_i + BA_i \dots\dots(\text{Ecuación 4})$$

donde $(P/B)_i$, es la proporción de producción/biomasa del grupo (i); $(Q/B)_i$, es la proporción de consumo/biomasa de i ; B_i , E_i , Y_i , BA_i , (se explica en la ecuación 2); DC_{ji} y B_j (ver ecuación 3); y EE_i , es la eficiencia ecotrófica y describe la proporción de la producción utilizada en el sistema expresada como,

$$EE_i = \frac{Y_i + E_i + BA_i + M2_i B_i}{P_i} \dots\dots(\text{Ecuación 5})$$

La eficiencia de conversión alimenticia $(GE)_i$ es equivalente al cociente de las proporciones $(P/B)_i$ y $(Q/B)_i$ mencionadas en la ecuación 4, y se expresa,

$$GE_i = \left(\frac{P}{Q} \right)_i \dots\dots(\text{Ecuación 6})$$

Al considerar un sistema de ecuaciones de balance de masas, si se desconoce la biomasa de algún grupo (o algún otro parámetro), Ecopath puede estimarla siempre y cuando se cuente con el resto de los parámetros de entrada, las restricciones son que el grupo en cuestión debe tener al menos dos grupos presa, y el canibalismo no debe exceder a la mortalidad por depredación, de lo contrario la siguiente ecuación no tendría solución, o simplemente estimaría un valor de biomasa negativo (Christensen *et al.*, 2005),

$$B_i = \frac{Y_i + NM_i + BA_i + PartM2_i}{\left(\frac{P}{B}\right)_i EE_i - \left(\frac{Q}{B}\right)_i DC_{ij}} \dots\dots(\text{Ecuación 7})$$

donde NM_i , es la migración neta ($=E_i$ de la ecuación 2); y $PartM2_i$ es la mortalidad por depredación parcial. El resto de los parámetros se mencionaron anteriormente.

6.3 Componentes del ecosistema

Considerando la importancia comercial y ecológica de los organismos capturados incidentalmente en los arrastres, el modelo se basó en 37 grupos funcionales, representado mayormente por los peces, y seguido de los crustáceos, moluscos y otros invertebrados (Tabla 6.3). Se consideraron 13 grupos funcionales de interés comercial tomando en cuenta que estos aparecen en los registros de captura a cargo de la Comisión Nacional de Pesca, obteniéndose 8 familias de peces, 3 grupos de crustáceos y 2 grupos de moluscos. Los grupos restantes se escogieron de acuerdo al criterio ecológico, seleccionándose aquellos de mayor abundancia en peso, o que tienen una importancia en la dieta de otros grupos, como son Bivalvia, Macrofitas, Zooplancton, Fitoplancton y Detritus.

Tabla 6.3. Estructura de la captura incidental representada por la abundancia relativa de peces y otros grupos en el sur de Sinaloa, México. Captura por unidad de esfuerzo en peso húmedo ($t \cdot km^{-2} \cdot lance^{-1}$).

Grupo funcional / CPUE					
Peces:		8. Scorp./Triglidae	0.0971	Sphyraenidae	0.0385
		Scorpaenidae	0.0147	<i>Sphyraena ensis</i>	0.0385
1. Sciaenidae	0.3233	<i>Pontinus sierra</i>	0.0108	Batrachoididae	0.0320
<i>Menticirrhus nasus</i>	0.0843	<i>Scorpaena russula</i>	0.0038	<i>Porichthys analis</i>	0.0320
<i>Micropogonias ectenes</i>	0.0541	Triglidae	0.0824	Brotulidae	0.0167
<i>Larimus argenteus</i>	0.0455	<i>Prionotus stephanophrys</i>	0.0534	<i>Brotula clarkae</i>	0.0167
<i>Cynoscion stoltzmanni</i>	0.0332	<i>Bellator loxias</i>	0.0185	Ephippidae	0.0120
<i>Cynoscion reticulatus</i>	0.0254	<i>Prionotus ruscarius</i>	0.0001	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	0.0120
<i>Larimus acclivis</i>	0.0241	9. Centropomidae	0.0691	Cynoglossidae	0.0074
<i>Umbrina xanti</i>	0.0198	<i>Centropomus robalito</i>	0.0691	<i>Symphurus elongatus</i>	0.0074
<i>Cynoscion xanthulus</i>	0.0178	10. Rajiformes	0.0634	Balistidae	0.0071
<i>Stellifer illecebrosus</i>	0.0094	Rhinobatidae	0.0370	<i>Balistes polylepis</i>	0.0071
<i>Ophioscion imiceps</i>	0.0069	<i>Rhinobatos glaucostigma</i>	0.0370	Ophichthidae	0.0055
<i>Cynoscion spp.</i>	0.0025	Urolophidae	0.0264	<i>Ophichthus zophochir</i>	0.0055
<i>Stellifer furthii</i>	0.0003	<i>Urotrygon munda</i>	0.0153	Malacanthidae	0.0044
2. Haemulidae	0.2431	<i>Urotrygon chilensis</i>	0.0111	<i>Caulolatilus affinnis</i>	0.0044
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.0998	11. Carangidae	0.0582	Priacanthidae	0.0028
<i>Pomadasys panamensis</i>	0.0833	<i>Chloroscombrus orqueta</i>	0.0423	<i>Pristigenys serrula</i>	0.0028
<i>Orthopristis spp.</i>	0.0397	<i>Selene peruviana</i>	0.0132	Ogcocephalidae	0.0026
<i>Orthopristis chalceus</i>	0.0164	<i>Selar crumenophthalmus</i>	0.0014	<i>Zalieutes elater</i>	0.0026
<i>Conodon serrifer</i>	0.0019	<i>Selene brevoorti</i>	0.0014	Lophiidae	0.0022
<i>Pomadasys spp.</i>	0.0015	12. Ariidae	0.0275	<i>Lophiodes caulinaris</i>	0.0022
<i>Pomadasys bayanus</i>	0.0005	<i>Arius seemanni</i>	0.0214	Atenaridae	0.0019
3. Poly./Mullidae	0.2070	<i>Bagre panamensis</i>	0.0037	<i>Antennarius avalonis</i>	0.0019
Polynemidae	0.1096	<i>Bagre spp.</i>	0.0023	Trichiuridae	0.0018
<i>Polydactylus approximans</i>	0.1060	13. Clupeidae	0.0196	<i>Trichiurus lepturus</i>	0.0018
<i>Polydactylus opercularis</i>	0.0036	Clupeidae	0.0143	Apogonidae	0.0016
Mullidae	0.0974	<i>Lile stolifera</i>	0.0124	<i>Apogon retrosella</i>	0.0016
<i>Mulloidichthys dentatus</i>	0.0928	<i>Ophistonema libertate</i>	0.0019	Pristigasteridae	0.0011
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.0046	Engraulidae	0.0053	<i>Pliosteostoma lutipinnis</i>	0.0011
4. Synodontidae	0.1873	<i>Anchoa lucida</i>	0.0053	Nematistiidae	0.0008
<i>Synodus scituliceps</i>	0.1873	14. Scombridae	0.0180	<i>Nematistius pectoralis</i>	0.0008
5. Gerreidae	0.1729	<i>Scomberomorus sierra</i>	0.0114	Muraenidae	0.0008
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.1488	<i>Scomber japonicus</i>	0.0066	<i>Muraena lentiginosa</i>	0.0008
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.0241	15. Tetraodontidae	0.0148		
6. Serranidae	0.1673	<i>Sphoeroides lobatus</i>	0.0084		
<i>Diplectrum pacificum</i>	0.1640	<i>Sphoeroides annulatus</i>	0.0054	Otros grupos:	
<i>Diplectrum maximun</i>	0.0019	<i>Sphoeroides spp.</i>	0.0011	20. Portunidae	0.4207
<i>Epinephelus acanthistius</i>	0.0011	16. Lutjanidae	0.0138	21. Penaeidae	0.2970
<i>Hemanthias peruanus</i>	0.0003	<i>Lutjanus guttatus</i>	0.0125	22. Echinodermata	0.2061
7. Pleuronectiformes	0.1276	<i>Lutjanus colorado</i>	0.0008	23. Otros macrocrustáceos	0.0702
Bothidae	0.1037	<i>Lutjanus argentiventris</i>	0.0005	24. Coelenterata	0.0482
<i>Bothus constellatus</i>	0.1037	17. Coryphaenidae	0.0054	25. Cephalopoda	0.0482
Paralichthyidae	0.0192	<i>Coryphaena hippurus</i>	0.0054	26. Stomatopoda	0.0140
<i>Etropus crossotus</i>	0.0139	18. Mugilidae	0.0005	27. Cheloniidae	0.0064
<i>Paralichthys spp.</i>	0.0030	<i>Mugil cephalus</i>	0.0005	28. Porifera	0.0061
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.0023	19. Otros peces	0.2520	29. Gastropoda	0.0050
Achiridae	0.0047	Stromateidae	0.1128	30. Polychaeta	0.0013
<i>Achirus mazatlanus</i>	0.0045	<i>Peprilus medius</i>	0.0846	31. Palinura	0.0001
<i>Achirus panamensis</i>	0.0002	<i>Peprilus snyderi</i>	0.0282		

6.4 Parámetros de entrada

Para estimar los parámetros de entrada requeridos por Ecopath se utilizó información sobre hábitos alimentarios, edad y crecimiento de cada grupo funcional para la zona de estudio. En algunos casos, debido a la falta de información para la zona, fue necesario completarla con datos de modelos publicados de las mismas especies o similares en otros ecosistemas.

6.4.1 Biomosas (B)

La biomasa de la mayoría de los grupos funcionales se estimó con los datos de cruceros, asumiendo que existe una relación entre la captura por unidad de esfuerzo (*CPUE*) y la abundancia del stock, se utilizaron los coeficientes de capturabilidad obtenidos con el modelo de Leslie y Davies (1939), expresado de la siguiente forma,

$$\frac{C_t}{f_t} = qN_t = qN_0 - qK_t \dots \dots (\text{Ecuación 8})$$

donde t , es un tiempo dado; $(C/f)_t$, es la *CPUE*; q (capturabilidad) y qN_0 , equivalen a la pendiente e intercepto de regresión lineal; K_t , es la captura acumulada; y N , es el tamaño de la población.

Otras estimaciones de biomasa se hicieron de la siguiente manera. Para los bivalvos (*Bivalvia*), aunque el peso de los especímenes encontrados en la captura incidental no fue registrado, se necesitó tener una estimación, ya que estos organismos son muy importantes en la dieta de varios grupos considerados en el modelo. Su biomasa se calculó con la obtenida para los gasterópodos (*Gastropoda*), asumiendo que entre estas existe una proporción de 2.46 a 1, de acuerdo con la relación que guardaron las capturas entre el bivalvo *Chione kellestii* ($1.6 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$) y el gasterópodo *Solenosteira gatesi* ($0.65 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$), que fueron las especies de moluscos más abundantes en el sur de Sinaloa durante 1984 (Hendrickx, 1985).

La biomasa de Zooplancton se obtuvo con el promedio anual en peso seco ($0.0643 \text{ g}\cdot\text{m}^{-3}$) reportado por Álvarez-Cadena (1985) para la bahía de Mazatlán, el factor de conversión a peso húmedo utilizado fue del 15%, propuesto por Jørgensen (1979) en varias estimaciones de zooplancton. La biomasa de Fitoplancton se basó en la concentración anual de Clorofila-*a* ($5.14 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$), reportada por Cruz-Martínez

(1995) para la bahía de Mazatlán. Las proporciones de Carbono/Clorofila-a (44.9), fitoplancton seco/Carbono (5.4) (Durbin y Durbin, 1998), y de peso húmedo/materia orgánica seca (5) (Parsons *et al.*, 1977), se sustituyeron en una sola expresión para obtener la biomasa de fitoplancton ($t \cdot Km^{-2}$) como:

$$B = 1.21[C/a]z \dots \dots \text{(Ecuación 9)}$$

donde $[C/a]$, es la concentración de clorofila-a (mg/m^3); y z , la profundidad eufótica (m). Las estimaciones de plancton fueron con un promedio de 20 m de profundidad. La biomasa del Detritus se calculó en el módulo Ecompire del programa Ecopath, con una producción primaria de $0.27 gC \cdot m^{-2} \cdot dia^{-1}$, reportada por Penié-Rodríguez *et al.* (2002) para el sur del Golfo de California. Con la producción primaria y las proporciones anteriores se obtuvo la producción de Fitoplancton anual. Para Macrofitas, la biomasa se obtuvo con el promedio de los valores reportados por Garza-Osuna (1999) para la bahía de Mazatlán. Por otra parte, para el grupo Aves se consideró la biomasa reportada en la plataforma continental de Sonora (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002).

6.4.2 Producción/biomasa (P/B)

Debido a que P/B es equivalente a la tasa instantánea de mortalidad total Z año⁻¹ en condiciones de equilibrio (Allen, 1971), los valores se calcularon por distintos métodos como valor de entrada para el modelo de balance de masas. Para los peces se emplearon tres de ellos, la mayoría dependiendo de la disponibilidad de información, y de las similitudes con otras estimaciones publicadas. El primero con el modelo de Beverton y Holt (1957), basado en tallas y parámetros de la ecuación de crecimiento de von Bertalanffy (ECVB) para obtener Z en la siguiente expresión,

$$Z = \frac{K(L_{\infty} - \bar{L})}{\bar{L} - L'} \dots \dots \text{(Ecuación 10)}$$

donde K (año⁻¹) y L_{∞} (cm) son respectivamente el coeficiente de crecimiento y longitud asintótica de ECVB; \bar{L} , es la longitud media en la población (cm); y L' , es la longitud media en la pesquería (cm). Los valores de L_{∞} no encontrados en la literatura, se estimaron con una longitud máxima, (L_{max}), obtenida con muestras de la zona de estudio, siguiendo la fórmula propuesta por Pauly (1983), expresada como,

$$L_{\infty} = \frac{L_{\max}}{0.95} \dots\dots(\text{Ecuación 11})$$

El segundo estimado de Z fue con el modelo de Hoenig (1983), expresado como,

$$\ln Z = 1.44 - 0.984 \ln t_{\max} \dots\dots(\text{Ecuación 12})$$

donde t_{\max} , es la edad máxima (o longevidad) que puede obtenerse de la siguiente manera utilizando el parámetro K de ECVB (Pauly, 1980),

$$t_{\max} = \frac{3}{K} \dots\dots(\text{Ecuación 13})$$

El tercer cálculo para P/B se hizo conociendo los valores de P/Q y Q/B , descritos en la ecuación 6. Para algunos grupos de crustáceos, P/B se obtuvo despejando el modelo de Rainer (1982), el cual originalmente depende de la biomasa y la longevidad (Ecuación 13), expresado de la siguiente manera,

$$P = \frac{B}{42} e^{5.25 - 0.726 \ln t_{\max}} \dots\dots(\text{Ecuación 14})$$

Para estimar P/B de grupos explotados como los camarones, se utilizó el modelo de captura de Baranov (1918) para conocer la mortalidad por pesca F ,

$$C_{a,y} = \frac{F_{a,y}}{F_{a,y} + M} B_{a,y} (1 - e^{-F_{a,y} - M}) \dots\dots(\text{Ecuación 15})$$

donde a,y es el grupo de una edad (a) en un año determinado (y); C , es la captura total obtenida de las estadísticas pesqueras (SEMARNAP, 1995, 1996, 1997); F , es la tasa de mortalidad por pesca; B , es el tamaño de la población expresado en biomasa; y M , es la tasa de mortalidad natural, la cual se estimó según Pauly (1984),

$$M = L_{\infty}^{-0.279} K^{0.65} T^{0.463} \dots\dots(\text{Ecuación 16})$$

donde L_{∞} y K , son parámetros de ECVB; y T , es la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) del hábitat. En el programa Microsoft Excel (2002), se efectuó una rutina de optimización no lineal usando el algoritmo de Newton con la herramienta de análisis Solver, considerando restricciones en F para ajustar la captura calculada (Ecuación 15) a la registrada. Las condiciones de solución para F , es que esta se resolvería dentro del límite $0 < F \leq 4$, reconociendo la mortalidad de pesca existente ($F > 0$) y considerando que varía entre 2.04 y 3.12 para *Farfantepenaeus californiensis*, especie que domina en la captura

de peneidos (Lluch-Belda, 1976; López-Martínez, 2000; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002).

6.4.3 Consumo/biomasa (Q/B)

Para los peces, los valores de Q/B se obtuvieron de tres ecuaciones diferentes. Para los grupos restantes, los valores se tomaron de la literatura (Tabla 7.1c). El mayor número de estimaciones de Q/B se hizo con la siguiente ecuación de Palomares y Pauly (1989),

$$\frac{Q}{B} = 3.06W_{\infty}^{-0.2018}Tc^{0.6121}A^{0.5156}3.53^{HD} \dots(\text{Ecuación 17})$$

donde W_{∞} , es el peso asintótico de ECVB; Tc , es la temperatura superficial promedio del mar ($^{\circ}C$); HD , se refiere al tipo de alimentación del pez, el cual puede tomar un valor de 0 para carnívoros, ó 1 para herbívoros y detritívoros; A (o Ar), es una variable morfométrica que expresa el aspecto radial de la aleta caudal del pez, de manera que,

$$Ar = \frac{h^2}{s} \dots(\text{Ecuación 18})$$

donde h y s , son la altura (cm) y superficie de la aleta caudal del pez (cm^2). Una segunda estimación de Q/B se hizo con la ecuación de Palomares y Pauly (1998), expresada como,

$$\log\left(\frac{Q}{B}\right) = 7.964 - 0.204\log W_{\infty} - 1.965T' + 0.083A + 0.532h + 0.398d \dots(\text{Ecuación 19})$$

donde W_{∞} , es el parámetro de ECVB; T' , es la temperatura promedio anual del cuerpo de agua equivalente a $1000^{\circ}K$; A , es la variable descrita en la ecuación 18; h y d , son variables falsas que describen el tipo de alimentación del pez, $h=1$ para herbívoros, $h=0$ para carnívoros y detritívoros, $d=1$ para detritívoros y $d=0$ para herbívoros y carnívoros. Otra estimación considerada para Q/B se hizo con la siguiente ecuación de Jarre *et al.* (1991), donde,

$$\log\left(\frac{Q}{B}\right) = 4.9 - 1309.1\frac{1}{T} + 0.4\log A + 0.3\log D - 0.1\log W_{\infty} - 0.5\log P \dots(\text{Ecuación 20})$$

donde T , es la temperatura promedio anual del cuerpo de agua en °K; A , es la variable de la ecuación 18; W_{∞} , es el parámetro de ECVB; D y P , son variables morfométricas del pez, D representa la proporción entre la longitud estándar y la máxima altura del cuerpo, y P , la proporción entre la altura del pedúnculo caudal y la máxima altura del cuerpo. Dichas variables se estimaron a partir de mediciones sobre imágenes publicadas de especies capturadas en la zona, utilizando para ello el programa Microsoft Paint versión 5.1 (Tabla 7.1c).

6.4.4 Dietas (DC)

La dieta de los grupos funcionales propuesta inicialmente para la construcción del modelo trófico de la plataforma sur de Sinaloa está detallada en una matriz (Tabla 6.4.4a) y sus referencias en la tabla 6.4.4b. En algunos casos las estimaciones se basaron en la dieta de la o las especies dominantes de cada grupo funcional, pero en otros fue imposible debido que no se cuenta con información para la especie en la zona, ni de lugares aledaños, tomándose la dieta de especies menos abundantes en la captura de las que si hay información. En otros casos, fue necesario considerar en la matriz de dietas, información perteneciente a otras especies de lugares aledaños, las cuales no se registraron en las capturas, pero pertenecen al taxón de los grupos considerados, y en escasas situaciones de especies de otras regiones.

Tabla 6.4.4a. Matriz de dietas propuesta inicialmente para la construcción del modelo del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Presa / Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Aves													0.0170
2 Sciaenidae				0.0189		0.0135		0.0045					
3 Haemulidae		0.0204	0.0064			0.0019		0.0137					
4 Centropomidae		0.0431			0.0110								
5 Lutjanidae			0.0111										
6 Pleuronectiformes		0.0107				0.0394						0.0199	
7 Scombridae								0.0146	0.0089		0.0087		
8 Coryphaenidae							0.0163	0.0054	0.0199				
9 Carangidae	0.1181	0.0075		0.0073			0.1688	0.0452					
10 Scorpaenidae/Triglidae					0.0020			0.0001	0.0004	0.0005			
11 Serranidae			0.0053					0.0015			0.0038		
12 Rajiformes		0.0010	0.0010				0.0050				0.0334	0.0050	
13 Ariidae							0.0090	0.0143	0.0185		0.0442		0.0244
14 Polynemidae/Mullidae					0.0052				0.0471				
15 Tetraodontidae					0.0142			0.0133	0.0099		0.0385		
16 Synodontidae							0.0896		0.0009				
17 Cheloniidae	0.0001				0.0001				0.0001		0.0001		0.0001
18 Gerreidae		0.0373		0.0601	0.0140			0.0048	0.0939		0.0921		
19 Clupeidae	0.3453	0.3361		0.1181	0.0983	0.0232	0.5692	0.0164	0.1915		0.0857		
20 Mugilidae		0.0431		0.1044				0.0367	0.0419				
21 Otros peces	0.1672	0.1000	0.1840	0.0115	0.0729	0.5814	0.0007	0.3359	0.0203	0.1737	0.0945	0.0235	0.4110
22 Coelenterata							0.1399						
23 Cephalopoda	0.1331				0.0068	0.0338	0.0015	0.4672			0.1445	0.0005	
24 Gastropoda			0.0658						0.0678		0.0065	0.0004	
25 Bivalvia			0.0540	0.0103	0.0086	0.0011			0.0488		0.0255	0.0079	0.0235
26 Echinodermata					0.1682						0.0009		0.0423
27 Porifera													
28 Palinura					0.0016								
29 Portunidae		0.0320	0.1995		0.0932			0.0006	0.0073		0.2421	0.0474	
30 Stomatopoda		0.0215	0.0822	0.0372	0.0895	0.1241		0.0215		0.2434	0.0009	0.2502	0.0523
31 Penaeidae		0.1172	0.0248	0.3320	0.1214	0.1096		0.0019	0.0554	0.2511	0.0502	0.2650	0.0316
32 Polychaeta		0.0512	0.1278	0.0236	0.0452	0.0005				0.0015	0.0400	0.1661	0.0514
33 Otros macrocrustáceos		0.1789	0.2285	0.2701	0.2339	0.0709		0.0024	0.1070	0.3211	0.0609	0.1647	0.2275
34 Zooplancton	0.2362		0.0033	0.0042	0.0098	0.0005			0.2395	0.0087	0.0113	0.0281	0.0190
35 Fitoplancton									0.0004				0.0714
36 Macrofitas			0.0062	0.0024	0.0040				0.0045		0.0161	0.0212	0.0285
37 Detritus									0.0159				

Tabla 6.4.4a. Continuación...

Presa / Depredador	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Aves													
2 Sciaenidae													
3 Haemulidae								0.0133					
4 Centropomidae													
5 Lutjanidae													
6 Pleuronectiformes			0.1676										
7 Scombridae								0.0137					
8 Coryphaenidae													
9 Carangidae								0.0133					
10 Scorpaenidae/Triglidae													
11 Serranidae													
12 Rajiformes													
13 Ariidae								0.0099					
14 Polynemidae/Mullidae	0.0119												
15 Tetraodontidae				0.1500									
16 Synodontidae													
17 Cheloniidae								0.0001					
18 Gerreidae													
19 Clupeidae								0.1790		0.4990			
20 Mugilidae													
21 Otros peces	0.1123		0.7800	0.2897				0.4411					
22 Coelenterata		0.0389		0.0001						0.0417	0.0177		
23 Cephalopoda			0.0092								0.0580		
24 Gastropoda	0.0297	0.0970		0.0316	0.0089		0.1160						0.0169
25 Bivalvia		0.3694		0.0200	0.0511		0.0050	0.0133					0.0169
26 Echinodermata					0.2304			0.0266					0.0574
27 Porifera		0.0274			0.0104								0.1918
28 Palinura								0.0133					0.0073
29 Portunidae				0.0001				0.0133					
30 Stomatopoda	0.1466		0.0066	0.0300									
31 Penaeidae	0.4050		0.0308	0.0001				0.0133		0.0157			0.0073
32 Polychaeta	0.0457	0.0427			0.0932	0.1483	0.1310	0.0266					0.0169
33 Otros macrocrustáceos	0.1811	0.3205	0.0058	0.0053	0.1159	0.3409	0.2400	0.0782					0.0073
34 Zooplancton	0.0676	0.0477		0.4510	0.0259	0.3616	0.0270	0.0557	0.8333	0.4096		0.2920	0.0102
35 Fitoplancton						0.1493						0.5310	0.0029
36 Macrofitas		0.0564		0.0221			0.0720	0.0882			0.5620		0.5394
37 Detritus					0.4642		0.4090	0.0015	0.1250		0.4380	0.1770	0.1256

Tabla 6.4.4a. Continuación...

Presa / Depredador	27	28	29	30	31	32	33	34
1 Aves								
2 Sciaenidae								
3 Haemulidae								
4 Centropomidae								
5 Lutjanidae								
6 Pleuronectiformes								
7 Scombridae								
8 Coryphaenidae								
9 Carangidae								
10 Scorpaenidae/Triglidae								
11 Serranidae		0.0549		0.0138				
12 Rajiformes				0.0138				
13 Ariidae								
14 Polynemidae/Mullidae								
15 Tetraodontidae								
16 Synodontidae								
17 Cheloniidae								
18 Gerreidae								
19 Clupeidae								
20 Mugilidae								
21 Otros peces			0.1469	0.0763				
22 Coelenterata								
23 Cephalopoda								
24 Gastropoda		0.1894	0.1660					
25 Bivalvia		0.5095	0.1204					
26 Echinodermata		0.0339						
27 Porifera								
28 Palinura								
29 Portunidae			0.0692					
30 Stomatopoda								
31 Penaeidae			0.0492					
32 Polychaeta			0.0439		0.1592	0.0057		
33 Otros macrocrustáceos		0.1493	0.1858		0.0639	0.0251	0.0906	0.0125
34 Zooplancton	0.0250							0.1605
35 Fitoplancton	0.0110				0.1053		0.1926	0.6995
36 Macrofitas	0.0840	0.0630	0.0680		0.0858	0.1102		
37 Detritus	0.8800		0.1505	0.9099	0.5858	0.8589	0.7168	0.1275

Tabla 6.4.4b. Referencia de la información en la matriz de dietas (Tabla 6.4.4a) para el modelo del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. (*) Información para la zona.

Grupo funcional y especie	Referencia	Grupo	Referencia
Vertebrados		Lutjanidae	15,16
Aves	1,5	<i>Lutjanus argentiventris</i>	*9,*11
Sciaenidae	1,6	<i>Lutjanus colorado</i>	*11,13
<i>Cynoscion reticulatus</i>	*3	<i>Lutjanus guttatus</i>	12,14
<i>Larimus acclivis</i>	*3	Coryphaenidae	
<i>Cynoscion xanthalus</i>	*4,*2	<i>Coryphaena hippurus</i>	*23
Haemulidae	1,6	Mugilidae	
<i>Pomadasys panamensis</i>	*7	<i>Mugil cephalus</i>	*2
<i>Pomadasys macracanthus</i>	*3,*4	Otros peces	
<i>Anisotremus interruptus</i>	*2	<i>Sphyrna ensis</i>	36
Polynemidae/Mullidae	20	<i>Chaetodipterus zonatus</i>	36
<i>Polydactylus opercularis</i>	*3	<i>Trichiurus nitens</i>	36
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	24	<i>Balistes polylepis</i>	36
Synodontidae		<i>Ophichthus zophochir</i>	36
<i>Synodus sechurae</i>	24	<i>Zalieutes elater</i>	36
Gerreidae		<i>Lophiodes caularis</i>	36
<i>Diapterus peruvianus</i>	25,26,14	<i>Antennarius avalonis</i>	36
<i>Gerres cinereus</i>	25	<i>Apogon retrosella</i>	36
<i>Eucinostomus entomelas</i>	26	<i>Pristigenys serrula</i>	36
<i>Eugerres axillaris</i>	26	<i>Nematistius pectoralis</i>	36
Serranidae	6,16,29,30	<i>Muraena lentiginosa</i>	36
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	27,28,31	Cheloniidae	45
Pleuronectiformes	*2	<i>Lepidochelys olivacea</i>	44,47
<i>Cyclopsetta querna</i>	*17	<i>Careta careta</i>	46
<i>C. panamensis</i>	*17		
Scorpaenidae/Triglidae	1	Invertebrados	
<i>Scorpaena russula</i>	24	Portunidae	
<i>Prionotus stephanophrys</i>	*7	<i>Callinectes arcuatus</i>	*2,37
Centropomidae		<i>Callinectes bellicosus</i>	37
<i>Centropomus robalito</i>	*3,*2,*8,*9,*10	Penaeidae	1
<i>Centropomus nigrescens</i>	*4,*10	<i>Litopenaeus spp.</i>	*2
Rajiformes	29	Echinodermata	38
<i>Rhinobatos productus</i>	27	Coelenterata	22
<i>Urobatis halleri</i>	28,32	<i>Aurelia aurita</i>	39,40,41,42
<i>Urobatis maculatus</i>	28	<i>Stomolophus meleagris</i>	43
Carangidae	1,16,19,20	Cephalopoda	1,22
<i>Caranx hippos</i>	29,33,34,35	Stomatopoda	1,6
Ariidae	*3,*2	Porifera	38
<i>Arius seemanni</i>	16	Gastropoda	*2
<i>Arius guatemalensis</i>	*3	Polychaeta	1,*2
Clupeidae	*2	Palinura	
<i>Ophistonema libertate</i>	31	<i>Panulirus inflatus</i>	48
Scombridae	19,20,21,22	<i>Panulirus gracilis</i>	48
<i>Scomberomorus sierra</i>	*18	<i>Panulirus interruptus</i>	49
Tetraodontidae		Otros macrocrustáceos	
<i>Sphoeroides annulatus</i>	31	<i>Pleuroncodes planipes</i>	50
<i>Sphoeroides lobatus</i>	28	Plancton	
		Zooplankton	1,*2

1: Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; 2: Zetina-Rejón *et al.*, 2003; 3: Arriaga-Haro *et al.*, 1989; 4: Espinoza-Flores *et al.*, 1990; 5: Chávez-Garibay com. pers.; 6: Morales-Zárate *et al.*, 2004; 7: Pérez-González, 1995; 8: De La Garza-De Los Santos *et al.*, 1985; 9: García-Telles *et al.*, 1989; 10: Ramírez-Zavala *et al.*, 1991; 11: Santamaría-Miranda *et al.*, 2005; 12: Saucedo-Lozano, 2000; 13: Rodrigo-Rojas, 1997; 14: López-Peralta y Arcila, 2002; 15: Abitia-Cárdenas, 1990; 16: Wineken *et al.*, 2000; 17: Portillo-Cruz, 2004; 18: Pérez-Ramos, 1994; 19: Olson y Watters (*In press*); 20: Silvestre *et al.*, 1993; 21: Mendoza, 1993; 22: Sánchez y Olaso, 2004; 23: Tripp-Valdez, 2005; 24: Raymundo-Huizar, 2000; 25: Chávez-Comparán y Gregory-Hammann, 1989; 26: Varela-Romero, 1990; 27: Cruz-Escalona, 1998; 28: Bocanegra-Castillo, 1998; 29: Gorostieta-Monjaraz, 2001; 30: Manickchand-Heileman *et al.*, 2004; 31: Maeda-Martínez, 1981; 32: Valadez-González, 2001; 33: Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993; 34: Salini *et al.*, 1994; 35: Nellis y Henke, 2000; 36: Froese y Pauly, 2005; 37: Rodríguez-Rojero, 2004; 38: Opitz, 1993. 39: Okey y Mahmoudi, 2002; 40: Yi-Ling Chen, 2001; 41: Schneider y Behrends, 1994; 42: Barz y Hirche, 2003; 43: Larson, 1991; 44: Montenegro *et al.*, 1984; 45: Sparre y Venema, 1997; 46: Youngkin y Wyneken, 2004; 47: Márquez *et al.*, 1976; 48: Aramoni-Serrano, 1982; 49: Díaz-Arredondo y Guzmán-Del-Prío, 1995; 50: Perez-Flores, 1991.

6.5 Descripción del ecosistema

Durante muchos años de estudiar los ecosistemas, la teoría enfocada a su entendimiento ha permitido generar una gran variedad de índices. En el estudio de la red trófica sobresalen los índices relacionados con flujos y transferencias energéticas dentro de un ecosistema. El modelo Ecopath conjunta varios de estos índices gracias a la propuesta de muchos ecólogos teóricos, especialmente de la teoría de Ulanowicz (1986), descritos a continuación.

El nivel trófico (Lindeman, 1942; Ulanowicz, 1995) de cada grupo funcional (NT_i) se calculó de la siguiente forma (DC_{ji} se describe en la ecuación 3),

$$NT_j = 1 + \sum_{i=1}^n DC_{ji} NT_i \dots \dots (\text{Ecuación 21})$$

El comportamiento alimentario de los consumidores se midió a través del índice de omnivoría (Pauly *et al.*, 1987), éste se calcula como la varianza de los niveles tróficos de las presas de un consumidor expresado como (Christensen *et al.*, 2005),

$$IO_j = \sum_{i=1}^n [NT_i - (NT_j - 1)]^2 DC_{ji} \dots \dots (\text{Ecuación 22})$$

donde, NT_i , es el nivel trófico de la presa i ; NT_j , es el nivel trófico del depredador j ; y DC_{ji} , es la proporción de la presa i en la dieta del depredador j . El índice es adimensional, si $IO=0$, el consumidor es especialista (actúa sobre solo un nivel trófico); si IO tiende alejarse de cero, existe un consumo sobre el mayor número niveles tróficos posibles.

Las interacciones tróficas de los grupos funcionales se analizaron con el índice de superposición de nicho trófico de Pianka (1973), con una modificación expresada como (Christensen *et al.*, 2005),

$$O_{ji} = \frac{\sum_{i=1}^n p_{ji} p_{ki}}{\sum_{i=1}^n \frac{p_{ji}^2 + p_{ki}^2}{2}} \dots \dots (\text{Ecuación 23})$$

donde, P_{ji} y P_{ki} , son las proporciones del recurso i (grupo presa) usadas por las especies j y k (o grupos depredadores). El índice varía de $0 \leq O_{ij} \leq 1$, si $O_{ij}=0$, significa que no hay traslape, y si $O_{ij}=1$, que hay un 100% traslape. Se considera que existe

una superposición trófica, cuando el índice es $O_{ij} > 6$, indicando una similitud en el consumo sobre presas (Brodeur y Pearcy, 1990).

El impacto trófico entre los grupos funcionales (Ulanowicz y Puccia, 1990) se estimó como,

$$IT_{ij} = DC_{ij} - \frac{B_i Q B_i DC_{ij}}{\sum_{k=1}^n B_k Q B_k DC_{kj}} \dots \text{(Ecuación 24)}$$

en donde, DC_{ij} , representa el efecto positivo de una presa (j) sobre un depredador (i); el resto de la ecuación se refiere al impacto natural que ejerce un depredador (i) sobre su presa (j), en términos de proporción del total de los impactos de los depredadores y sus presas.

Los índices de flujo del sistema (Ulanowicz, 1986), Ascendencia, Capacidad de desarrollo y “Overhead” son expresados en “flowbits” ($\text{bits} \cdot \text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$). La Ascendencia (A) es un índice derivado de la teoría de la información que indica el grado de desarrollo y tamaño de un ecosistema (Ulanowicz y Norden, 1990; Christensen y Pauly, 1992) de la siguiente forma,

$$A = TI \dots \text{(Ecuación 25)}$$

donde I , es el contenido de información mutua en el ecosistema; y T , son los flujos totales del ecosistema medido en $\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$ con la siguiente expresión,

$$T = \sum_{i=1, j=1}^n T_{ij} \dots \text{(Ecuación 26)}$$

donde T_{ij} es el flujo de energía o biomasa medido desde el grupo i hasta el grupo j , entonces f_{ij} , en la expresión siguiente, es la fracción del flujo total desde i ,

$$f_{ij} = \frac{T_{ij}}{\sum_{k=1}^n T_{kj}} \dots \text{(Ecuación 27)}$$

Continuando con la ecuación 25; I , está basado en el número de conexiones tróficas y en la probabilidad de dirección seguida por una partícula en una vía trófica, y esta medido en bits, que es una unidad de información referida a la suma de incertidumbre asociada con una decisión binaria. El índice se expresa de la siguiente forma,

$$I = \sum_{i=1, j=1}^n f_{ij} Q_j \log \left(\frac{f_{ij}}{\sum_{k=1}^n f_{kj} Q_k} \right) \dots\dots(\text{Ecuación 28})$$

donde f_{ij} , es la fracción de flujo total desde i (ecuación 27); Q_j , es la probabilidad de que fluya la energía a través de j , expresado como,

$$Q_j = \frac{\sum_{k=1}^n T_{ki}}{\sum_{l=1, m=1}^n T_{lm}} \dots\dots(\text{Ecuación 29})$$

La Capacidad de desarrollo (C) es límite superior teórico de la Ascendencia, expresado como,

$$C = HT \dots\dots(\text{Ecuación 30})$$

donde T , son los flujos totales (ecuación 26); y H , es la entropía estadística o diversidad de flujos expresada como,

$$H = \sum_{j=1}^n Q_j \log Q_j \dots\dots(\text{Ecuación 31})$$

donde Q_j , es la probabilidad de que fluya la energía a través de j (ecuación 29).

El “Overhead” es la diferencia entre Capacidad (ecuación 30) y Ascendencia (ecuación 25), y éste indica que tanto puede crecer más la Ascendencia, es decir, desarrollarse el ecosistema, éste representa el potencial de reserva cuando el ecosistema se enfrenta a perturbaciones inesperadas (Ulanowicz, 1986).

6.6 Consistencia y certidumbre

La consistencia se basa en observar que las estimaciones de cada grupo funcional y del sistema en su conjunto sean de acuerdo a lo esperado por su biología. Para analizarla, se consideraron los criterios de Christensen *et al.* (2005), utilizando como indicadores de consistencia la proporción respiración/asimilación (R/As), producción/respiración (P/R), y la eficiencia de conversión alimenticia (P/Q), para la cual se consideraron también los valores que pueden tomar P/Q y Q/B dentro de un intervalo dado (Trites, 2003). Además, para conocer la magnitud de los valores

de P/B y Q/B utilizados como datos de entrada para el modelo, se compararon contra datos provenientes de 33 modelos Ecopath de otras regiones.

Una vez balanceado el modelo Ecopath a un estado de equilibrio, el nivel de certidumbre de los parámetros de entrada se analizó con el índice de Pedigrí, el cual toma un valor según el origen de la información. Posteriormente, se optimizó el modelo con la rutina de “Ecoranger”, incorporada en el programa de Ecopath. Para éste procedimiento, se permitió una variación del 10% en los parámetros del modelo, con excepción de la biomasa acumulada (BA), a la cual no se le asignó variación, debido a que no fue estimada inicialmente. Después se hizo una serie de iteraciones con opciones de remuestreo, utilizando el criterio de mínimos cuadrados, obteniendo finalmente a partir de 1000 corridas exitosas (modelos), el mejor modelo ajustado.

6.7 Efecto de la pesca incidental

Para conocer los efectos de la captura incidental sobre el ecosistema, se planteó un escenario de reducción total de la captura incidental provocada por la flota camaronera. El procedimiento fue restar la captura incidental de la captura total y sumarla a la biomasa del grupo respectivo, restando también la mortalidad por pesca que corresponde a cada valor de P/B . Se analizó el impacto con presencia y ausencia de la captura incidental, comparando los atributos del ecosistema en cada escenario con la situación presente. Se consideró cambio significativo aquel $>5\%$, y moderado entre 1 y 5% en algunas de las características estructurales y funcionales del ecosistema (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002).

7. RESULTADOS

7.1 Construcción del modelo trófico

Una vez obtenidos los parámetros de entrada B , P/B , Q/B , P/Q , Y , y la matriz de dietas, se ingresaron a un modelo inicial que originó eficiencias ecotróficas ilógicas ($EE > 1$) en el 54% de los grupos funcionales (Tabla 7.1a). El desequilibrio de biomásas entre los grupos, provocó aberraciones de tipo $M2 > Z$ en la relación $P/B = F + M2 + BA + E + M0$, indicando de manera incoherente, que la mortalidad por depredación es mayor a la mortalidad total. Para poder satisfacer la igualdad anterior, el programa Ecopath elige valores negativos (ilógicos) en la variable “Otra mortalidad” ($M0$), para compensar los valores altos por depredación ($M2$), pero tales valores no son aceptados en el balanceo del modelo. Para equilibrar el modelo, fue necesario ajustar el consumo de los depredadores con su producción a través de la matriz de dietas, respetando la condición $0 \leq EE \leq 1$, que permite razonablemente valores mayores a los niveles tróficos superiores que son menos consumidos.

Tabla 7.1a. Resultados de las eficiencias ecotróficas obtenidas con los datos originales del modelo Ecopath del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Grupo funcional	B (t·km ⁻²)	P/B (anual)	Q/B (anual)	P/Q	EE	Referencias				
						B	P/B	Q/B	P/Q	EE
Aves	0.013	0.391	89.032	0.004	34.889	2	2	2	2	10
Sciaenidae	17.245	0.787	6.480	0.121	0.054	1	1	1	10	10
Haemulidae	12.968	2.060	8.266	0.249	0.185	1	1	1	10	10
Centropomidae	3.684	0.930	2.513	0.370	1.419	1	3	3	3	10
Lutjanidae	0.734	0.715	3.800	0.188	2.405	1	1	1	10	10
Pleuronectiformes	6.806	1.396	5.058	0.276	1.720	1	1	1	10	10
Scombridae	0.958	0.814	5.720	0.142	3.886	1	1	1	10	10
Coryphaenidae	0.286	0.811	7.060	0.115	3.674	1	1,8	1	8	10
Carangidae	3.105	2.415	12.185	0.198	0.524	1	1,2	1	2	10
Scorp./Triglidae	5.179	1.161	7.768	0.149	0.008	1	1	1	10	10
Serranidae	8.924	1.369	6.669	0.205	0.132	1	1,2	1	2	10
Rajiformes	3.380	1.190	7.934	0.150	0.598	1	1,4	1	4	10
Ariidae	1.467	2.041	7.114	0.287	1.696	1	1,3	1	3	10
Poly./Mullidae	11.043	2.021	10.105	0.200	0.141	1	1,4	1	4	10
Tetraodontidae	0.790	1.885	6.207	0.304	1.952	1	1	1	10	10
Synodontidae	9.990	1.582	7.910	0.200	0.034	1	1,4	1	4	10
Cheloniidae	0.434	0.119	2.659	0.045	0.500	10	1	1,9	1,9	8
Gerreidae	9.220	3.727	12.479	0.299	0.408	1	3	1	3	10
Clupeidae	1.044	3.309	15.055	0.220	0.950	10	2	1	10	1
Mugilidae	0.029	1.050	16.486	0.064	0.950	10	5	1	10	1
Otros peces	13.440	3.136	10.455	0.300	5.086	1	1,4	1	4	10
Coelenterata	0.386	3.000	10.000	0.300	1.726	1	6	6	6	10
Cephalopoda	2.570	3.163	19.265	0.164	1.821	1	2	2	2	10
Gastropoda	0.161	3.222	15.603	0.207	0.950	10	3	3	3	1
Bivalvia	0.397	2.241	10.682	0.210	37.575	1	3	3	3	10
Echinodermata	8.246	1.105	3.300	0.335	3.654	1	1	7	10	10
Porifera	4.056	1.700	4.020	0.423	0.950	10	7	7	7	1
Palinura	1.784	1.228	8.187	0.150	0.950	10	3	4	10	1
Portunidae	5.048	3.502	9.879	0.354	2.680	1	1	3	10	10
Stomatopoda	0.279	2.168	8.747	0.248	82.776	1	2	2	2	10
Penaeidae	6.232	6.648	22.789	0.292	2.451	1	1	1,2	2	10
Polychaeta	13.081	6.166	26.641	0.231	0.950	10	3	3	3	1
Otros macrocrustáceos	1.518	1.271	6.356	0.200	0.950	10	1	1,4	4	1
Zooplankton	19.281	18.624	84.963	0.219	0.905	1	3	3	3	10
Fitoplancton	124.624	21.351	-	-	0.439	1	1	-	-	10
Macrofitas	131.810	8.197	-	-	0.081	1	3	-	-	10
Detritus	4.119	-	-	-	0.266	1	-	-	-	10

1: Éste trabajo; 2: Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; 3: Zetina-Rejón *et al.*, 2003; 4: Trites, 2003; 5: INP, 2000; 6: Okey y Mahmoudi, 2002; 7: Opitz, 1996; 8: Olson y Watters, 2003; 9: Caillouet *et al.*, 1989; 10: Estimado por Ecopath.

En el modelo inicial, la biomasa para los grupos de peces y Cephalopoda, se estimó con una capturabilidad igual a 3×10^{-6} , y así para los grupos Coelenterata (2×10^{-5}), Gastropoda (5×10^{-6}), Echinodermata (4×10^{-6}), Portunidae (1.3×10^{-5}), Stomatopoda (8×10^{-6}), y Penaeidae (7.6×10^{-6}). En algunas situaciones fue necesario asumir una eficiencia ecotrófica para estimar la biomasa por medio de Ecopath

(Ecuación 7), ya que las estimadas con capturabilidad provocaron valores muy altos de eficiencia ecotrónica en algunos grupos, imposibilitando el balance del modelo, en otros casos se reajustó la biomasa para alcanzar dicho balance. Al comparar las biomasa entre el modelo inicial (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado), las diferencias >100% fueron para los grupos Mugilidae, Gastropoda, Bivalvia, Clupeidae, Stomatopoda, Palinura, y Otros macrocrustáceos, para el resto de los grupos la biomasa varió en un rango de +/-94% (Figura 7.1a).

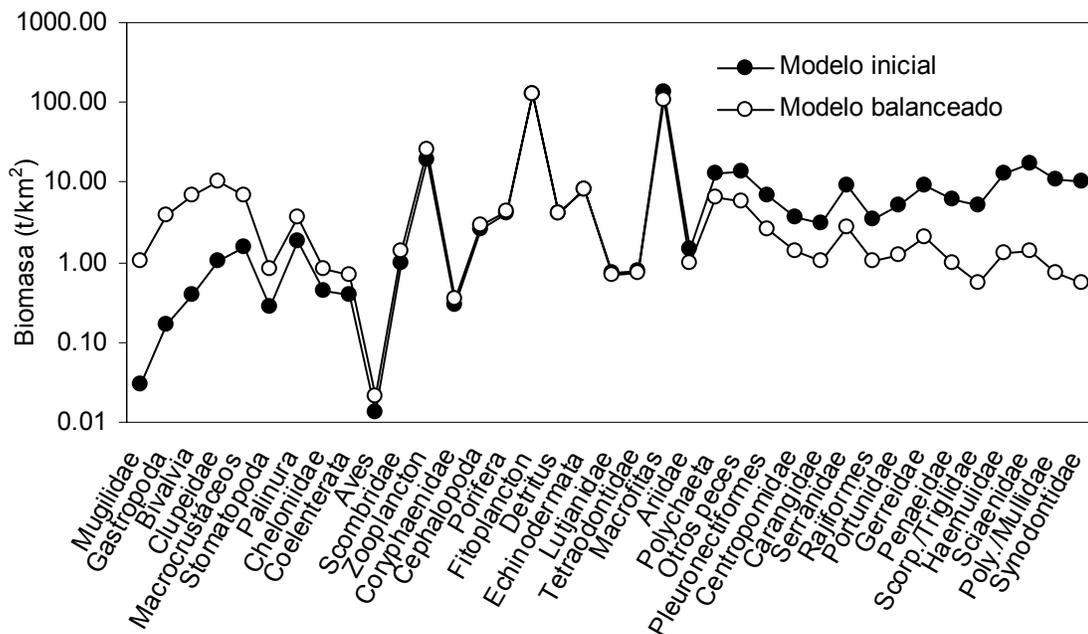


Figura 7.1a. Comparación de biomasa entre el modelo original (desbalanceado) y el final (balanceado y optimizado). El eje de la ordenada se expresa en logaritmo base 10.

Los datos usados para estimar las proporciones de producción/biomasa (P/B) y consumo/biomasa (Q/B) se muestran en la tabla 7.1b y sus referencias en la tabla 7.1c. El P/B estimado con las ecuaciones 15 ($F=3.25$) y 16 ($M=3.39$) para el grupo explotado Penaeidae fue de 6.65. La producción anual de Fitoplancton se obtuvo con el valor de $98.55 \text{ gC} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, considerado para el sur del Golfo de California (Penié-Rodriguez *et al.*, 2002).

Tabla 7.1b. Datos para la estimación de las proporciones de consumo/biomasa (Q/B) y producción/biomasa (P/B). Las referencias se muestran en la tabla 7.1c.

Grupo funcional y especie	L^∞ (cm)	a	b	W^∞ (g)	K (anual)	A	D	P	HD	h	d
Sciaenidae											
<i>Cynoscion reticulatus</i>	57.71	0.0087	3.0000	1672	0.252	2.13	4.48	0.30	0	-	-
<i>Menticirrhus nasus</i>	52.63	-	-	-	0.420	-	-	-	-	-	-
Haemulidae											
<i>Pomadasys panamensis</i>	33.50	-	-	617	0.610	2.50	-	-	-	0	0
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	-	0.0164	3.0000	-	-	-	-	-	-	-	-
Polynemidae/Mullidae											
Polynemidae											
<i>Polydactylus approximans</i>	32.63	0.0099	2.9967	340	0.600	2.71	3.10	0.46	0	-	-
Synodontidae											
<i>Synodus scituliceps</i>	45.26	0.0041	3.1097	578	0.333	2.20	-	-	-	0	0
Gerreidae											
<i>Eucinostomus dowii</i>	21.47	0.0292	2.7097	119	0.800	2.70	-	-	0	-	-
Serranidae											
<i>Diplectrum pacificum</i>	36.40	0.0088	3.1361	692	0.247	1.50	-	-	-	0	0
Pleuronectiformes											
Paralichthyidae											
<i>Cyclopsetta querna</i>	20.82	0.0015	3.6590	100	0.660	1.09	2.00	0.20	-	-	-
Scorpaenidae/Triglidae											
Triglidae											
<i>Prionotus stephanophrys</i>	33.50	0.0369	2.3788	157	0.505	1.20	-	-	0	-	-
Rajiformes											
Rhinobatidae											
<i>Rhinobatos glaucostigma</i>	73.68	0.0031	3.0173	1336	0.150	2.89	-	-	0	-	-
Carangidae											
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	36.54	0.0133	2.8575	388	-	4.10	-	-	0	-	-
Ariidae											
<i>Arius seemanni</i>	42.11	0.0021	3.3933	682	0.100	1.80	-	-	0	-	-
Clupeidae											
<i>Lile stolifera</i>	15.68	0.0132	2.8043	30	-	2.40	-	-	-	0	0
Scombridae											
<i>Scomberomorus sierra</i>	119.20	0.0134	2.8388	10501	0.070	3.60	-	-	-	0	0
Tetraodontidae											
<i>Sphoeroides annulatus</i>	46.32	0.0376	2.8958	2505	0.280	2.30	3.14	0.31	0	-	-
Lutjanidae											
<i>Lutjanus guttatus</i>	85.82	-	-	7273	0.087	2.16	2.62	0.30	-	-	-
Coryphaenidae											
<i>Coryphaena hippurus</i>	135.79	0.0280	2.7060	16546	0.160	5.64	4.08	0.21	-	-	-
Mugilidae											
<i>Mugil cephalus</i>	42.74	-	-	667	0.345	1.40	-	-	-	0	1
Otros peces											
Stromateidae											
<i>Peprilus medius</i>	28.42	0.0025	3.5075	314	0.540	2.60	-	-	0	-	-
Echinodermata											
<i>Isostichopus fuscus</i>	-	-	-	-	0.430	-	-	-	-	-	-
Portunidae											
<i>Callinectes spp.</i>	-	-	-	-	2.100	-	-	-	-	-	-
Penaeidae											
<i>Litopenaeus vannamei</i>	16.35	-	-	-	2.500	-	-	-	-	-	-
Otros macrocrustáceos											
<i>Calappa convexa</i>	-	-	-	-	0.520	-	-	-	-	-	-

Tabla 7.1c. Referencias de los datos usados para la estimación de Q/B y P/B .

Especie	Ecuación		L^∞	a	b	W^∞	K	A	D	P
	Q/B	P/B								
<i>Arius seemanni</i>	E	-	F,B	C	C	C	19	5	-	-
<i>Calappa convexa</i>	-	I	-	-	-	-	23	-	-	-
<i>Callinectes spp.</i>	-	I	-	-	-	-	21	-	-	-
<i>Chloroscombrus orqueta</i>	E	-	C	C	C	5	-	5	-	-
<i>Coryphaena hippurus</i>	D	-	B,15	15	15	C	16	F,17	F,17	F,17
<i>Cyclopsetta querna</i>	D	G	9	C	C	C	9	F,3	F,3	F,3
<i>Cynoscion reticulatus</i>	E	-	1	2	2	C	1	F,3	F,3	F,3
<i>Diplectrum pacificum</i>	A	-	8	C	C	C	8	5	-	-
<i>Eucinostomus dowii</i>	E	-	F,B	C	C	C	6	5	-	-
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-
<i>Isostichopus fuscus</i>	-	I	-	-	-	-	20	-	-	-
<i>Lile stolifera</i>	A	-	F,B	C	C	C	-	5	-	-
<i>Litopenaeus vannamei</i>	-	J	22	-	-	-	22	-	-	-
<i>Lutjanus guttatus</i>	D	H	14	-	-	14	14	3	F,3	F,3
<i>Menticirrhus nasus</i>	-	G	B,F	-	-	-	6	-	-	-
<i>Mugil cephalus</i>	A	-	18	-	-	18	18	5	-	-
<i>Peprilus medius</i>	E	-	F,B	C	C	C	6	5	-	-
<i>Polydactylus approximans</i>	E	-	F,B	C	C	C	6	F,3	F,3	F,3
<i>Pomadasys panamensis</i>	A	H	4	-	-	C	4	5	-	-
<i>Prionotus stephanophrys</i>	E	H	4	C	C	C	4	5	-	-
<i>Rhinobatos glaucostigma</i>	E	-	F,B	C	C	C	10	F,E,5	-	-
<i>Scomberomorus sierra</i>	A	H	11	11	11	C	11	12	-	-
<i>Sphoeroides annulatus</i>	E	G	F,B,13	13	13	C	6	F,13	F,13	F,13
<i>Synodus scituliceps</i>	A	-	B,7	C	C	C	F,7	5	-	-

A: Palomares y Pauly, 1998; **B:** Pauly, 1983; **C:** Éste trabajo con $W=aL^b$; **D:** Jarre *et al.*, 1991; **E:** Palomares y Pauly, 1989; **F:** Éste trabajo; **G:** Beverton y Holt, 1957; **H:** Hoenig, 1983; **I:** Rainer, 1982; **J:** Baranov, 1918. **1:** Mendoza-López *et al.*, 1992; **2:** IGFA, 2001; **3:** Amezcua-Linares, 1996; **4:** Pérez-González, 1995; **5:** García y Duarte, 2002; **6:** Froese y Pauly, 2005; **7:** Morales-Nin, 1996; **8:** Pauly y Binohlan, 1996; **9:** Mendoza-López *et al.*, 1997; **10:** Pauly, 1978; **11:** Medina-Gómez com. pers.; **12:** Arreguín-Sánchez, *et al.*, 2002; **13:** Sánchez-Cárdenas, 2005; **14:** Soto-Avila, 2004; **15:** Madrid y Beltrán-Pimienta, 2001; **16:** González-Ramos *et al.*, 1997; **17:** Morán-Angulo com. pers.; **18:** Rodríguez-Gerrero *et al.*, 1986; **19:** Waburton, 1978; **20:** Reyes-Bonilla, 1997; **21:** Gil y Sarmiento, 2001; **22:** Rojas-Zepeda *et al.*, 1993; **23:** Ayon-Parente, 2000. Todos los valores de Q/B se estimaron con una temperatura de 20.79 °C (Manjarrez-Acosta, 2001).

En más del 50% de los grupos funcionales se utilizaron las ecuaciones empíricas de las proporciones de consumo/biomasa, procurándose utilizar información de la zona de estudio para reducir la incertidumbre en los estimados de los parámetros de entrada del modelo, el resto de los valores para peces fue obtenido de FishBase (Froese y Pauly, 2005). Por ejemplo, para estimar Q/B de Rajiformes y Synodontidae; para el primero no se contaba con el aspecto radial (Ar), por lo que se despejó de la ecuación de Palomares y Pauly (1989) (ecuación 17) con datos sobre *Rhinobatos glaucostigma* según García y Duarte (2002); para el segundo grupo, se

estimó asumiendo la relación entre el parámetro de crecimiento K (ECVB) y la longevidad (Pauly, 1980; ecuación 13), utilizando una longevidad de 9 años para *Synodus scituliceps* en la zona de estudio (Morales-Nin, 1996).

Con la finalidad de no perder conexiones dentro de la red trófica, para algunos grupos de la matriz de dietas se asumió un consumo de acuerdo a los contenidos estomacales expresados como frecuencias de ocurrencias. Por ejemplo, el grupo Cheloniidae se consideró presa de Aves, Lutjanidae, Carangidae, Serranidae, Ariidae y del compartimiento de Otros peces (Nellis y Henke, 2000; Wineken *et al.*, 2000). Por otra parte, para los grupos Coelenterata, Rajiformes, Ariidae, Pleuronectiformes y Polynemidae/Mullidae, se consideró un canibalismo <5% de sus dietas (Silvestre *et al.*, 1993; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Sánchez y Olaso, 2004).

Las pruebas de consistencia biológica de los grupos funcionales fueron adecuadas de acuerdo a las siguientes proporciones: la eficiencia de conversión alimenticia (P/Q) fue mayor en los niveles tróficos inferiores, mostrando un rango de 0.005 a 0.39; debido a que la respiración (R) no puede exceder a la asimilación (As), se obtuvo un rango de $0 < R/As < 1$ en todos los grupos funcionales, con una tendencia de R/A mayor en los mayores depredadores, quienes tienen una producción relativamente baja comparada con los grupos de niveles tróficos inferiores; la producción/respiración (P/R) y respiración/biomasa (R/B) tuvieron valores mayores principalmente en los niveles tróficos inferiores, cumpliendo $0 < P/R < 1$ (ver tabla 7.2).

Los parámetros P/B y Q/B propuestos inicialmente para la construcción del modelo Ecopath, mostraron una tendencia similar a los publicados en modelos de otras regiones (Figuras 7.1b y 7.1c); los valores utilizados se muestran en los Anexos 1 y 2. Por otra parte, el índice Pedigrí mostró un valor de 0.57, indicando un nivel de calidad promedio en la certidumbre de los datos de entrada del modelo, el cual finalmente se optimizó con Ecoranger.

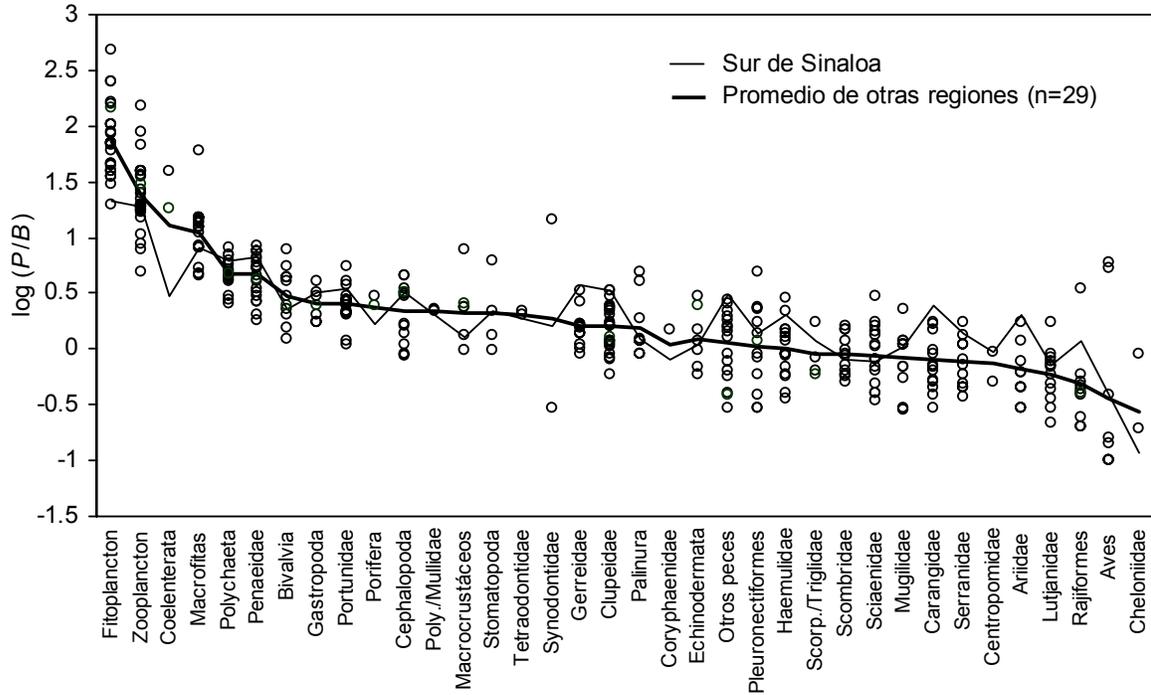


Figura 7.1b. Distribución de los valores de P/B propuestos inicialmente para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa.

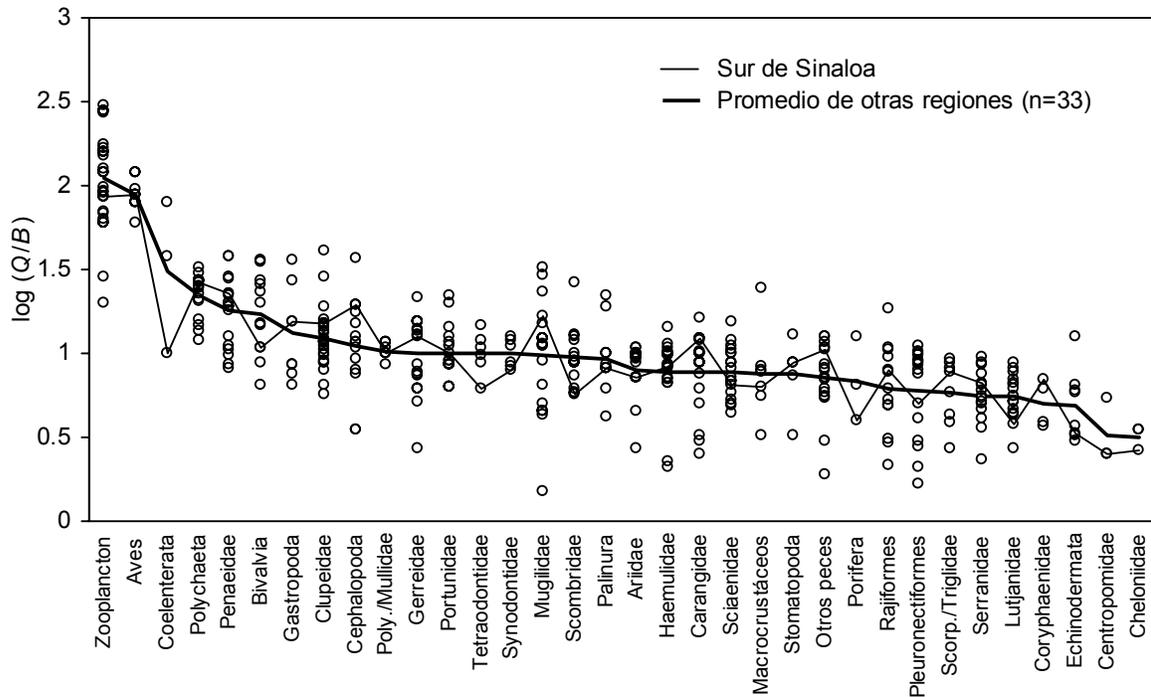


Figura 7.1c. Distribución de los valores de Q/B propuestos inicialmente para la construcción del modelo Ecopath del sur de Sinaloa.

Los parámetros de entrada y las estimaciones hechas en el modelo Ecopath finalmente balanceado y optimizado se muestran en la tabla 7.1d y su respectiva matriz de dietas en la tabla 7.1e. El diagrama de flujos del ecosistema se muestra en la figura 7.1d.

Tabla 7.1d. Parámetros de entrada del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa. (*) Incluida la captura incidental de camarón.

Grupo funcional	<i>B</i> (t·km ⁻²)	<i>P/B</i> (anual)	<i>Q/B</i> (anual)	<i>EE</i>	Capturas (t·km ⁻²)	
					*Industrial	Esc./Ribereña
Aves	0.021	0.406	87.542	0.765	-	-
Sciaenidae	1.379	0.865	6.882	0.717	0.02100	0.0626
Haemulidae	1.304	2.105	9.627	0.697	0.01580	-
Centropomidae	1.398	0.707	2.473	0.888	0.00450	0.0106
Lutjanidae	0.678	0.744	3.200	0.738	0.00090	0.0720
Pleuronectiformes	2.601	1.488	5.038	0.830	0.00830	-
Scombridae	1.381	0.896	5.453	0.820	0.00120	0.2209
Coryphaenidae	0.347	0.833	7.268	0.781	0.00030	-
Carangidae	1.022	2.877	12.001	0.816	0.00380	-
Scorp./Triglidae	0.564	1.189	8.748	0.117	0.00630	-
Serranidae	2.794	1.132	5.834	0.610	0.01090	-
Rajiformes	1.021	1.139	6.398	0.845	0.00540	-
Ariidae	0.960	1.987	6.192	0.917	0.00180	0.0191
Poly./Mullidae	0.718	2.097	11.030	0.865	0.01350	-
Tetraodontidae	0.726	2.200	6.031	0.878	0.00100	-
Synodontidae	0.561	1.728	6.740	0.899	0.01220	-
Cheloniidae	0.840	0.104	2.788	0.534	0.00070	-
Gerreidae	2.004	3.636	12.281	0.813	0.01120	0.2028
Clupeidae	10.477	3.484	16.030	0.920	0.00130	4.7668
Mugilidae	1.029	1.020	16.388	0.958	0.00004	0.2536
Otros peces	5.827	3.259	10.836	0.881	0.01640	-
Coelenterata	0.710	3.147	11.046	0.815	0.00308	-
Cephalopoda	2.959	3.277	18.090	0.906	0.00351	0.3030
Gastropoda	3.846	3.557	15.712	0.773	0.00038	0.0044
Bivalvia	6.680	2.442	10.908	0.645	-	0.2049
Echinodermata	8.228	0.948	3.184	0.901	0.01392	-
Porifera	4.290	1.846	4.735	0.732	0.00044	-
Palinura	3.723	1.145	7.929	0.946	0.000066	0.0096
Portunidae	1.205	3.108	9.133	0.852	0.02246	0.8645
Stomatopoda	0.814	2.302	8.591	0.877	0.00075	-
Penaeidae	1.005	5.483	21.059	0.986	1.68830	1.3581
Polychaeta	6.306	6.100	25.093	0.750	0.00027	-
Otros macrocrustáceos	6.760	1.276	6.612	0.893	0.00468	-
Zooplancton	25.397	19.054	86.506	0.839	-	-
Fitoplancton	124.624	21.351	-	0.674	-	-
Macrofitas	109.321	7.612	-	0.148	-	-
Detritus	4.119	-	-	0.267	-	-

Tabla 7.1e. Matriz de dietas del modelo Ecopath balanceado para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Presa / Depredador	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
1 Aves													0.001
2 Sciaenidae				0.045		0.046		0.006					
3 Haemulidae		0.039	0.014			0.006		0.019					
4 Centropomidae		0.087			0.016								
5 Lutjanidae			0.024										
6 Pleuronectiformes		0.021				0.102						0.077	
7 Scombridae								0.031	0.013		0.019		
8 Coryphaenidae							0.020	0.011	0.004				
9 Carangidae	0.1460	0.037		0.029			0.098	0.096					
10 Scorpaenidae/Triglidae					0.004			0.0001	0.0006	0.011			
11 Serranidae			0.012					0.002			0.008		
12 Rajiformes		0.002	0.002				0.005				0.041	0.020	
13 Ariidae							0.009	0.020	0.022		0.018		0.034
14 Polynemidae/Mullidae					0.011				0.064				
15 Tetraodontidae					0.020			0.017	0.012		0.048		
16 Synodontidae							0.112		0.001				
17 Cheloniidae	0.0001				0.0001				0.0001		0.0002		0.0004
18 Gerreidae		0.074		0.137	0.019			0.006	0.110		0.191		
19 Clupeidae	0.4110	0.316		0.458	0.203	0.237	0.667	0.032	0.270		0.229		
20 Mugilidae		0.032		0.079				0.015	0.011				
21 Otros peces	0.0330	0.040	0.085	0.006	0.020	0.408	0.0001	0.096	0.005	0.272	0.040	0.020	0.115
22 Coelenterata							0.088						
23 Cephalopoda	0.1380				0.010	0.117	0.002	0.640			0.156	0.002	
24 Gastropoda			0.031						0.095		0.016	0.004	
25 Bivalvia			0.053	0.008	0.004	0.002			0.015		0.013	0.014	0.018
26 Echinodermata					0.358						0.002		0.152
27 Porifera													
28 Palinura					0.003								
29 Portunidae		0.033	0.021		0.063			0.0004	0.004		0.026	0.090	
30 Stomatopoda		0.009	0.009	0.017	0.025	0.020		0.006		0.088	0.0004	0.046	0.015
31 Penaeidae		0.023	0.005	0.057	0.024	0.016		0.0004	0.012	0.051	0.011	0.039	0.006
32 Polychaeta		0.247	0.681	0.090	0.093	0.005				0.034	0.104	0.143	0.182
33 Otros macrocrustáceos		0.040	0.012	0.049	0.099	0.035		0.001	0.008	0.347	0.008	0.078	0.038
34 Zooplancton	0.2720		0.017	0.017	0.019	0.005			0.325	0.197	0.029	0.264	0.064
35 Fitoplancton									0.0006				0.264
36 Macrofitas			0.034	0.009	0.008				0.007		0.040	0.202	0.110
37 Detritus									0.021				

Tabla 7.1e. Continuación...

Presa / Depredador	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
1 Aves													
2 Sciaenidae													
3 Haemulidae								0.019					
4 Centropomidae													
5 Lutjanidae													
6 Pleuronectiformes			0.308										
7 Scombridae								0.004					
8 Coryphaenidae													
9 Carangidae								0.011					
10 Scorpaenidae/Triglidae													
11 Serranidae													
12 Rajiformes													
13 Ariidae								0.013					
14 Polynemidae/Mullidae	0.061												
15 Tetraodontidae				0.163									
16 Synodontidae													
17 Cheloniidae								0.0006					
18 Gerreidae													
19 Clupeidae								0.056		0.079			
20 Mugilidae													
21 Otros peces	0.077		0.632	0.061				0.048					
22 Coelenterata		0.042		0.0001						0.042	0.012		
23 Cephalopoda			0.034								0.044		
24 Gastropoda	0.146	0.262		0.044	0.014		0.019						0.017
25 Bivalvia		0.195		0.006	0.016		0.002	0.015					0.003
26 Echinodermata					0.075			0.008					0.059
27 Porifera		0.074			0.015								0.194
28 Palinura								0.060					0.008
29 Portunidae				0.0001				0.001					
30 Stomatopoda	0.024		0.005	0.006									
31 Penaeidae	0.030		0.006	0.0001				0.003		0.003			0.001
32 Polychaeta	0.251	0.115			0.140	0.003	0.171	0.014					0.016
33 Otros macrocrustáceos	0.048	0.042	0.014	0.002	0.009	0.007	0.019	0.004					0.001
34 Zooplancton	0.364	0.124		0.684	0.037	0.704	0.044	0.274	0.836	0.862		0.284	0.011
35 Fitoplancton						0.286						0.540	0.003
36 Macrofitas		0.147		0.033			0.118	0.459			0.566		0.553
37 Detritus					0.693		0.626	0.009	0.122		0.434	0.176	0.132

Tabla 7.1e. Continuación...

Presa / Depredador	27	28	29	30	31	32	33	34
1 Aves								
2 Sciaenidae								
3 Haemulidae								
4 Centropomidae								
5 Lutjanidae								
6 Pleuronectiformes								
7 Scombridae								
8 Coryphaenidae								
9 Carangidae								
10 Scorpaenidae/Triglidae								
11 Serranidae		0.055		0.013				
12 Rajiformes								
13 Ariidae								
14 Polynemidae/Mullidae								
15 Tetraodontidae								
16 Synodontidae								
17 Cheloniidae								
18 Gerreidae								
19 Clupeidae								
20 Mugilidae								
21 Otros peces			0.035	0.014				
22 Coelenterata								
23 Cephalopoda								
24 Gastropoda		0.160	0.046					
25 Bivalvia		0.206	0.056					
26 Echinodermata		0.047						
27 Porifera								
28 Palinura								
29 Portunidae			0.043					
30 Stomatopoda								
31 Penaeidae			0.01					
32 Polychaeta			0.137		0.021	0.006		
33 Otros macrocrustáceos		0.013	0.006		0.0008	0.0003	0.005	0.0001
34 Zooplancton	0.024							0.082
35 Fitoplancton	0.010				0.139		0.200	0.770
36 Macrofitas	0.082	0.519	0.203		0.116	0.113		
37 Detritus	0.883		0.463	0.972	0.724	0.881	0.795	0.148

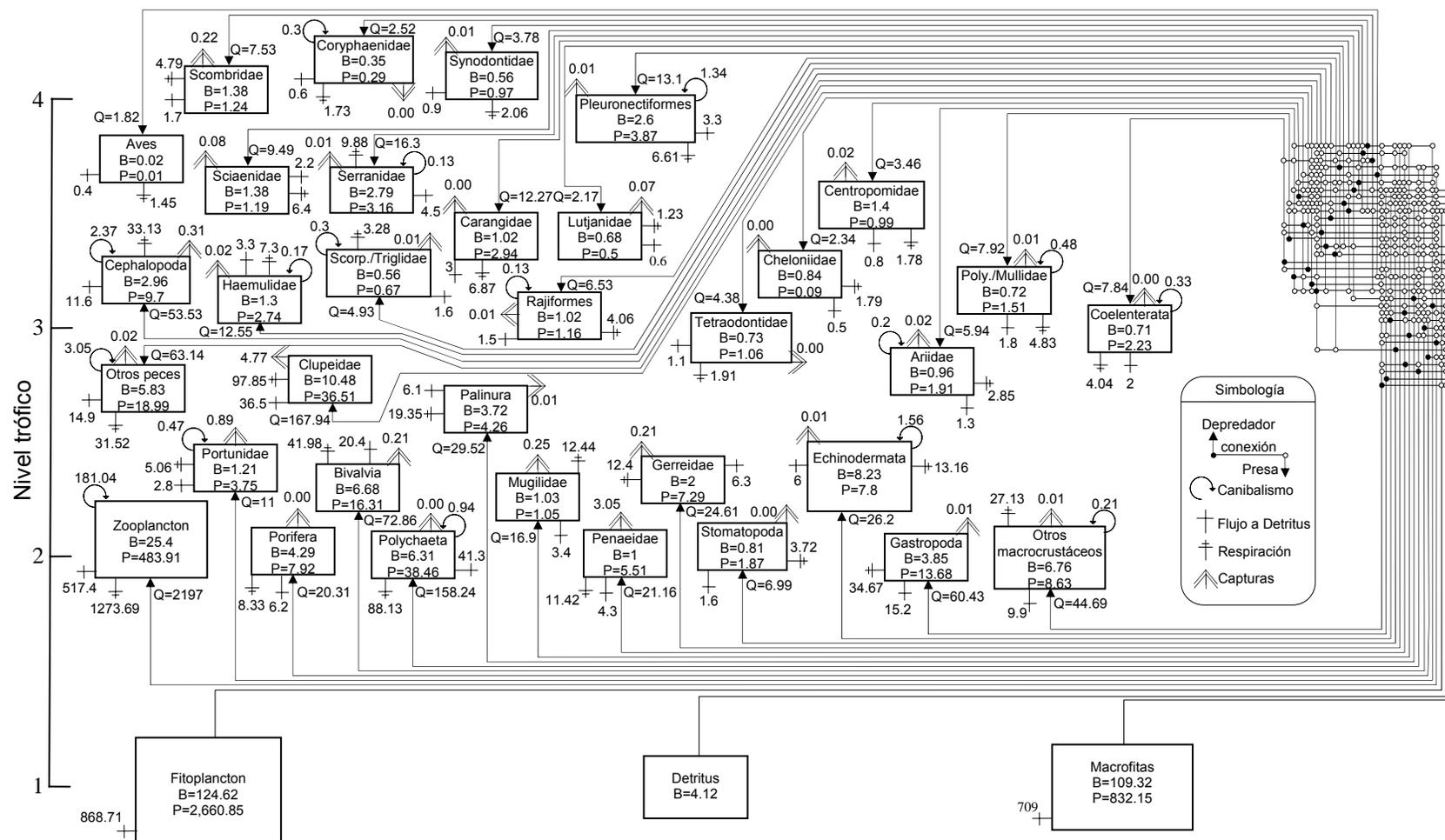


Figura 7.1d. Flujos de biomasa en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. *B*, biomasa ($t \cdot km^{-2}$); *P*, producción ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$); *Q*, Consumo ($t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$), el resto de los flujos se expresan en $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$.

7.2 Propiedades tróficas de los grupos funcionales

El ecosistema bentónico del sur de Sinaloa presenta cuatro niveles tróficos, con un nivel máximo de 4.16. Los carnívoros de alto nivel fueron Coryphaenidae, Synodontidae y Scombridae, con niveles tróficos de 4.04 a 4.16, seguido de algunos carnívoros de nivel medio como Pleuronectiformes, Aves, Sciaenidae, Serranidae y Centropomidae, con niveles tróficos de 3.54 a 3.91. Todos estos depredadores poseen el 10% de la biomasa total de consumidores. Mugilidae fue el grupo de peces con el nivel trófico más bajo (2.26). Los crustáceos presentaron niveles tróficos entre 2 y 2.65, con los mayores valores de 2.65 y 2.4 para los omnívoros Palinura y Portunidae. De todos los consumidores, Otros macrocrustáceos y Gastropoda tuvieron el nivel trófico más bajo (2). El error estándar de los niveles tróficos estimados fue de 0.44, lo cual indica un aceptable nivel de certidumbre en la omnivoría de los grupos y en su variabilidad muestral (Christensen *et al.*, 2005) sugiriendo que la dieta de los grupos es suficientemente representativa.

El índice de Omnivoría promedio para el ecosistema fue de 0.2, con un intervalo $0 \leq IO \leq 0.56$, siendo Cephalopoda y Coryphaenidae los grupos más especializados con índices de 0.089 y 0.094 respectivamente, Gastropoda tuvo un valor de cero debido a que sólo depreda el nivel trófico primario (Macrofitas y Detritus). La mayoría de los principales depredadores mostraron un índice mayor al del ecosistema, con valores entre 0.21 y 0.31, aunque también lo fueron Palinura y el grupo de Otros peces con el mayor índice (0.56) en el ecosistema. El índice de Omnivoría tiende a ser mayor conforme aumenta el nivel trófico, con los valores más altos (entre 0.33 y 0.56) en los niveles tróficos medios (Tabla 7.2), esto supone una tendencia general, observado también por otros autores (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005; Cruz-Escalona, 2005).

Tabla 7.2. Parámetros de los grupos funcionales estimados con el modelo Ecopath del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Grupo	Nivel trófico	Consumo (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Producción (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Respiración (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Asimilación (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Flujos a Detritus (t·km ⁻² ·año ⁻¹)	Índice de Omnivoría	PIQ	RIAs	PIR
1 Aves	3.74	1.828	0.009	1.454	1.462	0.368	0.210	0.005	0.994	0.006
2 Sciaenidae	3.60	9.491	1.190	6.400	7.592	2.236	0.280	0.126	0.843	0.186
3 Haemulidae	3.13	12.551	2.744	7.297	10.041	3.343	0.169	0.219	0.727	0.376
4 Centropomidae	3.54	3.456	0.989	1.776	2.765	0.802	0.193	0.286	0.642	0.557
5 Lutjanidae	3.40	2.170	0.504	1.232	1.736	0.566	0.130	0.232	0.709	0.409
6 Pleuronectiformes	3.91	13.102	3.868	6.612	10.481	3.278	0.214	0.295	0.631	0.585
7 Scombridae	4.04	7.528	1.239	4.785	6.022	1.729	0.209	0.164	0.795	0.259
8 Coryphaenidae	4.16	2.520	0.288	1.727	2.016	0.567	0.094	0.115	0.857	0.167
9 Carangidae	3.40	12.268	2.942	6.873	9.815	2.994	0.242	0.240	0.700	0.428
10 Scorp./Triglidae	3.24	4.933	0.672	3.276	3.946	1.579	0.110	0.136	0.830	0.205
11 Serranidae	3.60	16.298	3.161	9.877	13.039	4.492	0.301	0.194	0.758	0.320
12 Rajiformes	3.05	6.532	1.162	4.063	5.226	1.487	0.534	0.178	0.777	0.286
13 Ariidae	2.81	5.942	1.907	2.847	4.754	1.346	0.446	0.321	0.599	0.670
14 Poly./Mullidae	3.16	7.923	1.508	4.832	6.339	1.788	0.101	0.190	0.762	0.312
15 Tetraodontidae	2.97	4.377	1.596	1.905	3.502	1.070	0.207	0.365	0.544	0.838
16 Synodontidae	4.10	3.780	0.970	2.055	3.024	0.854	0.312	0.256	0.679	0.472
17 Cheloniidae	3.23	2.342	0.088	1.786	1.873	0.509	0.171	0.037	0.953	0.049
18 Gerreidae	2.34	24.609	7.279	12.401	19.687	6.287	0.272	0.296	0.630	0.587
19 Clupeidae	2.78	167.939	36.497	97.846	134.351	36.520	0.242	0.217	0.728	0.373
20 Mugilidae	2.26	16.856	1.045	12.436	13.485	3.415	0.199	0.062	0.922	0.084
21 Otros peces	2.74	63.136	18.976	31.521	50.509	14.892	0.563	0.301	0.624	0.602
22 Coelenterata	2.99	7.844	2.234	4.040	6.275	1.983	0.171	0.285	0.644	0.553
23 Cephalopoda	3.20	53.533	9.707	33.128	42.826	11.621	0.089	0.181	0.774	0.293
24 Gastropoda	2.00	60.433	13.693	34.665	48.346	15.193	0.000	0.226	0.717	0.395
25 Bivalvia	2.31	72.862	16.328	41.975	58.289	20.363	0.242	0.224	0.720	0.389
26 Echinodermata	2.34	26.196	7.803	13.159	20.957	6.010	0.269	0.298	0.628	0.593
27 Porifera	2.03	20.313	7.917	8.334	16.250	6.185	0.028	0.390	0.513	0.950
28 Palinura	2.65	29.518	4.258	19.353	23.614	6.133	0.563	0.144	0.820	0.220
29 Portunidae	2.40	11.004	3.743	5.058	8.803	2.754	0.332	0.340	0.575	0.740
30 Stomatopoda	2.05	6.994	1.875	3.721	5.595	1.628	0.096	0.268	0.665	0.504
31 Penaeidae	2.02	21.163	5.516	11.420	16.930	4.308	0.021	0.260	0.675	0.483
32 Polychaeta	2.01	158.236	38.423	88.125	126.589	41.262	0.006	0.243	0.696	0.436
33 Macrocrustáceos	2.00	44.692	8.626	27.126	35.754	9.864	0.005	0.193	0.759	0.318
34 Zooplankton	2.09	2197.002	484.002	1273.690	1757.602	517.374	0.090	0.220	0.725	0.380
35 Fitoplancton	1.00	-	2660.847	-	-	868.706	-	-	-	-
36 Macrofitas	1.00	-	832.151	-	-	708.971	-	-	-	-
37 Detritus	1.00	2312.474	-	-	-	-	0.362	-	-	-

7.3 Interacciones tróficas de los grupos funcionales

La función básica de los organismos en el ecosistema debido a sus relaciones con el alimento y sus depredadores, mostró interacciones fuertes en la parte media de la red trófica. Esto se observa en la mayor superposición trófica que tienen Cheloniidae, Haemulidae, Ariidae, Tetraodontidae, Rajiformes, Palinura, Gerreidae, Carangidae ($0.6 \leq O_{ij} \leq 0.99$), como parte de los niveles tróficos medios. Se observa también un fuerte traslape entre los depredadores Synodontidae y Coryphaenidae ($O_{ij}=0.89$), al igual que Pleuronectiformes y Sciaenidae ($O_{ij}=0.66$), ubicados en la parte superior de la red trófica. En la parte inferior de la red trófica, el mayor traslape fue entre Bivalvia y Gastropoda ($O_{ij}=0.91$), Penaeidae y Stomatopoda ($O_{ij}=0.72$). Además, se dieron traslapes entre grupos de niveles tróficos muy separados, por ejemplo, Ariidae ($NT=2.81$) y Scombridae ($NT=4.04$) ($O_{ij}=0.82$) (Figura 7.3a).

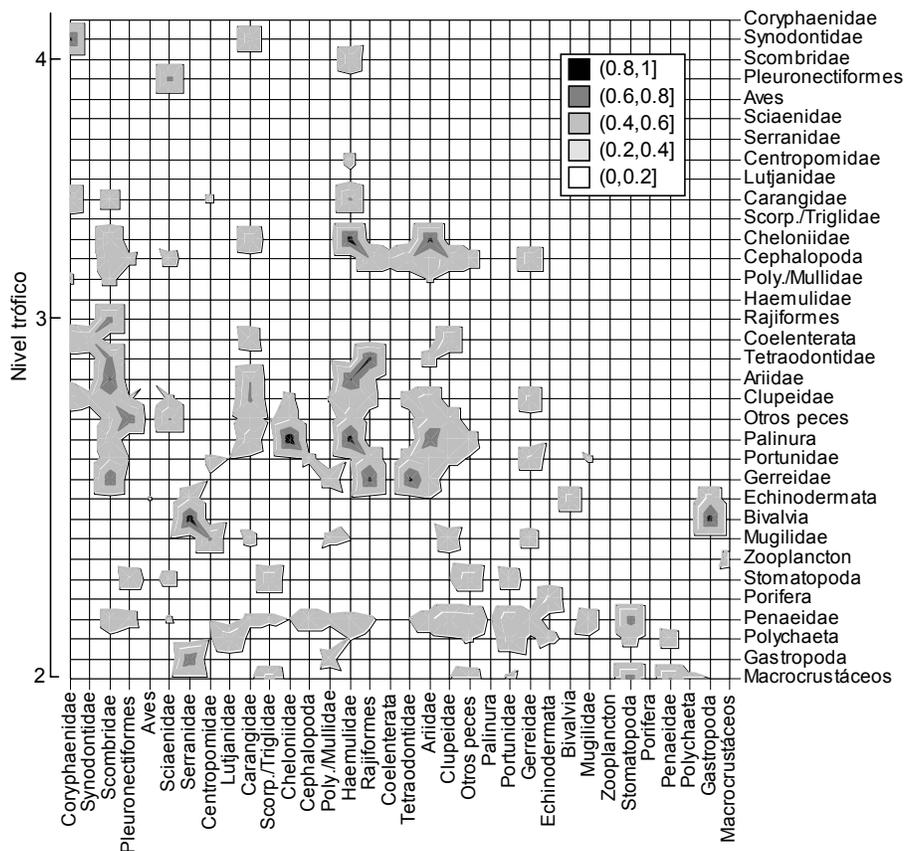


Figura 7.3a. Superposición de nicho trófico de los grupos depredadores.

Los impactos tróficos mezclados de los grupos funcionales del ecosistema se muestran en la figura 7.3b. Se observa una mayor frecuencia de impactos positivos en la parte inferior de la red trófica, donde el Detritus tiene impactos positivos y de mayor magnitud sobre varios grupos del sistema, desde los consumidores primarios hasta los mayores depredadores, aunque con mayor repercusión sobre los grupos que utilizan éste recurso (niveles tróficos inferiores). Estos impactos también se aprecian sobre la flota camaronera, la cual depende del recurso Penaeidae. En cuanto a los impactos positivos del Fitoplancton, existe una mayor frecuencia para los niveles tróficos superiores, y principalmente para los grupos Zooplancton, Bivalvia y Clupeidae, que basan parte de su dieta en los productores primarios. También la flota escamera/ribereña recibe impactos por parte del Fitoplancton, ya que aprovecha varios grupos impactados por el mismo, por ejemplo, Clupeidae, Bivalvia, Gastropoda y Cephalopoda.

Referente a los impactos negativos, estos son más fuertes en la parte media y superior de la red trófica. Una comparación entre los impactos ocasionados por flota escamera/ribereña y la flota camaronera, excluyendo el impacto sobre Penaeidae, muestran que la primera flota tiene en frecuencia y magnitud, mayor impacto negativo sobre los grupos del ecosistema. Sin embargo, los impactos de dicha flota no llegan a ser tan fuertes como los originados por la depredación natural; por ejemplo, en el caso de Sciaenidae consumiendo a Centropomidae, esto representa un impacto negativo mucho mayor ($IT=-0.996$) que el ocasionado por la pesca ($IT=-0.017$). Por lo contrario, la flota camaronera tiene un impacto negativo ($IT=-0.23$) mayor que otros grupos sobre Penaeidae ($-0.001 \leq IT \leq -0.16$).

Por otra parte, se pueden apreciar los efectos de “cascada trófica”, en el que un depredador impacta negativamente a otro, beneficiando a la presa de éste (impacto positivo indirecto). Por ejemplo, el fuerte impacto negativo ($IT=-0.51$) de Pleuronectiformes sobre Sciaenidae le favorece a Centropomidae ($IT=0.46$). Es importante mencionar que el resultado de los impactos está basado en la biomasa de los grupos, de lo contrario, un análisis considerando la ocurrencia, por ejemplo el número de juveniles capturados incidentalmente, podría dar resultados diferentes para el caso tratado en ambas flotas.

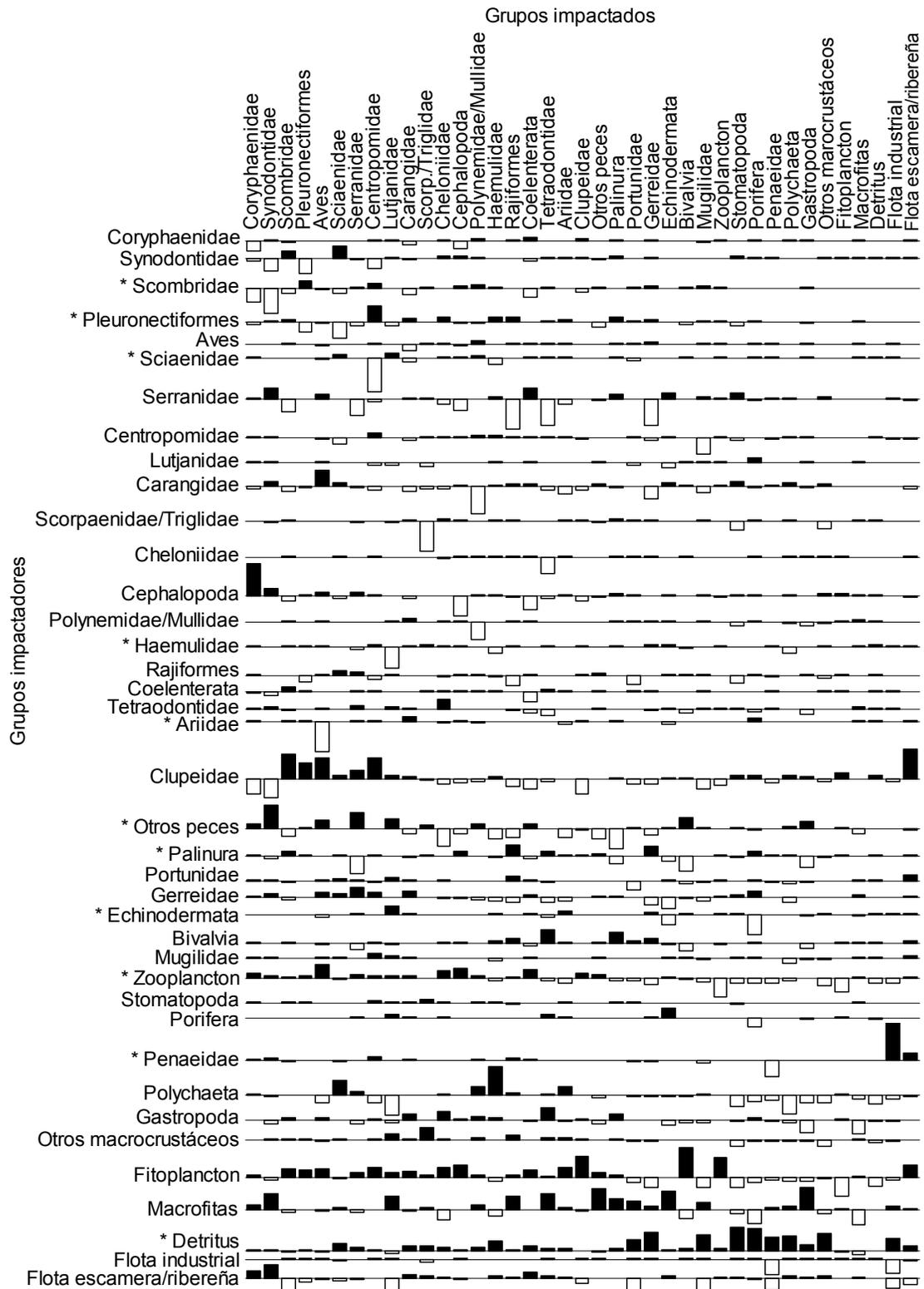


Figura 7.3b. Impactos tróficos entre los grupos funcionales del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. Grupos ordenados por nivel trófico, se incluyen los impactos de la flota industrial (camaronera) y la escamera/riberaña. (*) Impactos mayores ($-1 \leq |T| \leq 0.85$) con respecto a los demás grupos ($-0.45 \leq |T| \leq 0.46$).

La figura 7.3c muestra la suma de impactos tróficos positivos y negativos que un grupo recibe de los demás grupos del sistema, observándose una relación con el nivel trófico. Todos los grupos biológicos del sistema reciben impactos negativos, y solo las flotas camaronera ($IT=0.28$) y escamera/ribereña ($IT=0.57$) se benefician con impactos positivos. Algunos grupos aprovechados por estas flotas, por ejemplo, Penaeidae, Mugilidae y Portunidae tienen impactos negativos muy fuertes ($-0.52 \leq IT \leq -0.77$) junto con los de productores primarios, Fitoplancton y Macrofitas, los cuales tienen valores de -0.67 y -0.66 respectivamente.

En algunos grupos, el impacto tiende a neutralizarse (valor asintótico a cero), esto debido a la magnitud similar entre los impactos positivos y negativos. Por ejemplo, el total de impactos positivos ($IT=1.63$) y negativos ($IT=-1.65$) recibidos por Synodontidae. Se observa en general que existe mayor tensión sobre la biomasa de los grupos que reciben impactos negativos fuertes, representándoles posiblemente un mayor costo incrementar o estabilizar su biomasa en un ambiente desfavorable; contrariamente para aquellos grupos que sus impactos tienden a neutralizarse.

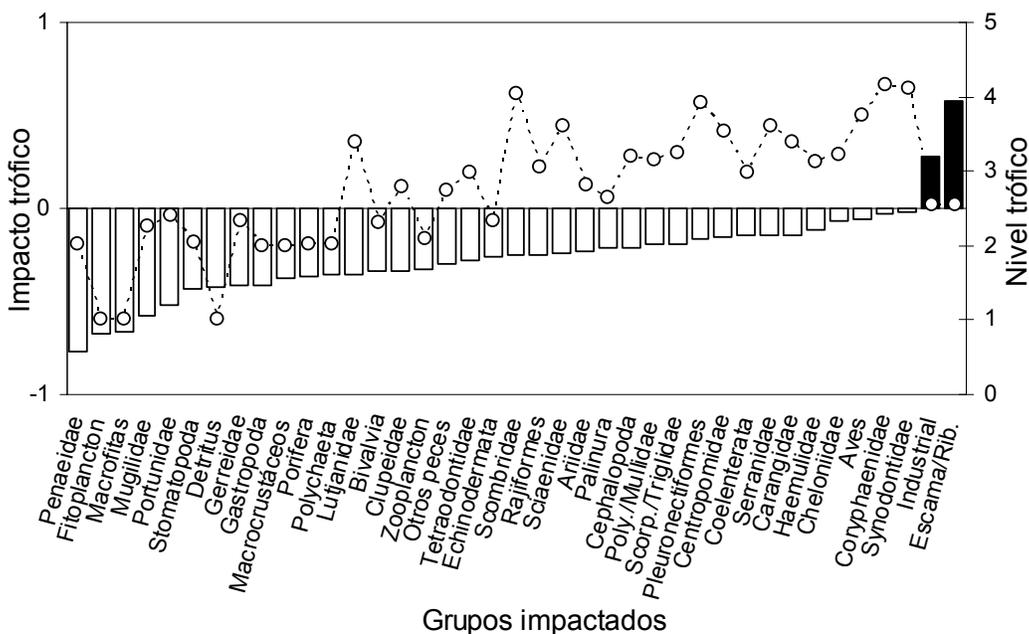


Figura 7.3c. Impacto trófico total recibido por cada grupo funcional en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa (barras). Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactado (círculos).

Con respecto a la suma del impacto trófico total que un grupo ejerce sobre los demás grupos, son de mayor magnitud los impactos positivos que se generan desde la base de la red trófica, principalmente por el Detritus, seguido por Macrofitas, Fitoplancton, Zooplancton, y otros grupos como Penaeidae, que es aprovechado intensamente por la flota camaronera y escamera/ribereña. Respecto al impacto negativo entre estas flotas, la segunda provoca un impacto mayor que la primera; sin embargo, estos impactos son menores a los de grupos como Scombridae. En general, existe una mayor frecuencia de impactos negativos, aunque de menor magnitud que algunos impactos positivos, pero con una suma resultante de impactos negativa (-10.131) (Figura 7.3d).

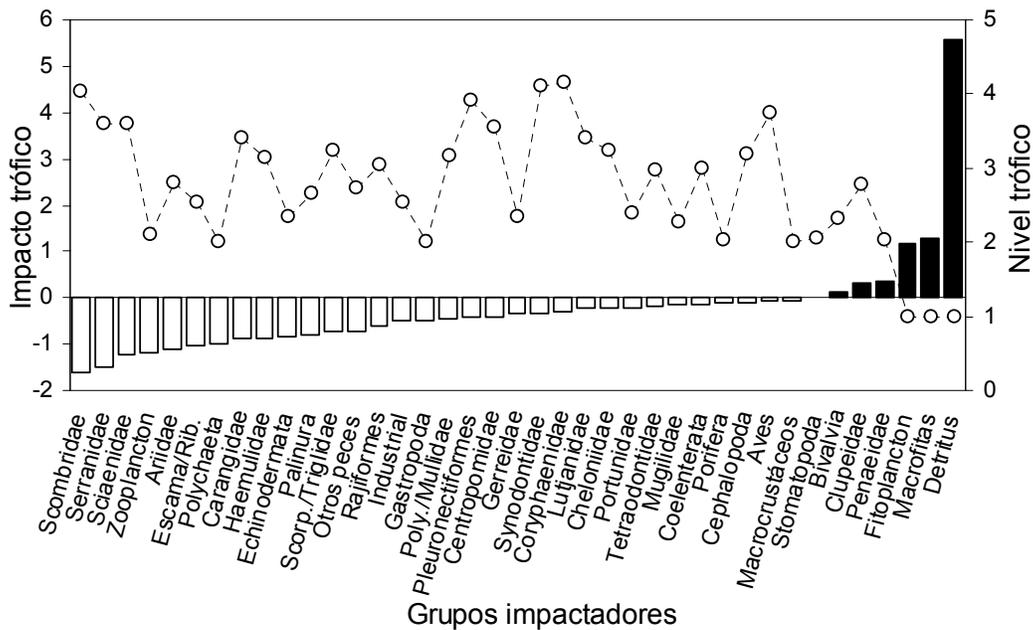


Figura 7.3d. Impacto trófico total ejercido por cada grupo funcional en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa (barras). Se muestra el nivel trófico de cada grupo impactador (círculos).

La suma del impacto trófico total de cada grupo, en función con el nivel trófico que ocupan, muestra correlaciones significativas con un nivel de confianza del 95% ($p < 0.05$), en la depredación (grupos impactadores) ($r = 0.56$, $p = 0.0003$), y mayor con la disposición de presas (grupos impactados) ($r = 0.81$, $p = 0.0000$) (Figura 7.3e).

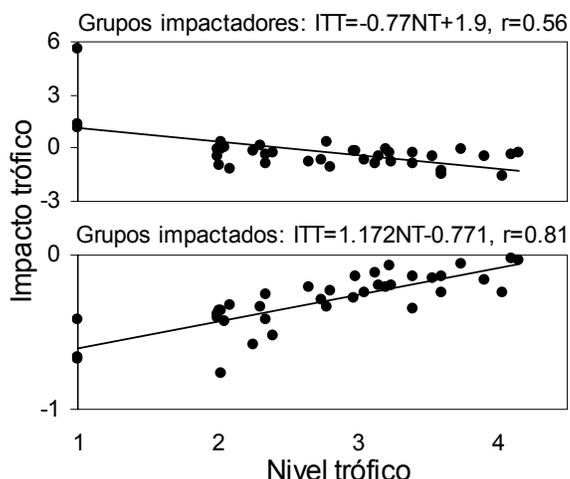


Figura 7.3e. Relación entre el impacto trófico total (ITT) y el nivel trófico de cada grupo funcional (excluido el impacto por pesca) en el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

7.4 Propiedades tróficas del ecosistema

De acuerdo a las estadísticas básicas del ecosistema, la sumatoria de flujos indica que la mayor cantidad se deben al consumo (35%), 26% al flujo hacia Detritus, 20% a la respiración, y <1% a la exportación (pesca). Respecto a los flujos que van al Detritus, los grupos que mayor aportan son Fitoplancton (38%), Macrofitas (31%) y Zooplancton (22%), constituyendo más del 90%. Los consumidores con mayor flujo al Detritus, con excepción del Zooplancton, son Polychaeta, Clupeidae, Bivalvia y Gastropoda, que juntos aportan más del 50% de los flujos. En general, se observa que el aporte al Detritus aumenta hacia los niveles tróficos inferiores.

La producción neta del sistema es de $1,706 \text{ t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{año}^{-1}$, las proporciones de producción primaria total/respiración total y producción primaria total/biomasa total fueron mayores que uno. De acuerdo a la conectancia del sistema, existe un 24% de enlaces tróficos del total posible (Tabla 7.4a).

Tabla 7.4a. Resumen de estadísticas del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Parámetro	Valor	unidad
Suma de los flujos de consumo	3,099.37	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de los flujos de exportación (capturas)	10.23	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de los flujos de respiración	1,786.79	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Suma de los flujos a Detritus	2,312.47	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Flujo total "Throughput"	8,905.00	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción neta del sistema	1,706.16	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción primaria neta	3,492.96	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Producción total	4,188.00	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Biomasa total (sin detritus)	343.52	t·km ⁻²
Captura total (incluida la incidental)	10.23	t·km ⁻² ·año ⁻¹
Nivel trófico promedio de la captura	2.54	-
Eficiencia gruesa de la pesquería	0.0029	-
Producción primaria total/respiración total	1.96	-
Producción primaria total/biomasa total	10.17	año ⁻¹
Biomasa total/Flujo total	0.04	año ⁻¹
Índice de conectancia	0.24	-
Índice de omnivoría	0.20	-

El nivel de Ascendencia indica que el ecosistema posee un tamaño del 30% con respecto a su capacidad, representado mayormente por los flujos internos y de exportación (Tabla 7.4b).

Tabla 7.4b. Índices de flujo para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

Origen	Ascendencia		Overhead		Capacidad	
	flowbits	%	flowbits	%	flowbits	%
Flujos internos	4,784	13	19,331	54	24,114	67
Respiración	2,724	8	5,036	14	7,760	22
Exportación	3,262	9	919	3	4,180	12
Total	10,769.3	29.9	25,285.5	70.1	36,054.8	100

7.5 Agregación trófica del ecosistema

La agregación trófica permitió diferenciar nueve niveles tróficos discretos, con una menor representación para los niveles del V al IX (Figura 7.5a). La biomasa del sistema (344 t·km⁻²) excluyendo al Detritus, se repartió con un 68% para los productores primarios (nivel I), 21% para los consumidores primarios (II), 9% para los carnívoros de medio nivel (III), y 2% para los carnívoros de alto nivel (IV); los niveles restantes constituyeron menos del 1%.

El flujo total del sistema ($8,905 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) ocurrió con un 65% para el nivel I, 28% para nivel II, 4% para el nivel III, y menos del 1% en los restantes. De acuerdo con la depredación en el ecosistema, los flujos de consumo disminuyen hacia los niveles tróficos superiores. En el nivel I, el consumo sobre los productores primarios fue el mayor (66%), seguido con un 21% para el Detritus, representando en conjunto un 87%. Para el nivel II y III fue de un 11% y 2% respectivamente, y menos del 1% para los restantes.

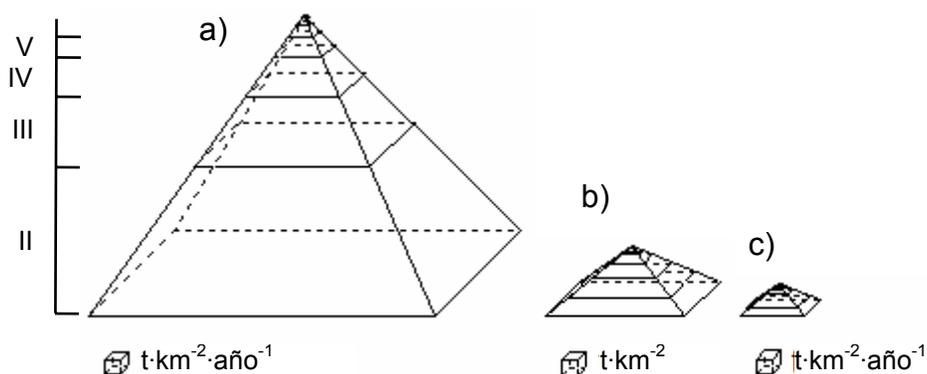


Figura 7.5a. Pirámides tróficas de flujos totales (a) y biomazas (b), incluyendo la distribución de capturas (c) para el ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México.

El sistema tiene una eficiencia de transferencia media del 14.8%, con mayor transferencia para los carnívoros de medio nivel (III). Dicho nivel tiene la mayor proporción entre los flujos de consumo y los flujos respiratorios (1.69), y tiene un flujo hacia el Detritus relativamente menor al de otros niveles, de acuerdo con la mayor proporción (4.24) que guardan los flujos de consumo con los flujos hacia Detritus. Continuando con el sistema, éste disminuye sus flujos de respiración, los flujos hacia el Detritus, y de exportación (pesca) hacia los niveles superiores. Con respecto a la respiración, los consumidores primarios tienen el mayor flujo (88%). En el flujo hacia el Detritus, los productores primarios aportan la mayor parte (68%), y en el flujo de exportación, considerando solamente a la pesca, los consumidores primarios (54%), que es donde se encuentran la mayoría de los grupos comerciales.

El origen de la energía (biomasa) que fluye en el sistema, considerando la que aportan en conjunto Fitoplancton y Macrofitas ($2,185 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) contra el Detritus ($721 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$), tiene una proporción de 3:1. Además, es importante señalar que en la mayoría de los niveles tróficos, el flujo de energía que reciben desde el Detritus es mayor que el flujo que se regresa al mismo. Contrariamente sucede en el nivel II, donde los consumidores primarios devuelven al Detritus ($645.9 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$) más de lo que obtienen de él ($616.5 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$). En general, de toda la energía que fluye al Detritus, el 92% corresponde a la originada desde los productores primarios Fitoplancton y Macrofitas. Finalmente, la agregación trófica en el esquema explica el 98% del flujo total del sistema. (Figura 7.5b).

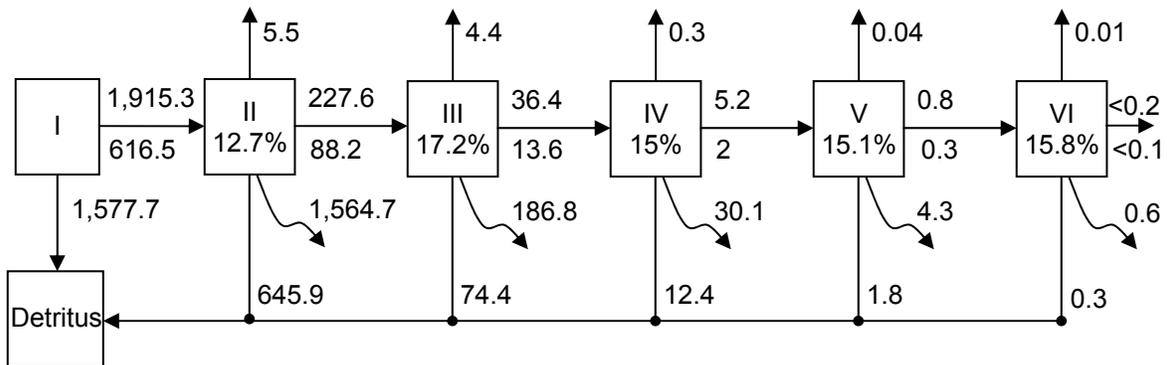


Figura 7.5b. Estructura trófica agregada por niveles tróficos discretos. Eficiencia de transferencia (%); flujos expresados en $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{año}^{-1}$ (flechas); horizontal-derecha, flujo de biomasa consumida desde los productores primarios (valor arriba) y desde el Detritus (valor debajo); flujo al Detritus (horizontal-izquierda); exportación debida a pesca (vertical-arriba); respiración (curvada).

7.6 Efecto de la pesca incidental

La reducción total de la captura incidental de la flota camaronera, tiene un efecto casi nulo en la mayoría de las propiedades del ecosistema; sin embargo, las estadísticas del ecosistema muestran en el flujo de exportación (pesca), una disminución del 1.82%, y en la eficiencia de la pesquería un 1.81%. La producción primaria requerida para sostener la pesca también disminuye con 2.45%, y en el caso específico de los grupos aprovechados comercialmente, Centropomidae y Sciaenidae requieren de una menor producción ($\approx 20\%$), contrario al grupo Scombridae, el cual necesita aproximadamente un 4% más. Para Clupeidae, Mugilidae y Penaeidae, son mínimos los cambios (Tabla 7.6).

Tabla 7.6. Efecto de la reducción de la captura incidental en las propiedades del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, México. (*) Variación >1%.

Propiedades del ecosistema	Modelo Base	Porcentaje de cambio sin captura incidental
Suma de los consumos	3099.37	0.05
Suma de las exportaciones (captura)	10.23	*-1.82
Suma de los flujos de respiración (<i>R</i>)	1786.79	0.06
Suma de los flujos al Detritus	2312.47	-0.03
Flujos totales del sistema (<i>T</i>)	8905.00	0.01
Suma de toda la producción	4188.00	0.00
Nivel trófico promedio de la captura	2.54	-0.39
Eficiencia de la pesquería	0.00293	*-1.81
Producción primaria neta total (<i>PP</i>)	3492.96	0.00
<i>PP/R</i>	1.96	-0.05
Producción neta del sistema	1706.16	-0.06
<i>PP/B</i>	10.17	-0.05
<i>B/T</i>	0.039	0.00
Biomasa total (<i>B</i>) (sin Detritus)	343.52	0.06
Índice de Conectancia	0.24	0.00
Índice de Omnivoría del sistema	0.197	0.00
Ascendencia	10769	0.06
Overhead	25286	0.06
Capacidad	36055	0.06
Información total	1.21	0.08
Flujos totales reciclados (con Detritus)	464.81	-0.03
Índice de reciclaje de Finn	5.22	0.000
Longitud media de la vía de Finn	2.55	0.039
Flujos totales por nivel trófico:		
I	5805	-0.01
II	2532	0.02
III	316	0.26
IV	50	0.46
V	7	0.68
VI	1	0.67
Producción primaria requerida para sostener la pesca:		
Toda la pesca	134.3	*-2.45
Centropomidae	0.1	*-20.00
Sciaenidae	0.4	*-19.51
Ariidae	0.1	*-7.69
Gerreidae	0.5	*-4.35
Portunidae	11.8	*-2.21
Cephalopoda	10.2	*-1.27
Mugilidae	8.7	-0.46
Clupeidae	84.3	-0.08
Penaeidae	12.8	-0.08
Scombridae	0.5	*3.77

8. DISCUSIÓN

8.1 Construcción del modelo trófico

Se considera que la mayoría de los grupos funcionales incluidos en el modelo Ecopath, representan buena parte del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa de acuerdo a los registros que se tienen en la literatura (Chávez y Arvizu, 1972; Chapa-Saldaña, 1976; Rosales-Juárez, 1976; Hendrickx, 1985; Valenzuela-Tanori, 1988; Plascencia-González, 1993; Rodríguez-Cagica, 1996). Por otra parte, la información obtenida sobre la alimentación de los grupos funcionales es considerada como uno de los parámetros más importantes para la reconstrucción de la trama trófica del ecosistema, que es importante para entender su dinámica (Christensen *et al.*, 2005). Debido a ello, para la construcción de la matriz de dietas se contó con la mayor información existente sobre los hábitos alimentarios para la zona de estudio, encontrándose más para algunos grupos, lo cual originó una situación de disparidad informativa que sugiere una representatividad diferencial entre los niveles tróficos del ecosistema. Además, algunos estudios de contenido estomacal fueron deficientes ya que se expresaban como frecuencias de ocurrencias o índices sin referencia de las variables utilizadas como el peso y/o volumen, con las que podría obtenerse una proporción de consumo (por ejemplo el índice de importancia relativa). Afortunadamente, en muchos de los trabajos citados se usan estas variables que son equivalentes y cumplen con las mediciones necesarias de acuerdo con MacDonald y Green (1983).

La comparación de las biomásas del modelo inicial obtenidas con capturabilidad (q), y del modelo final estimadas por Ecopath, tienen diferencias mayores al 100% en algunos grupos. En el caso particular del grupo Penaeidae, el modelo trófico subestima en 84% ($1.01 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$) respecto al obtenido inicialmente con q ($6.23 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$). Esto puede deberse a que el valor de biomasa en el modelo Ecopath corresponde al promedio del sistema, mientras que los valores estimados con capturabilidad, reflejan la biomasa puntual en un tiempo y espacio determinado durante la temporada de pesca, lo cual significa cuando y donde hay más de cierto recurso; por ejemplo, esto puede propiciar una sobreestimación de la biomasa para un área determinada, si los muestreos solo se hacen en caladeros altamente productivos, que en caso particular

del presente estudio, los arrastres se efectuaron frente a las bocas de ríos en el sur de Sinaloa. Es importante mencionar que las diferencias entre ambos métodos no indican lo robusto entre uno y el otro, ya que es difícil afirmar su precisión con la realidad; sin embargo, la biomasa de camarón obtenida con el modelo Ecopath, se considera una estimación conservadora, y coincide con un valor cercano a lo descrito en la literatura ($1.6 \text{ t}\cdot\text{km}^{-2}$) para la misma zona y periodo de estudio (INP, 2000).

Referente a las estimaciones de P/B , se utilizaron varias metodologías; para los grupos explotados comercialmente, de preferencia fueron las frecuencias de tallas de captura, propuesta por Beverton y Holt (1957). En ausencia de dicha información o de su poca robustez, el valor de P/B se obtuvo de la bibliografía, o aplicándose la ecuación empírica de Hoenig (1983), la cual asume una relación entre la longevidad y la mortalidad total (Z), valiendo esto también para los grupos no comerciales, para los cuales además se asume una relación entre su longevidad y biomasa con su producción, propuesta por Rainer (1982). Para el grupo explotado de los camarones (Penaeidae), el modelo de captura de Baranov (1918) arrojó un estimado de mortalidad por pesca similar al obtenido en Ecopath y de otros autores para el Golfo de California (Lluch, 1976; Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), dicho valor sumado a la mortalidad natural obtenida con el modelo de Pauly (1980), dio un valor de $Z (=P/B)$ consistente para un grupo que se aprovecha intensamente cada año.

La razón respecto al uso de tres ecuaciones para obtener Q/B , es debido al resultado diferente que puede obtenerse para un mismo grupo, seleccionándose finalmente, el valor con más ajuste en la distribución de Q/B , según los valores de dicho parámetro en varios modelos publicados (Christensen y Pauly, 1993).

8.2 Consistencia y certidumbre

De acuerdo a la consistencia biológica de los grupos funcionales probada a través de las proporciones de P/Q , R/A , P/R y R/B (Christensen *et al.*, 2005), y según el índice de Pedigrí del modelo (0.57), el cual no difiere mucho de los obtenidos en otros modelos, por ejemplo, del sistema lagunar Huizache-Caimanero en el sur de Sinaloa, con un valor de 0.73 (Zetina-Rejón *et al.*, 2003), de la plataforma continental de Jalisco y Colima, con un valor de 0.5 (Galván-Piña, 2005), o de la Laguna de

Alvarado en Veracruz, con un valor de 0.72 (Cruz-Escalona, 2005). Se considera que la consistencia del modelo obtenido y la certidumbre referente a la calidad y origen de sus datos, cumple el requisito para éste tipo de trabajos, lo cual permite tener una posible fotografía de los flujos de energía y del efecto por utilización de la biomasa en el ecosistema sur de Sinaloa durante los noventa.

8.3 Propiedades del ecosistema y sus componentes

Los sistemas de ecuaciones sirven para discutir varias propiedades generales de los sistemas, más que para afirmar sobre las relaciones e interacciones en el mismo (von Bertalanffy, 1984). Sin embargo, tratándose de un sistema en el que se incluye un elemento antropogénico (pesca), es necesario conocer los efectos de éste sobre el resto de los componentes, con un enfoque hacia las propiedades del ecosistema y de los grupos funcionales como componentes.

La ley de la conservación de la energía menciona que esta no se puede crear ni destruir, sólo transformarse. En el ecosistema, las transformaciones surgen principalmente de las interacciones tróficas, con eficiencias de transferencia variables. Esta observación aplicada a la estructura trófica del ecosistema bentónico del sur de Sinaloa, muestra cómo la energía, expresada en términos de biomasa, fluye con mayor gasto a través de los consumos, disipándose en el biotopo conforme se transfiere a la cúspide de la red trófica, con una eficiencia de transferencia media (14.8%) por encima de lo establecido por el diezmo ecológico ($\approx 10\%$) (Lindeman, 1942), y entre valores de otros ecosistemas cercanos (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005) y dentro de lo descrito para otros ecosistemas del mundo (Pauly y Christensen, 1995).

La transferencia de energía es más eficiente en la plataforma continental del sur de Sinaloa, que su parte adyacente, el sistema lagunar Huizache-Caimanero (Zetina-Rejón *et al.*, 2003). Esto no señala un patrón general en la eficiencia de transferencia que existe entre las plataformas y sus lagunas costeras, ya que no sucede lo mismo al comparar con la Laguna de Alvarado (Cruz-Escalona, 2005).

Se observa un patrón en la eficiencia de transferencia a nivel latitudinal entre los ecosistemas de plataforma, ya que de norte a sur aumenta de 8.9% en Sonora

(Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), a 14.8% en Sinaloa (éste trabajo) y 18.2% en Jalisco-Colima (Galván-Piña, 2005), lo cual puede estar asociado al patrón de riqueza global o simplemente a la del Golfo de California (Brusca *et al.*, 2005). A esto posiblemente contribuye, las diferencias en el metabolismo basal de las especies a distintas latitudes, reflejándose en las eficiencias de conversión alimenticia (P/Q) de los grupos funcionales. Además, considerando que el nivel de especialización puede influir en la eficiencia de transferencia entre los grupos, se ha descrito que la especialización en ecosistemas tropicales es mayor que en templados (Hyatt, 1979). Esto se puede atribuir a la baja omnivoría (0.2) que presenta el ecosistema del sur de Sinaloa con respecto a Sonora (0.33) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), y Alto Golfo de California (0.37) (Lercari, 2006).

Con respecto a la transferencia de energía entre los consumidores, se considera a los carnívoros de medio nivel (nivel trófico III), como elementos clave en la productividad del ecosistema, ya que en éste nivel hay una mayor eficiencia de transferencia, lo cual permite llevar energía de la base a la parte superior de la trama alimentaria a un menor costo energético, considerando además, las proporciones que guardan los flujos de consumo con los de respiración y los dirigidos al Detritus. Por otra parte, aunque la mayoría de los grupos que se encuentran en éste nivel tienen una baja omnivoría, también sus traslapes tróficos son muy bajos, lo cual les posibilita tener baja competencia por recursos, permitiéndoles una coexistencia como resultado en la diferenciación de sus nichos efectivos, según el principio de exclusión competitiva de Gause, que señala que dos especies relacionadas con las mismas necesidades ecológicas no pueden vivir juntas, y si lo hacen se encuentran en competencia.

El balance de biomasa en el ecosistema, de acuerdo a las interacciones tróficas que regulan parte de la biocenosis, se debe principalmente a los consumidores primarios que aprovechan como recurso al Detritus. Su importancia se ha descrito en ecosistemas como Huizache-Caimanero, señalándose que el Detritus es una fuente de energía primaria que modula los impactos entre los grupos del ecosistema (Zetina-Rejón *et al.*, 2003). Sin embargo, se observó que el origen de la biomasa en los consumidores primarios, proviene principalmente de los productores primarios

(Fitoplancton y Macrofitas), mostrando un impacto negativo mayor que el Detritus. Además, el Fitoplancton juega un papel muy importante, ya que tiene el mayor flujo de biomasa hacia el Detritus, lo cual es interesante sabiendo que no todo el Detritus es aprovechable, debido a que la edad de éste y la fuente de la cual proviene, influye en la disponibilidad para un consumidor (Tenore, 1977a,b). Posiblemente, el Detritus aprovechado por varios grupos del ecosistema depende en buena parte del Fitoplancton, dando como ejemplo, el impacto positivo que recibe Polychaeta del Detritus, los cuales aprovechan en mayor cantidad para su crecimiento, cuando la biomasa de microbios acelera la descomposición de las microalgas (Tenore y Hanson, 1980).

Es evidente que la captura incidental tiene efectos positivos y negativos en el ecosistema; sin embargo, la mayoría de estos son de pequeña magnitud, comparados con la depredación. La mayoría de los impactos positivos de la captura incidental, se producen por efecto de cascada trófica ($IT=0.11$), pero la magnitud de éstos es mucho menor a la de los impactos negativos ($IT=-0.60$).

Es necesario señalar que varios de los grupos que tienen impactos negativos bajos, son importantes desde un punto de vista ecológico, económico, social y para la conservación; por ejemplo, Synodontidae, Coryphaenidae, Tetraodontidae, y Cheloniidae. Synodontidae es ecológicamente importante, ya que es uno de los depredadores principales en el ecosistema; además presenta especies de fondo que están ampliamente distribuidas por todo el estrato batimétrico, pasan la mayor parte en contacto directo con el fondo, y se encuentran en la zona durante todo el año (Rodríguez-Cagica, 1996; Plascencia-González, 1993). Coryphaenidae es otro depredador mayor en el ecosistema, que es aprovechado por la pesca recreativa (deportiva) y forma parte de la captura incidental de las pesquerías artesanales y de atún (INP, 2004). Aunque éste grupo es impactado negativamente por Scombridae, es mayor el impacto positivo que recibe de Cephalopoda y Zooplancton, y el impacto negativo de la captura incidental es muy bajo comparado con el impacto positivo de la flota escamera/riberaña. Tetraodontidae es un grupo no considerado comercial, pero se sabe que es un recurso que aprovecha la pesca artesanal en menor escala (Sánchez-Cárdenas, 2005). El impacto positivo de la flota industrial sobre dicho

recurso, a través de los efectos de cascada trófica, podrían favorecerle a la pesca artesanal. En general, los grupos con mayor impacto negativo en el ecosistema, son principalmente los aprovechados por la flota escamera/ribereña, quien los impacta más que la captura incidental de la flota industrial.

Por otra parte, en los impactos que reciben las flotas del ecosistema, se observa que el Detritus impacta positivamente sólo a la flota camaronera, mientras que el Fitoplancton sólo a la flota escamera/ribereña. Esta influencia se debe al aprovechamiento que tienen las flotas sobre distintos recursos, la primera sobre un recurso bentónico de nivel trófico inferior que utiliza el Detritus, mientras que la segunda principalmente sobre grupos de niveles tróficos mayores que depredan sobre otros heterótrofos.

Respecto a los índices de flujo del sistema, indican que el ecosistema bentónico sur de Sinaloa, se encuentra en un estado en desarrollo, caracterizado por los siguientes atributos. De acuerdo a la entropía del sistema, la cual evolutivamente tiende a disminuir, es alta para sistemas en desarrollo (inmaduros) y baja para sistemas desarrollados (maduros) (Odum, 1985). Esta medida representada por el cociente de flujos totales de respiración entre la biomasa total del sistema ($R/B=5.2$), indica que el sistema se encuentra en desarrollo. Comparándolo con otros sistemas, el ecosistema sur de Sinaloa, muestra un nivel de desorden mayor que Sonora (26.38) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), Alto Golfo de California (6.3) (Lercari, 2006), y Jalisco-Colima (6.69) (Galván-Piña, 2005), pero menor que Huizache-Caimanero (2.34) (Zetina-Rejón *et al.*, 2003).

La energética de la comunidad, medida con la producción primaria total entre la respiración total (PP/R), es mayor para sistemas inmaduros o en desarrollo, debido a la alta producción respecto a la respiración. Por lo contrario, en sistemas maduros, la respiración aumenta más que la producción, llegando a ser igual o mayor que esta, y con proporciones de PP/R tendientes a uno *sensu* Odum (1969). En el presente estudio, se obtuvo una PP/R (1.96) que sugiere que el ecosistema del sur de Sinaloa se encuentra en un estado de desarrollo o inmaduro, parecido al nivel de desarrollo que presentan las costas de Jalisco-Colima (1.92) (Galván-Piña, 2005), un poco mayor a la plataforma de Sonora (1.04) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002), y muy bajo

comparado con su parte adyacente que es el sistema lagunar Huizache-Caimanero (3.35) (Zetina-Rejón *et al.*, 2003), y parte del Alto Golfo de California (6.6) (Lercari, 2006). Además, la proporción se encuentra entre lo reportado para otros ecosistemas del mundo $0.08 \leq PPI/R \leq 3.2$ (Christensen y Pauly, 1993). Es necesario mencionar que el valor estimado en la proporción PPI/R , puede estar sobreestimado *sensu* Christensen y Pauly (1993). De acuerdo con ellos, no considerar como grupo funcional a las bacterias (que indicaría más respiración), las cuales reutilizan parte del Detritus que se exporta del sistema y lo vuelven hacer disponible en el mismo, causa que haya una subestimación en la respiración. Por lo que, el resultado en PPI/R podría acercarse al valor de uno, considerado para ecosistemas maduros.

La proporción entre la producción primaria y la biomasa total del sistema (PP/B), es mayor en sistemas inmaduros, ya que tienen niveles bajos de biomasa con altas producciones; y es menor en sistemas maduros, debido a que la biomasa es mayor y la producción disminuye *sensu* Odum (1985). El ecosistema del sur de Sinaloa tuvo una producción diez veces mayor que la biomasa ($PP/B=10.17$), indicando que se trata de un sistema inmaduro. Al comparar con otros sistemas, el analizado tiene un PP/B mayor al reportado para Huizache-Caimanero (7.9) y menor que los sistemas de Jalisco-Colima (12.8), Sonora (27.4) y Alto Golfo de California (41.2) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005; Lercari, 2006).

Margalef (1997) reafirma que la producción y biomasa incrementan a lo largo de la sucesión, pero con tasas diferentes que provocan una disminución en P/B , lo cual considera parte de un proceso de auto-organización. Concuerda con Odum (1985) en que la masa de heterótrofos aumenta en relación a la biomasa total del sistema, y se manifiesta en los sistemas maduros con individuos de mayor tamaño, lo que Odum atribuye en los estadios serales. Dicha relación entre la producción y biomasa, permite considerar que la producción de un grupo en el sistema es específica a su tamaño, y refleja el nivel de desarrollo del sistema, por lo que utilizar inversamente la relación (como B/P), permite obtener un índice que representa el tamaño de los organismos en el sistema *sensu* Christensen y Pauly (2005). El valor de tal índice en el presente estudio ($B/P=0.098$), indica que el sistema está constituido principalmente por grupos de tamaño pequeño, con ciclos de vida corto y rápido crecimiento, lo que

provoca que tengan una mayor tasa de producción respecto a su biomasa, lo cual es característico de sistemas inmaduros *sensu* Odum (1985). Con respecto a otros sistemas, el valor obtenido fue menor que Huizache-Caimanero (0.127), y mayor que Jalisco-Colima (0.078), Sonora (0.037) y Alto Golfo de California (0.024) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005; Lercari, 2006).

Una forma de estimar la fracción de la producción primaria que es utilizada en el ecosistema, es a través de la eficiencia bruta de la pesquería, medida como la proporción de la captura entre la producción primaria neta (*Y/PP* o *P/B*), la cual toma un valor menor que uno para ecosistemas con stocks de peces poco explotados, y tiene un promedio global de 0.0002 (Christensen *et al.*, 2005). Dicho valor difiere mucho al obtenido en éste trabajo (0.0029), sugiriendo un aprovechamiento del ecosistema elevado y similar a los sistemas Huizache-Caimanero (0.0019) y Sonora (0.0027), pero menor que Jalisco-Colima (0.0144) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005).

La Ascendencia con un 30% de su capacidad, muestra un nivel de crecimiento característico de sistemas en desarrollo o inmaduros, el valor se encuentra entre los descritos para los sistemas de Sonora (29%), Huizache-Caimanero (29%), Jalisco-Colima (32%), y menor que el Alto Golfo de California (44%). Por otra parte, respecto a la estabilidad del sistema, el Overhead indica que tiene una resiliencia alta (0.7), característico de sistemas en desarrollo (Ulanowicz, 1986). Dicha resiliencia es similar a la que poseen los sistemas de Sonora (0.71), Huizache-Caimanero (0.71) y Jalisco-Colima (0.68), pero mayor que el Alto Golfo de California (0.56) (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002; Zetina-Rejón *et al.*, 2003; Galván-Piña, 2005; Lercari, 2006).

8.4 Efecto de la pesca incidental

El escenario que contempla reducir totalmente la captura incidental de la flota camaronera, causó principalmente cambios moderados y muy bajos en los atributos del ecosistema, de acuerdo con las características estructurales y funcionales. Dicho escenario provocó una disminución en la exportación y eficiencia de la pesquería al quitar dicha captura, observándose un incremento de baja importancia en la biomasa total del ecosistema.

La producción primaria requerida (*PPR*) para sostener la pesca en el ecosistema varía según la dinámica de los grupos aprovechados. Los valores para un sistema en particular pueden sobreestimarse cuando se basa en grupos pelágicos altamente migratorios, ya que estos pueden acceder a la producción de otros sistemas y deber a ello su elevada producción, reflejándose en los grandes volúmenes de captura que requieren una mayor producción primaria *sensu* Cubillos *et al.* (1998). La *PPR* obtenida para el sistema en cuestión, se considera apropiada, considerando que la mayoría de los grupos son representantes de fondo que se encuentran la mayor parte del año en dicho sistema. Se ha descrito que la *PPR* es un indicador pobre para evaluar los impactos de la pesca, según la baja correlación que tiene con la presión de pesca simulada para un ecosistema de bahía y otro de costa en Australia (Fulton *et al.*, 2005). Sin embargo, los resultados en el presente estudio sugieren que la *PPR* es un buen indicador ecológico, ya que muestra cambios significativos en comparación con el resto de los atributos del sistema.

Se esperaba que aumentara la *PPR* para sostener la pesca en cada uno de los grupos capturados incidentalmente, ya que habría mayor biomasa en ellos (al sumarle la captura incidental) que demandaría una mayor producción. Sin embargo, esto sucedió solamente con Scombridae, contrario a las disminuciones significativas que tuvieron Centropomidae, Ariidae, y Sciaenidae. Esto se debe a una redistribución de biomasa entre los niveles tróficos, con una posible disponibilidad de presas mayor *sensu* Arreguín-Sánchez *et al.* (2002). Todo ello sugiere que sin la captura incidental, la *PPR* para sostener la pesca sería menor, con un margen de variación mayor, lo cual permitiría a los grupos aprovechados tener una mayor estabilidad respecto a las fluctuaciones de la producción primaria en el ecosistema. Estos cambios son importantes principalmente para la pesquería artesanal, ya que esta actividad aprovecha varios de los grupos capturados incidentalmente por la flota camaronera.

Por otra parte, el escenario muestra que la información (o neguentropía *sensu* Margalef, 1968) del ecosistema aumenta, aunque muy poco, ya que las proporciones de biomasa extraída (captura incidental) son relativamente bajas. De acuerdo con las afirmaciones de Margalef (1968), la sucesión de los ecosistemas es un proceso de

organización, en el que un sistema que avanza a la madurez, en cada estadio de la sucesión, incrementa la neguentropía (estructura del ecosistema o biomasa) y las interacciones bióticas, y a su vez disminuye la entropía y la influencia del ambiente sobre el ecosistema. Esto podría significar que la pesca contribuye en mantener al ecosistema en un estado inmaduro (al extraer neguentropía expresada en la biomasa), considerando que la alteración en cualquier estadio de la sucesión, provoca cambios rápidos y catastróficos caracterizados por una disminución de la madurez del ecosistema *sensu* Margalef (Walker, 2005).

Se observó que la biomasa de las presas puede ser menor que la de sus depredadores, aunque esto no se refleje de manera general en la pirámide de biomasa del sistema. Un ejemplo de ello, son Penaeidae y sus depredadores, Centropomidae, Pleuronectiformes, Sciaenidae, Haemulidae, y Serranidae. Si la biomasa de estos tres últimos grupos aumenta, o la biomasa de los dos primeros depredadores disminuye, probablemente la biomasa de los camarones aumente, considerando que en la primera situación, los impactos tróficos que la presa recibe de sus depredadores son positivos, y en la segunda negativos. La estructura del ecosistema de acuerdo con la distribución de biomasa que presenta, se mantiene hasta donde la depredación no sobrepase los límites de producción de las presas, el cual resiste en medida de las respuestas biológicas, que en el caso particular de los camarones, son organismos que se consideran *r*-estrategas, caracterizados por tener un rápido crecimiento, una baja longevidad, de madurez temprana, y con alto potencial reproductivo.

Finalmente, el escenario permitió conocer las propiedades del ecosistema en ausencia de la captura incidental. Evaluando simplemente el efecto de la pesca a través del probable estado que tuvo el ecosistema durante los noventa, sin la posibilidad, a diferencia del enfoque dinámico (Ecosim), de contar con predicciones a largo plazo.

9. CONCLUSIONES

- Se obtuvo un modelo trófico Ecopath constituido por 37 grupos funcionales que representan la estructura, funcionamiento y productividad del ecosistema bentónico de la plataforma continental del sur de Sinaloa, con un nivel de consistencia y certidumbre adecuado.
- El ecosistema bentónico está representado en su mayoría por consumidores primarios que son omnívoros, herbívoros y detritívoros.
- La eficiencia de transferencia de energía del ecosistema, se debe principalmente a los carnívoros de medio nivel, ya que tienen un menor costo energético, un menor flujo hacia el Detritus, y baja competencia por recursos.
- El ecosistema bentónico del sur de Sinaloa se considera en un estado inmaduro o de bajo desarrollo.
- El Detritus impacta positivamente sólo a la flota camaronera, mientras que el Fitoplancton sólo a la pesca artesanal.
- La captura incidental de la flota camaronera tiene efectos de cascada trófica sobre varios grupos aprovechados por la pesca artesanal; sin embargo, son más fuertes los impactos negativos sobre el resto del ecosistema.
- La reducción total de la captura incidental permite observar que existen impactos moderados en la estructura, funcionamiento y productividad del ecosistema. Además, que ejerce una presión sobre el ecosistema, ya que se requiere de una mayor producción primaria para sostener la pesca, principalmente sobre recursos aprovechados por la pesca artesanal.

10. RECOMENDACIONES

Los resultados en el presente trabajo, tienen la finalidad de corroborar el efecto de la captura incidental de la pesca de arrastre sobre el ecosistema. Sin embargo, se recomienda enfocar más estudios en esta línea, por ejemplo, incorporando algunos grupos como las bacterias, para reafirmar supuestas sobreestimaciones entre la producción primaria y la respiración total del sistema (P/R), lo cual es causado por la omisión de dicho grupo. Esto puede analizarse para saber si es significativo en los atributos del modelo, y saber que tanto pudiera afectar en las comparaciones entre sistemas y en el mismo.

La descripción del ecosistema en el presente trabajo, podría ser la primera etapa para el desarrollo analítico de un sistema de simulación dinámico (Ecosim), el cual ayude a responder las interrogantes sobre los efectos que tiene la pesca sobre el ecosistema, pero a lo largo de un periodo de aprovechamiento, considerando más información pertinente (p. ej. variables ambientales), con la posibilidad de incursionar en el análisis de propuestas óptimas de manejo, basadas en criterios económicos, sociales y ecológicos.

Para la elaboración de éste tipo de trabajos, es necesario que se cuente con la mayor información básica para la zona, esto permitirá una mayor representación y certidumbre en los atributos del ecosistema. Un “dichoso infortunio” (según Aristóteles) del científico durante la investigación, es el escudriñamiento riguroso de información que desnuda su ignorancia sin asegurar la calidad de su trabajo, por ello, se recomienda, dar mayor funcionalidad (aplicación) a la tesis de la biología básica de las especies (hábitos alimentarios, edad, crecimiento, abundancia y distribución), tomando en cuenta que el enfoque dirigido en un tiempo y espacio determinado para el estudio en conjunto de varias, pueda generar nuevas preguntas con soluciones que la investigación interdisciplinaria tiene como objetivo encontrar. Solamente así, podría lincharse a la incertidumbre que acompaña a éste tipo de trabajos, que es la reconstrucción trófica de los ecosistemas descrita actualmente a través del modelo Ecopath.

11. BIBLIOGRAFÍA

- Abarca-Arenas, L. G. & E. Valero-Pacheco. 1993. Toward a trophic model of Tamiahua, a coastal lagoon in Mexico, 181-185. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Álvarez-Cadena, J. N. 1985. Composición y abundancia de los copépodos planctónicos de la bahía de Mazatlán, Sin. México (1979-1980). *An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México, 12(1):1-29.*
- Anónimo, 1979. Bancos e islas en el océano Pacífico. Dirección General de Flota, Industria e Instalaciones Pesqueras. Pesca. Serie Tecnológica 18:1-17.
- Amezcu-Linares, F. 1996. Peces demersales de la plataforma continental del Pacífico central de México. ICMYL. UNAM. Comisión Nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad. México, D. F. 184 p.
- Arreguín-Sánchez, F., A. Hernández-Herrera, M. Ramírez-Rodríguez & H. Pérez-España. 2004. Optimal management scenarios for the artisanal fisheries in the ecosystem of La Paz Bay, Baja California Sur, Mexico. *Ecol. Model., 172:373-382.*
- Arreguín-Sánchez, F., E. Arcos & E. Chávez. 2002. Flows of biomass and structure in an exploited benthic ecosystem in the gulf of California, Mexico. *Ecol. Model. 156:167-183.*
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco & E. A. Chávez. 1993. A trophic box model of the coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico, 197-205. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Arreguín-Sánchez, F., J. C. Seijo & E. Valero-Pacheco. 1993. An application of ECOPATH II to the north continental shelf ecosystem of Yucatan, Mexico, 269-278. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Avilés, G. 2003. La pesca incidental daña biodiversidad. La Crónica, Mexicali, México, Nov. 5, Sección 5\A. 1 p.
- Ayon-Parente, M. 2000. Aspectos biológicos pesqueros del cangrejo tanque *Calappa convexa* de Saussure (Crustacea:Brachyura:Calappidae) en el sur de Sinaloa.

Tesis de maestría. Facultad de Medicina Veterinaria Zootecnia, Universidad de Colima. México. 79 p.

- Baranov, F. I. 1918. On the question of the biological basis of fisheries. *Nauchnye Issledovaniya Ikhtiologicheskii Instituta Izvestiya* 1:81-128. *En: Edwards, E. F. & Megrey, B. A. (Eds). 1989. Mathematical analysis of fish stock dynamics. Symposium 6, American Fisheries Society. U. S. A. 214 p.*
- Beverton, R. J. H. & S. J. Holt. 1957. On the dynamics of exploited fish populations. *Fish. Invest. Minist. Agric. Fish. Food (G. B.) (2 Sea Fish.)* 19:533 p.
- Brando, V. E., R. Ceccarelli, S. Libralato & G. Ravagnan. 2004. Assessment of environmental management effects in a shallow water basin using mass-balance models. *Ecol. Model.*, 172:213–232.
- Brodeur, R. & W. Pearcy. 1990. Trophic relations of juvenile Pacific salmon off Oregon and Washington coast. *Fish. Bull. U.S.* 88: 617-636.
- Browder, J. A. 1993. A pilot model of the Gulf of Mexico continental shelf, 279-284 *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Brusca, R. C., L. T. Findley, P. A. Hastings, M. E. Hendrickx, J. Torre-Cosio & A. M. van der Heiden. 2005. Macrofaunal diversity in the Gulf of California, 179-203. *En: Cartron, J. L. E., Gerardo C. & R. S. Felger (Eds.) Biodiversity, ecosystems, and conservation in northern Mexico. OXFORD University Press, U. S. A. 514 p.*
- Caillouet, C. W., S. A. Manzella, C. T. Fontaine, T. D. Williams, M. G. Tyree & D. B. Koi. 1989. Feeding, growth rate and survival of the 1984 year-class of Kemp's Ridley sea turtles (*Lepidochelys kemp*) reared in captivity, 165-177. *En: Caillouet, C. W., Jr. & A. M. Landry, Jr. (Eds.) Proceedings of the First International Symposium on Kemp's Ridley Sea Turtle Biology, Conservation, and Management. Texas A&M University, 260 p.*
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell & J. R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *Bioscience*, 35:634-639.

- Castro-Aguirre, J. L., J. Arvizu-Martínez y J. Páez. 1970. Contribución al conocimiento de los peces del Golfo de California, *Rev. Soc. Mex. Hist. Nat.* 31:107-181.
- Chapa-Saldaña, H. 1976. La fauna acompañante del camarón como un índice de monopesca, 447-450. *En: Symposium sobre biología y dinámica poblacional del camarón. Memorias., Guaymas, Sonora. 8-13 Agosto 1976.*
- Chávez, E. A., M. Garduño & F. Arreguín Sánchez. 1993. Trophic dynamic structure of Celestun Lagoon, southern Gulf of Mexico, 186-192. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc.* 26, 390 p.
- Chávez, H. y J. Arvizu-Martínez. 1972. Estudio de los recursos pesqueros demersales del Golfo de California, 1968-1969. III fauna de acompañamiento del camarón “peces finos” y “basura”, 361-378. *En: Carranza J. (Ed.) Mem. IV Cong. Nal. Ocean. México, Nov. 17-19, 1969.*
- Christensen, V. 1996. Managing fisheries involving predator and prey species. *Rev. Fish Biol. Fisher.,* 6:417-442.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecol. Model,* 61:169-185.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1993. Flow characteristics of aquatic ecosystems, 338-352. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc.* 26, 390 p.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *NAGA ICLARM Q.* 18(3):34-40.
- Christensen, V., C. J. Walters & D. Pauly. 2005. *Ecopath with Ecosim: a User's Guide.* Fisheries Centre, University of British Columbia. Vancouver, 154 p.
- Cochrane, K. L. 2005a. El uso de la información científica en el diseño de estrategias de ordenación, 91-123. *En: Cochrane, K. L. (Ed.). Guía del administrador*

- pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. *FAO Doc. Téc. Pesc.* No. 424. FAO, Roma. 231 p.
- Cochrane, K. L. 2005b. Uso de medidas técnicas en la pesca responsable: regulación de artes de pesca, 19-44. *En: Cochrane, K. L. (Ed.). Guía del administrador pesquero. Medidas de ordenación y su aplicación. FAO Doc. Téc. Pesc.* No. 424. Roma. 231 p.
- Cruz-Martínez, A. 1995. Productividad primaria acuática en la Bahía de Mazatlán. Tesis de licenciatura. ICMYL. UNAM. México. 56 p.
- Cruz-Escalona, V. H. 2005. Interdependencia ecotrófica entre Laguna de Alvarado, Veracruz y la plataforma continental adyacente. Tesis de doctorado. CICIMAR, IPN. México. 136 p.
- Cubillos, L., S. Nuñez & D. Arcos. 1998. Producción primaria requerida para sustentar el desembarque de peces pelágicos en Chile. *Invest. Mar.* 26:83-96.
- De La Cruz-Agüero, G. 1993. A preliminary model of Mandinga Lagoon, Veracruz, México, 193-196. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc.* 26, 390 p.
- Duarte, L. O. & C. B. García. 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. *Ecol. Model.*, 172:323-338.
- Durbin, A. G., & E. G. Durbin. 1998. Effects of menhaden predation on plankton populations in Narragansett Bay, Rhode Island. *Estuaries*, 21(3):449-465.
- Edwards, R. R. C. 1978. Ecology of a coastal lagoon complex in Mexico. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 6:75-92.
- EJF, 2003. Squandering the seas: How shrimp trawling is threatening ecological integrity and food security around the world. Environmental Justice Foundation, London, UK. 48 p.
- EJF, 2005. What's the catch?: Reducing bycatch in EU distant water fisheries. Environmental Justice Foundation, London, UK. 16 p.
- FAO, 2001. Report of the workshop of national co-ordinators of the UNEP/GEF/FAO project on reducing the impact of tropical shrimp trawling fisheries on living marine resources through the adoption of environmentally friendly techniques and practices. *FAO Fisheries Report* No. 605. Rome.

- FAO, 2004. El estado mundial de la pesca y la acuicultura 2004. Roma.
- Froese, R. & D. Pauly. 2005. FishBase. World Wide Web electronic publication. (www.fishbase.org, version 02/2005).
- Galindo-Reyes, J. G. 1981. Estudio preliminar sobre la productividad primaria y la dinámica de los nutrientes en el estero El Verde, Mazatlán, Sin., México. Tesis de maestría. UNAM. México. 126 p.
- Galván-Piña, V. H. 2005. Impacto de la pesca en la estructura, función y productividad del ecosistema de la plataforma continental de las costas de Jalisco y Colima, México. Tesis de doctorado. CICIMAR, IPN. México. 106 p.
- Gamito, S. & K. Erzini. 2005. Trophic food web and ecosystem attributes of a water reservoir of the Ria Formosa (south Portugal). *Ecol. Model.*, 181(4):509-520.
- García, C. B. & L. O. Duarte. 2002. Consumption to biomass (Q/B) ratio and estimates of Q/B-predictor parameters for caribbean fishes. *NAGA, ICLARM Quaterly* 25(2):19-31.
- García-Juárez, A. R. 2004. Análisis biológico-económico del camarón de altamar, en el Alto Golfo de California. Tercer Foro de Camarón del Pacífico. Instituto Nacional de la Pesca. 34 p.
- Garza-Osuna, T. E. 1999. Características estructurales de las comunidades de macroalgas de la bahía de Mazatlán durante 'El Niño 1997-98'. Tesis de licenciatura. ICMYL. UNAM. México. 51 p.
- Gasalla, M. A. & C. L. D. B. Rossi-Wongtschowsky. 2004. Contribution of ecosystem analysis to investigating the effects of changes in fishing strategies in the South Brazil Bight coastal ecosystem. *Ecol. Model.*, 172:283-306.
- Gil, L. H. y S. Sarmiento. 2001. Algunos aspectos biológicos y pesqueros de las jaibas (*Callinectes spp.*) en el sistema lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas. *Doc. Téc.* SAGARPA. INP. CRIP Salina Cruz, Oaxaca. 41 p. *En:* Ramírez-Félix, E. y J. Singh-Cabanillas (Eds.) 2003. La pesquería de Jaiba (*Callinectes spp.*) en el Pacífico Mexicano: Diagnóstico y Propuesta de Regulación. Instituto Nacional de la Pesca, México, 54 p.
- González-Ramos, O., D. Mendizábal y Oriza, R. Vélez-Marín y J. Fajardo. 1997. Edad y crecimiento del dorado *Coryphaena hippurus* en la zona oceánica del

- Pacífico mexicano. Memorias. V Congreso Nacional de Ictiología. FACIMAR, UAS. México. 63 p.
- Gorostieta-Monjaraz, M. 2001. Dinámica de la estructura trófica del ecosistema de bahía Concepción, B. C. S. México. Tesis de maestría. CICIMAR, IPN. México. 75 p.
- Gribble, N. A. 2003. GBR-prawn: modelling ecosystem impacts of changes in fisheries management of the commercial prawn (shrimp) trawl fishery in the far northern Great Barrier Reef. *Fish. Res.*, 65:493-506.
- Hall, M. A., D. L. Alverson & K. I. Metuzals. 2000. Bycatch: problems and solutions. *Mar. Poll. Bull.* 41(1-6):204-219.
- Hendrickx, M. E., A. M. van der Heiden y A. Toledano-Granados. 1984. Resultados de las campañas SIPCO I-III (Sur de Sinaloa, México) a bordo de B/O "El Puma". Hidrología y composición de las capturas efectuadas en los arrastres. *An. Inst. Cienc. Mar. Limnol.*, UNAM. México, 11(1):107-122.
- Hendrickx, M. E. 1985. Diversidad de los macroinvertebrados bentónicos acompañantes del camarón en el área del Golfo de California y su importancia como recurso potencial, 95-148. *En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Recursos Pesqueros Potenciales de México: La pesca acompañante del camarón.* Progr. Univ. de Alimentos, ICMYL. Instituto Nacional de la Pesca. UNAM. México. 748 p.
- Heymans, J. J., L. J. Shannon & A. Jarre. 2004. Changes in the northern Benguela ecosystem over three decades: 1970s, 1980s and 1990s. *Ecol. Model.*, 172:175-195.
- Hill, B. & T. Wassenberg. 2000. The probable fate of discards from prawn trawlers fishing near coral reefs: A study in the northern Great Barrier Reef, Australia. *Fish. Res.* 48(3):277-286.
- Hoening, J. M. 1983. Empirical use of longevity data to estimate mortality rates. *US Fish. Bull.* 81(4):898-903.
- Hyatt, K. D. 1979. Feeding strategy, 71-119. *En: Hoar W. S., D. J. Randall & J. R. Brett (Eds.) Fish physiology: Bioenergetics and growth, Vol. 8.* Academic Press, INC. Oval Road, London. 786 p.

- IGFA, 2001. Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA. *En*: Froese, R. & D. Pauly. 2005. FishBase. World Wide Web electronic publication (www.fishbase.org, version 02/2005).
- INEGI, 2005. (URL: <http://www.inegi.gob.mx/>)
- INP, 2000. Sustentabilidad y pesca responsable en México: evaluación y manejo 1999-2000. Instituto Nacional de la Pesca. México. 1111 p.
- INP, 2003. Análisis de la temporada de captura de camarón 2002-2003 en el pacífico mexicano; Criterios para el inicio de la veda en aguas protegidas y marinas. Dictamen Técnico. Instituto Nacional de la Pesca. México, 25 p.
- INP, 2004. Carta nacional pesquera. Instituto Nacional de la Pesca. SEMARNAT México. 439 p.
- Jackson J. B. C., M. X. Kirby, W. H. Berger, K. A. Bjorndal, L. W. Botsford, B. J. Bourque, R. H. Bradbury, R. Cooke, J. Erlandson, J. A. Estes, T. P. Hughes, S. Kidwell, C. B. Lange, H. S. Lenihan, J. M. Pandolfi, C. H. Peterson, R. S. Steneck, M. J. Tegner & R. R. Warner. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293:629-638.
- Jarre, A., M. L. Palomares, M. L. Soriano, V. C. Sambilay & D. Pauly. 1991. Some a new analytical and comparative methods for estimating the food consumption of fish. *ICES Mar. Sci. Symp.* 193:99-108.
- Jørgensen, S. E. 1979. Handbook of environmental data and ecological parameters. International Society for Ecological Modelling, Copenhagen. 1162 p.
- Leslie, P. H. & Davies, H. S. 1939. An attempt to determine the absolute number of rats on a given area. *J. Anim. Ecol.* 8:94-113.
- Lin, H. J., K. T. Shao, S. R. Kuo, H. L. Hsieh, S. L. Wong, I. M. Chen, W. T. Lo & J. J. Hung. 1999. A trophic model of a sandy barrier lagoon at Chiku in southwestern Taiwan. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 48:575-588.
- Lindeman, R. L. 1942. The trophic dynamic aspect of ecology. *Ecology*, 23, 399-418.
- Lluch-Belda, D. 1976. Aplicación de modelos poblacionales en la pesquería del camarón: una evaluación resumida. Memorias del Simposio sobre Biología y Dinámica Poblacional de Camarones, Vol. 2. Instituto Nacional de Pesca, México. 127-168 p.

- López-Martínez, J. 2000. Dinámica de la pesquería del camarón café (*Penaeus californiensis*) en el litoral sonoreño y su relación con algunos parámetros oceánico-atmosféricos. Tesis de doctorado. CICIMAR, IPN. México. 196 p.
- MacArthur, R. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 36(3):533-536.
- MacDonald, J. S. & R. H. Green. 1983. Redundancy of variables used to describe importance of prey species in fish diets. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 40:635-637.
- Madrid-Vera, J., L. Esparza-Carvajal, D. Chávez-Herrera y J. M. Melchor-Aragón. 2004. Comparando el esfuerzo requerido para alcanzar el máximo rendimiento sostenido de *Farfantepenaeus californiensis* por modelos de biomasa dinámica, con datos de aviso de arribo y datos experimentales en el periodo de 1992 a 2004, en el sur del Golfo de California. Tercer Foro de Camarón del Pacífico. Instituto Nacional de la Pesca. 32 p.
- Madrid, V. J. y R. Beltrán-Pimienta. 2001. Longitud, peso y sexo del dorado *Coryphaena hippurus* (Perciformes: Coryphaenidae), del litoral de Sinaloa, Nayarit y Baja California Sur, México. *Rev. Biol. Trop.*, 49:916-931.
- Manickchand-Heileman, S., J. Mendoza-Hill, A. Lum Kong and Freddy Arocha. 2004. A trophic model for exploring possible ecosystem impacts of fishing in the Gulf of Paria, between Venezuela and Trinidad. *Ecol. Model.*, 172:307-322.
- Manjarrez-Acosta, C. 2001. Variación estacional de la comunidad de peces de fondos blandos del área costera del sur de Sinaloa. Tesis de maestría. CICIMAR, IPN. México. 134 p.
- Margalef, R. 1968. Perspectives in Ecological Theory. University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA., 111 p.
- Martínez-Tovar, I., F. Amescua y J. Madrid-Vera. 2004. Composición y diversidad de las comunidades de peces presentes en la fauna de acompañamiento de la pesca de camarón en Sinaloa. Tercer Foro de Camarón del Pacífico. Instituto Nacional de la Pesca. 31 p.
- McQuaid, J. 1997. Trawling into trouble. The Times-Picayune (URL: <http://www.pulitzer.org/year/1997/public-service/works/5-l/>).

- Mendoza, J. J. 1993. A preliminary biomass budget for the northeastern Venezuela shelf ecosystem, 285-297. *En*: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Mendoza-López, J., P. E. Osuna, A. C. Manjarrez, J. M. Audelo. 1992. Crecimiento individual de la corvina graniza (*Cynoscion reticulatus*; Günther, 1864). Resúmenes. IX Simp. Int. Biol. Mar. UABCS. La Paz, B. C. S. México. 66 p.
- Mendoza-López, J., R. Monarrez-Burgos, E. Tello-Alcantar y A. Montes-Verdugo. 1997. Aspectos biológicos pesqueros de *Cycloseptta querna* (Jordan y Bollman 1886-1900). Memorias. V Congreso Nacional de Ictiología. FACIMAR, UAS. México. 59 p.
- Morales-Nin, B. 1996. Abundance, distribution and growth of *Synodus evermanni* Jordan and Ballman, 1890 and *Synodus scituliceps* Jordan and Gilbert, 1882 (Pisces: Synodontidae) from the Mexican Pacific shelf. Publicaciones Especiales. Instituto Español de Oceanografía, 21:253-262.
- Morales-Zárate, M. V., F. Arreguín-Sánchez, J. López-Martínez & S. E. Lluch-Cota. 2004. Ecosystem trophic structure and energy flux in the Northern Gulf of California, Mexico. *Ecol. Model.*, 174:331–345.
- Navarro-Serment, C. J. 2002. Abundancia, uso de hábitat y conservación del cocodrilo de río, *Crocodylus acutus* Cuvier, 1807 (Reptilia: Crocodylia) en el estero El Verde, Sinaloa, México. Tesis de maestría. CIAD. Mazatlán, Sinaloa, México. 70 p.
- Nellis, D. W. & S. E. Henke. 2000. Predation of Leatherback turtle hatchlings by near shore aquatic predators. 168. *En*: Kalb, H. J. & T. Wibbels (Eds.). Proceedings of the Nineteenth Annual Symposium on Sea Turtle Biology and Conservation. U. S. Dept. Commerce. *NOAA Tech. Memo.* NMFS-SEFSC-443, 291 p.
- Odum, E. P. 1985. Fundamentos de ecología. Interamericana, México. 422 p.
- Odum, H. T. & R. C. Pinkerton. 1955. Time's speed regulator: The optimum efficiency for maximum power output in physical and biological systems. *Am. Sci.*, 43(2): 331-343.

- Okay, T. A., G. A. Vargo, S. Mackinson, M. Vasconcellos, B. Mahmoudi & C. A. Meyer. 2004. Simulating community effects of sea floor shading by plankton blooms over the West Florida Shelf. *Ecol. Model.*, 172:339-359.
- Olson, R. J. & G. M. Watters. 2003. A model of the pelagic ecosystem in the eastern tropical Pacific ocean. *Inter-Am. Trop. Tuna Comm. Bulletin*, 22(3):90.
- Ortiz, M. & M. Wolff. 2002. Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 268:205-235.
- Palomares, M. L. & D. Pauly. 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 40:259-273.
- Palomares, M. L. & D. Pauly. 1998. Predicting food consumption of fish populations as functions of mortality, food type, morphometrics, temperature and salinity. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 49:447-453.
- Palomares, M. L., P. Reyes-Marchant, N. Lair, M. Zainure, G. Barnabé & G. Lasserre. 1993. A trophic model of a Mediterranean Lagoon, Etang de Thau, France, 224-229. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Parsons, T. R., M. Takahashi & B. Hargrave. 1977. Biological oceanographic processes. Permagon Press, New York. U. S. A. 332 p.
- Paul, R. K. G. & M. E. Hendrickx. 1980. Crustaceans in the shrimp by-catch from off the coast of Sinaloa and Nayarit, México. *Bull. South. Calif. Acad. Sci.* 79(3):109-111.
- Paula e Silva, R. D., M. I. Sousa & A. M. Caramelo. 1993. The Maputo bay ecosystem (Mozambique), 214-223. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Pauly, D. 1978. A preliminary compilation of fish length growth parameters. *Berichte des Institut für Meerekunde an der Christian-Albrechts Universität Kiel*, 55: 200 p.
- Pauly, D. 1980. A selection of simple methods for the assessment of tropical fish stocks. *FAO Fish. Circ.* 729. 54 p.

- Pauly, D. 1984. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators. *ICLARM Stud. Rev.*, 8: 325 p.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. *FAO Doc. Tec. Pesq.*, 234, 49 p.
- Pauly, D. 2000. Commentary: fishing down marine food webs, 195-199. *En*: Paul J. Harrison & T. R. Parson (Eds.). *Fisheries Oceanography: an integrative approach to fisheries ecology and management*. Blackwell Science, Oxford. 347 p.
- Pauly, D. & C. Binohlan. 1996. Fish base and auxim as tools for comparing the life-history patterns growth and natural mortality of fish: applications to snappers and groupers, 218-243. *En*: Arreguín-Sánchez, F., J. L. Munro, M. C. Balgos & D. Pauly (Eds.) *Biology, Fisheries and Culture of Tropical Groupers and Snappers*. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- Pauly, D. & V. Christensen. 1995. Primary production required to sustain global fisheries. *Nature*, 374(16):255-257.
- Pauly, D. & V. Christensen. 2002. Ecosystem models, 211-227. *En*: P. J. B. Hart & J. D. Reynolds (Eds.) *Handbook of Fish Biology and Fisheries.*, Vol. 2 *Fisheries*. Blackwell Science. UK. 463 p.
- Pauly, D., V. Christensen & V. Sambilay. 1990. Some features of fish food consumption estimates used by ecosystem modellers. *ICES Counc. Meet.* 1990/G: 17, 8 p.
- Pauly, D. & R. Watson. 2003. Counting the fishes end. *Sci. Am.*, 289(1):13-17.
- Penié-Rodríguez I, M. P. Blanco-Parra y A. Estradas-Romero. 2002. Métodos de investigación oceanográfica. Informe de campaña oceanográfica MAZCAB-IV. Universidad Nacional Autónoma de México. México. 89 p.
- Peraza-Vizcarra, R. 2005. Espacios oceánicos y costeros de Sinaloa: Tópicos Oceanográficos. Universidad Autónoma de Sinaloa, México. 170 p.
- Pérez-España, H. & F. Arreguín-Sánchez. 1999. A measure of the ecosystem stability. *Ecol. Model.*, 119:79-85.
- Pérez-González, R. 1995. Crecimiento, alimentación y desarrollo gonadal de dos especies de peces demersales dominantes en la plataforma continental del

- sur de Sinaloa, México: *Prionotus stephanophrys* (Triglidae) y *Pomadasys panamensis* (Haemulidae). Tesis de maestría. ICMYL, UNAM. México. 174 p.
- Pérez-Mellado, J. 1980. Análisis de la fauna de acompañamiento del camarón capturado en las costas de Sonora y Sinaloa, México. Guaymas, México. Tesis de maestría. Escuela de Ciencias Marinas y Alimentarias, ITESM, Guaymas, Sonora, México. 98 p.
- Pérez-Mellado, J. y L. T. Findley. 1985. Evaluación de la ictiofauna acompañante del camarón capturado en las costas de Sonora y norte de Sinaloa, México, 201-254. *En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Recursos Pesqueros Potenciales de México: La pesca acompañante del camarón.* Progr. Univ. de Alimentos, ICMYL. Instituto Nacional de la Pesca. UNAM. México. 748 p.
- Pérez-Mellado, J., J. M. Romero, R. H. Young y L. T. Findley. 1983. Rendimientos y composición de la pesca acompañante del Golfo del California, 62-63. *En: Pesca acompañante del camarón. Un regalo del mar. Informe de una consulta técnica sobre utilización de la pesca acompañante del camarón celebrada en Georgetown, Guyana, 27-30 octubre.* Ottawa, Ont. CIID, 19. 175 p.
- Pianka, E. R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4:53-74.
- Plascencia-González, H. G. 1993. Contribución al conocimiento de las comunidades de peces asociados a los fondos blandos del sur de Sinaloa (Proyecto SIPCO). Tesis de maestría. ICMYL. UNAM. 200 p.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1):1-11.
- Rainer, F. S. 1982. Trophic structure and production in the macrobenthos of a temperate Australian estuary. *Estuar. Coast. Shelf. S.*, 5:423-441.
- Ramírez-Hernández, E., N. Vázquez, R. Márquez y C. Guerra. 1965. Investigaciones ictiológicas de las costas de Sinaloa. I. Listas de peces colectados en las capturas camaroneras (agosto, 1961; abril-octubre, 1962; mayo-septiembre, 1963). *Pub. Inst. Nal. Invest. Biol. Pesq.*, 12:1-36.

- Reyes-Bonilla, H. 1997. Biología poblacional de *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) en el sur del Golfo de California. Proyecto CONABIO. México. 83 p.
- Rodríguez-Cajica, S. R. 1996. Contribución al conocimiento de la fauna de acompañamiento del camarón frente a la costa de Sinaloa, México. Tesis de maestría. ICMYL. UNAM. México. 124 p.
- Rodríguez-Gerrero, M. D. L. A., R. I. Zamudio-Vásquez, H. M. Cazesuz-Sánchez y H. E. Carvajal-García. 1986. Aspectos de crecimiento y madurez gonadal en la lisa (*Mugil cephalus* Linnaeus 1758), en el estero "El Sábalo" en Mazatlán, Sin., México. Ciclo 1983-1984. Memoria. FACIMAR, UAS. México. 84 p.
- Rosales-Juárez, F. 1976. Contribución al conocimiento de la fauna de acompañamiento del camarón en altamar frente a las costas de Sinaloa, México, 25-80. *En*: Instituto Nacional de la Pesca (Ed.) Memorias de la Reunión sobre los Recursos de la Pesca Costera en México, Veracruz, Nov. 23-25.
- Rojas-Zepeda, P. G., R. Castro, M. Anaya-Cota, J. D. Sakoda-Correa. 1993. Algunos parámetros ecológicos que influyen en el crecimiento, distribución y abundancia del camarón blanco *Penaeus vannamei* Boone, en el estero de Las Escopamas, Mazatlán, Sinaloa. (1985-1986). Memoria. FACIMAR, UAS. México. 76 p.
- SAGARPA, 2002. Anuario Estadístico de Pesca 2002. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. CONAPESCA, México.
- Sánchez-Cárdenas, R. 2005. Aspectos reproductivos del botete diana *Sphoeroides annulatus* (Jenyns, 1842) (Pisces: Tetraodontidae), en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de licenciatura. FACIMAR, UAS. México. 86 p.
- Sánchez, F. & I. Olaso. 2004. Effects of fisheries on the Cantabrian Sea shelf ecosystem. *Ecol. Model.*, 172:151-174.
- SEMARNAP, 1995. Anuario Estadístico de Pesca 1995, SEMARNAP, México.
- SEMARNAP, 1996. Anuario Estadístico de Pesca 1996, SEMARNAP, México.
- SEMARNAP, 1997. Anuario Estadístico de Pesca 1997, SEMARNAP, México.

- Silvestre, G., S. Selvanathan & A. H. M. Salleh. 1993. Preliminary trophic model of the coastal fisheries resources of Brunei Darussalam, South China Sea, 300-306. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems. ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.*
- Snyder-Conn, E. & R. Brusca. 1977. Shrimp population dynamics and fishery impact in the northern Gulf of California. *Ciencias Marinas: 1(3):54-56.*
- Soto-Avila, C. 2004. Determinación de la edad y el crecimiento del pargo lunarejo *Lutjanus guttatus* (Steindachner, 1869) en la bahía de Mazatlán, Sinaloa, México. Tesis de licenciatura. FACIMAR, UAS. México. 51 p.
- Tenore, K. R. 1977a. Growth of *Capitella capitata* cultured on various levels of detritus derived from different sources. *Limnol. Oceanogr., 22:937-942.*
- Tenore, K. R. 1977b. Utilization of aged detritus derived from different sources by the polychaete *Capitella capitata*. *Mar. Biol., 44:51-55.*
- Tenore, K. R. & R. B. Hanson. 1980. Availability of detritus of different types and ages to a polychaete macroconsumer, *Capitella capitata*. *Limnol. Oceanogr., 25: 553-558.*
- Trites, A. W. 2003. Food webs in the oceans: who eats whom and how much? 125-141. *En: M. Sinclair & G. Valdimarsson (Eds.) Responsible fisheries in the marine ecosystem. Rome, Italy: FAO; New York; CABI Pub. 426 p.*
- Ulanowicz, R. E. 1986. Growth and development: ecosystems phenomenology. Springer-Verlag, New York. 203 p.
- Ulanowicz, R. E. 1995. The part-whole relation in ecosystems, 549-560. *En: B. C. Patten & S. E. Jørgensen (Eds.) Complex ecology. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey.*
- Ulanowicz, R. E. & Norden, J. S. 1990. Symmetrical overhead in flows networks. *Int. J. Syst. Sci., 21(2):429-437.*
- Ulanowicz, R. E. & C. J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses 5:7-16.*
- Valenzuela-Tanori, M. 1988. Evaluación de la fauna que acompaña al camarón en arrastres comerciales de las costas de Sonora y Sinaloa, México. Tesis de licenciatura. FACIMAR, UAS. México. 38 p.

- van der Heiden, A. M. 1985. Taxonomía, biología y evaluación de la ictiofauna demersal del Golfo de California, 149-200. *En: Yáñez-Arancibia, A. (Ed.) Recursos Pesqueros Potenciales de México: La pesca acompañante del camarón.* Progr. Univ. de Alimentos, ICMYL. Instituto Nacional de la Pesca. UNAM. México. 748 p.
- Vega-Cendejas, M. E., F. Arreguín-Sánchez & M. Hernández. 1993. Trophic fluxes on the Campeche Bank, Mexico, 206-213. *En: V. Christensen & D. Pauly (Eds.) Trophic models of aquatic ecosystems.* ICLARM Conf. Proc. 26, 390 p.
- von Bertalanffy, L. 1984. Consideración matemática elemental de algunos conceptos de sistema, 54-91. *En: Teoría general de los sistemas: fundamentos, desarrollo y aplicaciones.* Fondo de Cultura Económica. Distrito Federal, México. 311 p.
- Waburton, K. 1978. Community structure, abundance and diversity of the fish of a Mexican coastal lagoon. *Estuar. Coast. Mar. Sci.*, 7:497-519.
- Walker L. R. 2005. Margalef y la sucesión ecológica. *Ecosistemas*. 2005/1 (URL: http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?Id=70&Id_Categoria=2&tipo=portada).
- Walters, C., D. Pauly, V. Christensen & J. F. Kitchell. 2000. Representing density dependent consequences of life history strategies in aquatic ecosystems: EcoSim II. *Ecosystems*, 3(1):70-83.
- Zetina-Rejón M. J. 1999. Influencia de la pesca de camarón en la estructura del ecosistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. Tesis de maestría. CICIMAR, IPN. México. 93 p.
- Zetina-Rejón, M. J., F. Arreguín-Sánchez & E. A. Chávez. 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuar. Coast. Shelf S.*, 57:803-815.

12. ANEXOS

Anexo 1. Valores de *P/B* de modelos Ecopath de otras regiones.

Grupos/Modelos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	
Fitoplancton	45.00	85.75	70.00	250	46.42		70.00	102.56	19.62		90.00	157.00	40.00	40.00	475.00	102.60	35.70	35.70	30.30	70.00	60.00	66.40	102.56	45.50	254		148.11	70.00	166.00	
Zooplancton	17.50	14.85	40.00	40.00	18.62	67.00	18.70	18.70	18.62	10.45	18.00	17.00	20.00	20.00	150.00	5.00	35.00	36.40	7.95	40.00	27.00	24.46	21.76	17.70	40.00	8.70	29.59	40.00	90.00	
Coelenterata																										40.00	18.00			
Macrofitas		8.07	12.50	4.75	12.50			11.00	8.20	5.41	4.50			8.40			15.00	15.00	15.00	13.25	60.00		14.63	14.00	8.00			12.50		
Polychaeta		5.19		4.40	2.75	6.85		7.00	6.17	5.80	4.50				2.53	4.00						8.00	4.28	4.85	4.60			4.80		3.00
Penaeidae	8.56	6.72	5.50		2.70	4.00	2.04	7.57	3.16	1.80	4.50	3.50				7.60				7.57	2.65	5.88	7.57	5.38		5.38	4.20	3.00	6.50	
Bivalvia	7.70		5.50	4.40					2.24	1.53				4.00	4.43								2.02			1.21	2.50		3.00	
Gastropoda	1.73				1.72				3.22					4.00	1.99													2.50	3.00	
Portunidae		2.02	5.50		2.70	4.00	2.12	3.80	2.23	1.20	1.10	2.50				2.50						2.65	2.64	2.12	2.80		2.80		3.00	
Porifera						3.00																						2.50		
Cephalopoda	1.39					3.00											1.60	0.92	0.87	4.59	3.45	3.16		1.10		3.10	3.20	1.70	4.50	
Poly./Mullidae						2.21		2.30																						
Macrocrustáceos	2.33	7.71		1.34																			2.34				2.60		0.96	
Stomatopoda																						6.30	2.17			1.34			0.96	
Tetraodontidae	2.00					2.15																								
Synodontidae						14.40																		0.30						
Gerreidae	1.70	1.00			2.62	3.40	0.91	1.58	1.53	1.00	1.00	1.38				1.40						1.65		1.38	1.09					
Clupeidae	1.76	1.58	2.00		1.60	2.37	2.50	3.37	0.84	2.30		0.80	1.70		0.89	0.60	2.22	1.16	1.20			3.31	2.34	1.10		1.05	1.28	1.13	3.00	
Palinura	1.86				4.00			5.00	1.23								1.20	1.20	1.20					0.90		0.90				
Coryphaenidae																													1.50	
Echinodermata	0.58		0.70		3.00																	1.50				1.20	2.50		0.96	
Otros peces	1.79	2.78			1.44	2.15	0.65	0.77				0.30		1.60		0.40							1.95	1.53	2.52		1.30	0.38	0.57	0.90
Pleuronectiformes	2.35				1.74	1.38	2.30	0.39	0.90			0.30											4.95	0.58	0.30		1.20		0.83	
Haemulidae	1.50	1.40	0.70		1.20	2.15	0.88	0.89	0.59	0.90	1.30												2.85	1.47	0.36	0.40			0.57	
Scorp./Triglidae		0.63			1.74																			0.82				0.60		
Scombridae	1.59		1.50		0.60	1.20	0.91															0.72	0.86	0.50	0.65	0.99		0.57	1.50	
Sciaenidae			0.70		1.32	1.74	1.41	1.58	0.40		1.10	0.35				0.40							2.95	0.79	0.48	0.80		0.64	1.04	
Mugilidae	0.30				1.00	1.10	2.30	1.20	0.70	0.54	1.00	0.28	1.00	1.18	1.10	1.10											0.70		1.00	
Carangidae	0.50		1.50		1.74	0.98	0.91	0.53				0.70				0.30							0.72	0.64	0.70	0.39		0.45	1.65	
Serranidae	1.10	1.11			1.74	0.73	0.60															0.37	0.79	1.32	0.45		0.46		0.49	
Centropomidae								0.93				0.50																		
Ariidae		0.30			1.16	1.74	0.62	1.00	0.79		0.29	0.45												0.45				0.62	0.45	
Lutjanidae	0.84	0.72			1.74	0.77	0.89	0.22		0.70	0.30												0.60	0.36	0.44			0.49		
Rajiformes	0.43		0.20		0.40	0.50	0.60					0.20											0.24	3.45	0.47		0.38	0.40		
Aves						6.00											0.10	0.16	0.14	5.40		0.39				0.10			0.10	
Cheloniidae																							0.90				0.19			

1. Bahía Concepción (Gorostieta-Monjaraz, 2001)

2. Bahía La Paz (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004)

3. Bahía Maputo (Paula E Silva *et al.*, 1993)

4. Bahía Tongoy (Ortiz y Wolff, 2002)

5. Banco de Campeche (Vega-Cendejas *et al.*, 1993)

6. Mar de China (Silvestre *et al.*, 1993)

7. Golfo de Paría (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004)

8. Golfo de Salamanca 1997 (Duarte y García, 2004)

9. Huizache-Caimanero (Zetina-Rejón *et al.*, 2003)

10. Laguna Chiku (Lin *et al.*, 1999)

11. Laguna de Celestún (Chávez *et al.*, 1993)

12. Laguna de Mandinga (Cruz-Agüero, 1993)

13. Laguna de Orbetello (Brando *et al.*, 2004)

14. Laguna Mediterránea (Palomares *et al.*, 1993)

15. Laguna Ria Formosa (Gamito y Erzini, 2004)

16. Tamiahua (Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993)

17, 18, 19. Norte de Benguela 1970's, 1980's y 1990's

(Heymans *et al.*, 2004)

20. Arrecife de la Gran Barrera (Gribble, 2003)

21. Golfo de California Norte (Morales-Zárate *et al.*, 2004)

22. Plataforma de Sonora (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002)

23. Plataforma de Veracruz (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993)

24. Plataforma de Yucatán (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993)

25. Plataforma del Golfo de México (Browder, 1993)

26. Plataforma de Florida (Okay *et al.*, 2004)

27. Plataforma del mar Cantabrian (Sánchez y Olaso, 2004)

28. Plataforma de Venezuela (Mendoza, 1993)

29. Sur de Brasil (Gasalla y Rossi-Wongtschowsky, 2004)

Anexo 2. Valores de Q/B de modelos Ecopath de otras regiones.

Grupos/Modelos	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33		
Zooplankton	157.8	85.31	280	160.0	93.10	280	120.0	125.41	84.96	63	90	120	70	60	300	60	175	151.50	28.33	165.00	60	97.70	119.7	157.75	160	20.00	67.50	279.9	270.0						
Aves							80.0										60	120.30	118.27	80.00		89.03				80.00							94.33		
Coelenterata																										80.00	38.00								
Polychaeta		21.11		14.70	13.75	27.40		27.00	26.64	24.2	22.5				30.00	25.0					27.00	20.61	32.30	15.90			12.00						27.30		
Penaeidae	28.53	19.76	20.0		11.00	21.90	8.21	28.00	10.65	19.0	22.5	19.0				19.2					37.90	8.50	20.14	37.90	19.20		19.20	9.67	12.50				18.00		
Bivalvia	25.66		20.0	14.70					10.68	35.0				36.0	15.00								8.75			23.00	6.50						27.30		
Gastropoda	8.65				8.60				15.61					36.0	7.50													6.50					27.30		
Clupeidae	8.80	14.55	40.7		13.70	7.90	9.90	18.98	5.67	6.5		11.7	14.20		28.51	8.8	16	11.72	12.30			10.56	11.70	11.70		12.11	8.97	9.80	11.20	13.1	15.0				
Cephalopoda	3.50				12.50												15	9.18	7.90	17.55	11.68	19.27		3.50		11.70	7.50	36.50	10.70						
Poly./Mullidae					10.75			8.55																								10.0	11.6	11.6	
Gerreidae	8.50	7.82			21.80	14.00	7.50	15.30	5.11	2.7	7.3	15.3				6.1					6.20		15.30	15.30							13.6	15.4	12.8		
Portunidae		8.48	20.0		11.00	21.90	8.48	14.16	6.29	11.6	9.1	8.5				8.5					6.28	9.07	8.50	8.50		8.50		12.50							
Tetraodontidae	9.64				10.75																											11.9	14.6	8.8	
Synodontidae					8.70																		8.30									11.2	12.5	11.9	
Mugilidae	1.51							4.50	4.27	6.5	12.3	12.3	23.45	5.0	9.00	4.5	15	11.00	12.40							11.03				11.30	29.5	32.6			
Scombridae	8.77		12.0		9.50	10.00	8.80														8.90	7.27	8.90	8.90	26.17			5.90	6.20	9.0	13.0	12.7			
Palinura	6.20				21.90		19.00	4.17									10	10.00	8.60					8.20		8.20									
Ariidae		10.69			9.70	8.70	7.20	4.50	2.74		9.9	10.0											10.00					7.20	7.20	9.6	10.8	9.3			
Haemulidae	6.67	10.11	7.1		9.80	10.75	9.80	6.99	2.28	2.1	10.0											14.40	8.57	8.60	8.10			6.70		10.0	11.5	10.3			
Carangidae	2.50		12.0		8.70	8.70	8.80	6.20				10.0				3.0					8.90		3.20	10.00	10.00			7.60	5.00	10.3	12.3	16.4			
Sciaenidae			7.1		11.00	8.70	6.80	15.30	4.99		8.8	10.0				5.9						12.10	4.42	6.80	6.80			4.90	5.30	8.2	10.4	10.1			
Macrocrustáceos	7.77	24.48		8.35																		7.94						5.60			3.28				
Stomatopoda																						12.90	8.75				7.43				3.28				
Otros peces	10.88	12.61			7.20	10.75	8.22	8.51				5.4		11.6		3.0						5.60	7.95	12.60		7.04	1.90	5.90	6.13						
Porifera					12.50																							6.50							
Rajiformes	2.17		3.1		6.10	4.90	5.30					10.8									4.90	18.40	9.48				7.72	2.90					10.4		
Pleuronectiformes	10.00				8.70	8.00	8.55	1.66	2.1		9.1											10.20	2.99	9.10			2.80	4.10	7.6	9.7	11.0				
Scorp./Triglidae		4.29			8.70																		3.88				2.70				5.9	8.1	9.3		
Serranidae	5.00	5.37			8.70	5.20	6.00														2.30	3.60	6.44	4.60		4.10		5.60		7.6	9.5	8.6			
Lutjanidae	6.41	6.16			8.70	7.80	6.99	2.73		5.6	4.7												5.09	4.40	4.30			5.60		6.7	8.1	5.2			
Coryphaenidae																														6.20	3.7	3.9			
Echinodermata	5.80		3.00		12.50																6.00					3.70	6.50			3.28					
Centropomidae								2.51			5.4																								
Cheloniidae																						3.50					3.50								

1. Bahía Concepción (Gorostieta-Monjaraz, 2001)
2. Bahía La Paz (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2004)
3. Bahía Maputo (Paula E Silva *et al.*, 1993)
4. Bahía Tongoy (Ortiz y Wolff, 2002)
5. Banco de Campeche (Vega-Cendejas *et al.*, 1993)
6. Mar de China (Silvestre *et al.*, 1993)
7. Golfo de Paria (Manickchand-Heileman *et al.*, 2004)
8. Golfo de Salamanca 1997 (Duarte y García, 2004)
9. Laguna Huizache-Caimanero (Zetina-Rejón *et al.*, 2003)
10. Laguna Chiku (Lin *et al.*, 1999)
11. Laguna de Celestún (Chávez *et al.*, 1993)
12. Laguna de Mandinga (Cruz-Agüero, 1993)
13. Laguna de Orbetello (Brando *et al.*, 2004)
14. Laguna Mediterránea (Palomares *et al.*, 1993)
15. Laguna Ria Formosa (Gamito y Erzini, 2004)

16. Laguna de Tamiahua (Abarca-Arenas y Valero-Pacheco, 1993)
- 17, 18, 19. Norte de Benguela 1970's, 1980's y 1990's (Heymans *et al.*, 2004)
20. Arrecife de la Gran Barrera (Gribble, 2003)
21. Norte del Golfo de California (Morales-Zárate *et al.*, 2004)
22. Plataforma de Sonora (Arreguín-Sánchez *et al.*, 2002)
23. Plataforma de Veracruz (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993)
24. Plataforma de Yucatán (Arreguín-Sánchez *et al.*, 1993)
25. Plataforma del Golfo de México (Browder, 1993)
26. Plataforma de Florida (Okay *et al.*, 2004)
27. Plataforma del mar Cantabrian (Sánchez y Olaso, 2004)
28. Plataforma de Venezuela (Mendoza, 1993)
29. Sur de Brasil (Gasalla y Rossi-Wongtschowsky, 2004)
- 30, 31, 32, 33. Golfo de Salamanca entre 1995-1998 (García y Duarte, 2002) con Ecuaciones de Palomares y Pauly (1989, 1998), y Pauly *et al.*, 1990.