



INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL
CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS



**EI PAPEL DE LOS MANGLARES EN LA
PRODUCCIÓN DE LAS COMUNIDADES
ACUÁTICAS DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S.**

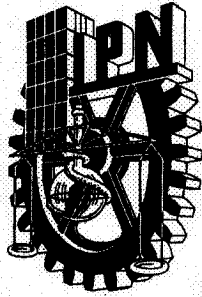
TESIS

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR
EN
CIENCIAS MARINAS**

PRESENTA

SAMUEL CHÁVEZ ROSALES

LA PAZ, B.C.S., MAYO DEL 2006



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

CARTA CESIÓN DE DERECHOS

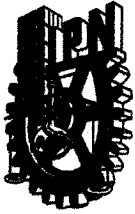
En la Ciudad de La Paz, B.C.S., el día 3 del mes Mayo del año 2006, el (la) que suscribe SAMUEL CHÁVEZ ROSALES alumno(a) del Programa de DOCTORADO EN CIENCIAS MARINAS con número de registro B001207 adscrito al CENTRO INTERDISCIPLINARIO DE CIENCIAS MARINAS manifiesta que es autor (a) intelectual del presente trabajo de tesis, bajo al dirección de: DR. FRANCISCO ARREGUÍN SÁNCHEZ y cede los derechos del trabajo titulado: "EL PAPEL DE LOS MANGLARES EN LA PRODUCCIÓN DE LAS COMUNIDADES ACUÁTICAS DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S." 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: rottibaja@yahoo.com

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

SAMUEL CHÁVEZ ROSALES

nombre y firma



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

En la Ciudad de La Paz, B.C.S., siendo las 9:00 horas del día 20 del mes de Abril 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:

**"EL PAPEL DE LOS MANGLARES EN LA PRODUCCIÓN DE LAS
COMUNIDADES ACUÁTICAS DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S."**

Presentada por el alumno:

CHÁVEZ Apellido paterno	ROSALES materno	SAMUEL nombre(s)	Con registro:						
			B	0	0	1	2	0	7

Aspirante al grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS MARINAS

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 SANCHEZ

PRESIDENTE

DR. ERNESTO AARÓN CHÁVEZ ORTIZ

SECRETARIO

DR. SERGIO AGUÍNIGA GARCÍA

SEGUNDO VOCAL

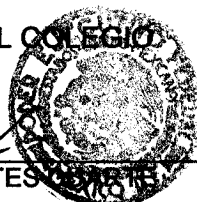
DR. FELIPE GALVAN MAGAÑA

TERCER VOCAL

DR. FRANCISCO FLORES VERDUGO

EL PRESIDENTE DEL COLEGIO

DR. RAFAEL CERVANTES



I. P. N.
CICIMAR
DIRECCION

DEDICATORIA

*A ti Susan y los enanos
A mis Padres Samuel e Irma
y a mis hermanos Miguel Ángel y Blanca Estela.*

“The scientist does not study nature because it is useful to do so. He studies it because he takes pleasure in it and he takes pleasure in it because it is beautiful. If nature were not beautiful it would not be worth knowing and life would not be worth living.” Henri Poincaré (1854 - 1912),
Science and Method 1908

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue originalmente inspirado por las ideas de la Dra. Carol McIver. Agradezco el financiamiento del proyecto del Instituto Politécnico Nacional CGPI-IPN Clave 20010827, al proyecto CONACyT-34865-B y la Fundación PADI proyecto AWARE. A las autoridades del Instituto Politécnico Nacional y particularmente al Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas por las facilidades brindadas para el desarrollo de este trabajo. Mi gratitud al Programa de Institucional de Formación de Investigadores del IPN por el apoyo económico brindado a través de la beca de posgrado.

Deseo expresar mi más sincero agradecimiento a mi comité de tesis por sus contribuciones y asistencia durante el desarrollo del proyecto; Dr. Felipe Galván, Dr. Sergio Aguiñiga, Dr. Ernesto Chávez, Dr. Francisco Flores y especialmente al mi director el Dr. Francisco Arreguín por brindarme la oportunidad de sumergirme este campo de investigación.

Deseo agradecer al M.C Francisco Gutiérrez y Juan Fuentes, por su accesoria y asistencia en el trabajo de laboratorio. Al Dr. Víctor Gómez por ayuda desinteresada con los "Modelos", al M.C Esteban Félix Pico por compartir su experiencia. Al Pollo y a los pangueros por su asistencia en el campo durante toda la campaña de muestreo.

ÍNDICE

	PÁGINA
GLOSARIO	i
LISTA DE TABLAS	iii
LISTA DE FIGURAS	v
RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
INTRODUCCIÓN	1
JUSTIFICACIÓN	3
ANTECEDENTES	6
HIPÓTESIS	10
OBJETIVO GENERAL	10
OBJETIVOS PARTICULARES	11
MATERIALES Y MÉTODO	11
RESULTADOS	15
Bosque de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S.	15
La pesquería de camarón en Bahía Magdalena B.C.S.	27
Abundancia y diversidad de la comunidad de peces en la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S.	38
Abundancia natural de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en los canales de manglar de Bahía Magdalena B.C.S.	50
Modelación del ecosistema en los canales de manglar de Bahía Magdalena, B.C.S.	62
DISCUSIÓN	91
CONCLUSIONES	101
REFERENCIAS	104

GLOSARIO DE TÉRMINOS

Ascendencia: Índice que cuantifica el nivel de actividad del sistema así como su organización.

Cadena alimenticia: Una fracción lineal de una trama alimenticia.

Cobertura del bosque: Extensión del bosque.

Compartimiento: Un grupo de especies en una trama alimenticia que interactúa mucho más con otros que con especies fuera del compartimiento.

Detritus: Se define ampliamente como cualquier forma de material orgánico no vivo, incluyendo diferentes tipos de tejido vegetal, tejidos animales, microbios muertos, heces, así como productos secretados, excretados o exudados por otros organismos.

Eficiencia ecotrófica: Fracción de la producción de un grupo que fluye a través de la trama trófica o que es exportada del sistema.

Eficiencia de transferencia trófica: Porcentaje de energía transferido desde un nivel trófico al siguiente, es calculado para cada nivel trófico como la relación entre la suma de las exportaciones, más los flujos que son transferidos de un nivel trófico a otro.

Enriquecimiento relativo: Incremento en las concentraciones de carbono y nitrógeno entre niveles tróficos.

Estructura de bosque: Composición específica, de edad y abundancia de las diversas especies de árboles.

Flujos tróficos: Flujos de energía dentro del ecosistema.

Grupo Funcional: Grupo de organismos que tienen la misma función dentro del ecosistema.

Nivel trófico: Se define como el número de veces que la materia es transformada a partir de la dieta de un consumidor en biomasa de otro consumidor a lo largo de la cadena trófica a la que pertenece (Williams y Martinez, 2002).

Madurez: Etapa final en la sucesión ecológica de los ecosistemas que se alcanza después de haber pasado por diferentes etapas intermedias, estas involucran cambios en su estructura.

Material foliar: Material orgánico generado por el árbol, generalmente referido a las hojas

Modelo: Es una representación abstracta y simplificada de un sistema o fenómeno que destaca solo sus atributos funcionales más importantes y sus componentes estructurales más evidentes.

Overhead: Índice de estabilidad del sistema. Es la diferencia entre Ascendencia y la capacidad de desarrollo. Refleja el potencial de reserva cuando el sistema se enfrenta a perturbaciones.

Producción primaria: La tasa de formación de compuestos orgánicos ricos en energía a partir de compuestos inorgánicos, frecuentemente es utilizada para conocer la producción de un área dada.

Producción primaria anual: La fijación total de energía por fotosíntesis en producción primaria bruta (PPB).

Sistema: Conjunto organizado de dos o más componentes que interactúan y están rodeados por un ambiente con el cual pueden interactuar o no, formando un todo unitario y complejo (O'Neil et al., 1989).

Sistema estable: Se presenta cuando todos sus atributos retornen a sus valores iniciales de equilibrio seguidos a una perturbación

Resiliencia ecológica: Es la cantidad de perturbación que un sistema puede absorber antes de que cambie su estado (Gunderson et al., 2002). La capacidad del sistema para retornar a su estado normal después de una perturbación o periodo de estrés (Webster et al., 1985; Leps et al., 1982; Pimm, 1984, 1991)..

Trama trófica: Patrón de flujos de materia y energía entre compartimientos seleccionados adecuadamente dentro de un ecosistema.

LISTA DE TABLAS

	Página
TABLA 1. Localización de las estaciones de muestreo para estructura de los manglares Bahía Magdalena, B.C.S.	18
TABLA 2.- Características estructurales de las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.	20
TABLA 3.- Comparación de producción foliar entre 5 zonas del país. <i>Rhizophora mangle</i> (Rm); <i>Laguncularia racemosa</i> (Lm); <i>Avicennia germinans</i> (Ag)	24
TABLA 4.- Captura anual de la pesquería de camarón (toneladas) en las zonas de canales y bahía en Bahía Magdalena, México durante un periodo de 10 años. Los datos para las temporadas de pesca de 92-93 y 93-94 no se encontraron disponibles.	30
TABLA 5.- Especies de peces colectados durante 2001-2003 en el estero “El paloso”. Bahía Magdalena, B.C.S.. Adiciones al listado para el área con asterisco.	41
TABLA 6.- Abundancia proporcional a la captura y biomasa de las especies presentes en el estero “El Paloso”, Bahía Magdalena B.C.S.	43
TABLA 7.- Especies presentes durante todo el periodo de muestreo en el estero “El Paloso”, Bahía Magdalena, B.C.S.. La longitud máxima reportada se toma de Froese, R. & D. Pauly (2005)	44
TABLA 8.- Promedios de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ y desviación estándar para cada grupo analizado.	55
TABLA 9.- Compartimentos del sistema utilizados para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México. En negritas las especies que se utilizaron para estimar los parámetros P/B, Q/B, DC y EX, del grupo funcional.	65
TABLA 10.- Datos de entrada y fuentes de información para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México.	66

	Página
TABLA 11.- Parámetros del modelo “balanceado” para la zona de canales de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México.	69
TABLA 12.- Matriz trófica para la zona de canales de Bahía Magdalena usados por el modelo. Los números representan la fracción en peso de la ingestión de alimento.	70
TABLA 13.- Flujos relativos en $t\ km^{-2}\ año^{-1}$ para la zona de canales en Bahía Magdalena B.C.S.	71
TABLA 14.- a) Flujos y b) eficiencia de transferencia (TE) de la zona de canales de Bahía Magdalena B.C.S..para cada Nivel trófico. TE= La proporción de energía transferida de un nivel trófico al siguiente.	75
TABLA 15.- a) sumario de estadísticos y b) índices de flujo de la red para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México.	76
TABLA 16.- Indices relacionados con la salud del ecosistema (modificado de Costanza & Mageau,1999)	88

LISTA DE FIGURAS

	Página
FIGURA 1.- Bahía Magdalena, B.C.S., mostrando las áreas de muestreo.	14
FIGURA 2.- Localización espacial de las estaciones de muestreo para la estructura de manglar	19
FIGURA 3.- Diámetro del tronco promedio y altura de los mangles en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.	19
FIGURA 4.- Densidad de Individuos (>2.5 cm DAP) del manglar en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.	20
FIGURA 5.- Área basal promedio (m ² ha ⁻¹) de los mangles en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.	21
FIGURA 6.- Esteros A) "El paloso" y B) "La herradura" mostrando la localización de las trampas para coleccionar materia foliar	22
FIGURA 7.- Productividad foliar en peso seco, en dos esterios en Bahía Magdalena, B.C.S.	23
FIGURA 8.- Captura de camarón de las pesquerías del canal y de bahía en Bahía Magdalena, México. En un periodo de 10 años.	30
FIGURA 9.- Promedio mensual de la captura de camarón en un periodo de diez años para las pesquerías del canal, la bahía y de altura desembarcadas en Bahía Magdalena, México.	32
FIGURA 10.- Estero "El paloso" con las áreas de colecta de peces	40
FIGURA 11.- Abundancia de las especies dominantes en del sistema, expresada en proporción del total de la captura. <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Pm); <i>Etropus crossotus</i> (Ec); <i>Eucinostomus gracilis</i> (Eg); <i>Eucinostomus dowii</i> (Ed); <i>Cyclopsetta querna</i> (Cq); <i>Diplectrum pacificum</i> (Dp); <i>Haemulopsis leuciscus</i> (Hl); <i>Eucinostomus argenteus</i> (Ea); <i>Mugil cephalus</i> (Mc); <i>Paralichthys woolmani</i> (Pw); <i>Orthopristis chalceus</i> (Oc); <i>Haemulon sexfasciatum</i> (Hs); <i>Heterodontus mexicanus</i> (Hm); <i>Paralichthys californicus</i> (Pc)	46

Título	Página
FIGURA 12.- Variación estacional de la abundancia, expresada en proporción de la captura, de las 7 especies más abundantes del sistema. Primer eje vertical; <i>Eucinostomus gracilis</i> (Eg); <i>Eucinostomus dowii</i> (Ed); <i>Cyclopsetta querna</i> (Cq); <i>Diplectrum pacificum</i> (Dp); <i>Haemulopsis leuciscus</i> (Hl). Segundo eje vertical; <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> (Pm); <i>Etropus crossotus</i> (Ec).	46
FIGURA 13.- Proporción del peso total de los contenidos estomacales, de los peces capturados en la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México	47
FIGURA 14.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para los diferentes grupos, ● indica el promedio con la desviación estándar. Ag: <i>Avicennia germinans</i> , Rm: <i>Rhizophora mangle</i> , Lr: <i>Laguncularia racemosa</i> , P: mezcla de poliquetos, Apl: poslarva de camarón azul, Ae: camarón azul de estero (juveniles), Ab: camarón azul de bahía (adultos), Hs: <i>Haemulon sexfasciatum</i> , Pm: <i>Paralabrax maculatofasciatus</i> y Cq: <i>Cyclopsetta querna</i> .	54
FIGURA 15.- Relación C:N y promedio de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las tres especies de mangle presentes en Bahía Magdalena B.C.S.	55
FIGURA 16.- a) Relación C:N vs. $\delta^{13}\text{C}$; b) Relación C:N vs. $\delta^{15}\text{N}$ para manglar e invertebrados del estero "El paloso". ● Datos colectados en campo ○ Dato bibliográfico, copépodos Schamborn <i>et al.</i> , (2002) y diatomeas bentónicas Newell <i>et al.</i> , (1995)	56
FIGURA 17.- Correlación entre la talla de la poslarva y el cambio en la concentración de $\delta^{13}\text{C}$.	57
FIGURA 18.- Cambio en la señal isotópica de acuerdo al cambio de hábitat durante el crecimiento del camarón azul en Bahía Magdalena B.C.S. Apl: poslarva, Ae: juvenil en estero y Ab: adulto en bahía	57
FIGURA 19.- Comparación de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre los manglares de Bahía Magdalena y los manglares de Venezuela. ■ Bahía Magdalena, ○ Manglar de borde (Medina & Francisco, 1997) y △ Manglar ribereño (Medina & Francisco, 1997).	59

Título	Página
FIGURA 20.- Diagrama de flujos de biomasa del modelo balanceado para los canales de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. Los valores de biomasa está representados en $t\ km^{-2}$ y los flujos en $t\ km^{-2}\ año^{-1}$.	73
FIGURA 21.- Matriz mixta de impactos, muestra el efecto del incremento de la biomasa de cada grupo en los demás grupos. La magnitud de los impactos esta representada por las áreas sombreadas por arriba y debajo de las líneas. Los impactos positivos se muestran por arriba de la línea y los impactos negativos por debajo. Los impactos son relativos y comparables entre grupos.	74
FIGURA 22.- Respuesta de la ascendencia total del sistema, a la variación del aporte de biomasa por el bosque de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México.	77
FIGURA 23.- Respuesta de la estabilidad del sistema a la variación en el aporte de biomasa del bosque de manglar de Bahía Magdalena, B.C.S., México. La tendencia representa los promedios móviles.	77
FIGURA 24.- Respuesta de la resiliencia a la variación en el aporte de biomasa por el bosque de manglar de Bahía Magdalena B.C.S. México. La tendencia representa los promedios móviles.	78
FIGURA 25.- Respuesta de la “salud” del ecosistema de canales en Bahía Magdalena al cambio en la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México. Los números en la distribución representan el porcentaje de cambio en la biomasa del manglar.	79
FIGURA 26.- Estadísticas del sistema que presentaron mayor sensibilidad a la variación del aporte de biomasa por el bosque de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México.	80
FIGURA 27.- Sensibilidad de la biomasa por nivel trófico, al cambio en la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México.	81
FIGURA 28.- Sensibilidad de los grupos que componen el nivel trófico II, al cambio de la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México.	81

FIGURA 29.- Un diagrama conceptual del índice cuantitativo de la salud del ecosistema. La región “saludable” se indica por el área sombreada y representa un balance entre el vigor, organización y resiliencia del sistema. (tomado de Costanza & Mageau, 1999).

89

EI PAPEL DE LOS MANGLARES EN LA PRODUCCIÓN DE LAS COMUNIDADES ACUÁTICAS DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S.

El bosque de manglar de Bahía Magdalena se ubica entre dos ecosistemas con características totalmente diferentes, por lo que constituyen en si una zona de transición, en donde se presenta una gran complejidad funcional y estructural. Se establecieron las características de cobertura, productividad y estructura del bosque, así como la transferencia de energía del manglar, a la zona acuática adyacente mediante un modelo de flujos tróficos. Para el caso se consideró que la productividad inducida por los manglares en el sistema lagunar de Bahía Magdalena es determinante para la producción biológica del sistema acuático, siendo las poblaciones de algunos recursos como el camarón, componentes relevantes para la transferencia de energía. La cobertura total de los bosques de manglar en Bahía Magdalena fue estimada en 178.64 km² (\pm 14.15). La altura promedio de los árboles fue de 3.15 m con un diámetro de 4.09 cm, presentó una densidad de 2569 árboles por hectárea con un área basal de 3.21 m²ha⁻¹. La producción foliar se estimó en 1094.14 g m⁻²año⁻¹ con un pico en verano. Se estimó que el 88% de la materia foliar producida por los mangles se exporta al sistema acuático adyacente. La comunidad de peces estuvo compuesta por 55 especies, de las cuales solamente 12 especies fueron residentes. El análisis de contenido estomacal mostró que las presas más importantes en abundancia y frecuencia de aparición fueron camarón, peces y cangrejos. Con el uso de los trazadores isotópicos se identificó que hasta el 22% de la biomasa de las postlarvas de camarón, proviene del manglar. El modelo de flujos tróficos se construyó con 17 grupos funcionales de los cuales 8 fueron de peces, 1 de mamíferos marinos, 5 de invertebrados, 1 de productores primarios y 2 de detritus. El ecosistema de la zona de canales, es un sistema inmaduro y relativamente poco estable, el cual esta basado en el detritus y que presenta un sólido acoplamiento bentopelágico. La contribución directa del manglar a la biomasa de las especies que utilizan este hábitat es mínima. Sin embargo mediante la simulación del sistema, se identificó que la importancia de estos bosques radica en que regulan la estructura y función del ecosistema costero donde se encuentran localizados.

THE ROLE OF MANGROVES IN THE AQUATIC COMMUNITY PRODUCTION OF MAGDALENA BAY, B.C.S.

The mangrove forests of Magdalena Bay are located within two ecosystems with completely different characteristics, constituting a transition zone where they show great functional and structural complexity. The forest characteristics such as coverage, productivity and forest structure were described as well as the energy transfer from the mangrove to the adjacent aquatic zone using a trophic flux model. In the latter case, the productivity induced by the mangroves to the lagoon system of Magdalena Bay was considered as a determinant of the biological production of the aquatic system, with the populations of some resources such as shrimp, been relevant components for the energy transfer. The total coverage of Magdalena Bay mangrove forest was estimated as 178.64 km² (\pm 14.15). The average tree height was 3.15 m with an average diameter of 4.09 cm. The density of 2569 trees per hectare, with a basal area of 3.21 m²ha⁻¹ was estimated. The litter fall production was 1094.14 g m⁻² year⁻¹ with the maximum productivity during summer. 88% of the foliar material produced by mangroves was exported to the adjacent aquatic system. The fish community was composed of 55 species, of which only 12 species were residents. Stomach content analysis showed that the most important prey both in abundance and frequency of appearance was shrimp, followed by fish and crabs. By the use of isotopic tracers, it was possible to identify that up to 22% of the biomass of the shrimp postlarvae originated from the mangrove forest. The trophic flow model was constructed with 17 functional groups of which 8 were fish, 1 marine mammal, 5 invertebrates, 1 primary producer, and 2 detritus. The ecosystem of the channel zone in Magdalena Bay is immature and relatively unstable, mainly based on detritus and with a solid benthopelagic coupling. The direct mangrove contribution to the animal biomass is minimal. However, using a simulation analysis of the system, it was identified that the main role of the mangrove forests in this area is to regulate the structure and function of the coastal ecosystem.

EL PAPEL DE LOS MANGLARES EN LA PRODUCCIÓN DE LAS COMUNIDADES ACUÁTICAS DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar por su distribución intermareal normalmente se desarrollan en costas con aguas relativamente oligotróficas, por lo que contribuyen significativamente en la productividad de la zona costera (Flores-Verdugo *et al.* 1987). Por esta causa la influencia de los manglares trasciende a los sistemas acuático y terrestre, e incluso llega a determinar en gran medida su funcionamiento y en especial en la productividad de los cuerpos costeros adyacentes (Odum 1971, Odum & Heald 1972, Lugo & Snedaker 1974)

Bahía Magdalena presenta con una extensa cobertura de manglar y se ha reconocido como una zona donde se genera una gran producción biológica. En esta zona se han realizado múltiples estudios desde la década de los 70's, los cuales han sido realizados por diversas instituciones de investigación tanto nacionales como extranjeras. Estos estudios han generado una extensa cantidad de información en diversas áreas del conocimiento tales como economía (Mathews 1975, Mathews & Guardado 1975, Mathews & Espinoza 1975, Mathews & Druck 1975, Hernández-Llamas & Magallon Barajas 1991), oceanografía (Álvarez *et al.* 1975, Acosta-Ruiz & Lara-Lara 1978, Guerrero *et al.* 1988, Salinas-González & Pinet-Plasencia 1991, Hernández-Trujillo *et al.* 1997, Obeso-Nieblas *et al.* 1999, Lluch-Belda *et al.* 2000), fitoplancton y zooplancton (Castro-Barrera 1975, Funes-Rodríguez & Hernández-Trujillo 1985, Matus-Nivón *et al.* 1989, Sánchez-Hidalgo 1989, Garate-Lizarraga 1989, Hernández-Trujillo 1989, Ortiz-Galindo *et al.* 1990, Hernández-Trujillo 1991, Cota-Meza *et al.* 1992, Sánchez-Hidalgo 1992, Palomares-García 1992, Aceves-Medina *et al.* 1992, Sánchez-Ortiz & Gómez-Gutiérrez 1992, Hernández-Vázquez 1994, García & Alejandre 1995, Gómez-Gutiérrez *et al.* 1996, Palomares-García & Gómez-Gutiérrez 1996, Funes-Rodríguez *et al.* 1998, Garate-Lizarraga & Siqueiros-Beltrones 1998, Suárez-Morales & Palomares-García 1999, Gómez-Gutiérrez *et al.* 1999, Gómez-Gutiérrez *et al.* 2001, Garate-Lizarraga *et al.* 2001, Funes-Rodríguez *et*

al. 2001), pesquerías (Castro-Ortiz 1985, Maeda-Martínez *et al.* 1993, Félix-Pico *et al.* 1994, Gluyas-Millán & Quiñónez-Velásquez 1996, Leija-Tristán *et al.* 1996, Félix-Uraga *et al.* 1996, Robinson *et al.* 2000, Morales-Bojorquez 2002, Morales-Bojorquez *et al.* 2003), acuicultura y reproducción (Goldberg 1981a, Goldberg 1981b, Goldberg & Pham 1987, Casillas *et al.* 1988, Torres-Villegas & Pérez-Gómez 1988, Félix-Pico *et al.* 1989, Gluyas-Millan 1989, Mazon-Suastegui *et al.* 1990, Arcos-Huitrón & Torres-Villegas 1990, García-Domínguez *et al.* 1993, Félix-Pico *et al.* 1995, Torres-Villegas *et al.* 1995, Maeda-Martínez *et al.* 1997, Hovey & Allen 2000, Maeda-Martínez *et al.* 2000, Villarreal-Chávez *et al.* 2003), edad y crecimiento (Félix-Uraga & Ramírez 1989, Félix-Uraga 1990, Félix-Uraga 1992, Saldierna-Martínez *et al.* 1992, Carmona & Alexandres 1994), e ictiología (Moore 1991, Romero *et al.* 1991, Torres-Orozco & Castro Aguirre 1992, Cota-Meza *et al.* 1993, Villavicencio-Garayzar & Abitia-Cárdenas 1994, Cota-Gómez *et al.* 1998), mamíferos marinos (Norris *et al.* 1977, Fleischer & Contreras-Urruchua 1986, Chávez-Rosales & Gardner 1999, Gardner & Chávez-Rosales 2000, Ollervides 2002, Pérez-Cortes *et al.* 2004), macroalgas y pastos marinos (Sánchez-Rodríguez *et al.* 1989, Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso 1996, Sánchez-Rodríguez & Cervantes-Duarte 1999), tortuga marina (Nichols *et al.* 2000, Gardner & Nichols 2001, Gardner *et al.* 2003, López-Mendilaharsu *et al.* 2003, Cordero-Tapia *et al.* 2004, Inohuye-Rivera *et al.* 2004, Gardner *et al.* 2005, López-Mendilaharsu *et al.* 2005).

A pesar de la gran cantidad de trabajos realizados en Bahía Magdalena, en ninguno de ellos se abordó al manglar, ni a su interacción con el ecosistema acuático, solo existe una estimación de la cobertura del manglar en el área por parte de Ducks Unlimited A. C., hecha en 1992 (De la Fuente & Carrera-González 2004). Prácticamente las características estructurales del bosque de manglar y la dependencia del funcionamiento del sistema acuático adyacente a la producción de material orgánico por parte del manglar se desconocen. La necesidad de conocer la estructura del ecosistema y su funcionamiento en relación con el bosque de manglar, no solo es un ejercicio académico sino que se pretende generar una herramienta que pueda ser útil a los administradores de recursos.

JUSTIFICACIÓN

Cerca de un tercio de la población mundial vive en las zonas costeras o en áreas adyacentes a la costa y 30% de la superficie de los ecosistemas costeros en el mundo ya ha sido alterado extensivamente o destruido en su totalidad por la creciente demanda de casas, industrias y recreación; por otro lado se estima que cerca de dos tercios de todos los productos pesqueros capturados en el mundo dependen de los humedales de manglares y pastos marino así como de los arrecifes de coral (Nagelkerken & Van Der Velde, 2003; Chong & Sasekumar, 2002; Nagelkerken *et al.* 2002). En consecuencia se ha establecido como una prioridad a nivel mundial la conservación y uso sustentable de estos ecosistemas, no solo por su importancia directa para el hombre, sino porque se ha predicho una pérdida anual del bosque de manglar existente en el mundo del 2.5% (Burk *et al.*, 2001).

En 1996 la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad instrumentó el “Programa de Regiones Marinas Prioritarias de México” con el apoyo de la Fundación The David and Lucile Packard, la Agencia Internacional para el Desarrollo de la Embajada de los Estados Unidos de América, el Fondo Mexicano para la Conservación de la Naturaleza y el Fondo Mundial para la Naturaleza. Este Programa reunió, por medio de talleres multidisciplinarios, a un grupo de 74 expertos del sector académico, gubernamental, privado, social y organizaciones no gubernamentales de conservación, para identificar las áreas prioritarias para el manejo y conservación dentro del territorio nacional. Los criterios considerados incluyeron la biodiversidad, importancia económica relacionada con las pesquerías y otras actividades como el turismo y la amenaza a la biodiversidad. Se identificaron 70 áreas marinas y costeras prioritarias dentro del país, y entre ellas fue identificada Bahía Magdalena (Arriaga *et al.*, 1998).

Por otra parte, los pescadores en Bahía Magdalena han capturado el 16% de la producción de total de camarón durante 1990 al 2000 que se produce en la península de Baja California (Anónimo 2000a, Anónimo 200b). Además se explotan

sardinias, langosta y escama. Asimismo se cultiva el ostión y en general esta zona presenta un alto potencial para el desarrollo de la acuicultura de otras especies. En diversas partes de la bahía se realizan actividades de turismo y ecoturismo de bajo impacto, y en zonas adyacentes existen actividades agrícolas, industria y termoeléctrico.

La problemática detectada en Bahía Magdalena por Arriaga *et al.* (1998) va desde modificación del entorno, la contaminación por agua caliente originada por la planta termoeléctrica, aguas residuales y desechos pesqueros; la utilización sin control de los recursos, la pesca ilegal, los conflictos entre pescadores y falta de organización en la explotación de los recursos pesqueros, lo que se traduce en sobreexplotación y depredación de estos recursos.

La Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad ha sugerido generar algún tipo de protección para la zona de manglar, que al parecer no presenta gran disturbio en las Bahías Magdalena y Almejas. Además sugiere realizar un esfuerzo para la regulación y manejo de recursos naturales, considerando que el sector pesquero debe participar directamente en el manejo de los diversos recursos en forma integral (Arriaga *et al.*, 1998).

Las condiciones medioambientales que prevalecen en Bahía Magdalena ofrecen un aporte limitado de agua dulce al bosque de manglar, árboles con tallas pequeñas debido a que se encuentran en su límite norte de su distribución. A pesar de vivir en un ambiente donde la evaporación excede a la precipitación y en algunos casos la salinidad del agua y del sedimento tienden a alcanzar niveles elevados de hipersalinidad (Flores-Verdugo *et al.* 1993), algunos bosques semiáridos aparentemente logran niveles de productividad primaria que se acercan a los bosques de zonas húmedas.

Bahía Magdalena se encuentra influenciada por el acuífero de Magdalena, que se localiza en cuenca Hidrológica del Valle de Santo Domingo. Históricamente

el acuífero ha sido sobreexplotado con fines de agricultura, y la tendencia desde los años 60 ha sido a disminuir, a pesar que se ha inducido la recarga de acuífero (Anónimo 1992a; Anónimo 1992b).

La reducción del aporte de agua dulce subterránea acoplado con la intrusión de agua salada al acuífero, reduce el aporte de nutrientes inorgánicos a la laguna costera y esto tiene un efecto negativo en la biodiversidad marina. Se considera que esto puede afectar a nivel socio-económico a las poblaciones de estas zonas debido a que son dependientes de la biodiversidad marina y costera. Por otro lado si se presentara la remoción extensa de mangles, se intensificaría el problema de la erosión de la línea costera y se promovería la sedimentación extensiva lo que eventualmente podría afectar a otros recursos (Kitheka 1998).

Con base en lo anterior se hace evidente la necesidad de estudiar las zonas de manglar donde el impacto antropogénico no ha sido crítico para el ecosistema, y de esta manera desarrollar estrategias de manejo, que permitan obtener el máximo beneficio del ecosistema de estas áreas. Mucho de lo que se conoce en la actualidad sobre los efectos que controlan la estructura del bosque (como son la distribución por especie de árbol) y sus funciones (como son la productividad primaria, el apoyo de la cadena alimenticia, biodiversidad y la dinámica nutriente de los mangles), se basan en trabajos realizados en regiones húmedas. Muy poco esfuerzo de investigación se ha realizado, para examinar si los paradigmas sobre los factores que controlan los ecosistemas de manglar de las zonas húmedas también son ciertos para los bosques localizados en zonas áridas, y en consecuencia si los aportes a las zonas acuáticas adyacentes responden a los mismos procesos.

En México existen algunos estudios que han sido publicados con relación a zonas de manglar localizadas en regiones áridas y semiáridas en el país (Flores-Verdugo *et al.*, 1993; Jiménez, 1991; Bustillos-Guzmán, 1986; Espinosa & Muñoz, 1981). Entender el funcionamiento de los mangles de zonas áridas es de interés académico, pero en el caso particular de Bahía Magdalena, el conocimiento de los

procesos asociados a su productividad tendrán un impacto en algunas decisiones de manejo sobre los recursos de la zona y en las actividades económicas. La propuesta de investigación que se plantea tiende a responder algunas preguntas fundamentales sobre la función del bosque de manglar en el ecosistema de Bahía Magdalena, B. C. S..

ANTECEDENTES

El transporte del detritus y biomasa animal de los mangles ha sido considerado por mucho tiempo como una aportación importante a la producción biológica en las zonas costeras. Este argumento ha sido utilizado ampliamente para la conservación y protección del mangle (Lee 1995). Twilley (1997) estimó, utilizando información de ocho estudios en zonas húmedas tropicales, el transporte de detritus de mangle medido como carbono particulado en aproximadamente 210 g C/m²/año. Por otro lado, existe solamente una estimación del transporte de carbono particulado en un bosque semiárido de 495 g C/m²/año, reportado por Flores-Verdugo *et al.* (1987).

La proporción de hojas retenida dentro del bosque contra las exportadas varían con la fuerza y la frecuencia de inundación de la marea, y con la abundancia y actividad de los cangrejos herbívoros (Robertson 1986; Robertson & Daniel 1989; Twilley *et al.* 1997). El grupo de cangrejos herbívoros se desarrolla mejor y es relativamente más importante en retención de hojas dentro del bosque en la zona biogeográfica de Indo-Pacífico que en la zona del Caribe (McIvor & Smith 1995; Twilley *et al.* 1997).

El transporte desde los bosques de mangle también se presenta por medio del movimiento de biomasa animal desde los bosques hacia aguas adyacentes (Lee 1995). Este transporte se presenta en forma de emigración y dispersión de estadios larvales y juveniles de algunos invertebrados que han convertido la biomasa del manglar en biomasa animal, y probablemente la transferencia de biomasa más importante en estos ambientes sea mediante los peces que entran a alimentarse en

estas zonas durante las mareas altas. Este aspecto del transporte vía trófica ha permanecido por muchos años al nivel de hipótesis; aunque existen algunos casos documentados como el trabajo de McIvor & Rozas (1996), pero este evento aún no es claro.

Las áreas de manglar y pastos marinos son estructuralmente complejas y por esa razón sostienen a una gran diversidad de tipos de presas (Heck & Weinstein, 1989), como larvas y juveniles de decápodos (Wakabara et al. 1996), macroinfauna y gasterópodos (Sarda et al. 1998) y peces (Caberty et al. 2004). En el estudio realizado por Brewer y colaboradores (1995) mencionan que la abundancia y diversidad de los tipos de presas consumidos por los peces depredadores es el reflejo de la variabilidad del hábitat entre zonas de pastos, zonas arenosas, zonas mixtas de arrecifes y las zonas intermareales de manglar. En las zonas de pastos se presentaron los mayores valores de depredación sobre el camarón. En bahías donde hay presencia de manglar y los pastos marinos no son muy abundantes, se puede esperar que los mayores consumos de estas especies de camarón se presenten precisamente en las zonas de manglar.

La importancia del manglar como fuente de alimento directo para el camarón y otros invertebrados no está claramente definida (Dittel et al., 1997). En un estudio en un sistema de manglar en Malasia, Rodelli et al., (1984) concluyen que los camarones se sostienen debido a la trama alimenticia originada por el detritus. En un estudio posterior en la misma región Newell et al., (1995) encontraron que el detritus proveniente del manglar contribuye a la nutrición de juveniles de camarón que viven en las pozas de marea, pero no en los organismos juveniles y adultos que se encuentran en las zonas profundas. En contraste con este estudio Stoner & Zimmerman (1988), encontraron que el detritus del mangle no es importante en la dieta del camarón. Se ha mencionado que los peneidos tienden a consumir los recursos que están disponibles en su área dependiendo de su estadio de desarrollo, cuando son poslarvas y juveniles estas especies se alimentan de microinvertebrados, copépodos y algún material vegetal como mangle, epífitas en pastos marinos y

semillas de pastos marinos (Rothlisberg, 1998). En la fase adulta la dieta tiende a ser más carnívora dirigida a infauna (Dall, 1992). Sin embargo el detritus de manglar sostiene a otros grupos de invertebrados (Stoner & Zimmerman 1988).

Los mangles alcanzan su límite norteño en la costa del Pacífico de la Península de Baja California, dentro de la región de Bahía Magdalena, donde tres especies de mangle *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* son comunes. Los mangles que rodean a Bahía Magdalena varían muy poco en altura, la mayoría alcanza de 3 a 4 m. *Rhizophora mangle* presenta las características clásicas de zonas áridas como son poca altura y tallos no muy densos (Flores-Verdugo *et al.*, 1993). Esta especie domina a menudo las zonas bajas intermareales en Bahía Magdalena (Anónimo. 1994a).

La anchura de la franja de mangle que circula a Bahía Magdalena varía de 1 m hasta por lo menos 100 m, dependiendo de topografía local; sin embargo no existe una estimación del área total cubierta por los mangles en el complejo de Bahía de Magdalena. Otras plantas halófilas comunes se presentan en la zona de humedales que incluyen a *Batis maritima*, *Sporobolus virginicus*, *Portulaca suffrutescens* y *Salicornia sp.* Los líquenes *Romalina reticulata* y *Rocella sp* se presentan comúnmente en los troncos de los mangles de las tres especies (Anónimo 1994a).

Entre los componentes bióticos más importantes de Bahía Magdalena asociados a los ecosistemas de manglar se encuentra precisamente el camarón representado por dos especies (*Farfantepenaeus californiensis* y *Penaeus stylirostris*). Estas especies utilizan la zona de influencia del manglar como área de crianza donde obtienen alimento y refugio. Los hábitos alimenticios del camarón incluyen el consumo de infauna (p. ej. poliquetos) y materia orgánica asociada al detritus. Al mismo tiempo, el camarón es una especie que ha sido considerada como forraje y en algunos casos se ha estimado que el consumo del camarón por los peces equivale a cinco veces más que los rendimientos pesqueros (Dwiponggo *et al.*, 1986).

Esta situación sugiere que el camarón es un grupo importante en la transferencia de biomasa desde las zonas de manglar hacia las comunidades de depredadores de los sistemas adyacentes; además del interés económico inherente a su producción y explotación.

Los camarones de la familia penaeidae generan importantes ingresos económicos en los países tropicales y subtropicales, como México en donde el camarón constituye el 47% del valor de todas las pesquerías de exportación, la cual generó \$605 millones de dólares al país en el 2001 por este rubro (CONAPESCA 2001). La región de la Península de Baja California es considerada la zona marina más productiva de México, en términos de productividad pesquera anual, en donde diversas pesquerías comerciales y artesanales bien desarrolladas incluyen todas las áreas costeras. Su diversidad topográfica y batimétrica provee una amplia variedad de hábitat para la vida marina y con un incremento en la productividad en ambas costas debido a las surgencias estacionales ricas en nutrientes (Álvarez *et al.* 1975, Bakun & Nelson 1997, Zaytsev *et al.* 2003).

Se han encontrado que diferencias en salinidad influyen en el reclutamiento larval de muchos penaeidos; Así por ejemplo con salinidades moderadas (14-24‰) se presentan mayores tasas de reclutamiento y permanencia (Mohan *et al.*, 1995; Primavera, 1998; Aragón Noriega *et al.*, 2000). El ciclo de vida típico del camarón ha sido descrito en muchos ambientes estuarinos, donde los adultos se dispersan mar adentro, y las postlarvas usan las zonas costera y las aguas estuarinas como zonas de crianza para su desarrollo temprano, buscando refugio contra depredadores y cambios físicos (Del Norte-Campos y Temming, 1998). Conforme avanza el crecimiento de los camarones a estadios juveniles en las áreas de crianza, se presenta una migración de subadultos hacia mar adentro para completar su ciclo de vida. La mayoría de la información disponible del ciclo de vida del camarón, proviene de estudios de ambientes estuarinos donde se ha demostrado que las descargas terrestres transportadas por el flujo de agua dulce, contribuyen significativamente a la dieta del camarón café (Riera *et al.*, 2000). Las particularidades de los procesos que

determinan el ciclo de vida del camarón en zonas costeras áridas de alta salinidad como Bahía Magdalena, han sido poco documentados.

Bahía Magdalena ha sido descrita en repetidas ocasiones como un área altamente productiva que soporta una variedad de especies comercialmente importantes (ver Gutiérrez, 1997 y Funes-Rodríguez *et al.*, 1998 como ejemplos). Sin embargo, las estimaciones cuantitativas de la contribución económica de esta región rara vez se reportan, especialmente cuando se consideran pesquerías artesanales. Con base en esta información se establece en cierta forma la complejidad de las relaciones que presentan los bosques de manglar con el ecosistema; de la misma forma la complejidad y peculiaridades de los sistemas de manglar en zonas áridas y de la relevancia que estos tienen en el manejo de los recursos naturales vivos, específicamente los pesqueros, así como sus para establecer planes de manejo para este tipo de ecosistemas, ya que se tienen que conjuntar los intereses sociales y económicos.

HIPÓTESIS

La productividad inducida por los manglares en el sistema lagunar de Bahía Magdalena es determinante para la producción biológica y la salud del ecosistema acuático adyacente, siendo la población de camarón un componente relevante en la transferencia de energía / biomasa. Esto supone que el mantenimiento del balance de flujos de biomasa entre el sistema de manglar, la población de camarón como vía de transferencia y su explotación sustentable es un aspecto altamente relevante para el sostenimiento de la producción biológica y pesquera del ecosistema.

OBJETIVO GENERAL

Determinar la contribución de los bosques de manglar en la producción biológica, la estructura, el funcionamiento y la utilización de los recursos en Bahía Magdalena, B.C.S.

OBJETIVOS PARTICULARES

- 1) Evaluar el estado del bosque de manglar y la contribución de material foliar al ecosistema acuático adyacente.
- 2) Establecer las principales relaciones depredador - presa así como la abundancia de los principales depredadores que facilitan la transferencia de biomasa del sistema de manglar al sistema acuático adyacente, con énfasis en la comunidad de peces.
- 3) Analizar los registros de arribo de la captura de camarón por área de pesca dentro de Bahía Magdalena y describir su importancia económica.
- 4) Establecer las relaciones tróficas más importantes en la zona de canales de Bahía Magdalena, con énfasis en el camarón como transferencia de biomasa del sistema de manglar al sistema acuático adyacente.
- 5) Evaluar la capacidad de respuesta del ecosistema ante escenarios de utilización y funcionamiento de los bosques de manglar.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se realizó en la zona de canales dentro de Bahía Magdalena, Baja California Sur. Debido a la complejidad del tema y para poder cumplir con el objetivo planteado en este trabajo, fue necesario dividir el trabajo en secciones, identificando claramente los problemas específicos, y con base a estos se establecieron los objetivos particulares. Se proveerá de información a cerca de la productividad foliar del bosque de manglar así como de transporte de biomasa generado por éste, vía las corrientes de marea; también se generaran datos de la estructura del bosque. Se proporcionará valores de biomasa, estacionalidad y capturas del recurso camarón. Se identificarán los principales depredadores del sistema, sus biomásas y sus preferencias alimenticias. Se generará información a cerca de las presas del camarón y la contribución de las fuentes de alimentación del camarón a su biomasa. Se incluye la generación del modelo de flujos tróficos y la modelación del ecosistema. Los datos generados por cada uno de las secciones anteriores se integrarán en esta ultima sección, ya sea para la generación de los grupos funcionales, como datos de entrada, o para calibrar la matriz de dietas del

ecosistema y finalmente como parámetros de calibración para el modelo final generado. Esta integración de la información obtenida llevaría al cumplimiento del objetivo del trabajo y la respuesta a la hipótesis planteada.

Para la obtención de datos, primeramente se realizó una búsqueda exhaustiva de información en la literatura publicada incluyendo tesis, informes internos, reportes, etc. Posteriormente se realizaron muestreos dirigidos con la finalidad de obtener información que no fue posible encontrar de la revisión bibliográfica, de esta forma se realizaron estudios del bosque de manglar, se analizó el recurso camarón desde el punto de vista pesquero y económico, se estudio la comunidad de peces en el área así como sus relaciones tróficas, y se realizó un estudio de isótopos estables, en cada uno de los capítulos definidos anteriormente se detallara la metodología de manera específica.

Área de estudio

El sistema lagunar de Bahía Magdalena (Fig. 1) se localiza entre 24° 15' N y 25° 20' N y 111° 30' W y 112° 15' W y cubre aproximadamente un área de 1500 Km² . Consiste en tres áreas claramente divididas: (1) Bahía Magdalena (2) Bahía Almejas que forma la parte central del sistema lagunar, y (3) una cadena de canales relativamente estrechos y someros con una profundidad promedio de 3.5 m, los cuales se localizan en las porciones norteña y sureña del sistema y están parcialmente rodeados de una densa vegetación, principalmente compuesta por mangles. Presenta tres conexiones hacia mar abierto por medio de canales, como el norteño, otro en Bahía Magdalena (4.0 km de ancho con una profundidad máxima de 40 m) y el canal sureño de Bahía Almejas el cual es estrecho y poco profundo (0.2-2.0 km y con una profundidad máxima 5.0-7.0 m). La conexión entre Bahía Magdalena y Bahía de Almejas es de 2.5 km de ancho con una profundidad máxima de 30 m. Los canales han sido clasificados como barreras poco profundas, y Bahía de Magdalena y Bahía de Almejas como lagunas tectónicas estructurales con una marea que es mixta y predominantemente el semidiurna (Lankford, 1977).

Como la mayoría de los estuarios y lagunas costeras en las porciones áridas de México, el complejo lagunar de Bahía Magdalena es un estuario negativo, es decir, con un gradiente de salinidad inversa. Estas condiciones son el resultado de una baja precipitación anual (promedio anual de 90 mm), la falta de entrada del agua dulce perenne de arroyos o ríos, y elevada tasa de evaporación (Álvarez *et al.* 1975). La salinidad en Bahía Magdalena generalmente excede la salinidad marina promedio de 35‰, particularmente los estrechos canales de mangle y en áreas poco profundas con poco intercambio de agua. En tales áreas, la salinidad llega a alcanzar 39‰ (Nienhuis & Guerrero, 1985).

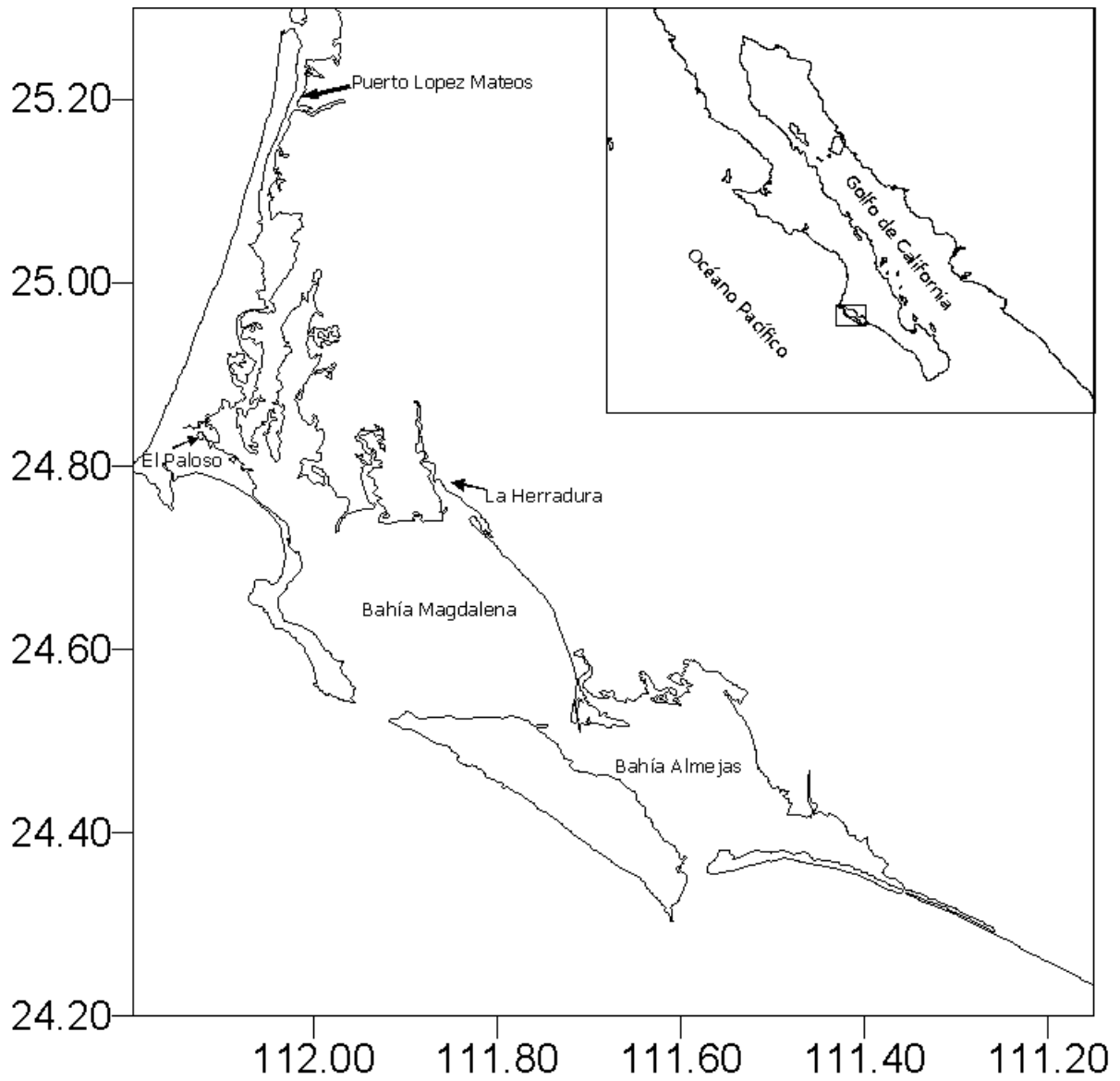


Figura 1.- Bahía Magdalena, B.C.S., mostrando las áreas de muestreo.

RESULTADOS

BOSQUE DE MANGLAR EN BAHÍA MAGDALENA, B.C.S.

Introducción

A pesar de que Bahía Magdalena cuenta con una extensión considerable de bosque de manglar, no existen trabajos realizados relacionados a este recurso en el área, cualquier información que se genere en relación con el bosque de manglar será de gran importancia para conocer el estado actual del recurso y su manejo, de la misma forma es importante conocer si ha existido alguna pérdida en la cobertura del bosque que en cierta forma hayan modificado la cantidad de materia orgánica aportada al ecosistema acuático.

El conocer la cobertura, la estructura y la productividad del bosque de manglar en el área, nos ayudara a realizar una estimación de cantidad de materia orgánica que esta incidiendo al medio acuático, en adición se estimara la cantidad de materia orgánica que permanece en el bosque y que es susceptible a ser incorporada a la trama trófica.

Los datos generados de productividad foliar así como de transporte de biomasa vía las corrientes de marea, servirán para alimentar el modelo de trófico que se construirá para el ecosistema de canales de Bahía Magdalena.

Objetivo

Evaluar el estado del bosque de manglar y su contribución de material foliar al ecosistema acuático adyacente.

Métodos

Cobertura del bosque de manglar.

Con la finalidad de ubicar y estimar la cobertura de manglar en Bahía Magdalena se realizó un análisis utilizando imágenes de fotografías aéreas digitales georreferenciadas, generadas con información de 1993 y 1994 por el Instituto

Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI), particularmente de las zonas definidas por este instituto como g12c26, g12c36, g12c46, g12c56, g12c66 g12c67 y g12c78. Estas fotografías están producidas con una resolución en el terreno de 2 metros por píxel, a una escala de 1:50 000. La dimensión de cada una de ellas es de 6' 40" longitud por 7' 30" de latitud.

Para la zona de la Isla Margarita en donde no fue posible obtener la imagen georeferenciada, se utilizaron fotografías aéreas generadas por INEGI, claves 10-51-93, 11-51-93 y 12-51-93 a escala 1:75 000 de 1993.

Las imágenes se analizaron con ayuda del programa Arcview 3.1v, así como con ayuda del programa ImageJ 1.30v (Rasband, National Institutes of Health, USA) se estimaron áreas específicas de cobertura utilizando como criterio, los árboles fácilmente identificables.

Comparación de la cobertura de manglar en Bahía Magdalena entre 1970 y 2001

Se realizó un análisis de la cobertura del bosque de manglar utilizando imágenes de satélite WRS 35/43 Landsat Enhanced Thematic Mapper, 30 x 30 m de resolución para 2001 y de 80 x 80 m de resolución para 1970, generadas por la National Oceanic & Atmospheric Administration de los Estados Unidos. Con la finalidad de determinar las modificaciones a gran escala que pudieran haber presentado en el bosque de manglar de Bahía Magdalena durante este periodo de tiempo. Las imágenes fueron procesadas con ayuda del programa MultiSpec Application 2.7v (Purdue Research Foundation 2003). Cada una de las imágenes se dividió en 2 zonas; canales y bahía. Se estimó la cobertura y se aplicó un análisis de t (Zar, 1999), para determinar las diferencias entre las coberturas estimadas en las imágenes.

Estructura del bosque de manglar.

Se realizó un análisis de la estructura del bosque de manglar en Bahía Magdalena, para el caso se escogieron 4 estaciones de muestreo en la parte central del área de canales (tabla 1, figura 2). En cada una de las estaciones se llevaron a

cabo transectos lineales de 80 m, dentro de ese transecto se establecieron 4 cuadrantes de muestreo, se utilizó la técnica de “El vecino más cercano”, siguiendo la metodología propuesta por Cintrón y Schaeffer-Novelli (1984) con las modificaciones de English *et al.*, (1997).

Productividad foliar y transporte vía intercambio de mareas.

Productividad foliar

Se establecieron dos zonas de muestreo dentro de la zona de manglar de Bahía Magdalena para estimar la productividad foliar de los bosques de manglar estas zonas fueron los esteros “La Herradura” localizada en la parte más sureña de Bahía Magdalena, cuya boca de entrada se encuentra en 24° 46' 39" latitud N y 111° 58' 08" longitud W, y el estero el “El Paloso” localizado en la parte central de Bahía Magdalena cuya boca de entrada se localiza en 24° 49' 24" latitud N y 112° 12' 30" longitud W (Fig. 1, 6).

Para la colecta de la producción foliar, en cada uno de los esteros se colocaron 15 trampas de 0.25 m², construidas con malla mosquitero y madera, las trampas se distribuyeron en los esteros con una distancia entre ellas de 450 m aproximadamente a ambos lados del canal. La revisión de las trampas fue hecha en forma mensual durante un ciclo anual, iniciando en febrero de 2002. Las muestras colectadas se secaron en un horno por 24 horas a 60°C, inmediatamente después las muestras se pesaron en una balanza electrónica. En las estimaciones de la productividad se siguió la metodología propuesta por Heald (1971) y Brown (1984).

Transporte

El transporte de la hojarasca por el intercambio de marea se calculó como la diferencia corregida de la biomasa capturada a la entrada contra la biomasa capturada a la salida de la marea, por el área del canal, la cual fue colectada con redes de luz de malla de 3 cm, las redes se colocaron a lo largo del canal tratando de bloquear la columna de agua (Boto & Bunt, 1981) en “El paloso”, se realizaron tres réplicas para cada estación del año durante luna llena.

Resultados

Cobertura del bosque de manglar.

Las tres especies de mangle presentes en Bahía Magdalena son *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*, el manglar existente en el área es de borde el cual presenta una anchura promedio de 25 metros. Se estimó que la cobertura total del bosque de manglar en Bahía Magdalena es de 178.64 km² (± 14.15).

Comparación de la cobertura de manglar en Bahía Magdalena entre 1970 y 2001.

No existió diferencia significativa entre las coberturas estimadas de las imágenes de satélite ($t=1.73$ $p=0.225$), sin embargo en la imagen del 2001, se identificaron algunos cambios puntuales en cuanto a la distribución del manglar en zonas muy específicas, (Boca de la Soledad y al sur de San Buto) estos cambios muy probablemente se originaron debido a las modificaciones antropogénicas realizadas en la línea de costa, lo cual modifica ligeramente el patrón de corrientes en estas zonas.

Estructura del bosque de manglar.-

El promedio de altura de los árboles fue de 3.15 metros con un diámetro promedio a la altura del pecho (DAP) de 4.09 cm (Fig. 3), la especie dominante en tres de las estaciones fue *Laguncularia racemosa* y solo en una estación fue *Rhizophora mangle* donde esta especie fue la única presente (Fig. 4), las alturas registradas para estas dos especies fueron muy similares (tabla 2). El área basal estimada para esta área es de 3.21 m².ha⁻¹ (Fig. 5).

Tabla 1. Localización de las estaciones de muestreo para estructura de los manglares Bahía Magdalena, B.C.S.

Núm. Est.	Localidad	Latitud Norte	Longitud Oeste
1	Los títeres	25° 10' 24"	112° 08' 10"
2	Embarcadero	25° 11' 41"	112° 07' 39"
3	Norte de Isla Magdalena	25° 15' 54"	112° 07' 28"
4	Rofomex	25° 16' 33"	112° 04' 42"

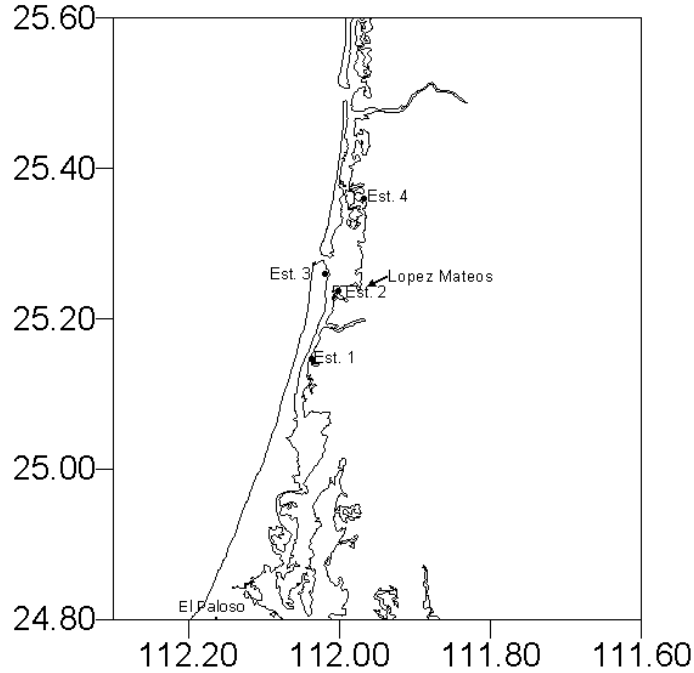


Figura 2.- Localización espacial de las estaciones de muestreo para la estructura de manglar

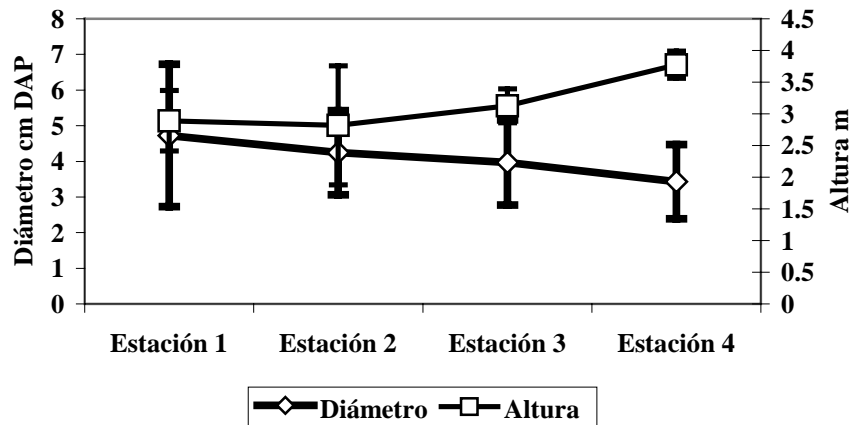


Figura 3.- Díámetro del tronco promedio y altura de los manglares en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.

En general presentaron densidades mayores de 2000 individuos por hectárea, a excepción de los árboles localizados en la estación 1 que fue la presentó menores densidades en esta área (436 ind.ha⁻¹). La densidad estimada para toda el área es de 2569 árboles por hectárea (Fig. 4)

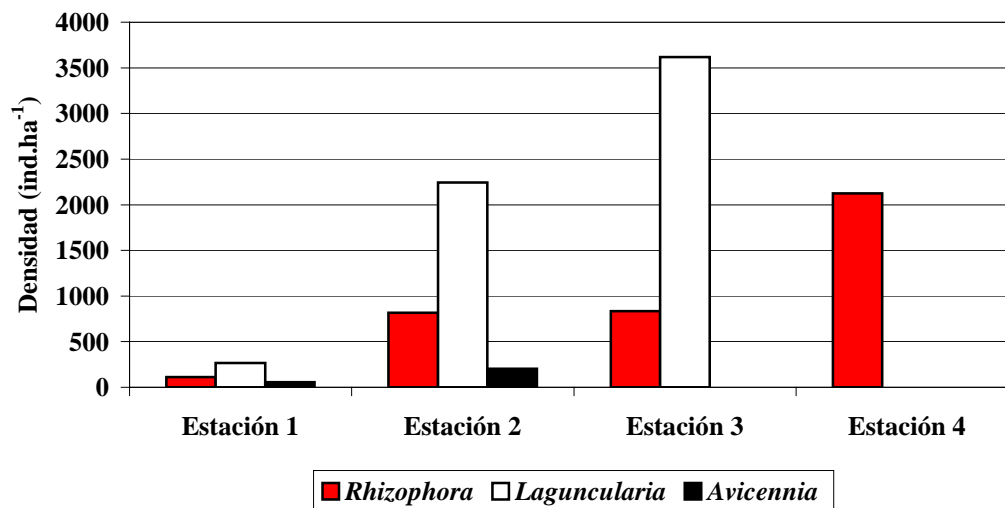


Figura 4.- Densidad de Individuos (>2.5 cm DAP) del manglar en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.

Tabla 2.- Características estructurales de las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.

Especie	Altura Promedio	Densidad (ind.ha-1)	Área Basal Promedio
Estación 1			0.76
<i>Rhizophora</i>	3.5	114	
<i>Laguncularia</i>	2.7	265	
<i>Avicennia</i>	2.58	57	
Estación 2			4.61
<i>Rhizophora</i>	2.65	815	
<i>Laguncularia</i>	2.67	2242	
<i>Avicennia</i>	5.1	204	
Estación 3			5.50
<i>Rhizophora</i>	3.2	835	
<i>Laguncularia</i>	3.11	3617	
<i>Avicennia</i>	0	0	
Estación 4			1.97
<i>Rhizophora</i>	3.77	2125	
<i>Laguncularia</i>	0	0	
<i>Avicennia</i>	0	0	3.21

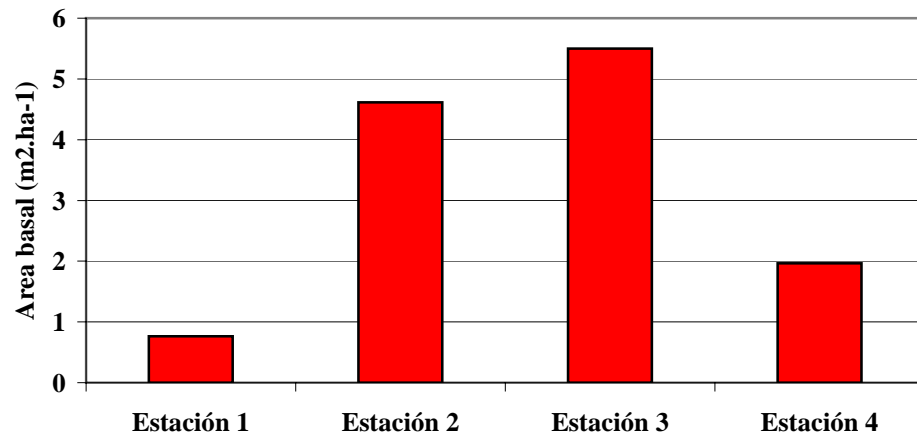


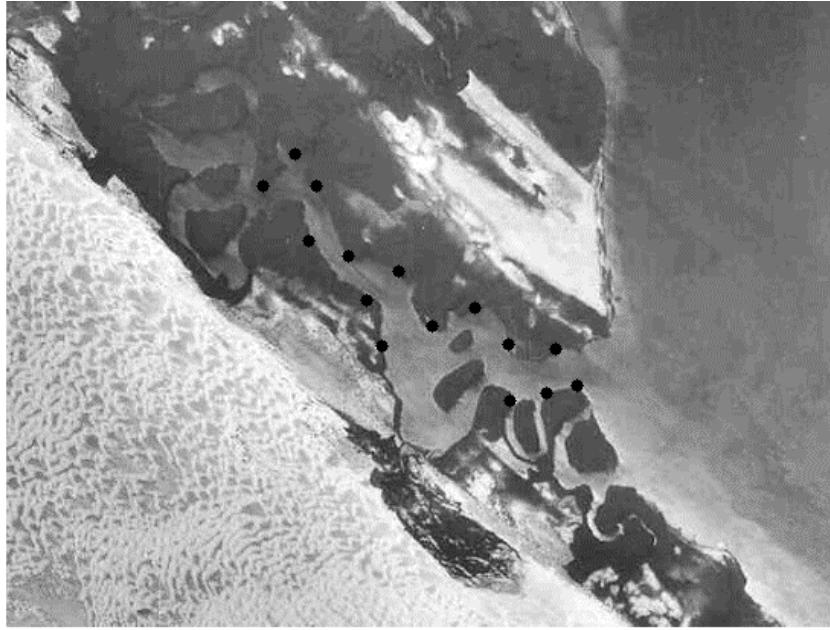
Figura 5.- Área basal promedio (m².ha⁻¹) de los manglares en las zonas de muestreo en Bahía Magdalena, B.C.S.

Productividad foliar y transporte vía intercambio de mareas.

Productividad foliar

La producción foliar fue mayor en “El Paloso” que en “La Herradura” (fig 6), ambas áreas presentaron la misma tendencia en cuanto a la producción foliar (Fig. 7), no encontrándose diferencia significativa entre ellas ($p=0.79$ a 95% de confianza) de acuerdo a Kolmogorov-Smirnov (Zar, 1999). Con base a esto, se supone que representa el patrón general para todo el sistema. La productividad foliar del sistema se estimó en $1094.14 \text{ gm}^{-2}\text{año}^{-1}$ en peso seco y se observó claramente una época de mayor producción en el verano que coincide con la temporada de ciclones.

A)



B)

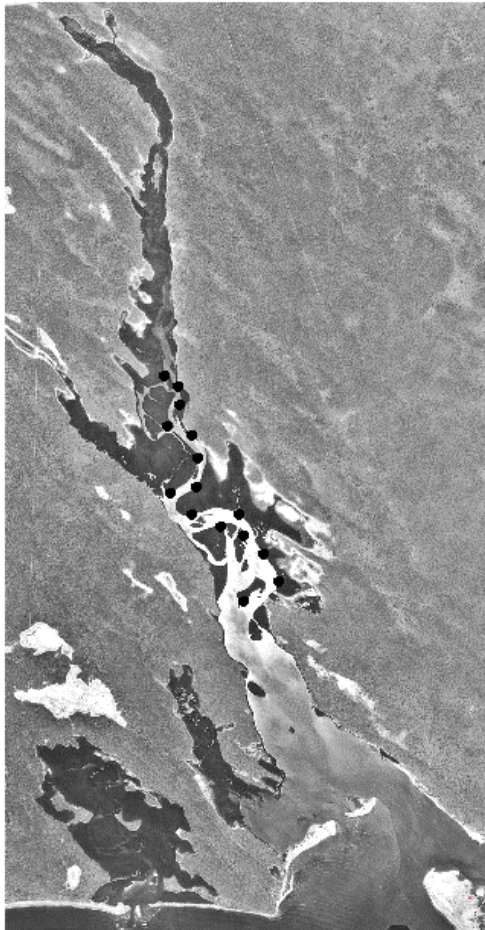


Figura 2.- Esteros A) "El paloso" y B) "La herradura" mostrando la localización de las trampas para coleccionar materia foliar

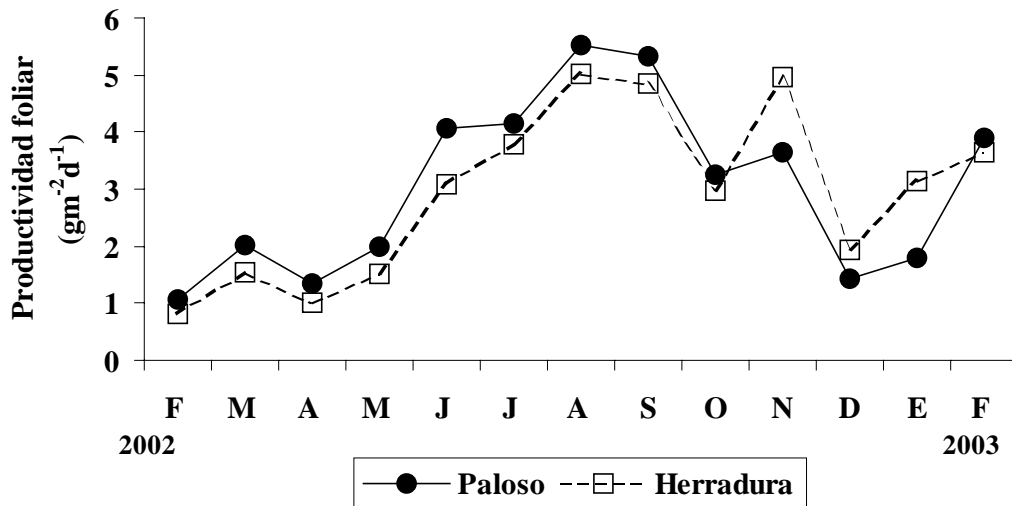


Figura 7.- Productividad foliar en peso seco, en dos esteros en Bahía Magdalena, B.C.S.

Transporte

Es estero “El Paloso”, presentó una cobertura de manglar estimada en 16017 m² y una productividad foliar estimada de 48680.1 gd⁻¹ en peso seco para toda el área. La biomasa transportada por el intercambio de marea se estimó en 42880 gd⁻¹ en peso seco (± 8741.41), lo que significa que un poco más del 88% de la biomasa generada por el manglar se transporta al sistema acuático adyacente y menos del 12% permanece en la zona de manglar.

Discusión

El bosque de manglar en Bahía Magdalena es un bosque bien estructurado que al parecer presenta una variación latitudinal en su estructura. Los árboles no son muy altos, esto debido que se encuentran en su límite norteño de su distribución en el Pacífico, aunque también se ha reportado que el crecimiento de los manglares se inhibe cuando se encuentran bajo estrés salino (Medina & Francisco, 1997; Cintrón *et al.*, 1978).

A pesar de que este bosque de manglar se encuentra en una zona árida y con árboles bajos, la productividad foliar es comparable con otras zonas en el país, en

donde existe un aporte de agua dulce en forma estacional (tabla 3). La información obtenida de la productividad de Bahía Magdalena es coincidente con lo mencionado por Flores-Verdugo *et al.* (1990) quienes reportan que algunos bosques semiáridos aparentemente logran niveles de productividad primaria que se acercan a los bosques de zonas húmedas con promedios superiores a 1000 mm por año. Sin embargo hay que hacer notar que en Bahía Magdalena el promedio anual de lluvia es de 90mm. A este respecto y con esta diferencia en los aportes de agua dulce, surge inevitablemente la pregunta de por qué esta área presenta valores de productividad comparables a zonas húmedas. La comparación de Bahía Magdalena con Las Guásimas Sonora (tabla 3), la cual presenta condiciones medioambientales similares a Bahía Magdalena, con alto grado de evaporación y poca entrada de agua dulce (290 mm/año de lluvia) establece una importante diferencia, siendo la productividad es mucho menor y donde el bosque es formado solo por *Avicennia germinans* (tabla 3), especie que ha sido reportada como la menos tolerante a la salinidad de las tres especies (Lugo y Snedaker, 1974).

TABLA 3.- Comparación de producción foliar entre 5 zonas del país. *Rhizophora mangle* (Rm); *Laguncularia racemosa* (Lm); *Avicennia germinans* (Ag)

Área de estudio	Especies	Producción foliar estimada (g m ⁻² año ⁻¹)	Autores
Las Guásimas, Sonora	Ag	175	Arreola-Lizarraga et al ., (2004)
Teacapan-Agua brava, Sinaloa	Lr, Ag, Rm	1417	Flores-Verdugo et al.(1990)
Laguna de Terminos, Campeche	Lr, Ag, Rm	1252	Day et al. (1987)
Agua Verde, Sinaloa	Lr	1100	Flores-Verdugo et al.(1987)
Bahía Magdalena, B.C.S.	Lr, Ag, Rm	1094.14	Presente estudio

En Bahía Magdalena se presentan las tres especies de manglar, y debido a las condiciones de estero negativo reportado por diversos autores, era de esperarse una dominancia por *Rhizophora mangle* debido a su capacidad de soportar altas salinidades. Sin embargo la especie dominante es *Laguncularia racemosa*, que se ha reportado como menos tolerante a elevadas salinidades. Esto sugiere dos

posibilidades, la primera es que los árboles de *Laguncularia* presente una mayor eficiencia en el uso del agua obtenida del medio que *Rhizophora*. Si este argumento es cierto se tiene que considerar el costo energético impuesto para el desarrollo en condiciones hipersalinas que es muy elevado, y debe de ser cubierto por las reservas de energía (Waisel, 1972). Cuando una fuente de agua dulce se presenta y disminuye la salinidad del sedimento las plantas mantienen el balance interno de sales, la tensión celular interna, existe flujo activo de transpiración y los estómatos se abren para realizar el intercambio gaseoso. Cuando el sistema de transpiración se encuentra activo existe un incremento en la concentración de nutrientes en las hojas de los manglares, se incrementa el intercambio gaseoso y la productividad del árbol (Queen & Reidmold, 1974; Poljakoff-Mayber & Gale, 1975).

Cuando la salinidad aumenta, el costo para obtener agua dulce para mantener el balance interno se incrementa. Esta condición causa un incremento en el costo energético para la respiración, decrece la productividad neta y disminuye la capacidad del árbol de concentrar nutrientes en las hojas activas en la fotosíntesis. Si esta condición se prolonga se presentan cambios en la estructura del bosque, promoviendo la dominancia de árboles pequeños, donde la presión interna de las raíces, es suficiente para transportar los nutrientes a las hojas, las bajas tasas de transpiración soportarían bajas tasas de productividad (Lugo & Snedaker, 1974).

La segunda posibilidad es que exista una intrusión de agua dulce a la zona costera por parte del acuífero de Magdalena, y que esta intrusión disminuya la salinidad en el agua intersticial favoreciendo el desarrollo de la comunidad de *Laguncularia*. Medina & Francisco (1997) al comparar la estructura y crecimiento del bosque de manglar en Venezuela en función del aporte de lluvia y salinidad, sugieren que la deficiencia de nutrientes no es el principal factor que determina las variaciones en la estructura de la comunidad sino la salinidad del agua intersticial. El hecho que el bosque de manglar en Bahía Magdalena esté bien estructurado y que su productividad sea comparable con otras áreas en México donde existe un aporte de agua dulce en forma estacional, hace pensar que esta segunda idea es más factible.

Sin embargo, es necesario realizar más esfuerzo de investigación en el área para probar esta hipótesis y determinar el nivel de intrusión de agua dulce así como las condiciones en las que se desarrolla este bosque de manglar.

Si esta hipótesis es cierta es necesario mantener el nivel del acuífero de Magdalena y regular las extracciones para las actividades de agricultura que se desarrollan en el Valle de Santo Domingo, ya que en caso de existir una sobreexplotación del manto freático se corre el riesgo de afectar indirectamente a la estructura del bosque de manglar de Bahía Magdalena, lo cual originará cambios en su contribución al ecosistema costero de la región.

LA PESQUERÍA DE CAMARÓN EN BAHÍA MAGDALENA B.C.S. MÉXICO

Introducción

Al ser el camarón la presa principal de los depredadores del sistema y se ha estimado en algunos casos que el consumo del camarón por los peces equivale a cinco veces más que los rendimientos pesqueros (Dwiponggo *et al.*, 1986). La pesquería ribereña del camarón dentro de Bahía Magdalena, se ha desarrollado tradicionalmente enfocándose principalmente de dos especies: camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) y el camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*), en sus fases de juvenil que son capturado en los canales y adulto que son capturados en el cuerpo de la bahía. Se utilizan embarcaciones menores con o sin motor fuera de borda conocidas como "pangas", en su mayoría construidas de fibra de vidrio de 22 pies de largo, 3 a 3.5 t de capacidad y con tres pescadores a bordo como unidades de pesca. Los equipos de captura utilizados hasta 1996 fueron las atarrayas en los canales y las redes de arrastre conocidas como "changos" para las áreas profundas de la bahía. La utilización de los "changos" fue ilegal debido a que no se encontraban autorizados en la Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993. A partir de 1997 se intensificaron las acciones para erradicar el uso del "chango", en 1998 se experimentaron otros equipos de pesca como la red de arrastre modificada "ala de ángel", redes de enmalle modificadas y las "suriperas", cuyos resultados derivaron en el desarrollo de la red "Magdalena I". Asimismo, en las investigaciones se determinó que las redes "suriperas" son muy selectivas y que permiten obtener capturas prácticamente exclusivas de camarón. Por lo que a partir de la temporada de pesca 1998-1999 los artes de pesca empleados fueron "suripera" para los canales y "Magdalena I" para la zona profunda (Diario Oficial de la Federación 07/04/2001).

La producción pesquera del camarón en toda la bahía durante el periodo de 1991 al 2000 ha contribuido en 51.8% de la producción estatal (Anuario estadístico de pesca 2000; Anónimo 2000). Debido a la importancia que el recurso camarón tiene dentro del ecosistema como especie forraje (Dwiponggo *et al.* 1986) además de su importancia así como en el desarrollo económico de la región, es necesario que

éste recurso se considere como un grupo funcional independiente dentro del modelo de los flujos tróficos. Los valores de biomasa para la zona de canales serán incorporados como datos de entrada del modelo, los valores de las capturas se utilizarán para calibrar el modelo generado.

Objetivo

Analizar los registros de arribo de la captura de camarón por área de pesca dentro de Bahía Magdalena y describir su importancia económica.

Método

La información sobre la pesquería de camarón en Bahía Magdalena fue colectada de los registros de arribo localizados en las oficinas de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) en Puerto San Carlos, B.C.S. La información obtenida corresponde a las temporadas de pesca de 1991 al 2001, con excepción de los datos de las temporadas 1992-93 y 1993-94 que no se encontraban disponibles. Solamente se consideró la información relacionada a las actividades de pesca dentro de esteros y bahía. Para el análisis se considera como camarón de estero el capturado dentro de la zona de canales de Bahía Magdalena, por otro lado se considera como camarón de bahía el capturado en la zona profunda o central de Bahía Magdalena. El registro de la información referente al esfuerzo para la pesquería dentro de los canales y para la pesquería en la bahía no presentó un formato que permitiera una estimación realista y por lo tanto no se consideró en los análisis subsiguientes.

Los análisis se realizaron con base en la zona de captura (canales de mangle y bahía) y los resultados se presentan como medias y rangos (en toneladas). Se utilizaron análisis de regresión para detectar cambios en el nivel de captura en relación con la temperatura a través del tiempo. Las capturas totales de los canales y bahía fueron comparadas con la temperatura promedio durante los meses de la temporada pesquera (septiembre – febrero) de 1991 – 2000 reportada por Lluch-Cota y colaboradores (2000) y el Centro de Diagnóstico Climático NOAA-CIRES

(2002). Para los cálculos del valor económico de la pesquería se utilizó como la media del valor local de playa \$7.00 USD kg⁻¹ utilizado por los pescadores de la región (Rodrigo Rangel 2002, com. pers. Sociedad de Cooperativas pesqueras de Bahía Magdalena). La información para el Estado de Baja California Sur se obtuvo de la CONAPESCA (2001).

Resultados

Producción Pesquera de Camarón

En el periodo de 10 años la pesquería en Bahía Magdalena, contribuyó con un total de 2223.1 t lo que equivale al 27.5% del total de las capturas de camarón del Estado de Baja California Sur. Considerando el precio local de \$7 USD·kg⁻¹, La pesquería de Bahía Magdalena contribuyo en más de \$15.5 millones a la economía del país durante esta década. No se detectaron tendencias en la producción de este recurso durante el periodo de 10 años ($p = 0.19$, $R^2 = 0.27$). Sin embargo, la producción pesquera en el Estado y de Bahía Magdalena presentó un máximo durante la temporada 1997-1998. El esfuerzo de pesca en esta temporada se dirigió casi exclusivamente dentro de la zona de canales, debido a que se estaban realizando las pruebas con la red "Magdalena I". En la zona de canales el camarón que se encuentra esta en estadio juvenil y presenta biomasa mayores que las que se pueden encontrar en la zona profunda de la bahía. El incremento de la captura en la temporada 1999-2000. en la zona profunda de la bahía probablemente se deba a la recuperación de la población de la captura de la temporada 1997-1998 en conjunto a la eficiencia de captura de la red "Magdalena I".

Localización de la captura

Tomando en cuenta las diferentes localidades de las pesquerías, la distribución de la captura durante el periodo de 10 años fue 736.0 t en los canales de mangle y 443.0 t en la bahía (Tabla 4). Dentro de los canales, la tasa de captura fluctuó de 0.2 t temporada⁻¹ en 1994-95 hasta 527.6 t temporada⁻¹ en 1997-98, esta temporada resultó en la captura más baja para la bahía (1.3 t), mientras que la tasa de captura más alta fue en 1999-2000 (184.7 t) (Fig. 8). Durante el periodo de 10

años, el promedio de la captura por temporada para la pesquería fue de 227.9 t temporada⁻¹ (92.0 t para el canal, 55.4 t en la bahía, y 130.5 t mar adentro temporada⁻¹)

Tabla 4.- Captura anual de la pesquería de camarón (toneladas) en las zonas de canales y bahía en Bahía Magdalena, México durante un periodo de 10 años. Los datos para las temporadas de pesca de 92-93 y 93-94 no se encontraron disponibles.

Temporada	Canales	Bahía
91-92	3.37	9.52
94-95	0.21	60.32
95-96	5.78	73.1
96-97	130.4	1.29
97-98	527.64	4.54
98-99	13.7	13.32
99-00	10.26	184.66
00-01	44.67	96.21
Total	736.02	442.96

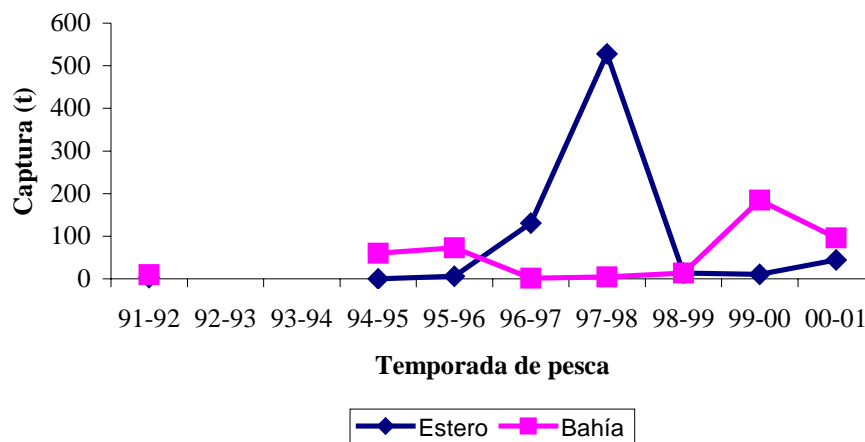


Figura 8.- Captura de camarón de las pesquerías del canal y de la bahía en Bahía Magdalena, México, en un periodo de 10 años.

Composición de Especies

El 90.4% de la captura de los canales, carecía de información en los arribos de la identificación de las especies. De los registros para los cuales se identificó la especie, el camarón café (*Farfantepenaeus californiensis*) representó más del doble de la captura (46.7 t) en comparación con el camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*)

(23.7 t). Para el caso del camarón de bahía, solo el 2.6% de la captura fue identificada por especie. En los casos donde la información con la identificación de las especies estaba disponible, se observó que la captura estuvo compuesta de 95% (172.6 t) de camarón café y 5% (9.0 t) de camarón azul. Sin embargo, como caso especial, durante la temporada 1999- 2000, se capturó una gran cantidad (146.2 t) de camarón japonés (*Sicyonia penicillata*), el cual presentó el 79% de la captura total de la bahía en esa temporada. La mayor parte de las capturas en mar abierto (95%) no se identificó la especie, sin embargo, en los desembarques en donde se identificó la especie, el camarón café fue la especie dominante (97.0 %, 48.7 t) en la captura, el remanente fue de camarón azul 3.0% (1.5t).

Variación Estacional

La mayor captura de camarón en los canales se presentó en otoño, con incrementos en noviembre (promedio = 240.9 t) y disminuyó posteriormente, con la menor tasa de captura promedio al final de la temporada en febrero (3.7 t) (Fig. 9). Para la zona de bahía, se presentó una tendencia muy similar en la captura del camarón, con las mayores capturas durante septiembre y octubre (112.4 t y 156.3 t, respectivamente) y las capturas más bajas se presentaron de diciembre a febrero (promedio de 33. t mes⁻¹).

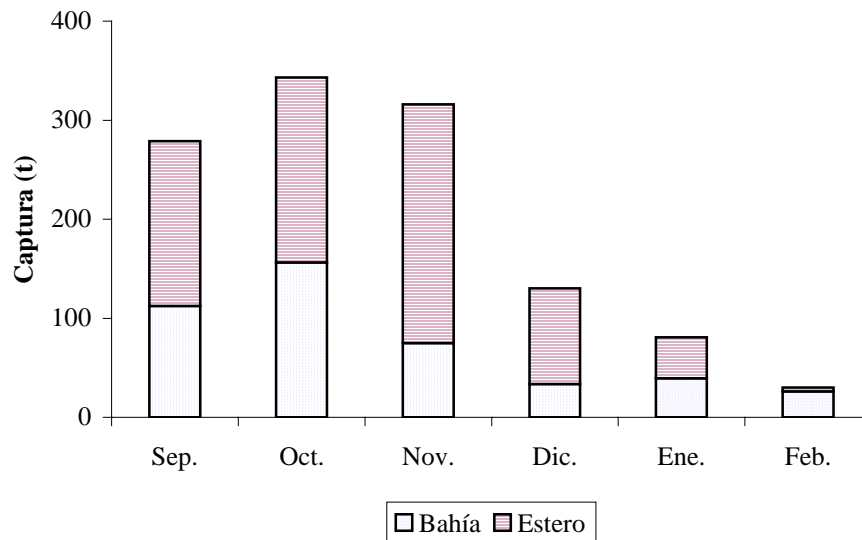


Figura 9.- Promedio mensual de la captura de camarón en un periodo de diez años para las pesquerías del canal, la bahía y de altura desembarcadas en Bahía Magdalena, México.

Efectos de la Temperatura

No se detectaron relaciones significativas entre la temperatura del agua y los niveles de captura de camarón en las pesquerías de la bahía ni en mar abierto ($R^2 = 0.038$, $p = 0.7$ y $R^2 = 0.039$, $p = 0.7$ respectivamente). Sin embargo, se observó una fuerte correlación entre la captura por año en los canales y la temperatura promedio durante los meses de la temporada de pesca ($R^2 = 0.91$, $p = 0.001$). Se presentó un incremento importante en la captura de camarón en Bahía Magdalena y en general el Estado de Baja California Sur durante la temporada de pesca 1997-98, el cual coincide con evento de El Niño, donde la temperatura promedio superficial del agua fue de 25.5° ; este valor fue 3.7° más caluroso que la temperatura registrada en años anteriores.

Discusión

Puerto San Carlos es un pequeño pueblo localizado en la porción central de Bahía Magdalena, y cuenta con el único puerto de aguas profundas en 500 km en la costa oeste de Baja California, lo que lo hace un importante puerto de embarque. Este puerto tiene una historia reciente de solo un par de décadas de crecimiento substancial de población e industria. Los residentes fundadores de Puerto San

Carlos llegaron en 1950's y 1960's, atraídos por las oportunidades de trabajo debidas a la apertura del puerto.

La economía actual del pueblo se centra en la pesca, tanto a gran como pequeña escala. Hay 3,500 residentes permanentes y 2000 pescadores transitorios quienes causan la fluctuación de la población con las temporadas (Young, 1995). Un pescador con la habilidad suficiente puede aspirar a una mejor remuneración en actividades de captura pescando, que trabajando en los servicios locales o en la industria procesadora de productos marinos que están disponibles en el pueblo. Sin embargo, el futuro de las pesquerías no es claro, debido a que el manejo de estos recursos es difícil así como el cumplimiento de la reglamentación. Como muchas de las pesquerías del mundo, los residentes del área, se encuentran preocupados por el decremento de los niveles de captura de que los recursos, aunque las posibles causas no estén bien determinadas, se argumenta el efecto de la sobreexplotación y el deterioro del hábitat. De acuerdo a Instituto Nacional de la Pesca, la pesquería del camarón en el sistema Bahía Magdalena-Almejas, registro en la temporada 1997-1998 un máximo histórico, y de acuerdo con los resultados preliminares de la evaluación sobre el estatus del camarón café y azul en este sistema lagunar, ambas especies se encuentran deterioradas con tendencias de recuperación (Anónimo 2000, DOF 2004).

Los datos de captura parecen indicar que la pesquería de camarón en Bahía Magdalena se ha mantenido con rendimientos relativamente estables durante la última década, con la excepción de la temporada 97-98 cuya captura fue excepcionalmente alta. Sin embargo, sin información más detallada sobre el esfuerzo invertido en este periodo de tiempo, es imposible esbozar conclusiones relativas al estado de este recurso. Los datos del esfuerzo para la pesquería en el canal y en la bahía fueron obtenidos de los registros del gobierno como el número de embarcaciones empleadas por la cooperativa que registró la captura. Estos datos no permiten la diferenciación entre el número de embarcaciones que realmente trabajaron para contribuir a tal captura, y aquellas que no pescaron durante la faena

de pesca, estos registros tampoco proveen información sobre los viajes por embarcación en los cuales no hubo captura de camarón.

En estas condiciones la estimación de la presión de pesca es incierta, debido a que se asume que todas las embarcaciones de la cooperativa estuvieron pescando durante todo el tiempo, y que no hubo periodos en los cuales las lanchas que salían a trabajar sin logran captura del recurso y por lo tanto no hubieran sido reportadas; lo cual crea un sesgo importante. Por esta causa no se intentó un análisis de captura por unidad de esfuerzo. Los rendimientos estimados para establecer las vedas están basados en muestreos dirigidos y se estiman en kg/hr de arrastre, implementar este tipo de información durante las labores normales de pesca, estandarizaría la información relacionada sobre la cantidad del esfuerzo de pesca invertido para obtener la captura para futuros análisis, que permitan utilizar herramientas analíticas fidedignas para estimar el estado de este recurso (Anónimo, 2005).

EL manejo del recurso natural en México es responsabilidad del gobierno federal, como instrumento normativo específico para la pesquería de camarón, se cuenta con la Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993 (DOF, 1993) y sus modificaciones y apéndices normativos (DOF, 1997) relativos a las redes suriperas, chinchorros de línea y dispositivos excluidores de tortugas. Las medidas reglamentarias actuales consideran la aplicación de vedas, restricción del esfuerzo y la reglamentación de artes de pesca. La duración de las temporadas varía con base a estimaciones anuales del recurso. En 1997, el uso de redes de arrastre fue restringido para las aguas someras (0-9 m de profundidad) con el fin de reducir el efecto de estas redes en el hábitat bentónico.

El gobierno propuso especificaciones sobre una red de arrastre modificada llamada Magdalena I, la cual se pensó era una alternativa de bajo impacto efectiva respecto a las redes de arrastre convencionales. Durante el tiempo necesario para la adquisición de esta nueva tecnología, los pescadores locales cambiaron el esfuerzo

de pesca de la bahía, donde las redes de arrastre se utilizaban convencionalmente, a los canales, donde otros tipos de artes son más populares como por ejemplo atarrayas y redes agalleras. Este cambio del área de pesca seguramente influyó en gran medida al incremento de captura observado en los canales durante la temporada 1997-98 y del decremento simultáneo de la captura en bahía.

En Bahía Magdalena las pesquerías de camarón azul y café reclutaron diferentes estadios del desarrollo (juveniles a adultos) con enfoque variable dependiendo de la disponibilidad del recurso. La pesquería del canal generalmente presentó una gran cantidad de camarones pequeños, mientras que la captura en la bahía consiste de camarones grandes en pequeñas cantidades. El efecto de la captura de camarones recién reclutados en aguas interiores sobre el total de la pesquería es desconocido. La pesquería de camarón en aguas interiores ha sido ligada al decremento en la producción mar adentro. En el estado de Campeche, se estimó que la pesquería artesanal de camarón en aguas interiores fue responsable de un 10-20% de decremento en la producción de camarón (García, 1995). En el Golfo de México, los pescadores evitan el arrastre en aguas someras debido al pequeño tamaño y valor del camarón (Castro & Arreguín-Sánchez, 1997).

Desde un punto de vista de manejo, si el propósito de la explotación es maximizar la producción de camarón, se deben de reducir las tasas de captura del camarón juvenil en los canales (se estima que en un 33% del total de la pesquería de Bahía Magdalena). Este aspecto es especialmente importante si se considera que se trata de una pesquería comercial. Por otra parte se carece de información concreta para la delimitación de las agrupaciones de camarón a lo largo de la costa del Pacífico de la Península de Baja California. Solamente en fechas recientes, se ha generado información en el Golfo de California que identificaron genéticamente distintas poblaciones del camarón azul *Litopenaeus stylirostris* que anteriormente se percibían y manejaban como un solo grupo (Aubert & Lightner, 2000).

A partir de los estudios en estuarios, se sabe que el reclutamiento en los peneidos esta fuertemente asociado a condiciones ambientales tales como temperaturas cálidas del agua y salinidad moderada, y resulta en fuertes variaciones interanuales del tamaño de la población (Primavera, 1998; Morales-Bojorquez *et al.*, 2001). En el camarón café de la costa este del Golfo de California, se han identificado dos incrementos (primavera y otoño) de desove en masa, sin embargo durante los años cálidos, el desove ocurre durante todo el año potencialmente asociado con eventos de El Niño u otros factores ambientales tales como lluvia (Leal Gaxiola *et al.*, 2001). La ocurrencia de un patrón o el otro puede tener consecuencias significativas para el manejo de las pesquerías. Se desconoce si hay variaciones interanuales similares en el patrón de reproducción de las especies de camarón que existen en Bahía Magdalena así como su importancia en la determinación de la abundancia en las especies. La correlación observada entre la temperatura del agua y la captura de camarón en los canales, sugiere que los cambios ambientales pueden ser determinantes en el reclutamiento anual. Sin embargo, se necesita información adicional con el fin de confirmar la significancia con la relación al proceso reproductivo, toda vez que la carencia de información sobre el esfuerzo de las pesquerías en este grupo de datos, impide una interpretación concluyente.

Durante los últimos 30 años, la población humana y el desarrollo en la Península de Baja California se han incrementado exponencialmente. Se encuentran en progreso importantes planes para la construcción de grandes puertos para la expansión del ecoturismo a lo largo de la península como es el proyecto de la Escalera Náutica, en localidades diferentes, entre ellas Bahía Magdalena. El impacto ecológico de estos cambios puede ser potencialmente considerable para algunas especies. Desarrollos urbanos tales como la marina planeada en Bahía Magdalena, podrían resultar en el desplazamiento de manglares y otras alteraciones del hábitat, pero el cómo estos cambios podrían afectar a las especies comercialmente importantes se desconoce.

La importancia de los manglares como criaderos y fuentes de carbono para el camarón, ha sido razonablemente bien estudiada en estuarios a través del mundo (Turner, 1977; Chong *et al.*, 1990; Mohan *et al.*, 1995). Sin embargo, la comprensión del papel de los mangles en el ciclo de vida en las zonas costeras áridas requiere estudios adicionales.

La producción de camarón en México se ha incrementado 88% durante la última década debido principalmente al incremento en la producción generada por la acuicultura, la cual aumenta de 5,111 t en 1991 a 47,465 t en 2001 (CONAPESCA, 2001). Durante este periodo de tiempo, las pesquerías de camarón en Bahía Magdalena contribuyeron con producto valuado en más de \$1.9 millones USD por temporada a la economía local (con un rango de \$408,919 a \$ 6,287,414 temporada¹). Este es un ingreso asombroso para una pequeña comunidad costera de una población de 3500 habitantes. En el mercado de exportación, este producto puede ser revalorado en el doble de su valor en playa el cual fue de \$15 USD kg⁻¹ para camarón grande (Anónimo, 2000). El impresionante valor de este recurso llama la atención y debe ser considerado en los planes de uso de suelo para esta región. Así mismo, se debe llevar a cabo una minuciosa evaluación del valor potencial de actividades económicas alternativas como por ejemplo el ecoturismo, con el fin de determinar su potencial para proveer un uso similarmente productivo de los recursos naturales de esta región, como la pesquería de camarón lo ha demostrado durante la década pasada.

ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD DE PECES EN LA ZONA DE CANALES DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S. MÉXICO

Introducción

Los manglares proveen un hábitat único con zonas de poca corriente y abundante en detritus para una gran variedad de peces e invertebrados marinos. Durante marea alta muchas especies de peces entran al sistema en busca de alimento, y permanecen en él hasta el cambio de marea. Algunas especies de peces de interés comercial utilizan este tipo de sistemas durante su estadio juvenil, migrando posteriormente a zonas mas profundas cuando alcanzan la talla adulta. Finalmente otras especies permanecen durante todo su ciclo de vida en estos sistemas. En este tipo de sistema existen unas relaciones tróficas muy intensas y usualmente ligadas a 2 o 3 grupos de presas disponibles para los depredadores.

Los resultados obtenidos se integraran al modelo de flujos tróficos para el área de canales de Bahía Magdalena, se identificarán los principales depredadores del sistema, sus biomاسas y sus preferencias alimenticias. Para la modelación los depredadores se agruparán en familias y estas a su vez serán consideradas como grupos funcionales del sistema. Los análisis de contenidos estomacales proveerán de información para calibrar la matriz de dietas del modelo trófico.

Objetivo

Establecer las principales relaciones depredador - presa así como la abundancia de los principales depredadores que facilitan la transferencia de biomasa del sistema de manglar al sistema acuático adyacente, con énfasis en la comunidad de peces.

Método

La colecta de peces se realizó en el Estero “El Paloso” en dos áreas previamente establecidas (Fig. 10). Los muestreos se realizaron en forma bimestral por un año, iniciando en Febrero del 2002. Se utilizaron redes agalleras de 10 cm de luz de malla de 70 m de largo con 3 m de caída; también en las mismas zonas se utilizaron trasmallos contruidos con tres tamaños de luz de malla 5, 8 y 10 cm. En cada muestreo las redes se colocaron durante la pleamar en 6 ocasiones y se dejaron trabajar hasta la bajamar. La red agallera de 10 cm se colocó a través de canal de manglar mientras que los trasmallos se colocaron en los extremos tratando de cubrir la zona de raíces donde la presencia de peces pequeños es más común.

Los organismos capturados se fijaron con formol al 10% y se transportaron al laboratorio de Ictiología del CICIMAR. Una vez en el laboratorio, los organismos se identificaron a nivel específico, se pesaron y se les midió la longitud total. Se extrajo el estómago a cada uno de los organismos colectados, en caso de contar con algún tipo de contenido en el estómago, este se peso y se trató de identificar a las presas encontradas al nivel taxonómico más bajo posible. Una vez identificadas estas presas se pesaron en forma individual. De esta forma se obtuvo la matriz de presas para una especie dada que estuvo presente en las zonas de muestreo, esta información se incorporó como punto de partida para generar el modelo trófico para esta área.

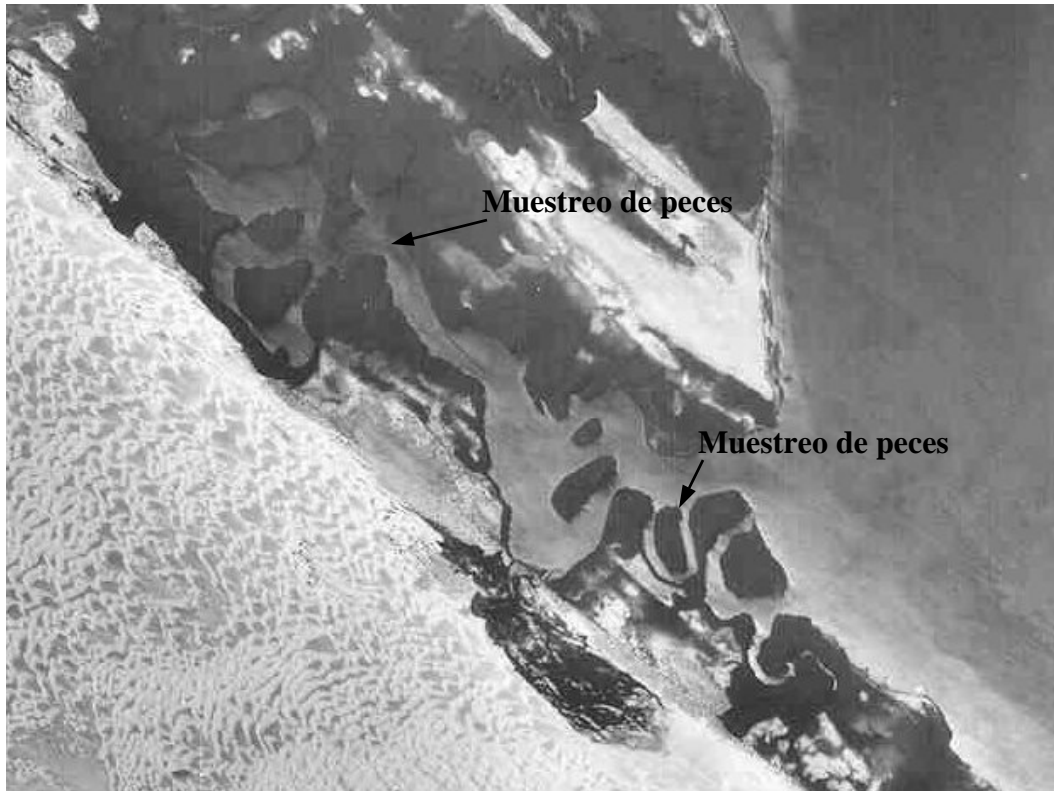


Figura 10.- Estero “El paloso” con las áreas de colecta de peces

Resultados

En Bahía Magdalena en 1994 se reportaron 161 especies de peces (De La Cruz-Agüero *et al.* 1994), basados en resultados de trabajo de campo, posteriormente en el año 2000 después de una intensa revisión bibliográfica aunada trabajo de campo el listado de especies de peces se incremento a 301 (Galván-Magaña *et al.* 2000). En el presente trabajo la representación de la fauna ictiológica en el estero “El Paloso” incluyó 55 especies de 27 familias, el 80 % de las especies encontradas ya han sido reportadas previamente para Bahía Magdalena en los trabajos anteriores, 11 especies encontradas a pesar de que su distribución cubre Bahía Magdalena no se habían registrado para el área (tabla 5).

**Tabla 5.- Especies de peces colectados durante 2001-2003 el estero “El paloso”.
Bahía Magdalena, B.C.S.. Adiciones al listado para el área con asterisco.**

- Familia Achiridae**
Achirus mazatlanus (Steindachner, 1869)
- Familia Atherinopsidae**
Atherinella eriarcha (Jordan & Gilbert, 1882)
Atherinella pachylepis (Günther, 1864)*
Atherinopsis californiensis (Girard, 1854)
- Familia Batrachoididae**
Porichthys margaritatus (Richardson, 1844)*
- Familia Belonidae**
Ablennes hians (Valenciennes, 1846)*
Strongylura exilis (Girard, 1854)
Tylosurus pacificus (Steindachner, 1876)*
- Familia Carcharhinidae**
Carcharhinus leucas (Müller & Henle, 1839)
- Familia Centropomidae**
Centropomus medius (Günther, 1864)
- Familia Clupeidae**
Etrumeus teres (DeKay, 1842)
Lile stolifera (Jordan & Gilbert, 1882)
- Familia Cynoglossidae**
Symphurus chabanaudi (Mahadeva & Munroe, 1990)*
- Familia Engraulidae**
Anchoa nasus (Kner & Steindachner, 1867)
- Familia Exocoetidae**
Fodiator rostratus (Günther, 1866)
- Familia Gerreidae**
Diapterus peruvianus (Cuvier, 1830)
Eucinostomus argenteus (Baird & Girard, 1855)
Eucinostomus dowii (Gill, 1863)
Eucinostomus gracilis (Gill, 1862)
Gerres cinereus (Walbaum, 1792)
- Familia Gymnuridae**
Gymnura marmorata (Cooper, 1864)
- Familia Haemulidae**
Anisotremus dovii (Günther, 1864)*
Haemulon sexfasciatum (Gill, 1862)*
Haemulon steindachneri (Jordan & Gilbert, 1882)
Haemulopsis leuciscus (Günther, 1864)
Orthopristis chalceus (Günther, 1864)
Orthopristis reddingi (Jordan & Richardson, 1895)
- Familia Hemiramphidae**
Hemiramphus saltator (Gilbert & Starks, 1904)
- Familia Heterodontidae**
Heterodontus mexicanus (Taylor & Castro-Aguirre, 1972)
- Familia Mugilidae**
Mugil cephalus (Linnaeus, 1758)
Mugil curema (Valenciennes, 1836)
- Familia Paralichthyidae**
Cyclopsetta panamensis (Steindachner, 1876)
Cyclopsetta querna (Jordan & Bollman, 1890)*
Etropus crossotus (Jordan & Gilbert, 1882)

- Hippoglossina tetrophthalmus* (Gilbert, 1890)
Paralichthys californicus (Ayres, 1859)
Paralichthys woolmani (Jordan & Williams, 1897)
Syacium ovale (Günther, 1864)*
- Familia Rajidae**
Raja sp.
- Familia Rhinobatidae**
Rhinobatos productus (Ayres, 1854)
Zapteryx exasperata (Jordan & Gilbert, 1880)
- Familia Serranidae**
Diplectrum pacificum (Meek & Hildebrand, 1925)
Paralabrax maculatofasciatus (Steindachner, 1868)
- Familia Sciaenidae**
Cynoscion parvipinnis (Ayres, 1861)
Cynoscion phoxocephalus (Jordan & Gilbert, 1882)*
Menticirrhus elongatus (Günther, 1864)*
Menticirrhus nasus (Günther, 1868)
Umbrina xanti (Gill, 1862)
- Familia Scombridae**
Scomberomorus sierra (Jordan & Starks, 1895)
- Familia Sparidae**
Calamus brachysomus (Lockington, 1880)
- Familia Sphyraenidae**
Sphyraena lucasana (Gill, 1863)
- Familia Synodontidae**
Synodus evermanni (Jordan & Bollman, 1890)
Synodus lucioceps (Ayres, 1855)
- Familia Tetraodontidae**
Sphoeroides annulatus (Jenyns, 1842)
Sphoeroides lobatus (Steindachner, 1870)
- Familia Triglidae**
Prionotus stephanophrys (Lockington, 1881)

En total se capturaron 1012 individuos con un peso total de 160.72 kg, las biomásas y la abundancia proporcional a las capturas para cada una de las especies se puede observar en la tabla 6. El 87% de las especies capturadas corresponden al estadio juvenil, por esa causa, los valores de biomasa son bajos.

TABLA 6.- Abundancia proporcional a la captura y biomasa de las especies presentes en el estero “El Paloso”, Bahía Magdalena B.C.S.

Número	Especie	Código	Abundancia Proporcional a la captura	BIOMASA (t/km ²)
1	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	Pm	0.1818	0.283
2	<i>Etropus crossotus</i>	Ec	0.1423	0.084
3	<i>Eucinostomus gracilis</i>	Eg	0.0800	0.094
4	<i>Eucinostomus dowii</i>	Ed	0.0751	0.037
5	<i>Cyclopsetta querna</i>	Cq	0.0445	0.225
6	<i>Diplectrum pacificum</i>	Dp	0.0435	0.089
7	<i>Haemulopsis leuciscus</i>	HI	0.0405	0.107
8	<i>Eucinostomus argenteus</i>	Ea	0.0237	0.010
9	<i>Mugil cephalus</i>	Mc	0.0237	0.244
10	<i>Paralichthys woolmani</i>	Pw	0.0237	0.090
11	<i>Umbrina xanti</i>	Ux	0.0021	0.132
12	<i>Orthopristis chalceus</i>	Oc	0.0208	0.048
13	<i>Haemulon sexfasciatum</i>	Hs	0.0188	0.208
14	<i>Heterodontus mexicanus</i>	Hm	0.0188	0.069
15	<i>Paralichthys californicus</i>	Pc	0.0148	0.044
16	<i>Achirus mazatlanus</i>	Am	0.0148	0.013
17	<i>Atherinella pachylepis</i>	Ap	0.0138	0.019
18	<i>Porichthys margaritatus</i>	Pma	0.0128	0.014
19	<i>Mugil curema</i>	Mcu	0.0128	0.129
20	<i>Orthopristis reddingi</i>	Or	0.0128	0.023
21	<i>Sphoeroides annulatus</i>	Sa	0.0128	0.073
22	<i>Synodus evermanni</i>	Se	0.0099	0.081
23	<i>Gymnura marmorata</i>	Gm	0.0089	0.005
24	<i>Calamus brachysomus</i>	Cb	0.0079	0.016
25	<i>Cynoscion parvipinnis</i>	Cp	0.0069	0.036
26	<i>Cynoscion phoxocephalus</i>	Cpx	0.0069	0.039
27	<i>Prionotus stephanophrys</i>	Ps	0.0059	0.005
28	<i>Hemiramphus saltator</i>	Has	0.0059	0.008
29	<i>Symphurus chabanaudi</i>	Sc	0.0059	0.009
30	<i>Tylosurus pacificus</i>	Tp	0.0049	0.050
31	<i>Atherinopsis californiensis</i>	Ac	0.0049	0.011
32	<i>Gerres cinereus</i>	Gc	0.0049	0.022
33	<i>Haemulon steindachneri</i>	Hst	0.0040	0.011
34	<i>Atherinella eriarcha</i>	Ae	0.0040	0.001
35	<i>Rhinobatos productus</i>	Rp	0.0030	0.006
36	<i>Ablennes hians</i>	Ah	0.0030	0.036
37	<i>Anisotremus dovii</i>	Ad	0.0030	0.007
38	<i>Etrumeus teres</i>	Et	0.0030	0.001
39	<i>Fodiator rostratus</i>	Fr	0.0030	0.006
40	<i>Menticirrhus nasus</i>	Mn	0.0030	0.003
41	<i>Sphyaena lucasana</i>	Sl	0.0030	0.020

CONTINUA TABLA 6				
42	<i>Zapteryx exasperata</i>	Ze	0.0020	0.036
43	<i>Centropomus medius</i>	Cm	0.0020	0.009
44	<i>Cyclopsetta panamensis</i>	Cpa	0.0020	0.002
45	<i>Diapterus peruvianus</i>	Dpe	0.0020	0.003
46	<i>Lile stolifera</i>	Ls	0.0020	0.001
47	<i>Menticirrhus elongatus</i>	Me	0.0020	0.006
48	<i>Sphoeroides lobatus</i>	Slo	0.0020	0.002
49	<i>Syacium ovale</i>	So	0.0020	0.009
50	<i>Synodus lucioceps</i>	Slu	0.0010	0.005
51	<i>Anchoa nasus</i>	An	0.0010	0.001
52	<i>Carcharhinus leucas</i>	Cc	0.0010	0.074
53	<i>Hippoglossina tetrophthalma</i>	Ht	0.0010	0.001
54	<i>Scomberomorus sierra</i>	Ss	0.0010	0.008
55	<i>Strongylura exilis</i>	Sev	0.0237	0.014

De las 11 especies más abundantes, solamente *Eucinostomus dowii*, *Atherinella pachylepis* y *Orthoprystis reddingi*, presentaron organismos con tallas promedio cercano a las tallas adultas y el resto presentaron tallas juveniles (tabla. 7).

TABLA 7.- Especies presentes durante todo el periodo de muestreo en el estero "El Paloso", Bahía Magdalena, B.C.S.. La longitud máxima reportada se toma de Froese, R. & D. Pauly (2005)

Especie	Abundancia Proporcional a la captura	Longitud total cm (desviación estándar)	Longitud total máxima reportada (cm)
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	0.1818	14.1 (±1.74)	60
<i>Etropus crossotus</i>	0.1423	8.21 (± 2.23)	20
<i>Eucinostomus gracilis</i>	0.0800	11.62 (± 0.95)	21
<i>Eucinostomus dowii</i>	0.0751	12 (±1.96)	15
<i>Cyclopsetta querna</i>	0.0445	13.4 (± 2.24)	43
<i>Diplectrum pacificum</i>	0.0435	15.8 (± 1.01)	28
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.0405	15.54 (± 1.37)	37
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	0.0188	8.6 (± 3.45)	48
<i>Atherinella pachylepis</i>	0.0138	16 (± 0.93)	16
<i>Orthoprystis reddingi</i>	0.0128	21.6 (± 2.32)	29.8
<i>Hemiramphus saltator</i>	0.0059	20.5 (± 2.59)	48

La comunidad de peces en esta zona esta dominada básicamente por 14 especies que en su conjunto proveen del 75% de la captura total (Fig. 11). De las cuales solamente 7 especies estuvieron presentes durante todo el año y representaron el 61.9% de la captura. Los registros del resto de las especies fueron esporádicos, y por esta causa se considera a estas especies utilizan los canales de manglar como zonas de alimentación, creando un flujo de biomasa entre los canales de manglar y el resto de Bahía Magdalena.

Con respecto a la variación estacional de la abundancia, se observa que las dos especies principales del sistema *Paralabrax maculatofasciatus* (Pm) y *Etropus crossotus* (Ec) presentan un incremento considerable durante el periodo Agosto a Enero, *Diplectrum pacificum* (Dp) presenta un incremento durante primavera-verano. Llama la atención el decremento continuo en la abundancia de *Eucinostomus gracilis* (Eg) el cual podría ser ocasionado por el efecto del muestreo continuo en la zona. *Eucinostomus dowii* (Ed); *Cyclopsetta querna* (Cq); *Haemulopsis leuciscus* (Hl) mostraron el mismo comportamiento, presentaron incrementos en la abundancia durante Abril-Mayo y Octubre-Noviembre con respecto a Febrero (Fig. 12).

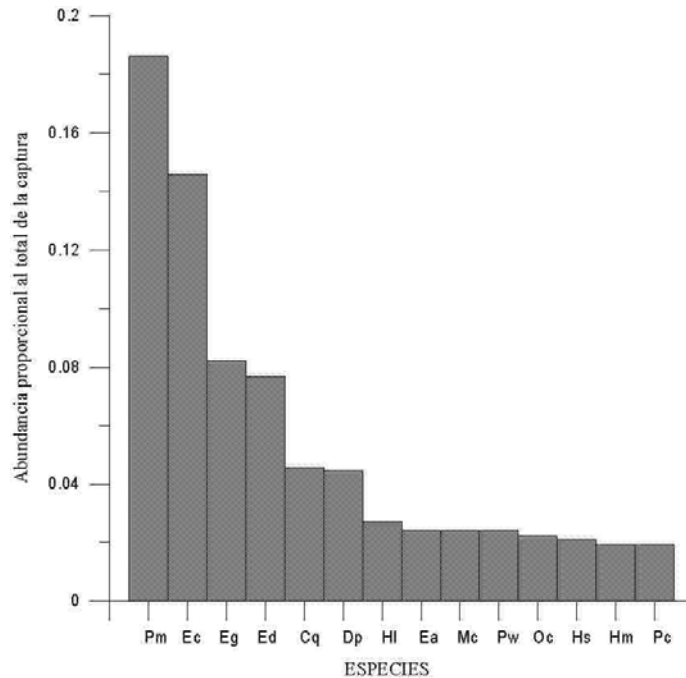


FIGURA 11.- Abundancia de las especies dominantes en del sistema, expresada en proporción del total de la captura. *Paralabrax maculatofasciatus* (Pm); *Etropus crossotus* (Ec); *Eucinostomus gracilis* (Eg); *Eucinostomus dowii* (Ed); *Cyclopsetta querna* (Cq); *Diplectrum pacificum* (Dp); *Haemulopsis leuciscus* (Hl); *Eucinostomus argenteus* (Ea); *Mugil cephalus* (Mc); *Paralichthys woolmani* (Pw); *Orthopristis chalceus* (Oc); *Haemulon sexfasciatum* (Hs); *Heterodontus mexicanus* (Hm); *Paralichthys californicus* (Pc)

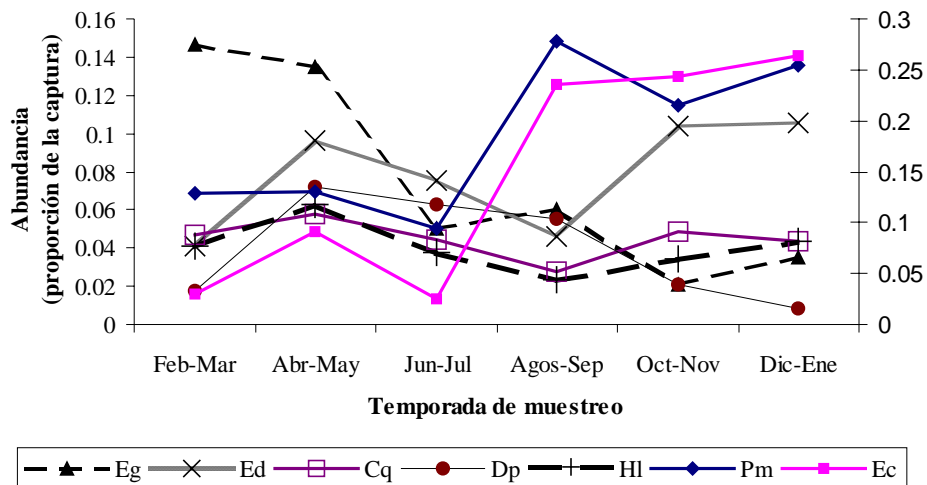


FIGURA 12.- Variación estacional de la abundancia, expresada en proporción de la captura, de las 7 especies más abundantes del sistema. Primer eje vertical (derecha); *Eucinostomus gracilis* (Eg); *Eucinostomus dowii* (Ed); *Cyclopsetta querna* (Cq); *Diplectrum pacificum* (Dp); *Haemulopsis leuciscus* (Hl). Segundo eje vertical (izquierda); *Paralabrax maculatofasciatus* (Pm); *Etropus crossotus* (Ec).

Se obtuvo un peso total de 195 g en el análisis de contenido estomacal, debido a que la gran mayoría de peces capturados fueron juveniles. En los contenidos se encontraron presas de tamaño pequeño, por ejemplo se encontraron especímenes de camarón de 0.94 cm de longitud promedio ± 0.52 durante Junio, 1.7 cm ± 0.27 en Agosto, y peces con 6 cm longitud promedio ± 2.67 . Las presas preferidas por las especies de peces que ocupan los canales de manglar son camarón y peces, cangrejos y poliquetos (Fig. 13).

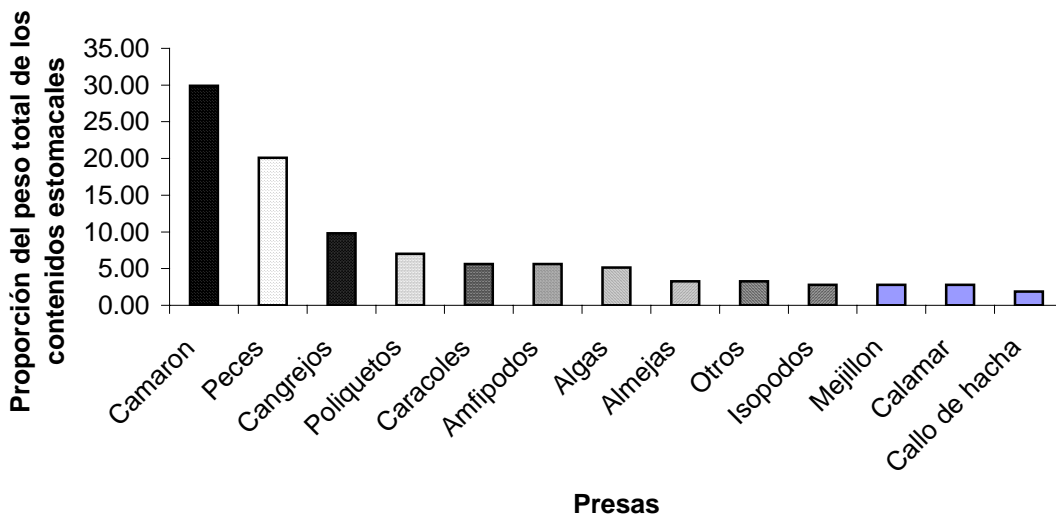


FIGURA 13.- Proporción del peso total de los contenidos estomacales, de los peces capturados en la zona de canales en Bahía Magdalena, B.C.S., México

Discusión

No es sorprendente el hecho que 87 % de las especies colectadas en esta área fue representado por juveniles, se ha mencionado repetidamente por diversos autores que los bosques de manglar se ha definido como áreas muy valiosas para la crianza y alimentación de diversas especies de peces (Laegdsgaard & Johnson 2001). El hecho que se retenga material foliar en los bosques de manglar promueve el inicio de la trama trófica en esta área con base en detritus (Odum & Heald 1975, Robertson *et al.* 1988). Lo cual ocasiona que se presente una gran concentración de invertebrados que a la vez sirven de fuente de alimentación a las comunidades de peces. Como se discutió con

anterioridad, existe una biomasa importante de camarón en la zona de canales y es precisamente el camarón que es la presa más importante de los depredadores del sistema.

Laegdsgaard & Johnson (2001) sugirieron que el valor de los bosques de manglar como zonas de crianza, se puede atribuir parcialmente a la disponibilidad de alimento, lo cual se presenta en Bahía Magdalena. Esta situación explicaría parcialmente el hecho que las dos especies más abundantes en el sistema (*Paralabrax maculatofasciatus* y *Etropus crossotu*) sean carnívoros y que sus abundancias se incrementen drásticamente cuando el camarón es más abundante en la zona de canales.

Las familias con mayores abundancias en función del número de individuos registradas en Bahía Magdalena son Serranidae y Paralichthyidae, las cuales son carnívoras. Las familias Paralichthyidae, Haemulidae, Sciaenidae y Gerreidae son abundantes en cuanto a número de especies presentes. En sistemas similares en Tailandia las familias dominantes son Gobiidae y Engraulidae (Ikejima *et al.* 2003), en Filipinas; Chandidae y Atherinidae (Rönnbäck *et al.* 1999), y en Australia; Atherinidae y Mugilidae (Hindell & Jenkins 2004). Estas diferencias tal vez sean un reflejo de la disponibilidad de alimento en el medio.

El número de especies y de familias que fueron identificadas en Bahía Magdalena se encuentran dentro de los valores de diversidad reportados en diversas zonas de manglar alrededor del mundo, en Taiwán se tienen registrados 79 especies de 33 familias (Kuo *et al.* 1999), en la Ensenada de la Paz, México se registraron 55 especies de 22 familias (González-Acosta *et al.* 1999), en Florida 76 especies de 38 familias (Ley *et al.* 1999), en Madagascar 60 especies de 33 familias (Laroche *et al.* 1997) en Australia 42 especies de 22 familias (Halliday & Young 1996) y en el complejo Lagunar Teacapan-Agua

Brava, Sinaloa México 75 especies de 28 familias (Flores-Verdugo *et al.* 1990, Álvarez-Rubio *et al.* 1986).

La dominancia por parte de un número limitado de especies en la comunidad ha sido reportada anteriormente por Hindell & Jenkins (2004) donde encontraron que 7 especies residentes del bosque de manglar constituían el 94% de la captura total en número de individuos. En el caso de Bahía Magdalena, la dominancia del 75% de la captura fue para 14 especies, de las cuales 7 son residentes.

ABUNDANCIA NATURAL DE $\delta^{13}\text{C}$ Y $\delta^{15}\text{N}$ EN LOS CANALES DE MANGLAR DE BAHÍA MAGDALENA B.C.S.

Introducción

El uso de la técnica de isótopos estables de C y N se han incorporado a una aproximación analítica múltiple para resolver problemas ecológicos que no eran de posible dilucidar con las antiguas técnicas analíticas, por esa causa se ha incrementado drásticamente su uso en los últimos años. En ecología se han utilizado extensivamente para estudiar por ejemplo, los procesos metabólicos, para monitorear los procesos de nitrificación y desnitrificación en el sedimento y para rastrear el flujo energético, en términos de C y N a través del ecosistema. Con referencia al último ejemplo, el uso más común es el de identificar las relaciones tróficas depredador presa y la definición del nivel trófico de esos grupos en un ecosistema dado. Debido a que el análisis de contenido estomacal de pequeños organismos tales como larvas, postlarvas de decápodos y algunos otros invertebrados bentónicos, es una tarea por demás intensa que consumen tiempo y dinero y que puede arrojar resultados inciertos. El análisis de isótopos estables es una alternativa para conocer las probables fuentes de alimentación de este tipo de organismos.

Es particularmente interesante considerar el concepto de que el camarón funciona en el ecosistema como un vector de transferencia de carbono y nitrógeno entre la zona de canales de manglar y la zona profunda de Bahía Magdalena. Para poder estimar este flujo energético, es necesario conocer las presas del camarón y la contribución de las fuentes de alimentación del camarón a su biomasa.

Los resultados de este análisis se utilizaron para contrastar la dieta del camarón en esta zona con la dieta reportada en la bibliografía para este grupo, y de esta forma calibrar los valores de la matriz de dietas, necesarios para el

desarrollo del modelo de flujos tróficos de la zona de canales de Bahía Magdalena.

Objetivo

Establecer las relaciones tróficas más importantes en la zona de canales de Bahía Magdalena, con énfasis en el camarón como transferencia de biomasa del sistema de manglar al sistema acuático adyacente.

Métodos

A pesar de que el camarón ha encontrado frecuentemente en los contenidos estomacales de los peces en la zona, poco se sabe de sus fuentes de alimentación así como al origen de la cadena trófica en este ambiente. La colecta de muestras se planteó en función de la necesidad de identificar la contribución del manglar a la biomasa animal y como esa biomasa se transfiere entre los niveles tróficos.

Por esta causa se colectaron hojas de manglar de las tres especies presentes en área (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* y *Avicennia germinans*) en dos diferentes estadios de senescencia. Se colectaron muestras de camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*), tanto dentro del estero como del cuerpo principal de Bahía Magdalena, las cuales se obtuvieron con la ayuda de pescadores locales. Para la colecta de poslarvas que camarón azul (*Litopenaeus stylirostris*) se realizó un muestreo con una red de mano de 1.5 m de largo con luz de malla de 1 mm, que consistió en un arrastre a una distancia promedio de 0.5 m alejado de las raíces de *Rhizophora mangle*.

Se obtuvieron muestras de peces de la captura lograda por redes agalleras dentro del estero, la cual fue reportada en el previamente en este trabajo. Para este análisis solamente se utilizaron tres especies (*Paralabrax maculatofasciatus*, *Haemulon sexfasciatum* y *Cyclopsetta querna*). Debido a que los estómagos de estas especies mostraron restos de camarón más

frecuentemente, y demás estas especies estuvieron presentes durante todo el año en el sistema.

Como posible fuente de alimentación, se obtuvo muestras de poliquetos mediante muestreos dirigidos para la colecta de este grupo, los cuales se realizaron en dos zonas de inundación dentro del estero, se establecieron dos cuadrantes, el primer cuadrante fue de 6x4 metros y el segundo de 4x3, el sedimento colectado de estos cuadrantes se tamizó en una malla de 1 mm, los organismos se separaron y se almacenaron en hielo en recipientes Nalgen de boca ancha (5 cm) para su transporte al laboratorio.

Una vez colectadas todas las muestras se mantuvieron en hielo hasta su transporte al laboratorio con excepción de las hojas de mangle. Una vez en el laboratorio se limpiaron, se lavaron con agua destilada, se pesó de 1 a 1.5 g para cada una de las muestras. Posteriormente se colocaron en papel aluminio para ser transportados al Laboratorio de Oceanología Química del CICIMAR para su preparación final. En total se procesaron un total de 111 muestras para su análisis.

Preparación de muestras para Isótopos

A todas las muestras se les sometió a un tratamiento de extracción de lípidos (Beaudoin *et al.* 2001), posteriormente se secaron en horno a 65-70 grados Celsius por 48-72 horas, y se molieron en un mortero de sílice hasta alcanzar la textura de harina. Las muestras se pesaron aproximadamente 2-3mg para muestras biológicas, las cuales se colocaron en cápsulas de aluminio marca COSTECH 3.5x5 mm. Las cápsulas se colocaron en placas Nunc v-96 de polipropileno.

Análisis de isótopos estables

Las proporciones de la abundancia natural de $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ y $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ se determinaron en el Laboratorio de Isótopos Estables de la Universidad de

California en Davis. Las muestras se analizaron en un analizador elemental de interfase Europa Anca-GSL para convertir el C y N orgánico en dióxido de carbono y N₂ gaseoso y con un espectrofotómetro de masas de flujo continuo Europa Scientific Hydra 20-20. Los resultados de los isótopos se presentan como δ¹⁵N y δ¹³C.

Siendo:

$$\delta X = \left[\frac{R_{\text{muestra}}}{R_{\text{estándar}}} - 1 \right] * 1000$$

donde:

$$\delta X = \delta^{15}\text{N} \text{ o } \delta^{13}\text{C}$$

$$R = {}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N} \text{ ó } {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}.$$

El estándar para N es el N₂ atmosférico y para C es el Peedee Belemnita. La contribución de carbón de manglar a un compartimiento dado dentro del sistema, se estimó insertando los valores obtenidos de δ¹³C para este grupo, dentro de la ecuación de mezcla propuesta por Schwarmbon *et al.* (2002).

$$M_i(\%) = 100 \times \frac{(\delta^{13}\text{C}_i - F_i - \delta^{13}\text{C}_{db})}{(\delta^{13}\text{C}_m - \delta^{13}\text{C}_{db})}$$

donde:

M_i = es el porcentaje de contribución del manglar al carbono orgánico del depredador *i*

δ¹³C_i = valor del camarón

δ¹³C_{db} y δ¹³C_m = valores de diatomeas bentónicas y mangle

F_i = es la fracción de ¹³C en el compartimiento *i* debido a la asimilación y respiración el cual se estima ser entre 0 y 1.5 ‰ como máximo para las larvas de crustáceos decápodos (Schwarmbon *et al.*, 2002)

Esta ecuación de mezcla calcula la contribución del carbono proveniente del manglar con el supuesto de que solamente existen dos posibles fuentes de alimentación del camarón para el caso se consideraron el manglar y las

diatomeas bentónicas. Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ de 3.5 y $\delta^{13}\text{C}$ -15.6 de las diatomeas bentónicas se obtuvieron de Newell *et al.*(1995) y Chong *et al.* (2001).

Resultados

La distribución de los datos en la relación de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ en el estero “El paloso” se encuentran para $\delta^{13}\text{C}$ de -28.39 ‰ a -13.7 ‰ y para $\delta^{15}\text{N}$ de 3.36‰ a 15.19‰ se presentan en la figura 14 y los valores específicos en la tabla 8, la contribución del carbono de manglar al carbono orgánico estimado (M_i) para la poslarva de camarón fue de 22.8 % como valor mínimo y 35.8 % como valor máximo, en el resto de las especies analizadas no se detecta la señal del manglar.

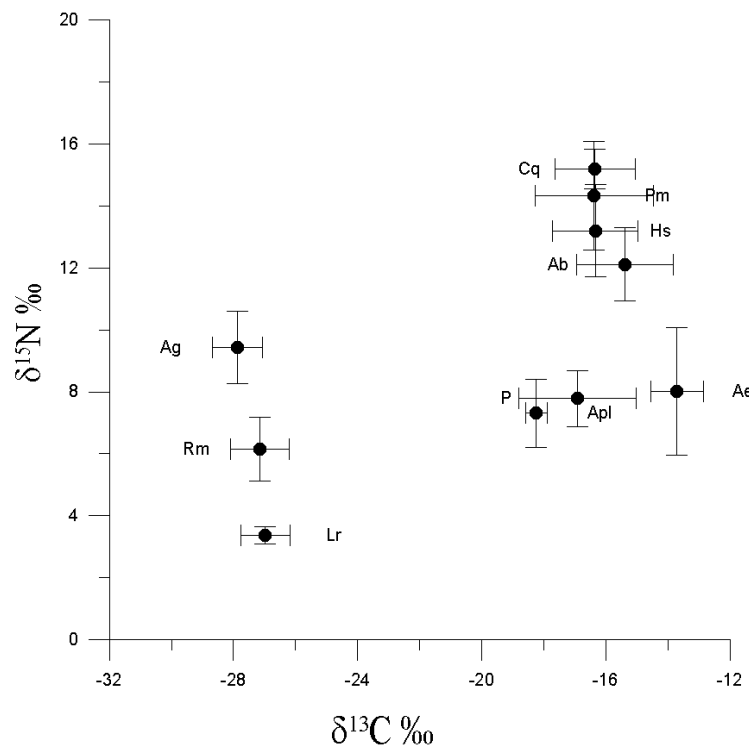


Figura 14.- Valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ para los diferentes grupos, • indica el promedio con la desviación estándar. Ag: *Avicennia germinas*, Rm: *Rhizophora mangle*, Lr: *Laguncularia racemosa*, P: mezcla de poliquetos, Apl: poslarva de camarón azul, Ae: camarón azul de estero (juveniles), Ab: camarón azul de bahía (adultos), Hs: *Haemulon sexfasciatum*, Pm: *Paralabrax maculatofasciatus* y Cq: *Cyclopsetta querna*.

Las tres especies de manglar mostraron variaciones importantes en la relación C:N, *Avicennia germinas* presentó valores de $\delta^{15}\text{N}$ mucho más elevados que *Laguncularia racemosa* y *Rhizophora mangle* (Fig. 15).

TABLA 8.- Promedios de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ y desviación estándar para cada grupo analizado.

Especie	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Laguncularia racemosa</i>	-26.97± 0.284	3.37± 0.79
<i>Avicennia germinas</i>	-27.88± 1.16	9.43± 0.81
<i>Rhizophora mangle</i>	-27.15± 1.04	6.15± 0.93
<i>Litopenaeus stylirostris</i> poslarva	-18.24± 1.1	7.3± 0.35
<i>Litopenaeus stylirostris</i> estero	-13.7± 2.05	8.01± 0.85
<i>Litopenaeus stylirostris</i> bahía	-15.38± 1.18	12.10± 1.56
<i>Paralabrax maculatofasciatus</i>	-16.38± 1.75	14.34± 1.9
<i>Haemulon sexfasciatum</i>	-16.34± 1.49	13.2± 1.38
<i>Cyclopsetta querna</i>	-16.35± 0.64	15.19± 1.29
Mezcla de Poliquetos	-16.92± 0.89	7.78± 1.9

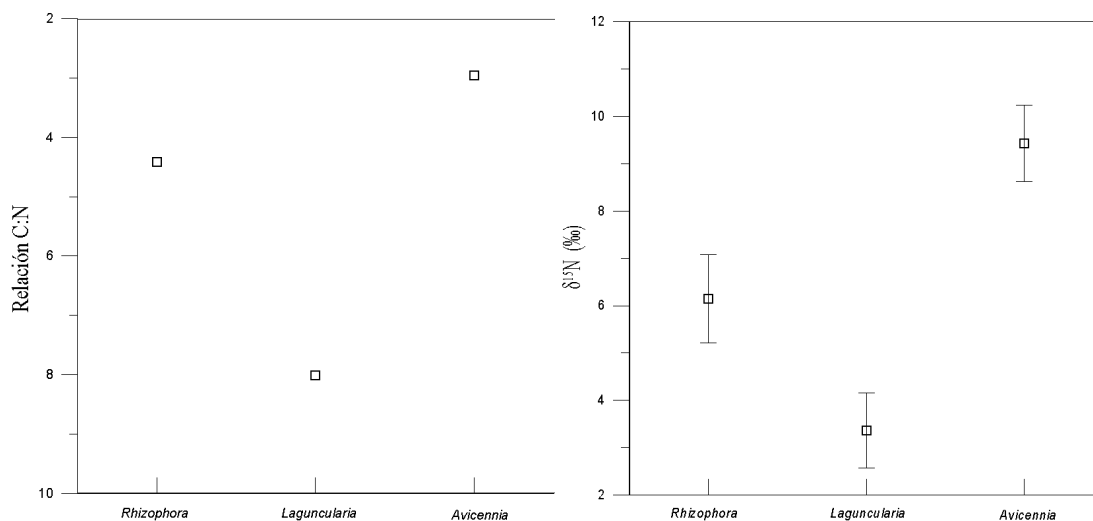


Figura 15.- Relación C:N y promedio de los valores de $\delta^{15}\text{N}$ para las tres especies de mangle presentes en Bahía Magdalena B.C.S.

Para tener una idea más clara del posible origen de la trama trófica en esta zona se incluyeron en las gráficas de la relación C:N valores publicados de diatomeas bentónicas colectadas en canales de manglar de Malasia (Newell et

al. 1995, Chong *et al.* 2001) y copépodos colectados en canales de manglar de Brasil (Schamborn *et al.* 2002). Se puede observar que existe una relación de 3‰ para $\delta^{15}\text{N}$ entre copépodos y poslarvas de camarón azul, los cuales se alimentan de materia orgánica proveniente de *Rhizophora mangle*, más que de otras especies de mangle presentes e incluso de las diatomeas bentónicas, las distribuciones de los datos tanto de C como de N presentaron una relación muy clara (Fig. 16).

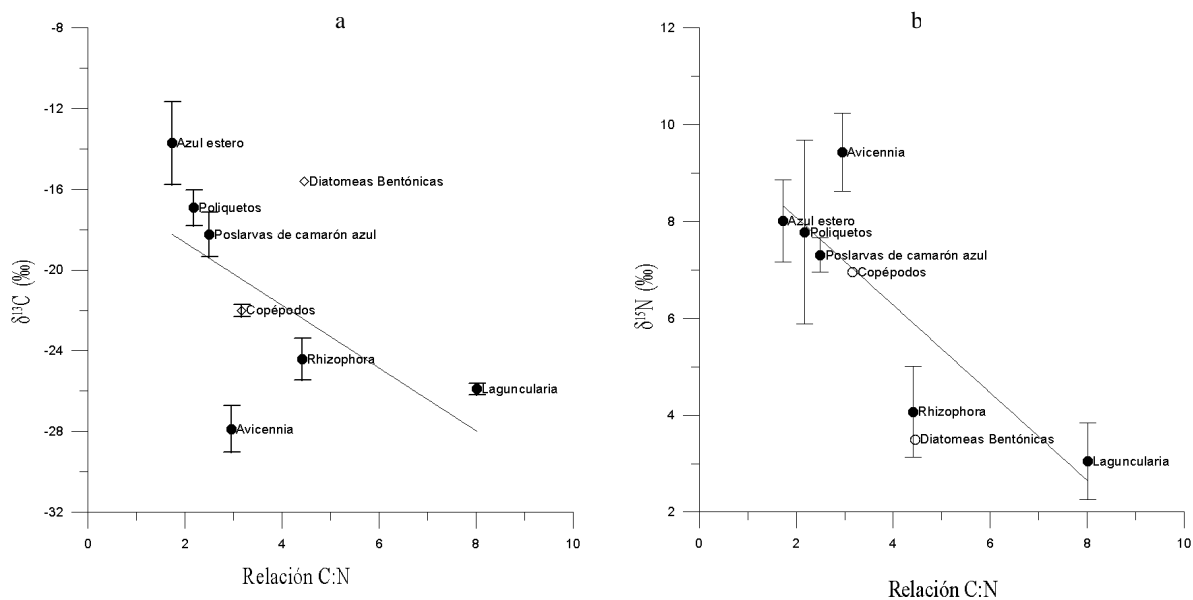


Figura 16.- a) Relación C:N vs. $\delta^{13}\text{C}$; b) Relación C:N vs. $\delta^{15}\text{N}$ para manglar e invertebrados del estero “El paloso”. ● Datos colectados en campo ○ Dato bibliográfico, copépodos Schamborn *et al.*, (2002) y diatomeas bentónicas Newell *et al.*, (1995))

El enriquecimiento relativo del N tomando como referencia el valor de *Rhizophora* mostró valores de 2.88‰ para copépodos 3.23‰ para poslarvas de camarón azul en cuanto al C 2.43‰ para copépodos y 6.23‰ para poslarvas de camarón azul. Se realizó un análisis correlación entre la talla de las poslarvas del camarón azul y la concentración de carbono, se observó un cambio importante en la concentración de C en sus tejidos conforme estos organismos incrementaron su talla ($R=0.985$) (Fig. 17). Mediante una prueba de Kruskal-Wallis (Zar, 1999) se presentó

una diferencia significativa ($p= 0.001$) de las concentraciones de $\delta^{15}\text{N}$ y $\delta^{13}\text{C}$ entre los tres grupos de camarón azul definidos en este estudio (Fig. 18).

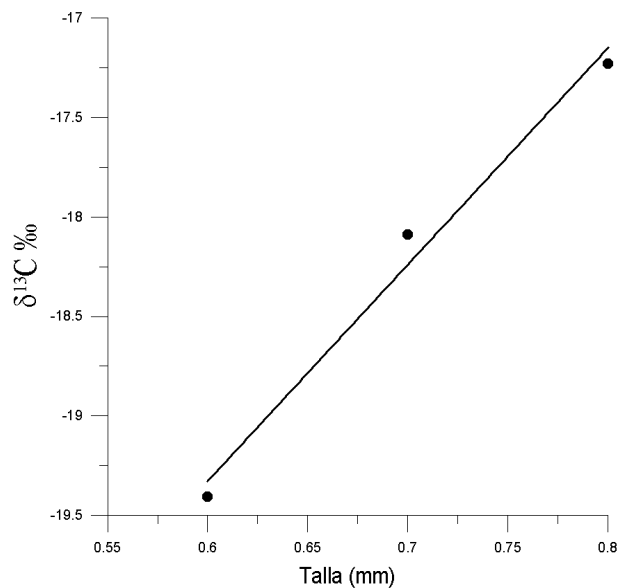


Figura 17.- Correlación entre la talla de la poslarva y el cambio en la concentración de $\delta^{13}\text{C}$.

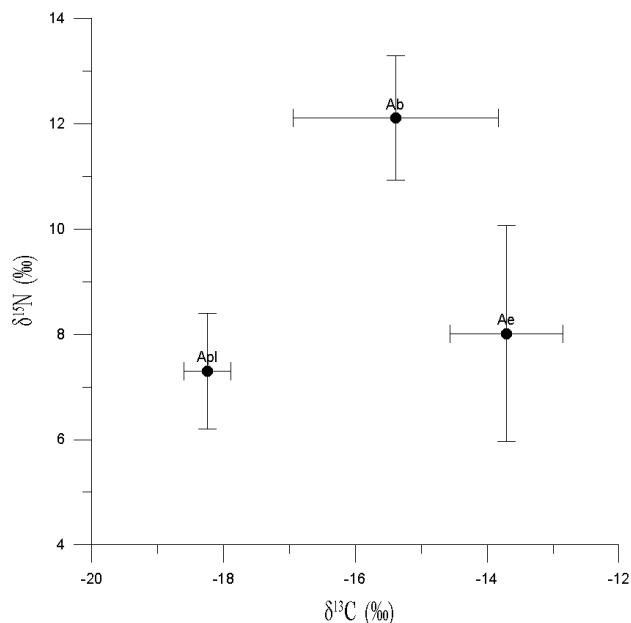


Figura 18.- Cambio en la señal isotópica de acuerdo al cambio de hábitat durante el crecimiento del camarón azul en Bahía Magdalena B.C.S. Apl: poslarva, Ae: juvenil en estero y Ab: adulto en bahía

Debido a que los resultados previos sugieren que la principal fuente de carbono en el sistema es el generada por *Rhizophora mangle*, se aplicó el valor promedio obtenido para esta especie en la ecuación de mezcla propuesta por Schwarmbon *et al.*(2002). Los resultados arrojados por este modelo proponen que el carbono generado por *Rhizophora*, contribuye entre el 22 al 35% del carbono orgánico de las poslarvas de camarón azul (tabla 8).

Discusión

Se han reportado valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre -26.04 a -28.1 ‰ para las tres especies de manglar presentes en el área (Cifuentes *et al.* 1996, Loneragan *et al.* 1997, Chong *et al.*, 2001, Schamborn *et al.* 2002 y Medina & Francisco, 1997). La variación en la concentración de C en los tejidos de manglar está relacionada con el tipo de bosque, el tipo ribereño presenta los valores más negativos en la concentración de $\delta^{13}\text{C}$ en comparación al tipo de borde (Medina & Francisco, 1997)

Las concentraciones registradas de $\delta^{13}\text{C}$ en Bahía Magdalena si se siguiera el como ejemplo el reporte de Medina & Francisco (1997), corresponderían al manglar de tipo ribereño (Fig. 19). Estas concentraciones posiblemente se vean influenciadas por intrusión de agua dulce en el subsuelo por el acuífero de Magdalena, localizado en el Valle de Santo Domingo. Esta condición de intrusión de agua dulce a la zona costera explicaría también la abundancia de *Laguncularia racemosa* en el sistema. Cabe señalar que esta especie es menos tolerante a las condiciones de alta salinidad que *Rhizophora mangle*, la cual es la segunda especie más importante en el área.

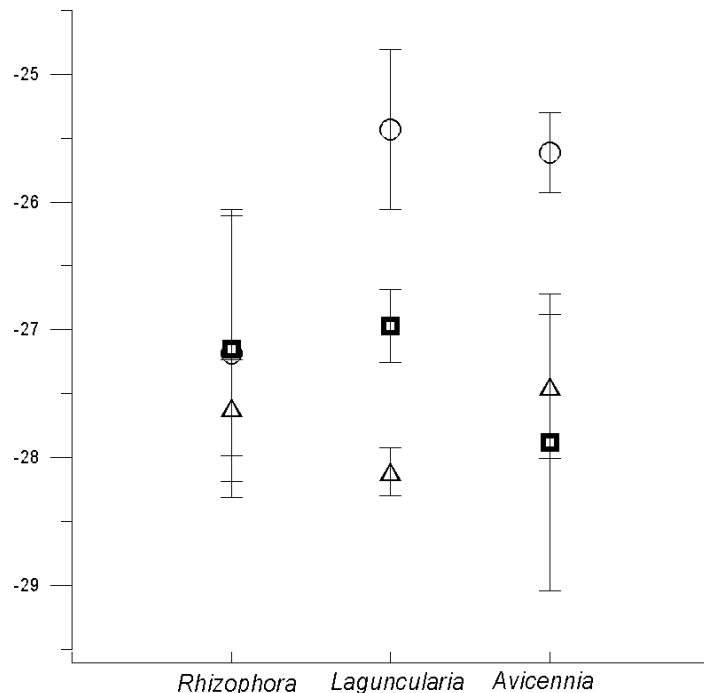


FIGURA 19.- Comparación de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ entre los manglares de Bahía Magdalena y los manglares de Venezuela. ■ Bahía Magdalena, ○ Manglar de borde (Medina & Francisco, 1997) y △ Manglar ribereño (Medina & Francisco, 1997).

Se han reportado previamente valores altos de nitrógeno en el follaje de *Avicennia germinans* (Popp *et al.* 1984, Steward & Popp, 1987) pero solamente en Venezuela se han reportado concentraciones tan elevadas como las aquí presentadas (Medina & Francisco, 1997).

Se conoce que la materia orgánica derivada del manglar no puede ser consumida directamente por los organismos acuáticos, sino que tiene que pasar por el proceso de descomposición bacteriana (Kazungu, 1987, Alogi *et al.* 2000).

Con respecto a la contribución del manglar a la nutrición de larvas de decápodos, algunos autores han mencionado que es mínima (Schwamborn *et al.* 2002) y en el mejor de los casos la importancia del manglar en la alimentación del camarón se restringe a un periodo muy limitado de tiempo en donde la materia orgánica del manglar esta disponible para poslarvas y juveniles de camarón

(Loneragan *et al.* 1997). Este último proceso fue identificado en Bahía Magdalena (figura 17).

Se ha mencionado que los peneidos tienden a consumir los recursos que están disponibles en su área dependiendo de su estadio de desarrollo, cuando son poslarvas y juveniles estas especies se alimentan de microinvertebrados, copépodos y algún material vegetal como mangle, epifitas en pastos marinos y semillas de pastos marinos (Rothlisberg, 1998). En la fase adulta la dieta tiende a ser más carnívora (Dall, 1992).

En Australia se ha estimado que la contribución del carbono de manglar al carbono orgánico de juveniles de *Penaeus merguensis* es del 64% a 83% en *Metapenaeus spp.* (Loneragan *et al.*, 1997). En Brasil la aportación del manglar fue casi nula (Schwamborn *et al.*, 2002) En Malasia la aportación de manglar se estimó en menos del 13% (Newell *et al.*, 1995) y en 84% (Chong *et al.*, 2001). Los resultados de este estudio se encuentran dentro de los valores reportados para peneidos.

Hay que considerar que existen cambios en la dieta en forma estacional dependiendo de la disponibilidad de presas (Wassenberg, 1990), y a su vez se han reportado en juveniles de *Penaeus merguensis* (Robertson, 1988) y *P. esculentus* (O'Brien, 1994) cambios ontogenéticos en la dieta.

Los valores de enriquecimiento obtenidos para nuestro sistema sugieren que a pesar de que la trama trófica se inicia principalmente a partir de los mangles en la zona de canales, este no es el alimento principal de los consumidores primarios del sistema.

En Bahía Magdalena la señal isotópica del manglar esta en cierta forma presente en los tejidos de poslarva de camarón; en esta fase de su desarrollo el camarón se localiza mas cerca a las raíces de los mangles. Una vez que el camarón

empieza la migración en su forma juvenil a través de los canales hacia aguas más profundas, la señal isotópica se hace más positiva hacia las diatomeas bentónicas. En el camarón de bahía la concentración de nitrógeno es considerablemente mayor debido a que en esta zona la trama trófica se inicia principalmente por el fitoplancton. Este efecto se puede observar claramente en la figura 18.

En la zona de canales de manglar en Bahía Magdalena la trama trófica puede iniciarse con la producción primaria generada en la columna de agua vía fitoplancton, o en el bentos, mediante diatomeas bentónicas, así como por materia orgánica generada principalmente por el bosque de manglar. Los resultados obtenidos sugieren que la trama trófica en este canal en particular se origina principalmente en la zona bentónica a partir de la descomposición de la materia foliar generada por el manglar, principalmente por *Rhizophora*. Una vez procesada la materia orgánica por las bacterias, esta es aprovechada por pequeños invertebrados como copépodos y a través de estos la trama trófica se diverge hacia los diferentes depredadores del sistema, transfiriendo el carbono del manglar a otros niveles tróficos.

MODELACIÓN DEL ECOSISTEMA DE LOS CANALES DE MANGLAR DE BAHÍA MAGDALENA, B.C.S., MÉXICO

Introducción

Debido al incremento en la presión por parte del hombre hacia los recursos marinos y la zona costera, es necesario establecer un manejo de los recursos en forma integral, que involucre los diversos componentes del ecosistema en donde se encuentra el recurso a regular. Desgraciadamente no se puede experimentar directamente con los ecosistemas sin tener efectos no deseados, una solución a esta problemática es la simulación de los ecosistemas mediante el uso de modelos tróficos que pueden representar el sistema de interés.

Para generar estos modelos es necesario tener tanto observaciones interdisciplinarias en el área de estudio y herramientas de modelación que en su caso hayan probado ser útiles en ecosistemas acuáticos, lo cual nos permitirá el iniciar la solución a problemas en forma sistemática. En este capítulo se conjugarán los resultados de los capítulos previos para generar un modelo de flujos tróficos, lo que permitirá realizar simulaciones del sistema, en función de la utilización del bosque de manglar en Bahía Magdalena.

Objetivo

Evaluar la capacidad de respuesta del ecosistema ante escenarios de utilización y funcionamiento de los bosques de manglar.

Método

El estudio de la estructura de la comunidad y las transferencias tróficas se analizaron mediante un modelo trófico del sistema.

Utilizando Ecopath (Christensen & Pauly, 1992), el cual utiliza una serie de ecuaciones lineales para los grupos en el sistema, suponiendo un balance de masas expresada como:

$$B_i \left(\frac{P}{B} \right)_i - \sum_{j=1}^n B_j \left(\frac{Q}{B} \right)_j DC_{ji} - B_i \left(\frac{P}{B} \right)_i (1 - EE_i) - EX_i = 0$$

B_i es la biomasa del grupo funcional i

$(P/B)_i$ es la razón Producción/Biomasa del grupo i , que es equivalente a la mortalidad total (Z) bajo condiciones de equilibrio (Allen, 1971)

EE_i es la eficiencia ecotrófica del grupo i

B_j es la biomasa del depredador j

$(Q/B)_j$ es la razón consumo/biomasa del depredador j

DC_{ji} es la proporción de la presa i en la dieta del depredador j

EX_i es la exportación del grupo i , incluyendo captura.

Con la finalidad de estimar la proporción de la biomasa aprovechable generada por el manglar que se incorpora al sedimento del bosque, se estimó la exportación de materia foliar del manglar mediante:

$$Ex = \sum_{T1}^{T2} (H_t * P_{st} * Pa * T_d)$$

Ex = Exportación del sistema

H_t = Biomasa de la producción foliar al tiempo t

P_{st} = Biomasa remanente en el sedimento al tiempo t

Pa = Biomasa aprovechable susceptible a ser incorporada a la biomasa animal

T_d = Tasa de descomposición en sustrato.

Para el caso los valores utilizados para H_t , fueron tomados de los muestreos mensuales de material foliar y P_{st} estimado en 11.8% en la sección correspondiente al manglar; los valores de T_d 0.0194 día⁻¹ y Pa 2% que fueron tomados de Alogi *et al.* (2000).

En la selección de los grupos se tomó en consideración la abundancia y su importancia ecológica y económica.

Los datos de entrada al modelo se obtuvieron de la literatura y por muestreos dirigidos en el área de estudio. La composición de los grupos funcionales utilizados en el modelo puede ser observada en la tabla 9.

Tabla 9.- Compartimentos del sistema utilizados para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México. En negritas las especies que se utilizaron para estimar los parámetros P/B, Q/B, DC y EX, del grupo funcional.

	Grupos	Elementos Principales	Referencias
1	Tursión	<i>Tursiops truncatus</i>	Colectado en Campo
2	Otros Peces	<i>Calamus brachysomus</i> , <i>Diodon holocanthus</i> , <i>Balistes polylepis</i> , <i>Achirus mazatlanus</i> , <i>Symphurus atricauda</i> , <i>Symphurus atramentatus</i> , <i>Pleuronichthys ritteri</i> , <i>Pleuronichthys coenosus</i> , <i>Hypsopsetta guttulata</i> , <i>Scomber japonicus</i> , <i>Chaetodipterus zonatus</i> , <i>Menticirrhus nasus</i> , <i>Umbrina xanti</i> , <i>Cynoscion parvipinnis</i> , <i>Chloroscombrus orqueta</i> , <i>Oligoplites saurus</i> , <i>Caranx otrynter</i> , <i>Hippocampus ingens</i> , <i>Lile stolidera</i> , <i>Anchoa lucida</i> , <i>Engraulis mordax</i> , <i>Arius platypogon</i> , <i>Heterodontus francisci</i> , <i>Atherinella eriarcha</i> , <i>Atherinella pachylepis</i> , <i>Atherinopsis californiensis</i> , <i>Porichthys margaritatus</i> , <i>Ablennes hians</i> , <i>Strongylura exilis</i> , <i>Tylosurus pacificus</i> , <i>Carcharhinus leucas</i> , <i>Etrumeus teres</i> , <i>Symphurus chabanaudi</i> , <i>Anchoa nasus</i> , <i>Fodiator rostratus</i> , <i>Hemiramphus saltator</i> , <i>Heterodontus mexicanus</i> , <i>Cynoscion phoxocephalus</i> , <i>Menticirrhus elongates</i> , <i>Scomberomorus sierra</i> , <i>Sphyræna lucasana</i> , <i>Synodus evermanni</i> , <i>Synodus lucioiceps</i> , <i>Sphoeroides annulatus</i> , <i>Sphoeroides lobatus</i> , <i>Prionotus stephanophrys</i>	Gutiérrez, 1997. Muestreo en Campo
3	Paralichthyidae	<i>Cyclopsetta maculifera</i> , <i>Paralichthys californicus</i> , <i>Paralichthys wolmani</i> , <i>Xistreuris liolepis</i> , <i>Etropus crossotus</i> <i>Cyclopsetta panamensis</i> , <i>Cyclopsetta querna</i> , <i>Hippoglossina tetraphthalma</i> , <i>Syacium ovale</i>	Gutiérrez, 1997. Muestreo en Campo
4	Mullidae	<i>Mulloidichthys dentatus</i> , <i>Mugil cephalus</i> , <i>Mugil curema</i> , <i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	Gutiérrez, 1997., Muestreo en campo
5	Haemulidae	<i>Haemulon steindachneri</i> , <i>Haemulon scudderi</i> , <i>Orthopristis chalceus</i> , <i>Orthopristis reddingi</i> , <i>Pomadasys panamensis</i> , <i>Pomadasys leuciscus</i> , <i>Haemulopsis nitidus</i> , <i>Microlepidotus inornatus</i> , <i>Porichthys myriaster</i> , <i>Anisotremus dovii</i> , <i>Haemulon sexfasciatum</i> , <i>Haemulopsis leuciscus</i>	Gutiérrez, 1997. Muestreo en campo
6	Gerreidae	<i>Eucinostomus gracilis</i> , <i>Eucinostomus entomelas</i> , <i>Eucinostomus dowii</i> , <i>Diapterus peruvianus</i> , <i>Eucinostomus argenteus</i> , <i>Gerres cinereus</i>	Gutiérrez, 1997. Muestreo en campo
7	Serranidae	<i>Paralabrax maculatofasciatus</i> , <i>Diplectrum pacificum</i>	Gutiérrez, 1997. Muestreo en campo
8	Rayas	<i>Urolophus halleri</i> , <i>Urolophus maculatus</i> , <i>Urotrygon asterias</i> , <i>Urotrygon chilensi</i> , <i>Dasyatis brevis</i> , <i>Rhinobatos productus</i> , <i>Rhinobatos leucostigma</i> , <i>Diplobatis ommata</i> , <i>Zapteryx exasperata</i> , <i>Raja sp.</i> , <i>Gymnura marmorata</i>	Gutiérrez, 1997 Muestreo en campo.
9	Jaibas	<i>Callinectes arcuatus</i>	Colectado en campo
10	Infauna Bentónica	Poliquetos y otros	Colectado en campo
11	Epifauna Bentónica	Estrellas de mar Almejas Caracoles	Sasekuman & Chong, 1998.; Daniel & Robertson, 1990.
12	Camarón de estero	<i>Litopenaeus stylirostris</i>	Avisos de arribo Colectado en Campo
13	Zooplancton	Copepodos, lctioplancton	Palomares-García & Gómez-Gutiérrez, 1996.; Funes-Rodríguez <i>et al.</i> 2001.
14	Fitoplancton		Edwards, 1978.
15	Detritus Mangle		Colectado en Campo
16	Detritus		Daniel & Robertson, 1990.

Descripción de los parámetros del modelo

Las unidades para biomasa y captura de las pesquerías se estandarizaron a t km⁻² de peso húmedo, para los flujos, P/B y Q/B a t km⁻² año⁻¹. En la tabla 10 se presentan los parámetros de entrada para el modelo; en el caso de la biomasa de detritus de mangle que se estimó originalmente en peso seco, se utilizó la razón estimada a partir de las muestras colectadas de 1:3.125(± 0.121) (peso seco:peso húmedo) para estandarizar esta estimación con el resto de la información del sistema.

Tabla 10.- Datos de entrada y fuentes de información para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México.

Grupo	Biomasa ¹ (t/km ²)	P/B ³ (/Año)	Q/B ⁴ (/Año)	Fuentes de información
Tursión	0.001	0.398	10.89	¹ Estimación con datos de campo, ^{3,4} Estimación por ecuación empírica
Otros Peces	2.698	0.590	6.200	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Paralichthyidae	1.375	1.300	11.90	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Mullidae	0.872	6.993	12.28	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Haemulidae	1.375	0.730	16.30	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Gerreidae	1.781	1.600	31.50	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Serranidae	2.554	0.600	6.200	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Rayas	2.645	0.360	7.500	¹ Gutiérrez, 1997 y muestreo de campo. ^{3,4} Froese & Pauly, 2000, Estimación por ecuación empírica
Jaibas	1.869	0.360	13.00	¹ Estimación con datos en campo ^{3,4} Estimación por ecuación empírica
Infauna Bentónica	3.1	4.450		³ Chavez <i>et al.</i> 1993.
Epifauna Bentónica	2.726	2.161	6.235	¹ Sasekuman & Chong, 1998.; Daniel & Robertson, 1990. ^{3,4} Estimación por ecuación empírica
Camarón de estero	2.9	9.401	24.48	¹ Estimación con datos de campo ² Registros de arribo ^{3,4} Estimación por ecuación empírica
Zooplancton	19.756	36.00	69.910	¹ Palomares-García & Gómez-Gutiérrez, 1996.; Funes-Rodríguez <i>et al.</i> 2001. ^{3,4} Chavez <i>et al.</i> 1993.
Fitoplancton	2.400	338.3		¹ Edwards, 1978. ³ Estimación por ecuación empírica
Detritus de mangle	406.886			¹ Estimación con datos de campo
Detritus	0.002			¹ Daniel & Robertson, 1990.

La consideración de que el modelo se encuentra en estado estable, sólo se usa para la estimación de los parámetros del modelo de tal manera que los parámetros representan el promedio de las condiciones de cada uno de los grupos funcionales. Para cada uno de los grupos definidos, se permitió que el modelo estimara el valor de la eficiencia ecotrófica (EE). El criterio utilizado para el balanceo del modelo fue que las eficiencias ecotróficas de los grupos no deben ser mayores

de 1, en el caso de obtener valores mayores a 1, se supuso que la biomasa y que los valores de P/B y Q/B se estimaron con mayor nivel de confianza que las dietas por lo que los valores de estas se ajustaron individual y gradualmente y de esta forma generar una posible matriz de dietas (Pauly *et al.* 1993), hasta que los valores de EE fueran menores o iguales a 1.

Los datos de la composición de las dietas originalmente se obtuvieron de la bibliografía para *Paralabrax maculofasciatus* (Ferry *et al.* 1997), invertebrados bentónicos (Bouillon *et al.* 2002^a), crustáceos decápodos (Schwamborn *et al.* 2002), microinvertebrados (Bouillon *et al.* 2002b), poslarva de camarón (Dittel *et al.* 1997), poliquetos, anfípodos y gasterópodos (Créach *et al.* 1997), Haemulidae (Cocheret de la Morinière *et al.* 2003); Mugilidae, Gerreidae, Serranidae (Thollot *et al.* 1999), tursiones, zooplancton, poliquetos (Davenport & Bax, 2002), zooplancton (Dehairs *et al.* 2000), meiofauna (Zhou, 2001), camarón (Newell *et al.* 1995, Robertson, 1988^a, Loneragan *et al.* 1997, Riera *et al.* 2000, Chong *et al.* 2001;) poliquetos y cangrejos (Hwey-Lian *et al.* 2002) y de la base de datos de ecología de peces Fishbase (Froese & Pauly, 2000).

Posteriormente la matriz de dietas se ajustó con los datos obtenidos del análisis de contenidos estomacales de peces y los resultados del análisis de isótopos estables, para que de esta forma, se representaran las condiciones del área de estudio.

El sistema se agregó en niveles tróficos discretos basado en la propuesta de Ulanowicz (1995), además se estimaron los niveles tróficos de cada uno de los grupos funcionales de acuerdo a Odum & Heald (1975).

Se calculó el origen de los flujos ya sea por productores primarios, detritus y la suma de todos los flujos de acuerdo a Ulanowicz & Kemp (1979). Para evaluar el papel del detritus y sus ciclos se calculó el índice de ciclos de Finn y se estimaron los flujos dentro de los ciclos con y sin detritus (Finn, 1976).

Para determinar los impactos directos e indirectos entre grupos se generó una matriz de impactos mixtos propuesta por Leontief (1951) y desarrollada por Ulanovicz & Puccia (1990).

En la modelación se consideró la incertidumbre de los datos (Funtowicz & Ravetz, 1990) mediante el “pedigrí de los datos”, para describir su origen así como para establecer límites de confianza para cada uno de los datos utilizados en la alimentación del modelo.

Con el objeto de evaluar el papel del detritus proveniente del manglar, se realizó una simulación donde el aporte de manglar, se redujo sucesivamente en 10 % hasta alcanzar una remoción del 90 % de la biomasa original y de esta forma poder explorar la respuesta del ecosistema a estos cambios.

Resultados.

Modelación del sistema de manglares.

El modelo para los canales de manglar de Bahía Magdalena esta compuesto por 16 grupos funcionales, de los cuales hay 1 de mamíferos marinos, 7 de peces, 5 de invertebrados, 1 de productores primarios y 2 de detritus estos dos grupos se definieron uno para como detritus de mangle y como detritus del resto del sistema. Los parámetros del modelo balanceado para la zona de canales se pueden observar en la tabla 11. Las dietas ajustadas con los análisis de isótopos estables y contenidos estomacales para el modelo se representan en la tabla 12.

La figura 20 muestra mediante un modelo de cajas la representación de las principales interacciones tróficas del área de canales y en Bahía Magdalena, así como los flujos de biomasa, con base a las biomasa que se muestran en esta figura, el detritus de mangle representa el 93 % de la biomasa total del sistema seguido por epifauna bentónica (1.27%) y zooplancton (1.19%). Mientras que los valores más elevados de producción, tasa de consumo y respiración la presentaron el

zooplancton, seguido del camarón de estero. La exportación de material foliar del manglar se estimó en $403.5 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$.

Para el caso del detritus de manglar se supuso que el valor de 0.669 de EE para este grupo corresponde al 67% de los consumos de su productividad y el resto se entierra en el sedimento (tabla 11). Los flujos originados por los productores primarios son de solamente el 1%. La producción neta calculada del sistema fue de $7.872 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ y el 96% es consumida dentro del sistema y se incorpora al sedimento (tabla 11 y tabla 14).

Tabla 11.- Parámetros del modelo “balanceado” para la zona de canales de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México.

Grupo	Nivel trófic.	Biomasa (t/km ²)	P/B (/año)	Q/B (/año)	EE	Producción / consumo
Delfines	4.06	0.001	0.500	25.000	0.000	0.020
Otros Peces	3.61	1.744	0.896	3.856	0.643	0.232
Paralichthyidae	3.31	1.077	0.509	2.987	0.822	0.170
Mullidae	2.05	1.147	1.108	4.297	0.813	0.258
Haemulidae	3.08	2.042	1.401	8.567	0.890	0.164
Gerreidae	2.72	2.022	3.090	7.090	0.721	0.436
Serranidae	3.41	2.660	1.110	5.570	0.751	0.199
Rayas	3.61	0.331	3.450	9.480	0.368	0.364
Jaibas	2.37	0.992	1.842	10.222	0.781	0.180
Infauna bentónica	2.00	3.605	3.840	13.480	0.710	0.285
Epifauna bentónica	2.21	5.550	7.257	18.324	0.644	0.396
Camarón de estero	2.22	0.520	17.463	45.544	0.856	0.383
Zooplancton	2.05	5.200	12.326	43.158	0.549	0.286
Fitoplancton	1.00	0.400	19.680	-	0.960	-
Detritus mangle	1.00	406.8	-	-	0.669	-
Detritus	1.00	0.002	-	-	0.704	-

La mayoría de los flujos del II nivel trófico (50.9 %) que corresponde a los detritívoros y herbívoros, se les atribuye a los grupos de Infauna bentónica, Mullidae, zooplancton. En el III nivel trófico los flujos (44.5%) se les atribuyen a los depredadores Paralichthyidae, Haemulidae y a Serranidae. Para el IV nivel trófico los flujos (61%) se atribuyen a delfines, otros peces y rayas (tabla 13).

TABLA 13.- Flujos relativos en t km⁻² año⁻¹ para la zona de canales en Bahía Magdalena B.C.S.

Grupo\Nivel trófico	I	II	III	IV
Delfines	-	-	0.217	0.552
Otros Peces	-	-	0.53	0.352
Paralichthyidae	-	-	0.723	0.246
Mullidae	-	0.957	0.037	0.005
Haemulidae	-	0.153	0.65	0.17
Gerreidae	-	0.381	0.526	0.088
Serranidae	-	-	0.665	0.273
Rayas	-	-	0.507	0.389
Jaibas	-	0.671	0.29	0.037
Infauna bentónica	-	1	-	-
Epifauna bentónica	-	0.804	0.186	0.009
Camarón de Este	-	0.79	0.202	0.008
Zooplancton	-	0.95	0.048	0.002
Fitoplancton	1	-	-	-
Detritus mangle	1	-	-	-
Detritus	1	-	-	-

La media geométrica de la eficiencia de transferencia se estima en 17% (calculado para los niveles tróficos II-V) con una tendencia a los valores mas elevados en los niveles II y III debido a la tendencia de producción heterotrófica de esos grupos. La energía proveniente del material foliar del manglar y que se define como detritus de mangle en este modelo, es aprovechado por las bacterias, además de promover la colonización por parte de organismos epífitos. Este evento desencadena la trama trófica en este ambiente y es tan importante que el 99 % de los flujos de este sistema se originan en el detritus (tabla 14).

El nivel trófico promedio de las capturas fue de 2.61 (tabla 15), este valor se encuentra influenciado principalmente por la pesquería de camarón de estero, el cual presenta el nivel trófico 2.2, cabe mencionar el valor negativo de la producción neta del sistema, que corresponde a un sistema que presenta grandes exportaciones.

De la matriz mixta de impactos (Ulanowicz & Puccia, 1990) (Fig. 21) se observa el detritus de mangle es un grupo que impacta positivamente a todos los componentes del sistema, y por otro lado los grupos de Serranidae y Haemulidae son los grupos que promueven mayores impactos negativos en el sistema.

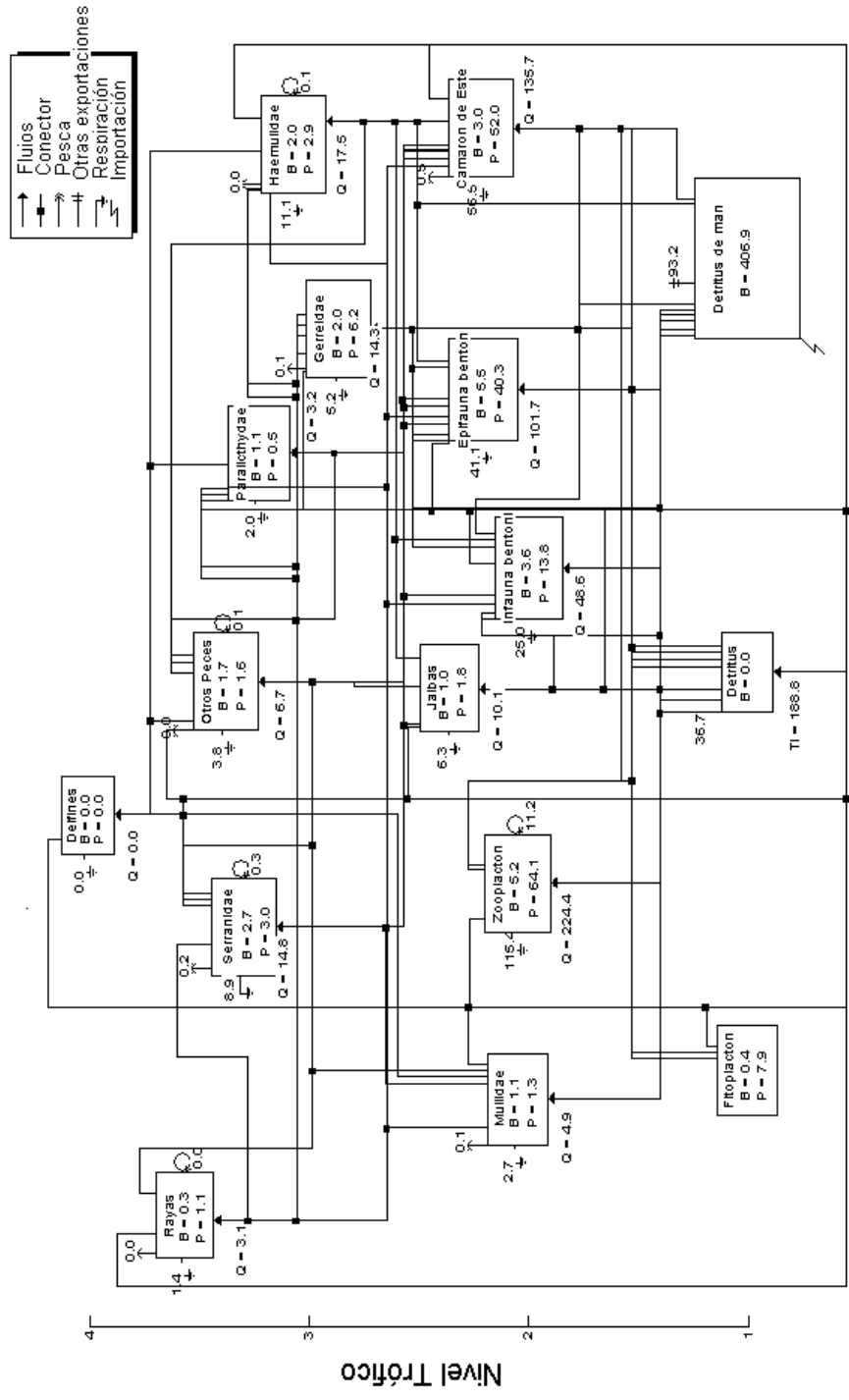


FIGURA 20.- Diagrama de flujos de biomasa del modelo balanceado para los canales de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. Los valores de biomasa está representados en $t\ km^{-2}$ y los flujos en $t\ km^{-2}\ año^{-1}$.

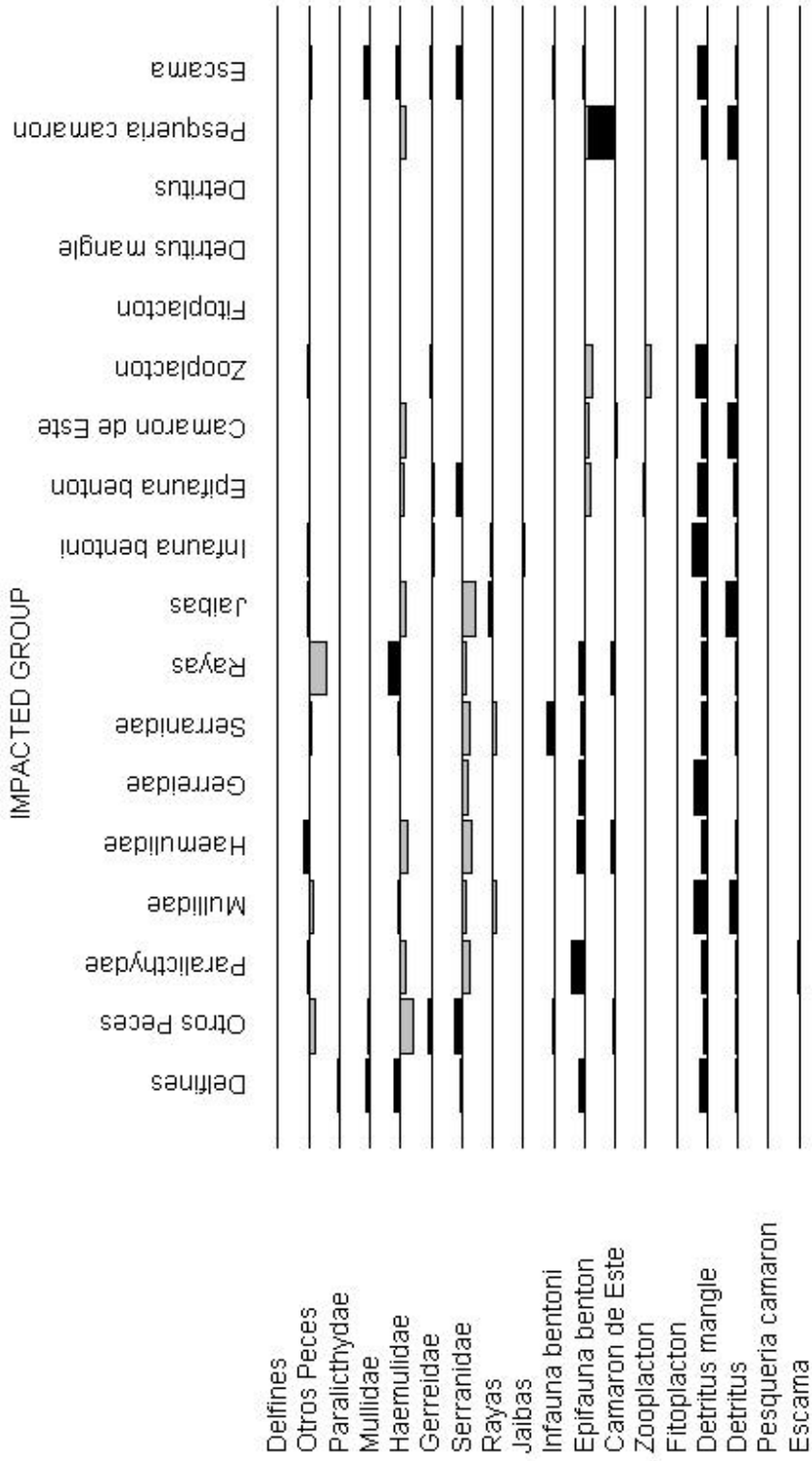


FIGURA 21.- Matriz mixta de impactos, muestra el efecto del incremento de la biomasa de cada grupo en los demás grupos. La magnitud de los impactos esta representada por las áreas sombreadas por arriba y debajo de las líneas. Los impactos positivos se muestran por arriba de la línea y los impactos negativos por debajo. Los impactos son relativos y comparables entre grupos.

Tabla 14.- a) Flujos y b) eficiencia de transferencia (TE) de la zona de canales de Bahía Magdalena B.C.S..para cada Nivel trófico. TE= La proporción de energía transferida de un nivel trófico al siguiente.

a)

Nivel Trófico	Depredación	Exportación	Flujo a detritus	Respiración	Throughput
Flujos originados desde los productores primarios:					
VI	0.000	0.000	0.001	0.002	0.004
V	0.004	0.000	0.011	0.021	0.035
IV	0.035	0.002	0.075	0.157	0.270
III	0.270	0.005	0.386	0.697	1.358
II	1.358	0.000	2.598	3.604	7.560
I	7.559	0.000	0.333	0.025	7.918
Suma	9.227	0.008	3.404	4.506	17.146
Flujos originados desde el detritus:					
VIII	0.000	0.000	0.001	0.001	0.002
VII	0.002	0.000	0.005	0.012	0.019
VI	0.019	0.001	0.052	0.106	0.179
V	0.179	0.016	0.491	0.988	1.674
IV	1.674	0.096	3.465	7.227	12.462
III	12.461	0.356	18.204	31.865	62.887
II	62.884	0.556	122.741	188.192	374.374
I	374.329	176.182	0.000	0.000	954.011
Suma	451.549	177.207	144.960	228.392	1405.608

b)

Fuente \ Nivel trófico	II	III	IV	V
Productores	18	20.3	14	11.5
Detritus	16.9	20.4	14.2	11.6
Todos los flujos	17	20.4	14.2	11.6
Proporción del total de flujos originados desde el detritus	0.99			
Eficiencias de Transferencia				
Desde Productores Primarios	17.2 %			
Desde el detritus	17 %			
TOTAL	17 %			

Algunas de las características del sistema se han utilizado para evaluar el estado de madurez (Odum, 1969). La tabla 15 muestra que el ecosistema de la zona de canales presenta una ascendencia de 2982.2 flowbits y tiene un “overhead” equivalente al 36%. La razón entre la Ascendencia y la capacidad de desarrollo tiene un valor de 71%, valor bastante elevado para un sistema donde existe una gran exportación de biomasa (Wolf *et al.* 2000). En los canales de Bahía Magdalena se estimó que el 88% de la biomasa producida por el manglar fue transportada fuera del sistema por corrientes e intercambio de marea. El número de uniones dentro del modelo en proporción al número de grupos funcionales (Nee, 1990) es de 0.37. Con

base en el índice de Finn (Finn, 1976) solamente el 1.10% de flujos totales del sistema es reciclado, el resto es exportación.

Tabla 15.- a) sumario de estadísticos y b) índices de flujo de la red para la zona de canales de Bahía Magdalena, B.C.S., México.

Parámetros	Valor	Unidades
a) Suma de todos los consumos	473.221	t/km ² /year
Suma de todas las exportaciones	190.623	t/km ² /year
Suma de todos los flujos de respiración	232.870	t/km ² /year
Suma de todos los flujos al detritus	549.473	t/km ² /year
Throughput total del sistema	1446.000	t/km ² /year
Suma de toda la producción	154.000	t/km ² /year
Promedio del nivel trófico de la captura	2.61	
Eficiencia Bruta (captura/ p.p. neta.)	0.131225	
Producción primaria neta calculada	7.872	t/km ² /year
Producción primaria total /Respiración total	0.034	
Producción neta del sistema	-224.998	t/km ² /year
Biomasa total/ Throughput total	0.019	
Biomasa total (excluyendo el detritus)	27.291	t/km ²
Capturas totales	1.033	t/km ² /year
Índice de Conectancia	0.372	
Índice de Omnivoría del sistema	0.172	
Throughput cycled (excluyendo detritus)	0.00	t/km ² /year
Throughput cycled (incluyendo detritus)	11.81	t/km ² /year
Indice de Finn's cycling	1.12	% of total throughput
Ascendencia	2982.2	Flowbits
Overhead	1075.0	Flowbits
Capacidad	4198.4	Flowbits
Finn's mean path length	2.568	-
Finns' straight-through path length	2.540	Con detritus
Finns' straight-through path length	0.888	Sin detritus

b)

Fuente	Ascendencia flowbits	%	Overhead flowbits	%	Capacidad flowbits	%
Importación	1446.6	34.5	-852.9	-20.3	593.8	14.1
Flujo Interno	434.2	10.3	1377.8	32.8	1812.0	43.2
Exportación	115.9	2.8	411.7	9.8	527.6	12.6
Respiración	989.4	23.6	138.4	3.3	1265.0	30.1
Totales	2986.2	71.1	1075.0	25.6	4198.4	100.0

Simulación del sistema.

El bosque de manglar de Bahía Magdalena tiene un papel importante en la estructura y función del ecosistema costero muy importante.

La ascendencia, definida como el índice que cuantifica el nivel de actividad del sistema así como su organización (Ulanowicz, 1980), se mantuvo estable hasta

cuando se simuló el 40 % menos en la aportación de biomasa del manglar. Posteriormente se presentó un decremento constante. (Fig. 22).

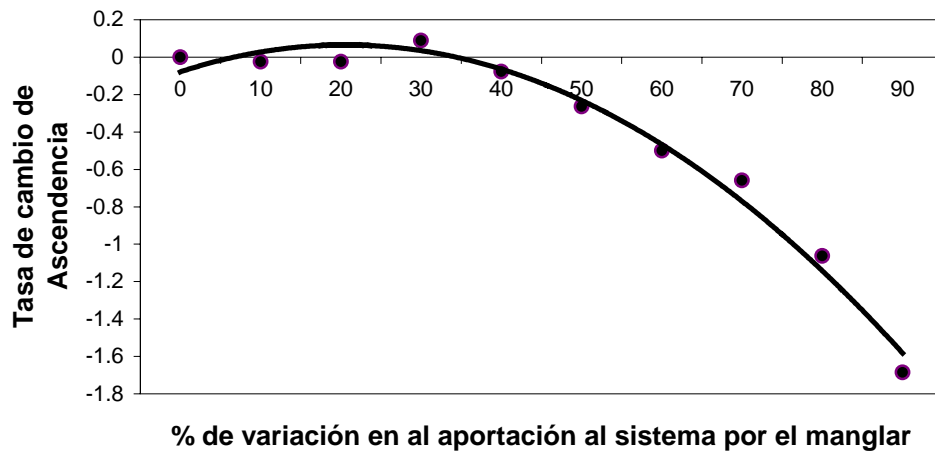


FIGURA 22.- Respuesta de la ascendencia total del sistema, a la variación del aporte de biomasa por el bosque de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México

El “overhead” el cual es considerado como un índice de estabilidad del sistema (Ulanowicz, 1986), también responde con un decremento a partir de 10 % de disminución, y se presenta una caída drástica del índice (96%) después de la disminución del 20 % de la biomasa aportada por el manglar (Fig. 23). Por lo que el sistema se vuelve muy inestable.

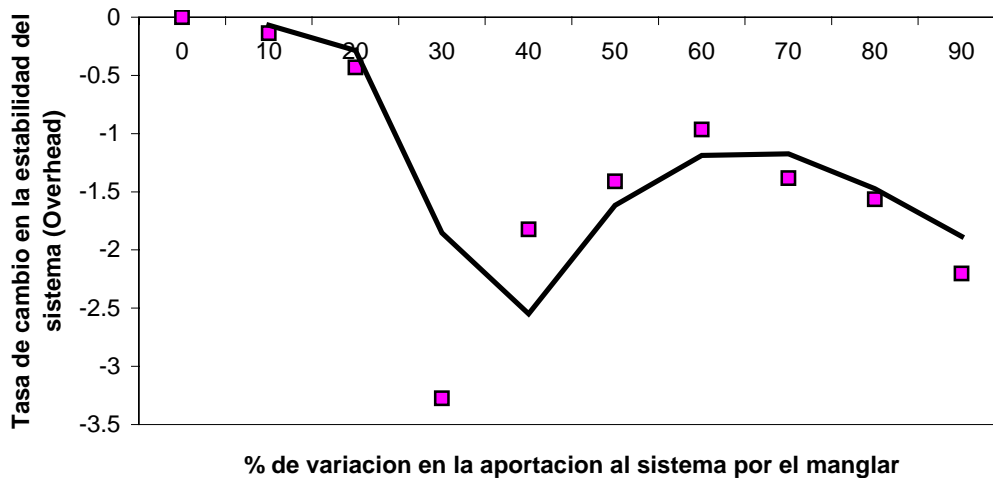


Figura 23.- Respuesta de la estabilidad del sistema a la variación en el aporte de biomasa del bosque de manglar de Bahía Magdalena, B.C.S., México. La tendencia representa los promedios móviles.

La capacidad del ecosistema de recobrar su estructura y comportamiento bajo cualquier impacto se denomina resiliencia (Ulanowicz, 1986). El valor de resiliencia (R) del sistema se estima por:

$$R = \frac{\text{Overhead}}{\text{Ascendencia}}$$

Esta capacidad disminuye en un 84% del valor original cuando se disminuye tan solo el 10% de la contribución del manglar al sistema, lo cual correspondería a la tala de 1786 hectáreas del bosque de manglar que equivale al 10% de la cobertura total de Bahía Magdalena. Posteriormente cuando se disminuye el 30% del aporte del manglar, que correspondería a una tala de 5359 ha del bosque de manglar (30% de la cobertura total), la resiliencia disminuye el 96.54% del valor inicial, haciendo al sistema muy vulnerable. Posteriormente el índice se estabiliza pero ningún caso se recupera el valor inicial (Fig. 24)

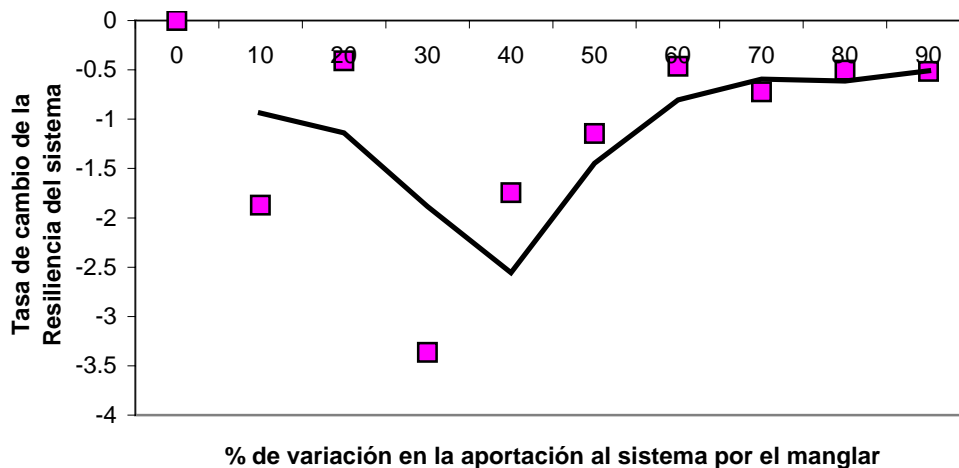


FIGURA 24.- Respuesta de la resiliencia a la variación en el aporte de biomasa por el bosque de manglar de Bahía Magdalena B.C.S. México. La tendencia representa los promedios móviles

Con base en la propuesta de Ulanowicz (1997) y Costanza & Margeau (1999) se estimó la “salud” del ecosistema. El análisis muestra una clara dependencia a la biomasa del manglar ya que con la disminución en el aporte del 10% hasta del 30% , el ecosistema pierde su capacidad de respuesta hacia el estrés haciéndose mas vulnerable, sin embargo la estructura y función del ecosistema se mantiene e incluso

con 30% en la disminución de la aportación del manglar, el sistema presenta una mejor organización, por lo que a este nivel es posible que el ecosistema se recupere. Cuando existe una pérdida del 40% o más en la aportación del manglar, se presenta una disminución en la capacidad de respuesta, además el sistema reacciona modificando su estructura y función, lo que ocasiona que el ecosistema no se pueda sostener (Fig. 25).

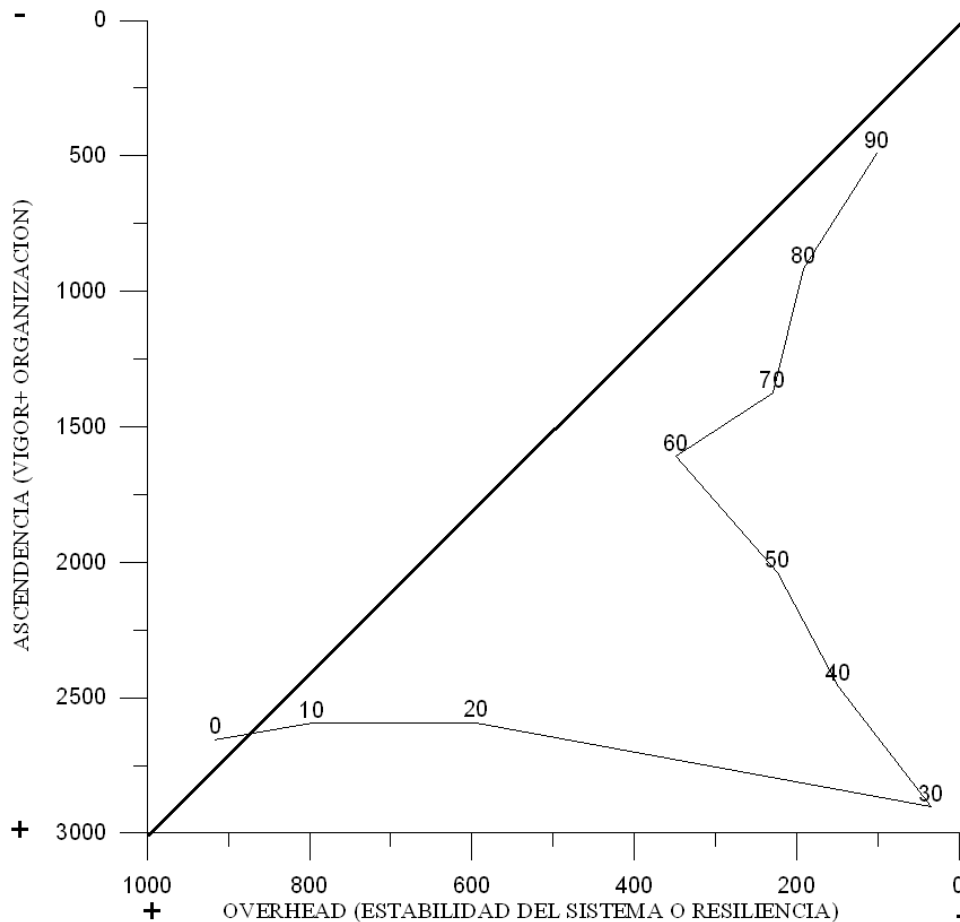
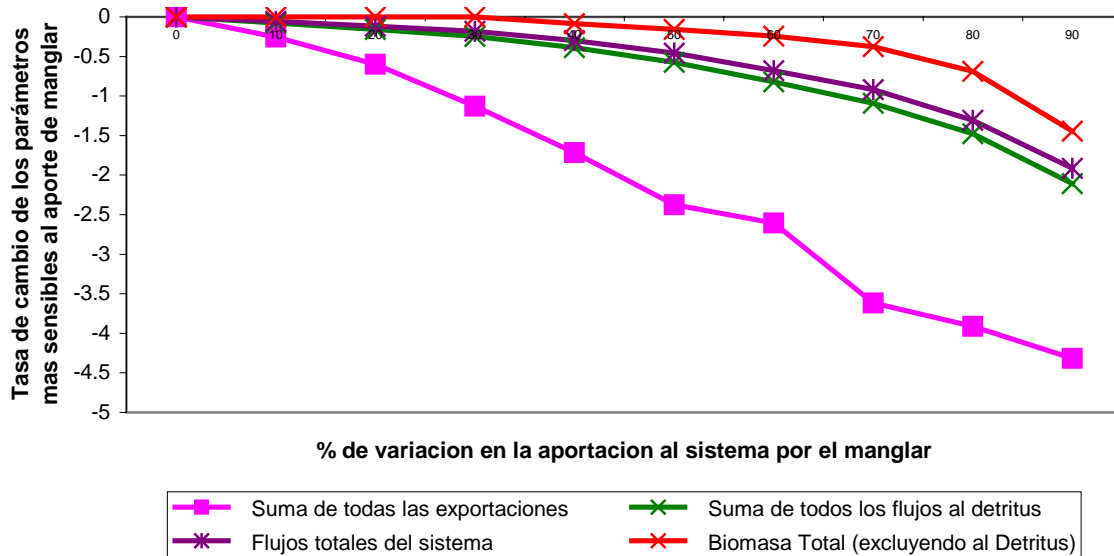


FIGURA 25.- Respuesta de la “salud” del ecosistema de canales en Bahía Magdalena al cambio en la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México. Los números en la distribución representan el porcentaje de cambio en la biomasa del manglar.

De las estadísticas del sistema (Fig. 26) que presentaron variaciones importantes con respecto a los valores iniciales fueron la suma de las exportaciones, la suma de todos los flujos al detritus, la biomasa total sin detritus y los flujos totales.

Estas características del sistema están fuertemente ligadas a la productividad del manglar en el área; de acuerdo a las características del sistema el 88% de esa productividad se exporta al sistema adyacente y remanente se incorpora al detritus. La biomasa del manglar contribuye también en forma importante al inicio de la trama trófica en esta zona lo que conlleva a la generación de biomasa animal.



FI

GURA 26.- Estadísticas del sistema que presentaron mayor sensibilidad a la variación del aporte de biomasa por el bosque de manglar en Bahía Magdalena, B.C.S., México

La biomasa del sistema (Fig. 27), presenta cambios similares en todos los niveles tróficos y es de esperarse que el II nivel trófico sea el más impactado, que es donde se ubica el nivel trófico promedio de las pesquerías. Es importante notar que los productores primarios mantienen su nivel de producción y en algunos de los casos sus niveles de biomasa se incrementan, esto debido a que la presión por parte de sus principales depredadores disminuye. El grupo Mullidae y epifauna bentónica son los grupos que presentan una mayor sensibilidad a la variación del aporte de manglar debido a los altos consumos asociados a este, seguidos por la Infauna bentónica y el camarón de estero (Fig. 28)

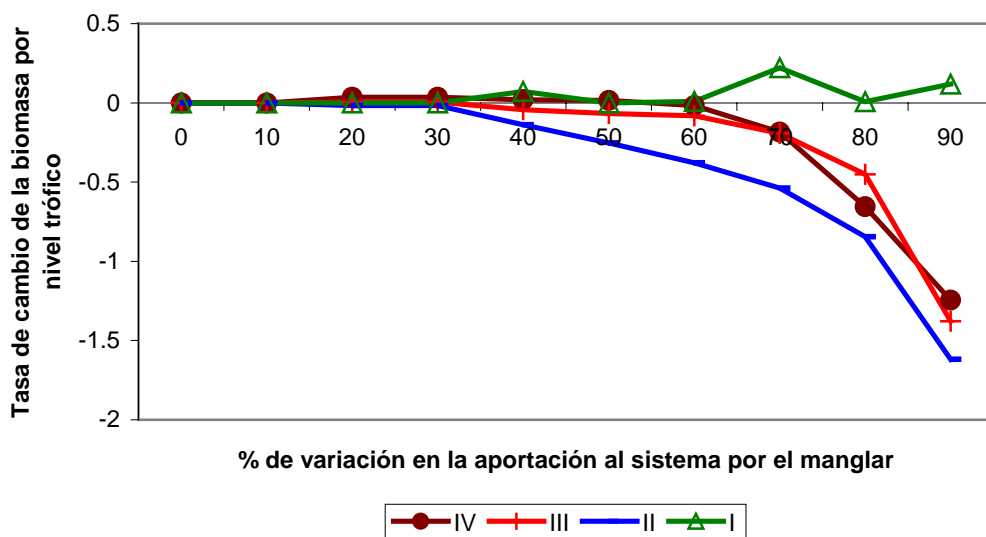


FIGURA 27.- Sensibilidad de la biomasa por nivel trófico, al cambio en la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México.

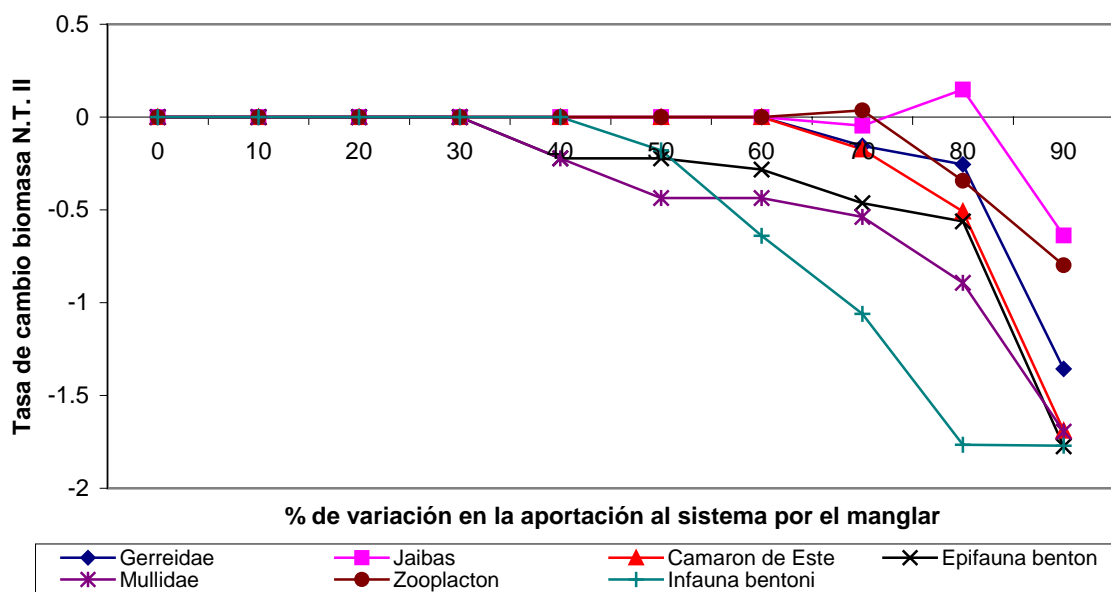


FIGURA 28.- Sensibilidad de los grupos que componen el nivel trófico II, al cambio de la aportación de biomasa por parte del manglar en Bahía Magdalena, B.C.S. México.

Discusión

Tradicionalmente el manejo de recursos pesqueros es orientado a un recurso objetivo, con la finalidad de obtener una mayor producción en el largo plazo, pero que su vez se traduzca en mayores recursos para alimentar a la población y/o en

una mayor captación económica. Esta estrategia de manejo no ha sido muy exitosa en diversas pesquerías a escala mundial debido a que por una parte no es posible identificar los efectos externos que no son inherentes al recurso de interés, los cuales se hacen más evidentes a altas presiones de pesca.

Actualmente se ha reconocido la necesidad y conveniencia del manejo integral de los recursos pesqueros tomando en consideración las diferentes interacciones que los recursos pesqueros presentan en ese contexto (Nickum *et al.* 2005). La modelación de ecosistemas ha permitido el estudio de los diferentes procesos poblacionales en el contexto del ecosistema, incluidos los recursos pesqueros y permite la exploración de políticas de manejo y a la vez que se vigila la condición del ecosistema.

Actualmente existen más de 100 modelos Ecopath publicados en el mundo y por lo menos hay 50 modelos más en preparación (www.ecopath.org), de los cuales solo existen 8 son enfocados a zonas de manglar (Vega-Cendejas, 2003, Rivera-Arriaga *et al.* 2003; Vidal & Basurto, 2003, Wolff *et al.* 2000, Vega-Cendejas & Arreguín-Sanchez 2001, Lin *et al.* 1999, Wolff *et al.* 1998, Chávez *et al.* 1993), de los cuales los modelos de Wolff *et al.*(2000) hecho en Brasil y Wolff *et al.*(1998) en Costa Rica, han considerado al bosque de manglar como un grupo funcional del ecosistema. En estos dos modelos el manglar esta definido de forma diferente; en Brasil el bosque de manglar fue considerado como grupo vivo siendo los principales consumidores los cangrejos herbívoros, insectos, mamíferos y aves. En este modelo no se consideran las interacciones tróficas originadas por el detritus de mangle en el sistema acuático adyacente.

En el modelo de Costa Rica, el manglar se consideró como detritus proveniente del mangle y se establecieron las relaciones tróficas relacionadas a este grupo, principalmente por camarón, infauna bentónica y epifauna bentónica.

La biomasa del sistema de canales de Bahía Magdalena se encuentra concentrada en el ambiente bentónico, ya que la mayor representación de peces encontrados en esta área son de fondo, con presencia ocasional de especies pelágicas.

El bosque de manglar aporta el 93% de la biomasa total del detritus y se ha considerado que la hojarasca de manglar en aguas oligotróficas participa en la cadena trófica del detritus no solo en las zonas adyacentes a ellos, sino incluso la influencia del detritus de manglar puede ser observada en áreas alejadas de ellos (Wolff *et al.*, 1998). De los resultados observados es evidente la enorme importancia de los manglares y su influencia en la distribución de biomasa y en los patrones de energía dentro de Bahía Magdalena. Los modelos tróficos que han trabajado en zonas de manglar y que no incluyen la producción del manglar como un componente del sistema así como la fauna asociados a ellos no pueden identificar la fuente de detritus y por consiguiente no se permite identificar la relevancia del manglar en esos sistemas.

La eficiencia de transferencia estimada para la zona de canales de Bahía Magdalena de 17% es superior al valor reportado en el Golfo de Nicoya, Costa Rica 14.9% (Wolff *et al.* 1998), y para Brasil de 9.8% (Wolff *et al.* 2000). La similitud entre la eficiencia de transferencia de Costa Rica y de Bahía Magdalena se debe principalmente a que el grupo manglar se consideró como detritus, lo cual no es así en Brasil. En general se han reportado valores para zonas costeras que van del 10 al 20% (Odum, 1971; Barnes & Hughes, 1988).

Como se puede observar en la tabla 14, la mayoría de flujos de energía se realizan en los dos primeros niveles tróficos (67.6%), y del 2^o al 3^{er} nivel trófico de 26.8% de los flujos los cuales son de esperar se presenten en sistemas costeros basados en fitoplancton y detritus que tienen un fuerte acoplamiento bentopelágico. Esta relación es parecida entre la magnitud de los flujos entre niveles tróficos se presenta de la misma forma en el Golfo de Nicoya con valores de 62% y 34% respectivamente. Para Brasil sin embargo, la gran mayoría de los flujos se realizan

principalmente dentro del bosque de manglar en los niveles tróficos 1^{er} al 2^o de 64% y del 2^o al 3^{er} nivel trófico del 33% y no en la zona bentopelágica.

De acuerdo con las estimaciones, una gran cantidad de detritus se exporta fuera del sistema, el cual se puede sedimentar en otras áreas de la bahía o puede servir de alimento para otros grupos que se alimentan de detritus en aguas profundas.

El modelo estimó el valor del total de flujos en $1446.0 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ el cual se encuentra por debajo de los valores reportados para el Golfo de Nicoya de $3049.3 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Wolff *et al.* 1998), para el complejo lagunar Huizache–Caimanero en el Pacífico Mexicano de $6668.56 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Zetina-Rejón *et al.* 2003) y para la Laguna de Celestún de $8969 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Chavez *et al.* 1993), pero superior al reportado para la Laguna de Tamiahua de $822.4 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Abarca-Arenas & Valero-Pacheco, 1993).

El nivel trófico de los consumidores sin considerar al único depredador tope del sistema (*Tursiops truncatus*), fluctúa de 2 a 3.61, debido básicamente a que la gran mayoría de los grupos funcionales de este sistema están compuestos por juveniles.

El nivel trófico promedio de las capturas (2.65) es bajo y se refleja que la pesquería se basa principalmente en la captura de camarón en su fase juvenil. La eficiencia bruta (captura/ p.p. neta.) de la pesquería, estimada por el modelo fue de 0.13%, el cual parece bajo en comparación al 0.3% estimado para en Golfo de Nicoya donde se presenta en general una tasa de explotación elevada e incluso las poblaciones de peces y camarón muestran signos de sobreexplotación bastante severas (Wolf *et al.* 1998).

Como se muestra en el modelo de Bahía Magdalena, los grupos bentónicos funcionan transformando el detritus originado por el manglar en biomasa animal y el

camarón principalmente funciona como una fuente de alimentación para diversos componentes del sistema.

La proporción de producción primaria total/respiración (P/R) total calculada por el modelo de 0.03 es sumamente baja, lo cual indica que hay más respiración que biomasa producida. Este valor tan bajo de la relación P/R, se debe a que en este modelo se consideró dentro de los productores primarios solamente al fitoplancton, y solamente el 1 % de los flujos dentro de este sistema se originaron en los productores vivos, el resto de los flujos (99%) en este sistema se inician a partir del detritus. Esto ocasiona que la participación de los productores primarios en la producción de biomasa sea mínima y el efecto se vea reflejado en la proporción P/R.

El carácter de sistema inmaduro se confirma por el índice de reciclaje de Finn, para este caso el valor de este índice es de 1.12. El Golfo de Nicoya también se considera como un sistema inmaduro (Wolff *et al.* 1998), sin embargo los valores de P/R y del índice de reciclaje de Finn son mayores (1.7 y 5.5 respectivamente). Esta diferencia entre los índices se debe principalmente a los valores de biomasa de manglar definidos en ambos sistemas, en Bahía Magdalena la biomasa se estimó en 406 t km^{-2} y para el Golfo de Nicoya en 100 t km^{-2} .

Cabe hacer mención que el modelo de Bahía Magdalena corresponde sólo a la zona de canales, y no a todo el sistema como asume en el Golfo de Nicoya. En general los procesos de la zona de canales en Bahía Magdalena están ligados a la cadena del detritus y a niveles tróficos bajos. En este sentido no son totalmente comparables con otros sistemas.

La producción neta del sistema, también es un indicador de madurez del mismo, para sistemas inmaduros el valor de este índice es cercano a 0 y en sistemas que presentan una gran importación de biomasa generalmente presentan un valor negativo (Odum, 1969). Bahía Magdalena presenta un valor negativo ($-224.9 \text{ t km}^{-2} \text{ año}^{-1}$) debido al gran volumen de material proveniente del bosque de manglar.

El valor obtenido de “overhead” es de 25.6 % el cual es relativamente bajo debido muy probablemente a la dependencia de este sistema a la entrada del material foliar proveniente del manglar, el cual se incorpora al detritus y a su vez soporta la mayoría de los flujos tróficos que se originan en este sistema.

El valor de ascendencia calculado por el modelo para el sistema es muy elevado (71%), sin embargo, este valor está influenciado principalmente por la magnitud de la biomasa generada por el manglar y que se incorpora al sistema en forma de detritus; solamente para este grupo la ascendencia estimada es de 36%. Por consiguiente, si el manglar no se considera dentro de los cálculos de ascendencia, el sistema entonces presenta una ascendencia total de 35%, este valor es más cercano al valor reportado para el Golfo de Nicoya de 26.1 %. De acuerdo con esto se considera que ambos sistemas están relativamente poco desarrollados.

En este sistema la biomasa y los flujos de energía se concentran en la zona bentónica dentro del área de influencia del manglar, con interacción con el ambiente bento-pelágico representada por el zooplancton. Ulanowicz (1997), sugirió el uso de la ascendencia relativa de cada uno de los compartimentos del sistema para conocer la aportación de estos grupos al funcionamiento global del sistema. En el modelo de los canales de manglar de Bahía Magdalena el detritus de manglar contribuye con el 50.2 %, el zooplancton con el 30.4 % y la epifauna bentónica con el 9% de la ascendencia del sistema. El remanente 10.4 % corresponde a los 13 grupos restantes. Esto confirma la importancia del bosque de manglar a través del detritus generado por el material foliar y del bentos, comparados al resto de los compartimentos del sistema estudiado.

El papel del manglar en el ecosistema

Se han identificado diversas funciones y servicios que los manglares proveen al los ecosistemas costeros, tales como el ser zonas de alimentación, crianza, reproducción de diversas especies tanto marinas como terrestres. Estos servicios generalmente han sido subestimados por la mayoría de la población humana

(Saenger *et al.* 1983, Hamilton & Snedaker 1984, Hamilton *et al.* 1989) Como consecuencia de esto, los ecosistemas de manglar han sido diezmados continuamente en aras del desarrollo.

Existen reportes donde se menciona que más del 50% de los bosques de manglar en el mundo han sido destruidos (Anónimo, 1996), y se estima que se perderá el 2.5% anual de los bosques de manglar existentes en el mundo (Burk, L. *et al.* 2001).

Si bien el aprovechamiento directo vía trófica de los productos provenientes del manglar por los diferentes componentes del ecosistema es discreto, los bosques de manglar tienen un papel importante dentro de la estructura y función del ecosistema.

En el experimento de simulación para explicar el papel del manglar en el ecosistema se hizo evidente su función en la resiliencia del sistema (capacidad del sistema a de absorber impactos). Cuando existe una remoción del 10 % al 30 % de la remoción en el aporte de biomasa por el manglar el sistema incrementa su vulnerabilidad pero mantiene su estructura. Cuando la pérdida del manglar es mayor al 30 % el sistema modifica su estructura y es muy vulnerable, por lo que el ecosistema no se puede sostener. Los valores de los flujos totales calculados en el modelo original se consideró bajo para la zona costera; con la simulación el valor de la función del ecosistema decreció a la par de los flujos al detritus, lo cual indica una cierta relación entre ellos.

La biomasa de manglar impacta positivamente a todos los grupos funcionales del ecosistema, por lo que el decremento de su contribución tendrá un impacto considerable en el mismo. Este comportamiento se observó con el decremento en la biomasa de la epifauna bentónica y se presentó un efecto en cascada debido a la dependencia del detritus. Además, en el caso de la epifauna Büttner (1997) demostró que el sistema de raíces de *Rhizophora mangle* ofrece una gran área de para la

fijación de epifauna y que las biomásas de este grupo pueden llegar a 1.4 kg m⁻², y si esta superficie no esta disponible las biomásas tenderán a disminuir.

Desde el punto de vista ecológico, existen diversos criterios para definir la salud de un ecosistema (Reynolds, 2002; Costanza & Mageau,1999), para algunos un ecosistema “saludable” puede ser sinónimo de oligotrófico o prístino. De acuerdo con Costanza (1992), para que un ecosistema sea considerado saludable, éste debe de mantener su nivel de actividad metabólica así como su estructura interna y organización (la cual será definida como la diversidad de procesos efectivamente ligados entre ellos) y debe de ser resistente al estrés externo a través del tiempo. Existe una diversidad de índices y parámetros que pueden ser utilizados para establecer la salud del ecosistema (tabla 16)

Tabla 16.- Índices relacionados con la salud del ecosistema (modificado de Costanza & Mageau,1999)

Componente de salud	Conceptos Relacionados	Medidas Relacionadas
Vigor	Función Flujos totales	Productividad primaria Neta y bruta Metabolismo
Organización	Estructura Biodiversidad	Índices de diversidad Promedio de información mutual (Ulanowicz,1986) Predictibilidad (Turner <i>et al.</i> 1989)
Resiliencia		Oportunidad de crecimiento (Bayne, 1987) Tiempo de recuperación de la población (Pimm, 1984) Capacidad de absorción de un disturbio (Holling, 1987) Overhead/Ascendencia
Combinaciones		Ascendencia (Ulanowicz,1986) Índice de integridad biológica (Karr, 1991)

Actualmente existe un criterio donde se considera que sistemas con alta diversidad y baja productividad son más “saludables” que aquellos que presentan baja diversidad. Sí bien el presentar una gran productividad es característica de la sucesión temprana, lo cual causa que éste tipo de ecosistema sea atractivo para la explotación, y para que la explotación de estos sistemas sea sostenible se tiene que

mantener la resiliencia para que se recupere la ascendencia de los mismos (Reynolds, 2002).

La hipótesis de la ascendencia creciente de Ulanowicz (1980) establece los criterios para analizar la trayectoria de desarrollo un sistema dado. Los ecosistemas “saludables” se caracterizan por presentar una trayectoria de desarrollo natural sin impedimento alguno. De esta forma los valores de ascendencia y “overhead” del sistema se incrementan conforme el ecosistema se desarrolla (Fig. 29).

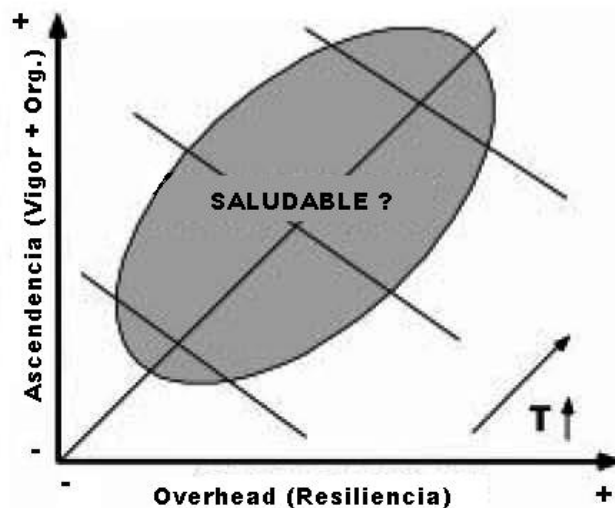


FIGURA 29.- Un diagrama conceptual del índice cuantitativo de la salud del ecosistema. La región “saludable” se indica por el área sombreada y representa un balance entre el vigor, organización y resiliencia del sistema. (tomado de Costanza & Mageau, 1999)

En el desarrollo del ecosistema, seguido de alguna perturbación a gran escala, su trayectoria característica se desplazaría a lo largo de la grafica, de una área de alta ascendencia y baja resiliencia a un área con baja ascendencia y alta resiliencia dentro de un intervalo que se consideraría saludable que es específico para cada sistema (Costanza & Mageau, 1999).

La zona de canales de Bahía Magdalena provee un subsidio energético al resto de la zona por la gran contribución del manglar al sistema acuático. La información obtenida muestra que este sistema se encuentra en desarrollo y que es muy sensible a los cambios que se pudieran presentar en el aporte de biomasa

principalmente de manglar. Bajo el concepto de salud del ecosistema propuesto primeramente por Costanza (1992) y Costanza & Mageau (1999) las variaciones en la biomasa de manglar impactan considerablemente la salud general del ecosistema.

DISCUSIÓN

BOSQUE DE MANGLAR

En Bahía Magdalena se presentan las tres especies de manglar, y debido a las condiciones de estero negativo reportado por diversos autores, era de esperarse una dominancia por *Rhizophora mangle* debido a su capacidad de soportar altas salinidades. Sin embargo la especie dominante es *Laguncularia racemosa*, que se ha reportado como menos tolerante a elevadas salinidades. Esto sugiere dos posibilidades, la primera es que los árboles de *Laguncularia* presente una mayor eficiencia en el uso del agua obtenida del medio que *Rhizophora*. Si este argumento es cierto se tiene que considerar el costo energético impuesto para el desarrollo en condiciones hipersalinas que es muy elevado, y debe de ser cubierto por las reservas de energía (Waisel, 1972).

La segunda posibilidad es que exista una intrusión de agua dulce a la zona costera por parte del acuífero de Magdalena, y que esta intrusión disminuya la salinidad en el agua intersticial favoreciendo el desarrollo de la comunidad de *Laguncularia*. Medina & Francisco (1997) al comparar la estructura y crecimiento del bosque de manglar en Venezuela en función del aporte de lluvia y salinidad, sugieren que la deficiencia de nutrientes no es el principal factor que determina las variaciones en la estructura de la comunidad sino la salinidad del agua intersticial. El hecho que el bosque de manglar en Bahía Magdalena este bien estructurado y que su productividad sea comparable con otras áreas en México donde existe un aporte de agua dulce en forma estacional, hace pensar que esta segunda idea es más factible. Sin embargo, es necesario realizar más esfuerzo de investigación en el área para probar esta hipótesis y determinar el nivel de intrusión de agua dulce así como las condiciones en las que se desarrolla este bosque de manglar.

CAMARÓN

De acuerdo a Instituto Nacional de la Pesca, la pesquería del camarón en el sistema Bahía Magdalena-Almejas, registro en la temporada 1997-1998 un máximo histórico, y de acuerdo con los resultados preliminares de la evaluación sobre el

estatus del camarón café y azul en este sistema lagunar, ambas especies se encuentran deterioradas con tendencias de recuperación (Anónimo 2000, DOF 2004).

Los datos de captura parecen indicar que la pesquería de camarón en Bahía Magdalena se ha mantenido con una productividad relativamente estable durante la última década, con la excepción de la temporada 97-98 cuya captura fue excepcionalmente alta. Sin embargo, sin información más detallada sobre el esfuerzo invertido en este periodo de tiempo, es imposible esbozar conclusiones relativas al estado de este recurso. Los datos del esfuerzo para la pesquería en el canal y en la bahía fueron obtenidos de los registros del gobierno como el número de embarcaciones empleadas por la cooperativa que registró la captura. Estos datos no permiten la diferenciación entre el número de embarcaciones que realmente trabajaron para contribuir a tal captura, y aquellas que no pescaron durante la faena de pesca, estos registros tampoco proveen información sobre los viajes por embarcación en los cuales no hubo captura de camarón.

En estas condiciones la estimación de la presión de pesca es incierta, debido a que se asume que todas las embarcaciones de la cooperativa estuvieron pescando durante todo el tiempo, y que no hubo periodos en los cuales las lanchas que salían a trabajar sin logran captura del recurso y por lo tanto no hubieran sido reportadas; lo cual crea un sesgo importante. Por esta causa no se intentó un análisis de captura por unidad de esfuerzo. Los rendimientos estimados para establecer las vedas están basados en muestreos dirigidos y se estiman en kg/hr de arrastre, implementar este tipo de información durante las labores normales de pesca, estandarizaría la información relacionada sobre la cantidad del esfuerzo de pesca invertido para obtener la captura para futuros análisis, que permitan utilizar herramientas analíticas fidedignas para estimar el estado de este recurso (Anónimo, 2005).

Este cambio del área de pesca seguramente influyó en gran medida al incremento de captura observado en los canales durante la temporada 1997-98 y del decremento simultáneo de la captura en bahía.

En Bahía Magdalena las pesquerías de camarón azul y café reclutaron diferentes estadios del desarrollo (juveniles a adultos) con enfoque variable dependiendo de la disponibilidad del recurso. La pesquería del canal generalmente presentó una gran cantidad de camarones pequeños, mientras que la captura en la bahía consiste de camarones grandes en pequeñas cantidades. El efecto de la captura de camarones recién reclutados en aguas interiores sobre el total de la pesquería es desconocido. La pesquería de camarón en aguas interiores ha sido ligada al decremento en la producción mar adentro. Desde un punto de vista de manejo, si el propósito de la explotación es maximizar la producción de camarón, se deben de reducir las tasas de captura del camarón juvenil en los canales (se estima que en un 33% del total de la pesquería de Bahía Magdalena). Este aspecto es especialmente importante si se considera que se trata de una pesquería comercial.

Por otra parte se carece de información concreta para la delimitación de las agrupaciones de camarón a lo largo de la costa del Pacífico de la Península de Baja California. La ocurrencia de un patrón o el otro puede tener consecuencias significativas para el manejo de las pesquerías. Se desconoce si hay variaciones interanuales similares en el patrón de reproducción de las especies de camarón que existen en Bahía Magdalena así como su importancia en la determinación de la abundancia en las especies. La correlación observada entre la temperatura del agua y la captura de camarón en los canales, sugiere que los cambios ambientales pueden ser determinantes en el reclutamiento anual. Sin embargo, se necesita información adicional con el fin de confirmar la significancia con la relación al proceso reproductivo, toda vez que la carencia de información sobre el esfuerzo de las pesquerías en este grupo de datos, impide una interpretación concluyente.

La producción de camarón en México se ha incrementado 88% durante la última década debido principalmente al incremento en la producción generada por la acuicultura, la cual aumento de 5,111 t en 1991 a 47,465 t en 2001 (CONAPESCA, 2001). Durante este periodo de tiempo, las pesquerías de camarón en Bahía Magdalena contribuyeron con producto valuado en más de \$1.9 millones USD por temporada a la economía local (con un rango de \$408,919 a \$ 6,287,414 temporada¹). Este es un ingreso asombroso para una pequeña comunidad costera de una población de 3500 habitantes. En el mercado de exportación, este producto puede ser revalorado en el doble de su valor en playa el cual fue de \$15 USD kg-1 para camarón grande (Anónimo, 2000).

PECES

Se ha mencionado repetidamente que los bosques de manglar se ha definido como áreas muy valiosas para la crianza y alimentación de diversas especies de peces (Laegdsgaard & Johnson 2001) este hecho se patente en Bahía Magdalena. El inicio de la trama trófica en esta área con base al detritus de manglar (Odum & Herald 1975, Robertson *et al.* 1988), ocasiona que se presente una gran concentración de invertebrados que a la vez sirven de fuente de alimentación a las comunidades de peces. Laegdsgaard & Johnson (2001) sugirió que el valor de los bosques de manglar como zonas de crianza, se puede atribuir parcialmente a la disponibilidad de alimento, lo cual se presenta en Bahía Magdalena. Esta situación explicaría parcialmente el hecho que las dos especies más abundantes en el sistema (*Paralabrax maculatofasciatus* y *Etropus crossotu*) sean carnívoros y que sus abundancias se incrementen drásticamente cuando las abundancias del de camarón son importantes en la zona de canales.

Las familias más abundantes en número de individuos registradas en Bahía Magdalena Serranidae y Paralichthyidae son carnívoras en cuanto a numero de individuos y las familias Paralichthyidae, Haemulidae, Sciaenidae y Gerreidae en cuanto a numero de especies presentes. Las 55 especies de 27 familias identificadas en Bahía Magdalena se encuentran entre los valores de diversidad

reportados en diversas zonas de manglar alrededor del mundo. En el caso de Bahía Magdalena la dominancia del 75% de la captura fue para 11 especies residentes.

ISÓTOPOS ESTABLES

Los valores registrados de $\delta^{13}\text{C}$ en Bahía Magdalena corresponderían al manglar de tipo ribereño según Medina & Francisco (1997). Estas concentraciones posiblemente se vean influenciadas por una probable intrusión de agua dulce en el subsuelo por el acuífero de Magdalena, localizado en el Valle de Santo Domingo. Esta condición de intrusión de agua dulce a la zona costera explicaría también la abundancia de *Laguncularia racemosa* en el sistema. Cabe señalar que esta especie es menos tolerante a las condiciones de alta salinidad que *Rhizophora mangle*.

Con respecto a la contribución del manglar a la nutrición de larvas de decápodos, algunos autores han mencionado que es mínima (Schwamborn *et al.* 2002) y en el mejor de los casos la importancia del manglar en la alimentación del camarón se restringe a un periodo muy limitado de tiempo en donde la materia orgánica del manglar esta disponible para poslarvas y juveniles de camarón (Loneragan *et al.* 1997). Este último proceso fue identificado en Bahía Magdalena (figura 17).

En Australia se ha estimado que la contribución del carbono de manglar al carbono orgánico de juveniles de *Penaeus merguensis* es del 64% a 83% en *Metapenaeus spp.* (Loneragan *et al.*, 1997). En Brasil la aportación del manglar fue casi nula (Schwamborn *et al.*, 2002) En Malasia la aportación de manglar se estimó en menos del 13% (Newell *et al.*, 1995) y en 84% (Chong *et al.*, 2001). Los resultados de este estudio se encuentran dentro de los valores reportados para peneidos.

Los valores de enriquecimiento obtenidos para nuestro sistema sugieren que a pesar de que la trama trófica se inicia principalmente a partir de los mangles en la

zona de canales, este no es el alimento principal de los consumidores primarios del sistema.

En Bahía Magdalena la señal isotópica del manglar esta en cierta forma presente en los tejidos de poslarva de camarón; en esta fase de su desarrollo el camarón se localiza mas cerca a las raíces de los mangles. Una vez que el camarón empieza la migración en su forma juvenil a través de los canales hacia aguas más profundas, la señal isotópica cambia hacia las diatomeas bentónicas. En el camarón de bahía la señal isotópica es más oceánica debido a que en esta zona la trama trófica se inicia principalmente por el fitoplancton.

En la zona de canales de manglar en Bahía Magdalena la trama trófica se sugiere que la trama trófica en este canal en particular se origina principalmente en la zona bentónica a partir de la descomposición de la materia foliar generada por el manglar, principalmente por *Rhizophora*. Una vez procesada la materia orgánica por las bacterias, esta es aprovechada por pequeños invertebrados como copépodos y a través de estos la trama trófica se diverge hacia los diferentes depredadores del sistema, transfiriendo el carbono del manglar a otros niveles tróficos.

MODELACIÓN Y SIMULACIÓN

Actualmente existen más de 100 modelos Ecopath publicados en el mundo y por lo menos hay 50 modelos más en preparación, de los cuales solo existen 7 están enfocados a zonas de manglar (Vega-Cendejas, 2003, Rivera-Arriaga *et al.* 2003; Vidal & Basurto, 2003, Wolff *et al.* 2000, Vega-Cendejas & Arreguín-Sanchez 2001, Lin *et al.* 1999, Wolff *et al.* 1998), de los cuales los modelos de Wolff *et al.*(2000) hecho en Brasil y Wolff *et al.*(1998) en Costa Rica, han considerado al bosque de manglar como un grupo funcional del ecosistema. En estos dos modelos el manglar esta definido de forma diferente; en Brasil el bosque de manglar fue considerado como grupo vivo siendo los principales consumidores los cangrejos herbívoros, insectos, mamíferos y aves. En este modelo no se consideran las interacciones tróficas originadas por el detritus de mangle en el sistema acuático adyacente.

La biomasa del sistema de canales de Bahía Magdalena se encuentra concentrada en el ambiente bentónico, ya que la mayor representación de peces encontrados en esta área son demersales, con presencia ocasional de especies pelágicas.

De los resultados observados es evidente la enorme importancia de los manglares y su influencia en la distribución de biomasa y en los patrones de energía dentro de Bahía Magdalena. Los modelos tróficos que han trabajado en zonas de manglar y que no incluyen la producción del manglar como un componente del sistema así como la fauna asociados a ellos no pueden identificar la fuente de detritus y por consiguiente no se permite identificar la relevancia del manglar en esos sistemas.

La eficiencia de transferencia estimada para la zona de canales de Bahía Magdalena de 17% es superior al valor reportado en el Golfo de Nicoya, Costa Rica 14.9% (Wolff *et al.* 1998), y para Brasil de 9.8% (Wolff *et al.* 2000).

Se estimo el valor del total de flujos en 1446.0 t/km²/año el cual se encuentra por debajo de los valores reportados para el Golfo de Nicoya de 3049.3 t/km²/año (Wolff *et al.* 1998), para el complejo lagunar Huizache–Caimanero en el Pacífico Mexicano de 6668.56 t/km²/año (Zetina-Rejón *et al.* 2003) y para la Laguna de Celestun de 8969 t/km²/año (Chavez *et al.* 1993), pero superior al reportado para la Laguna de Tamiahua de 822.4 t/km²/año (Abarca-Arenas & Valero-Pacheco, 1993). El nivel trófico de los consumidores sin considerar al único depredador tope del sistema (*Tursiops truncatus*), fluctúa de 2 a 3.61, debido básicamente a que la gran mayoría de los grupos funcionales de este sistema están compuestos por juveniles.

El nivel trófico promedio de las capturas refleja la pesquería que basa en la fase juvenil del camarón. La eficiencia bruta (captura/ p.p. neta.) de la pesquería, estimada fue de 0.13 %, el cual parece bajo en comparación al 0.3% estimado para en Golfo de Nicoya donde se presenta en general una tasa de explotación elevada

he incluso las poblaciones de peces y camarón muestras signos de sobreexplotación bastante severas (Wolf *et al.* 1998).

La proporción de producción primaria total/respiración (P/R) total calculada por el modelo de 0.03 es sumamente baja, lo cual indica que hay mas respiración que biomasa producida. Solamente el 1 % de los flujos dentro de este sistema se originaron en los productores vivos, el resto de los flujos (99%) en este sistema se inician a partir del detritus. Esto ocasiona que la participación de los productores primarios en la producción de biomasa sea mínima, y el efecto se vea reflejado en la proporción P/R.

El carácter de sistema inmaduro se confirma por el índice de reciclaje de Finn, para este caso el valor de este índice es de 1.12.

La producción neta del sistema, también es un indicador de madurez del mismo, para sistemas inmaduros el valor de este índice es cercano a 0 y en sistemas que presentan una gran importación de biomasa generalmente presentan un valor negativo (Odum, 1969). Bahía Magdalena presenta un valor negativo ($-224.9 \text{ t/km}^2/\text{año}$) debido al gran volumen de material proveniente del bosque de manglar.

El valor obtenido de “overhead” es de 25.6 % el cual es relativamente bajo debido muy probablemente a la dependencia de este sistema a la entrada del material foliar proveniente del manglar, el cual se incorpora al detritus y a su vez soporta la mayoría de los flujos tróficos que se originan en este sistema.

El valor de ascendencia calculado por el modelo para el sistema es muy elevado (71%), sin embargo este valor esta influenciado principalmente por la magnitud de la biomasa generada por el manglar y que se incorpora al sistema en forma de detritus solamente para este grupo la ascendencia estimada es de 36%.

Por consiguiente, si el manglar no se considera dentro de los cálculos de ascendencia, el sistema entonces presenta una ascendencia total de 35%, este valor es más cercano al valor reportado para el Golfo de Nicoya de 26.1 %. De acuerdo con esto se considera que ambos sistemas están relativamente poco desarrollados.

Cabe hacer mención que el modelo de Bahía Magdalena corresponde sólo a la zona de canales, y no a todo el sistema como asume en el Golfo de Nicoya. En general los procesos de la zona de canales en Bahía Magdalena están ligados a la cadena del detritus y a niveles tróficos bajos. En este sentido no son totalmente comparables con otros sistemas.

Se han identificado diversas funciones y servicios que los manglares proveen al los ecosistemas costeros, tales como el ser zonas de alimentación, crianza, reproducción de diversas especies tanto marinas como terrestres. Estos servicios generalmente han sido subestimados por la mayoría de la población humana (Saenger *et al.* 1983, Hamilton & Snedaker 1984, Hamilton *et al.* 1989) Como consecuencia de esto, los ecosistemas de manglar han sido diezmados continuamente en aras del desarrollo.

En el experimento de simulación para explicar el papel del manglar en el ecosistema hizo evidente la función en la resiliencia (capacidad del sistema a de absorber impactos). Cuando existe una remoción del 10 % al 30 % de la remoción en el aporte de biomasa por el manglar el sistema incrementa su vulnerabilidad pero mantiene su estructura. Cuando la pérdida del manglar es mayor al 30 % el sistema modifica su estructura y es muy vulnerable por lo que el ecosistema no se puede sostener. Los valores de los flujos totales calculados en el modelo original se considero bajo para la zona costera.

La biomasa de manglar impacta positivamente a todos los grupos funcionales del ecosistema por lo que el decremento de su contribución tendrá un impacto considerable en el mismo. Este comportamiento se observo con el decremento en la

biomasa de la epifauna bentónica y se presentó un efecto en cascada debido a la dependencia del detritus. Además en el caso de la epifauna Büttner (1997) demostró que el sistema de raíces de *Rhizophora mangle*, ofrece una gran área de para la fijación de epifauna y que las biomásas de este grupo pueden llegar a 1.4 kg/m², y si esta superficie no está disponible las biomásas tenderán a disminuir.

Desde el punto de vista ecológico, existen diversos criterios para definir la salud de un ecosistema (Reynolds, 2002; Costanza & Mageau, 1999), para algunos un ecosistema “saludable” puede ser sinónimo de oligotrófico o prístino. De acuerdo con Costanza (1992), para que un ecosistema sea considerado saludable, éste debe de mantener su nivel de actividad metabólica así como su estructura interna y organización (la cual será definida como la diversidad de procesos efectivamente ligados entre ellos) y debe de ser resistente al estrés externo a través del tiempo, existe una diversidad de índices y parámetros que pueden ser utilizados para establecer la salud del ecosistema.

Actualmente existe un criterio donde se considera que sistemas con alta diversidad y baja productividad son más “saludables” que aquellos que presentan baja diversidad. Sí bien el presentar una gran productividad es característica de la sucesión temprana, lo cual causa que éste tipo de ecosistema sea atractivo para la explotación, y para que la explotación de estos sistemas sea sostenible se tiene que mantener la resiliencia para que se recupere la ascendencia de los mismos (Reynolds, 2002).

La zona de canales de Bahía Magdalena provee un subsidio energético al resto de la zona por la gran contribución del manglar al sistema acuático. La información obtenida muestra que este sistema se encuentra en desarrollo y que es muy sensible a los cambios que se pudieran presentar en el aporte de biomasa principalmente de manglar. Bajo el concepto de salud del ecosistema propuesto primeramente por Costanza (1992) y Costanza & Mageau (1999) las variaciones en la biomasa de manglar impactan considerablemente la salud general del ecosistema.

CONCLUSIONES

El bosque de manglar en Bahía Magdalena es un bosque bien estructurado que no ha presentado modificaciones considerables por efecto de las actividades antropogénicas que se realizan en el área. Este sistema donde *Laguncularia racemosa* es la especie más abundante seguido de *Rhizophora mangle* y a pesar de que este se encuentra en una zona árida, su productividad foliar es comparable con otras zonas en el país, en donde existen aportes superiores de agua dulce ya sea por ríos perennes o precipitación pluvial a los reportados en Bahía Magdalena. Los valores registrados de $\delta^{13}\text{C}$ para los manglares de Bahía Magdalena corresponden a manglares donde existe un aporte de agua dulce.

El hecho que el bosque de manglar en Bahía Magdalena presente estas características estructurales y de productividad, hace pensar en la posibilidad de que exista una intrusión de agua dulce a la zona costera por parte del acuífero de Magdalena, y que esta intrusión disminuya la salinidad en el agua intersticial. Sin embargo, es necesario realizar más esfuerzo de investigación en el área para probar esta hipótesis y determinar el nivel de intrusión de agua dulce así como las condiciones en las que se desarrolla este bosque de manglar.

La gran cantidad de materia orgánica generada por el manglar, promueve la colonización del sedimento por micro y macroinvertebrados que a la vez sirven de fuente de alimentación a las comunidades de peces, siendo el camarón por su disponibilidad la presa más importante en este sistema y en cierta forma esta presa regula la abundancia de los principales depredadores identificados. El hecho que la mayoría de los individuos de las diferentes especies colectadas en el área de estudio se encontraron en estadio juvenil, confirma las funciones ecológicas de zona de crianza y alimentación diversas especies. El número de especies dominantes y totales encontradas en el sistema son muy similares a otros sistemas de manglar en otras partes del mundo.

Con referencia a la explotación del recurso camarón, a pesar de que las condiciones para la estimación de la presión de pesca son inciertas, la generación de recursos económicos por este recurso y el hecho que una parte considerable de esta captura corresponde al camarón en su fase juvenil. Nos da una idea mas clara sobre la disponibilidad del recurso tanto para la captura comercial como para los flujos energéticos y sostenimiento del ecosistema.

Se sugiere que la trama trófica en la zona de canales se origina principalmente en la zona bentónica a partir de la descomposición de la materia foliar generada por el manglar, principalmente por *Rhizophora*. Una vez procesada la materia orgánica por las bacterias, esta es aprovechada por pequeños invertebrados como copépodos y a través de estos la trama trófica se diverge hacia los diferentes depredadores del sistema, transfiriendo el carbono del manglar a otros niveles tróficos.

La contribución del manglar a la biomasa del camarón solamente se detecta en la fase de postlarval del camarón donde se presentó un enriquecimiento de carbono conforme las poslarvas incrementaron su talla, en su forma juvenil la señal cambia hacia las diatomeas bentónicas y su fase adulta la señal isotópica es más oceánica debido a que en esta zona la trama trófica se inicia principalmente por el fitoplancton.

El nivel trófico de los consumidores sin considerar al único depredador tope del sistema, fluctúa de 2 a 3.61, debido básicamente a que la gran mayoría de los grupos funcionales de este sistema están compuestos por juveniles. El nivel trófico promedio de las capturas es bajo y se refleja que la pesquería se basa principalmente en la captura de camarón en su fase juvenil.

Casi en su totalidad los flujos tróficos dentro del sistema son originados en este sistema se inician a partir del detritus. Esto ocasiona que la participación de los productores primarios en la producción de biomasa sea mínima. El sistema es

inmaduro e inestable debido a la dependencia del material foliar proveniente del manglar.

Si bien el aprovechamiento directo vía trófica de los productos provenientes del manglar por los diferentes componentes del ecosistema es discreto, los bosques de manglar tienen un papel importante dentro de la estructura y función del ecosistema. Las variaciones en la biomasa de manglar impactan a la estabilidad y organización del ecosistema de canales en Bahía Magdalena.

REFERENCIAS

- Abarca-Arenas, L. G. & E. Valero-Pacheco. 1993. Towards a Trophic Model of Tamaihua, a Coastal Lagoon in Mexico. pp. 181- 185 En: Christensen, V. & D. Pauly (eds.) *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM Conf. Proc. 26. 390 p.
- Aceves Medina, G., R. J. Saldierna Martínez & M. E. Hernández Rivas. 1992. Diurnal variation of the fish larvae abundance at the mouth of Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Revista de Investigacion Cientifica de la Universidad Autonoma de Baja California Sur. Serie Ciencias del Mar* 3(1): 61-70.
- Acosta Ruíz, M. J. & J. R. Lara Lara. 1978. Physico-chemical results from a study on daily variation in the central part of Magdalena Bay, Baja California Sur. *Ciencias Marinas* 5(1): 37-46.
- Alongi, D. M., F. Tirendi, L. A. Trott & T. T. Xuan. 2000. Benthic decomposition rates and pathways in plantations of the mangrove *Rhizophora apiculata* in the Mekong delta, Vietnam . *Marine Ecology Progress Series* 194: 87-101.
- Alongi, D. M., F. Tirendi & B. F. Clough. 2000. Below-ground decomposition of organic matter in forests of the mangroves *Rhizophora stylosa* and *Avicennia marina* along the arid coast of Western Australia. *Aquatic Botany* 68(2): 97-122.
- Álvarez, S., A. Galindo & A. Chee. 1975. Características hidroquímicas de Bahía Magdalena, B.C.S. *CICESE Colección de Reimpresos (1973-1976)* Ensenada, B.C., México 1: 27-43.
- Álvarez-Rubio, M., F. Amezcua-Linares & A. Yáñez-Arancibia. 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol., Univ. Nal. Autónoma, México* 13: 185–242.
- Anónimo. 1992a. Estudio Hidrológico del Estado de Baja California Sur. Instituto Nacional de Estadística e Información Geográfica (INEGI)-Gobierno del Estado de Baja California Sur. Aguascalientes, Ags. 206 p.
- Anónimo. 1992b. Sinopsis Geohidrológica del Estado de Baja California Sur. Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos, Comisión Nacional del Agua. 85 p.
- Anónimo. 1994a. Ordenamiento ecológico y de generación de energía eléctrica para Puerto San Carlos, B.C.S. ECO-INGENIERIA S.A. DE C.V. Comisión Federal de Electricidad. 180 p.

- Anónimo. 1994b. Atlas Pesquero de México. Secretaria de Pesca, Instituto Nacional de la Pesca 234 p.
- Anónimo. 1996. *World Resources 1996–97*. Oxford University Press, Oxford The World Resources Institute. UNEP. UNDP. World Bank, 365 p.
- Anónimo. 2000. Seafood Price Current. Urner Barry Publ. Inc. NJ. 27, 1 pp.
- Anónimo. 2000. Sustentabilidad y pesca responsable en México, Evaluación y Manejo. Instituto Nacional de la Pesca, SAGARPA. 1047 p.
- Anónimo. 2005. Análisis de las poblaciones de camarón durante la veda del 2005 en el litoral del Pacífico mexicano. Informe de Investigación, Instituto Nacional de la Pesca. SAGARPA. 69 p.
- Aragón-Noriega, E. A. & L. E. Calderón-Aguilera. 2000. Does damming of the Colorado River affect the nursery area of blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* (Decapoda: Penaeidae) in the Upper Gulf of California? *Revista de Biología Tropical* 48: 867-871.
- Arcos Huitrón, N. E. & J. R. Torres Villegas. 1990. Reproductive period of the Pacific mackerel *Scomber japonicus* Houttuyn (Pisces: Scombridae) in Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 5(1): 37-45.
- Arreguín-Sánchez, F., E. Valero-Pacheco & E. A. Chávez. 1993. A trophic box model of coastal fish communities of the southwestern Gulf of Mexico. En: Chistensen, V. & D. Pauly (eds.) *Trophic Models of Aquatic Ecosystems* ICLARM-DANIDA, Manila 197 p.
- Arreola-Lizarraga, J. A., F. J. Flores-Verdugo & A. Ortega-Rubio. 2004. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, México. *Aquatic Botany* 79: 137–143.
- Arriaga C., L., E. Vázquez D., J. González C., R. Jiménez R, E. Muñoz L. & V. Aguilar S. (Coords). 1998. *Regiones Prioritarias Marinas de México*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 195 p.
- Aubert, H. & D. V. Lightner. 2000. Identification of genetic populations of the Pacific blue shrimp *Penaeus stylirostris* of the Gulf of California, Mexico. *Marine Biology* 137: 875-885.
- Aurioles-Gamboa, D., M. I. Castro-González & R. Pérez-Flores. 1994. Annual mass strandings of pelagic red crabs, *Pleuroncodes planipes* (Crustacea: Anomura: Galatheidae), in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Fishery Bulletin* 92(2): 464-470.

- Bakun, A., & C. S. Nelson. 1977. Climatology of upwelling related processes off Baja California. *CalCOFI Reports* X1X 107-127.
- Barnes, R. S. F. & R. N. Hughes. 1988. *An Introduction to Marine Ecology*, 2nd ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 339 p.
- Bayne, B. L. 1987. *The Effects of Stress and Pollution on Marine Animals*. Praeger, New York 384 p.
- Beaudoin, C. P., E. E. Prepas, W. M. Tonn, L. I. Wassenaar & B. G. Kotak. 2001. A stable carbon and nitrogen isotope study of lake food webs in Canada's Boreal Plain. *Freshwater Biology* 46: 465–477.
- Boto, K. G. & J. S. Bunt. 1981. Tidal export of particulate organic matter from a northern Australian mangrove system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 13: 247-255.
- Bouillon, S., A. V. Ramanb, P. Daubyc & F. Dehairsa. 2002a. Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios of Subtidal Benthic Invertebrates in an Estuarine Mangrove Ecosystem (Andhra Pradesh, India). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 901–913.
- Bouillon, S., N. Koedam, A.V. Raman & F. Dehairs. 2002b. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forest. *Oecologia* 130: 441-448.
- Bouillon, S., F. Dahdouh-Guebas, A. Rao, N. Koedam & F. Dehairs. 2003. Sources of organic carbon in mangrove sediments: variability and possible ecological implications. *Hydrobiologia* 495(1-3): 33-39.
- Bouillon, S., A. V. Ramanb, P. Daubyc & F. Dehairsa. 2002a. Carbon and Nitrogen Stable Isotope Ratios of Subtidal Benthic Invertebrates in an Estuarine Mangrove Ecosystem (Andhra Pradesh, India). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 54, 901–913.
- Bouillon, S., N. Koedam, A.V. Raman & F. Dehairs. 2002b. Primary producers sustaining macro-invertebrate communities in intertidal mangrove forest. *Oecologia* 130: 441-448.
- Brewer, D. T., S. J. M. Blaber, J. P. Salini & M. J. Farmer. 1995. Feeding ecology of predatory fishes from Groote Eylandt in the Gulf of Carpentaria, Australia, with special reference to predation on Penaeids Prawns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 40: 577-600.
- Brown, M. S. 1984. Mangrove litter production and dynamics. pp. 231-238. En: Snedaker, S. & J. Snedaker. (eds.) *The mangrove ecosystem: research methods*. United Nations Educational Scientific and Cultural Organizations. 251 p.

- Burk, L. Y. Kura, K. Kassem, C. Revenga, M. Spalding & D. Mcallister. 2001. *Coastal ecosystems*. World Resources Institute. Word Wide Web.
- Bustillos-Guzmán, J. J. 1986. Fitoplancton en tres ecosistemas de manglar de la Bahía de La Paz, B.C.S. (México) I Diatomeas. *An. del Inst. de Cien. Del Mar y Limnol.* UNAM. pp 301-306.
- Büttner, H. 1997. Zur ökologie der wurzelgemeinschaft der roten mangrove (*Rhizophora mangle* L.) an der Pazifik-küste Costa Rica. Tesis Doctoral, Bremen University Alemania 116 p.
- Caberty, S., J.L. Bouchereau & P. Chávez. 2004. Organisation et fonctionnement trophiques de l'assemblage ichtyque d'un ecosysteme lagunaire a mangrove antillais au moyen de l'indice trophique de contribution. *Cahiers de Biologie Marine* 45(3) : 243-254.
- Carmona, R. & F. Alexandres. 1994. Growth determination of *Opisthonema libertate* (Clupeiformes: Clupeidae) by means of otolith reading. *Revista de Biología Tropical* 42(1/2): 233-238.
- Carta Nacional Pesquera. 2004. Diario Oficial de la Federación 15/03/2004
- Casillas H., R., R. Ruíz V., F. J. Magallón, J. Arvizu & G. Portillo C. 1988. Winter growth of the blue shrimp (*Penaeus stylirostris*) subjected to rustic culture conditions at Puerto Chale, B.C.S. Mexico. *Revista Latinoamericana de Acuicultura*. Lima. 36: 62-71.
- Castro Barrera, T. 1975. Ichthyoplankton of the Magdalena Bay, southern Baja California. *Ciencias Marinas* 2(2): 10-36.
- Castro-Ortiz, J. L. 1985. Apparent abundance of sardine and the variation of some environmental factors in Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Transactions of the 10th Annual Meeting CIBCASIO* 10: 206-220.
- Castro, R. G. & F. Arreguín-Sánchez. 1997. Mortality and stock assessment of the brown shrimp, *Penaeus aztecus* (Crustacea: Penaeidae), in the northwest Gulf of Mexico. *Revista de Biología Tropical* 45: 1075-1083.
- Cifuentes, L. A., R. B. Coffin, L. Solorzano, W. Cardenas, J. Espinoza & R. R. Twilley. 1996. Isotopic and Elemental Variations of Carbon and Nitrogen in a Mangrove Estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43: 781–800.
- Cintrón, G. & Y. Schaeffer-Novelli. 1984. Method for Studying Mangrove Structure. pp. 91-113. *In: Snedaker, S. & J. Snedaker (eds.) The mangrove ecosystem: research methods*. United Nations Educational Scientific and Cultural Organizations 251 p.

- Cintrón, G., A. E. Lugo, D. J. Pool & G. Morris. 1978. Mangroves of arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 10: 110–121.
- Cocheret De La Morinière, E., B. J. A. Pollux, I. Nagelkerken, M. A. Hemminga, A. H. L. Huiskes & G. Van Der Velde. 2003. Ontogenetic dietary changes of coral reef fishes in the mangrove-seagrass-reef continuum: stable isotopes and gut-content analysis. *Marine Ecology Progress Series* 246: 279-289.
- Cordero-Tápia A., S. C. Gardner, J. Arellano-Blanco & R. B. Inohuye-Rivera. 2004. *Learedius learedi* Price, 1934 infection in black turtles (*Chelonia mydas agassizii*) Baja California Sur, Mexico. *Journal of Parasitology*. 90(3): 645-647.
- Conapesca. 2000. Anuario estadístico de pesca. Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 268 p.
- Conapesca. 2001. Anuario Estadístico de Pesca, Secretaría de Agricultura Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 271 p.
- Costanza, R. 1992. Toward an operational definition of health. 239-256 En: Costanza R, B. Norton & B. Haskell (eds.) *Ecosystem Health: New Goals for Environmental Management*. Island Press, Washington DC. 269 p.
- Costanza, R. & M. Mageau. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology* 33: 105–115.
- Cota Gómez, V. M., J. De La Cruz Agüero & M. Arellano Martínez. 1998. Distributional notes on some marine fish collected on southern Baja California, Mexico. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras* 27: 103-105.
- Cota Meza, M. S., F. De Lachica Bonilla & A. Esquivel Herrera. 1993. Ecological implications of the morphometric development of first gill arch of the Pacific chub-mackerel *Scomber japonicus* (Houttuyn). *Oceanides* 8(1): 39-44.
- Cota Meza, M.S., M.J. Haro Garay & R.V. Masse Zendejas. 1992. Distribution and abundance of chaetognaths in the lagoon complex of Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico during the seasonal cycle 1988-1989. *Oceanides* 7(2): 47-59.
- Créach, V., M. T. Schricke, G. Bertru & A. Mariotti. 1997. Stable isotopes and gut analyses to determine feeding relationships in saltmarsh macroconsumers. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 44: 599–611.
- Chandra-Mohan, P., R. G. Rao & F. Dehairs. 1997. Role of Godavari mangroves (India) in the production and survival of prawn larvae. *Hydrobiologia* 358: 317-320.

- Chapman, V. L. 1977. Introduction. In: V. J. Chapman (ed.) *Wet coastal ecosystems. Ecosystems of the world 1*. Elsevier. Amsterdam pp. 1- 28.
- Chávez, E. A., M. Garduño & F. Arreguín-Sánchez. 1993. Trophic Dynamic Structure of Celestun Lagoon, Southern Gulf of Mexico. En: V. Christensen and D. Pauly (eds.), *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*. ICLARM, Manila. pp. 186-192.
- Chávez-Rosales, S. & S. C. Gardner. 1999. Recent harbour seal (*Phoca vitulina richardsi*) pup sightings in Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Aquatic Mammals* 25(3): 169-171.
- Chong, V. C., A. Sasekumar, M. U. C. Leth & R. D'cruz. 1990. The fish and prawn communities of a Malaysian coastal mangrove system, with comparisons to adjacent mud flats and inshore waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 703-722.
- Chong V.C. & A. Sasekumar. 2002. Coastal habitats (Mangroves, coral reefs and seagrass beds) of the ASEAN region: Status, utilization and management issues. *Fisheries Science* 68 (1): 566-571.
- Chong, V. C., C. B. Low & T. Ichikawa. 2001. Contribution of mangrove detritus to juvenile prawn nutrition: a dual stable isotope study in a Malaysian mangrove forest. *Marine Biology* 138: 77-86.
- Christensen, V. & D. Pauly. 1992. ECOPATH II- a software for balancing steady-state models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169-185.
- Dall, W. 1992. Feeding, digestion and assimilation in Penaeidae. In: Allan, G. L. & W. Dall (eds.) *Proceedings of the Aquaculture Nutrition Workshop, 15–17 April 1991*. NSW Fisheries, Brackish Water Fish Culture Research Station, Salamander Bay, Australia pp. 57–63.
- Daniel, P. A. & A. I. Robertson. 1990. Epibenthos of mangrove waters-ways and open embayments: community structure and the relationship between exported mangrove detritus and epifaunal standing stock. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 31: 599-619.
- Davenport, S. R. & N. J. Bax. 2002. A trophic study of a marine ecosystem off southeastern Australia using stable isotopes of carbon and nitrogen. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59: 514–530.
- Day, Jr., J. W., W. H. Conner, R. H. Day & A. Machado. 1987. The productivity and composition of mangrove forest, Laguna de Términos, México. *Aquatic Botany* 27: 267-284.

- De La Cruz-Agüero, J., F. Galván M., L. A. Abitia-Cárdenas, J. Rodríguez- Romero & F. J. Gutiérrez-Sánchez. 1994. Lista sistemática de los peces marinos de Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. *Ciencias Marinas* 20(1): 17-31.
- De La Fuente, G. & E. Carrera-González. 2004. Wetland Inventory and Classification in México. *Society of Wetlands Scientists Annual Meeting*, Seattle, WA, USA 18-23 July.
- Dehairs, F., R. G. Rao, M. Chandra, V. Raman, S. Marguillier & L. Hellings. 2000. Tracing mangrove carbon in suspended matter and aquatic fauna of the Gautami-Godavari Delta, Bay of Bengal (India). *Hydrobiologia* 431: 225–241.
- Del Norte-Campos, A. G. C. & A. Temming. 1998. Population dynamics of the brown shrimp *Crangon crangon* L., in shallow areas of the German Wadden Sea. *Fisheries Management and Ecology* 5: 303-322.
- Diario Oficial de la Federación. 2001. 07-IX-2001
- Diario Oficial de la Federación. 1993. Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993.
- Diario Oficial de la Federación. 1994. Norma Oficial Mexicana 009-PESC-1993, 4 de marzo de 1994.
- Diario Oficial de la Federación. 1997. Modificación a la Norma Oficial Mexicana 002-PESC-1993 para ordenar el aprovechamiento de las especies de camarón en aguas de jurisdicción federal de los Estados Unidos Mexicanos, 30 de junio de 1997.
- Diario Oficial de la Federación. 1999. Reglamento de la Ley de Pesca. 29 de septiembre de 1999.
- Diario Oficial de la Federación. 2004. Carta Nacional Pesquera. 15 de marzo del 2004.
- Diario Oficial de la Federación. 2000a. Anexo del acuerdo por el que se aprueba la Carta Nacional Pesquera. 28 de agosto de 2000.
- Dittel A. I., C. E. Epifanio, L. A. Cifuentes & D. L. Kirchman. 1997. Carbon and Nitrogen sources for shrimp postlarvae fed natural diets from a tropical mangrove system. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 629-637.
- Dwiponggo, A., T. Hariati, S. Banon, M. L. Palomares & D. Pauly. 1986. Growth, mortality and recruitment of commercially important fishes and penaeid shrimps in Indonesian waters. ICLARM Tech. Rep. 17, 91 pp.
- Edwards, R. R. C. 1978. Ecology of coastal lagoon complex in Mexico. *Estuarine and Coastal Marine Science* 6(1): 75–92.

- English, S., C. Wilkinson & V. Baker (eds.). 1997. *Survey Manual for Marine Resources*, 2nd ed. AIMS, Townsville, Australia. 390 pp.
- Espinoza, M. & E. Muñoz. 1981. Valor energético de los detritus y algunos aspectos sobre la productividad y degradación de *Rhizophora mangle* en tres zonas de manglar de la Bahía de La Paz B.C.S. Inf. Lab. CIB pp. 137-179.
- Félix Uraga, R. & R. E. M. Ramírez. 1989. Age determination of *Sardinops sagax caerulea* based on otolith readings. *Oceanides* 4(1): 59-64.
- Félix Uraga, R. 1990. Growth of *Sardinops sagax caerulea* in Magdalena Bay, Mexico. *Oceanides* 5(1): 27-31.
- Félix Uraga, R. 1992. Age composition of Pacific sardine *Sardinops caeruleus* caught in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico [from 1981 to 1991]. *Oceanides* 7(1): 9-13.
- Félix-Uraga, R., R. M. Alvarado-Castillo & R. Carmona-Piña. 1996. The sardine fishery along the western coast of Baja California, 1981 to 1994. *Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 37: 188-192.
- Félix Pico, E. F., A. Tripp Quezada & J. Singh Cabanillas. 1989. The scallop culture, *Argopecten circularis* (Sowerby), from Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 4(1): 73-92.
- Félix-Pico, E. F., J. L. Castro-Ortíz & F. A. García-Domínguez. 1994. Growth, recruitment and mortality of the Pacific calico scallop, *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835), in Bahía Magdalena, B.C.S., Mexico *Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences* 2(1994).
- Félix-Pico, E. F., M. T. Ibarra-Cruz, R. E. Merino-Márquez, V. A. Levy-Peréz, F. A. García-Domínguez & R. Morales-Hernández. 1995. Reproductive cycle of *Argopecten circularis* in Magdalena Bay, BCS, Mexico. pp 151-155. En: IFREMER (ed) *Actes de colloques.No. 17*, VIII International Pectinid Workshop. Cherbourg, France.
- Ferry, L. A., S. L. Clark & G. M. Cailliet. 1997. Food habits of spotted sand bass (*Paralabrax maculatofasciatus*, Serranidae) from Bahía de Los Angeles, Baja California. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 96: 1-21.
- Finn, J. T. 1976 Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology* 56: 363–380.
- Fleischer, L. A. & J. Contreras Urruchua. 1986. Ballena gris (*Eschrichtius robustus*) censos en Bahía Magdalena, B.C.S., México. *Ciencia Pesquera*. 5: 51-62.

- Flores-Verdugo, F. J., F. González-Farías & U. Zaragoza-Araujo. 1993. Ecological parameters of the mangroves of semi-arid regions of Mexico: Important for ecosystem management. *In*: LIETH, H. & A. MASOOM. (eds.) *Towards a rational use of high salinity tolerant plants*. 1: 123-132.
- Flores-Verdugo, F. J., J. W. Day, & R. Briseño-Dueñas. 1987. Structure, litter fall, decomposition, and detritus dynamics of mangroves in a Mexican coastal lagoon with an ephemeral inlet. *Marine Ecology Progress Series* 35: 83-90.
- Flores-Verdugo, F., F. González-Farías, O. Flores-Ramírez, F. Amezcua-Linares, A. Yáñez-Arancibia, M. Álvarez-Rubio & J. W. Day. 1990. Mangrove ecology, aquatic primary productivity, and fish community dynamics in the Teacapán-Agua Brava lagoon-estuarine system (Mexican Pacific). *Estuaries* 13(2): 219-230.
- Froese, R. & D. Pauly (Eds.). 2000. FishBase. World Wide Web electronic Publication.
- Funes Rodríguez, R. & S. Hernández Trujillo. 1985. Myctophid larvae, distribution and abundance during six cruises along the western coast of Baja California Sur: April 1982-May 1983. *Transactions of the 10th Annual Meeting CIBCASIO* 10: 75-85.
- Funes Rodríguez, R., R. González Armas & R. Avendaño Ibarra. 1998. Distribution and abundance of fish larvae in Bahía Magdalena-Almejas Lagoon System, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiologica* 8(1): 55-66.
- Funes-Rodríguez R., A. Hinojosa-Medina, R. Avendaño-Ibarra, M. Hernández-Rivas, R. Saldierna-Martínez & W. Watson. 2001. Spawning of Small Pelagic Fishes in Bahía Magdalena, Baja California Sur, México, at the Beginning of the 1997–1998 El Niño Event. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 53(5): 653-664.
- Funtowicz S. O. & J. R. Ravetz. 1990. *Uncertainty and Quality in Science for Policy*. Dordrecht: Kluwer. 244 p.
- Garate Lizarraga, I. 1989. New records of *Rhizosolenia* species in the central region of the Gulf of California and Magdalena Bay. *Oceanides* 4(2): 291-296.
- Garate-Lizarraga, I. & D. A. Siqueiros Beltrones. 1998. Time variation in phytoplankton assemblages in a subtropical lagoon system after the 1982-1983 "El Niño" event (1984 to 1986). *Pacific Science* 52(1): 79-97.
- Garate Lizarraga, I., G. Verdugo Díaz & D. A. Siqueiros Beltrones. 2001. Variations in phytoplankton assemblages during 1988-1989 in a subtropical lagoon system on the west coast of Mexico. *Oceanides* 16(1): 1-16.

- García, A. 1995. Impact of artisanal fishery on production of the pink shrimp *Penaeus farfantepenaeus duorarum* Burkenroad, 1939. *Ciencias Marinas* 21: 343-359.
- García, R. P. & R. V. Alejandre. 1995. Predation upon larvae of the Pacific sardine *Sardinops sagax* by cyclopoid copepods. *Journal of Crustacean Biology* 15(1): 196-201.
- García Domínguez, F., G. García Melgar & P. González Ramírez. 1993. Reproductive cycle of the clam *Chione californiensis* (Broderip, 1835), in Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas* 19(1): 15-28.
- Gardner, S. C. & S. Chávez-Rosales. 2000. Changes in the relative abundance and distribution of gray whales (*Eschrichtius robustus*) in Magdalena Bay, Mexico during an El Niño event. *Marine Mammal Science* 16(4): 728-738.
- Gardner, S. C. & W. J. Nichols. 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahía Magdalena region, Baja California Sur, México. *Chelonian Conservation and Biology* 4(1): 197-199.
- Gardner, S. C., M. D. Pier, R. Wesselman, J. A. Juarez. 2003. Organochlorine contaminants in sea turtles from the Eastern Pacific. *Marine Pollution Bulletin* 46(9): 1082-1089.
- Gardner, S. C., S. L. Fitzgerald, B. Acosta Vargas, & L. Méndez Rodríguez. 2005. Heavy metal accumulation in four species of sea turtles from the Baja California Peninsula, Mexico. *Biometals* (en prensa).
- Gluyas-Millán, G. 1989. Reproduction period, length distribution and length-weight relationship for mackerel off Baja California littoral. *Oceanides* 4(1): 65-72.
- Gluyas Millán, M. G. & C. Quiñones Velásquez. 1996. Evidence of different stocks of mackerel *Scomber japonicus*. *Ciencias Marinas* 22(3): 377-395.
- Goldberg, S. R. 1981a. Seasonal spawning cycle of the black croaker, *Cheilotrema saturnum* (Sciaenidae). *Fishery Bulletin*. 79(3): 561-562.
- Goldberg, S. R. 1981b. Seasonal Spawning Cycle of the Pacific Butterfish, *Peprilus simillimus* (Stromateidae). *Fishery Bulletin*. 78(4): 977-978.
- Goldberg, S. R. & S. Pham. 1987. Seasonal spawning cycle of the speckled sanddab, *Citharichthys stigmaeus* (Bothidae). *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences* 86(3) 164-166.
- Gómez-Gutiérrez, J., R. De Silva-Dávila & B. Lavaniegos-Espejo. 1996. Growth production of the euphausiid *Nyctiphanes simplex* on the coastal shelf off Bahía Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Marine Ecology Progress Series* 138(1-3): 309-314.

- Gómez-Gutiérrez, J., R. Palomares-García, R. De Silva-Dávila, M. A. Carballido-Carranza & A. Martínez-López. 1999. Copepod daily egg production and growth rates in Bahía Magdalena, Mexico. *Journal of Plankton Research* 21(12): 2227-2244.
- Gómez-Gutiérrez, J., Palomares-García, R., S. Hernández-Trujillo & A. Carballido-Carranza. 2001. Community structure of zooplankton in the main entrance of Magdalena Bay, Mexico during 1996. *Revista de Biología Tropical* 49(2): 545-558.
- González-Acosta, A. F. & G. De La Cruz Agüero. 1999. Ichthyofauna associated to El Conchalito mangrove swamp, Ensenada de La Paz, Baja California Sur, México. *Oceanides* 14(2): 121-131.
- Guerrero, G. R., D. R. Cervantes & I. A. Jiménez. 1988. Nutrient variation during a tidal cycle at the mouth of a coastal lagoon in the northwest of Mexico. *Indian Journal of Marine Sciences*. New Delhi. 17(3): 235-237.
- Gutiérrez-Sánchez, F. 1997. Ecología de peces de fondos blandos del Complejo Lagunar Bahía Magdalena, Baja California Sur, México. Tesis Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. México. 84 p.
- Halliday, I. A. & W. R. Young. 1996. Density, biomass and species composition of fish in a subtropical *Rhizophora stylosa* mangrove forest. *Marine and Freshwater Research*. 47(4): 609-615.
- Hamilton, L. S. & S. C. Snedaker (eds.). 1984. *Handbook for Mangrove Area Management*. UNEP and East West Center, Environment and Policy Institute, Honolulu 126 p.
- Hamilton, L., J. Dixon & G. Miller. 1989. Mangroves: an undervalued resource of the land and the sea. *Ocean Yearbook* 8: 254–288.
- Heald, E. J. 1971. The production of organic detritus in a South Florida estuary. *Sea Grant Technical Bulletin* 6. University of Miami, 110 p.
- Heck, K. L. & T. A. Weinstein. 1989. Feeding habitats of juvenile reef fishes associated with Panamanian seagrass meadows. *Bulletin of Marine Science* 45: 629-636.
- Hernández-Trujillo, S. 1989. Copepods (Decapoda: Pontellidae) from Baja California Sur (1982-1984). *Oceanides* 4(2): 225-232.
- Hernández Trujillo, S. 1991. Pontellid copepods in Bahía Magdalena, Baja California Sur (June, July 1988). *Oceanides* 6(1): 155-163.

- Hernández Llamas, A. & F. J. Magallón Barajas. 1991. Bioeconomic analysis for the grow-out *Penaeus stylirostris* using organic and inorganic fertilizers and pelleted feed. *Oceanides*. 6(2): 267-281.
- Hernández-Vázquez, S. 1994. Distribution of eggs and larvae from sardine and anchovy off California and Baja California, 1951-1989. *Reports of California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations* 35: 94-107.
- Hernández Trujillo, S., R. Cervantes Duarte & S. Aguiñiga García. 1997. Temporal and spatial variation of some biological and physicochemical variables in Magdalena Bay, Baja California Sur (July - August, 1988). *Revista de Investigacion Científica de la Universidad Autónoma de Baja California Sur. Serie Ciencias del Mar* 8(1-2): 1-13.
- Hindell, J. S. & G. P. Jenkins. 2004. Spatial and temporal variability in the assemblage structure of fishes associated with mangroves (*Avicennia marina*) and intertidal mudflats in temperate Australian embayments. *Marine Biology* 144(2): 385–395.
- Holling, C. S. 1987. Simplifying the complex: The paradigms of ecological function and structure. *European Journal of Operational Research* 30: 139–146.
- Hovey, T. E. & L. G. Allen. 2000. Reproductive patterns of six populations of the spotted sand bass, *Paralabrax maculatofasciatus*, from Southern and Baja California. *Copeia* 2000(2): 459-468.
- Hwey-Lian H., C. Chang-Po , C. Yue-Gau Chen & Y. Hsiao-Hui Yang. 2002. Diversity of benthic organic matter flows through polychaetes and crabs in a mangrove estuary: $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{34}\text{S}$ signals. *Marine Ecology Progress Series*. 227: 145–155.
- Ikejima, K., P. Tongnunui, T. Medej & T. Taniuchi. 2003. Juvenile and small fishes in a mangrove estuary in Trang Province, Thailand: seasonal and habitat differences. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 56(3-4) 447-457.
- Inohuye-Rivera, R. B., A. Cordero-Tapia, J. Arellano-Blanco & S. C. Gardner. 2004. *Learedius learedi* Price, 1934 (trematoda: spirorchiidae) in black turtle (*Chelonia mydas agassizii*) hearts from Magdalena Bay, Baja California Sur Mexico. *Comparative Parasitology* 71(1): 37-41.
- Jiménez, Q. M. 1991. Contribución al conocimiento de los productores primarios de la Ensenada de La Paz. Análisis de la comunidad de manglar. Tesis de Maestría. Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas. Instituto Politécnico Nacional. 222 p.
- Karr J. R. 1991. Biological integrity: A long neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66–84.

- Kazungu, J.M. 1987. Nutrient flow in mangrove ecosystem: Tudor Creek Annu. Rep. Kenya, Marine Fisheries Research Institute 12 p.
- Kitheka, J. U. 1998. Groundwater outflow and its linkage to coastal circulation in mangrove-fringe creek in Kenya. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 47: 63-75.
- Kuo, S. R., H. J. Lin & K. T. Shao. 1999. Fish Assemblages in the mangrove creeks of Northern and Southern Taiwán. *Estuaries* 22(4): 1004-1015.
- Kwak, T. J. & J. B. Zedler. 1997. Food web analysis of southern California coastal wetlands using multiple stable isotopes. *Oecologia* 110(2): 262-277.
- Laegdsgaard, P. & C. Jonson. 2001. Why do juvenile fish utilise mangrove habitats? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 257(2): 229-253.
- Laegdsgaard, P. & C. R. Johnson. 1995. Mangrove habitats as nurseries: Unique assemblages of juvenile fish in subtropical mangroves in eastern Australia. *Marine Ecology Progress Series* 126(1-3): 67-81.
- Lankford, R. R.. 1977. Coastal lagoons of Mexico: Their origin and classification. *In*: Wiley, M. L. (ed.) *Estuarine Processes*. 2, Academic Press, New York, USA, pp. 182-216.
- Laroche, J., E. Baran & N. B. Rasoanandrasana. 1997. Temporal patterns in a fish assemblage of a semiarid mangrove zone in Madagascar. *Journal of Fish Biology* 51(1): 3-20.
- Leal-Gaxiola, A., J. Lopéz Martínez, E.A. Chávez, S. Hernández Vázquez & T. Méndez Tenorio. 2001. Interannual variability of the reproductive period of the brown shrimp, *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes, 1900) (Decapoda, Natantia). *Crustaceana* (Leiden) 74: 839-851.
- Leija-Tristan, A., F.A. Solis-Marín, D. Aurióles-Gamboa & E. S. Amador-Silva. 1996. Natural stocks of the scallop *Argopecten circularis*, and relationships with the galateid crab *Pleuroncodes planipes* in the Pacific coast of Baja California Sur, Mexico. *Cahiers de Biologie Marine* 37(2): 153-157.
- Lee, S. Y. 1995. Mangrove outwelling: a review. *Hydrobiologia* 295: 203-212.
- Leontief, W. 1951. *The Structure of the American Economy, 1919-1939*. 2nd ed. Oxford University Press, New York. 356 p.
- Ley, J. A., C. C. Mcivor & C. L. Montague. 1999. Fishes in mangrove prop-root habitats of northeastern Florida Bay: Distinct assemblages across an estuarine gradient. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48(6): 701-723.

- Lin, H., K. Shao, S. Kuo, H. Hsieh, S. Wong, I. Chen, W. Lo & J. Hung. 1999. A Trophic Model of a Sandy Barrier Lagoon at Chiku in Southwestern Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48(5): 575-588.
- Loneragan, N. R., S. E. Bunn & D. M. Kellaway. 1997. Are mangroves and seagrasses sources of organic carbon for penaeid prawns in a tropical Australian estuary? A multiple stable-isotope study. *Marine Biology* 130: 289-300.
- López Mendilaharsu, M., S. C. Gardner & J. A. Seminoff. 2003. *Chelonia mydas agassizii* (East Pacific Green Turtle) Diet. *Herpetological Review* 34(2): 139-140.
- López-Mendilaharsu, M., S. C. Gardner, R. Riosmena-Rodriguez, & J. A. Seminoff. 2005. Identifying critical foraging habitats of the green turtle (*Chelonia mydas*) along the Pacific Coast of the Baja California Peninsula, México. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(3): 259-269.
- Lugo, A. E. & S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5: 39-64.
- Lluch-Belda, D., M. Hernández-Rivas, R. Saldierna-Martínez & R. Guerrero-Caballero. 2000. Sea surface temperature variability at Magdalena Bay, Baja California Sur, México. *Oceanides* 15: 1-23.
- Lluch-Cota, S.E., C.A. Pacheco-Ayub, J.J. Bautista-Romero, S. Hernández-Vázquez & D.B. Lluch-Cota. 2000. Colección de información ambiental para el Pacífico mexicano. CD-ROM. CIBNOR, S.C./CONACYT.
- Maeda-Martínez, A. N., T. Reynoso-Granados, F. Salis-Marín, A. Leija-Tristán, D. Auriolos-Gamboa, C. Salinas-Zavala, D. Lluch-Cota, P. Ormart-Castro & E. Félix-Pico. 1993. A model to explain the formation of catarina scallop, *Argopecten circularis* (Sowerby, 1835), beds, in Magdalena Bay, Mexico. *Aquaculture Research* 24(3): 323-339.
- Maeda-Martínez, A. N., T. Reynoso-Granados, P. Monsalvo-Spencer, M. T. Sicard, J. M. Mazon-Suastegui, O. Hernández, E. Segovia & R. Morales. 1997. Suspension culture of catarina scallop *Argopecten ventricosus* (*circularis*) (Sowerby II, 1842), in Bahia Magdalena, Mexico, at different densities. *Aquaculture* 158(3-4): 235-246.
- Maeda-Martínez, A. N., P. Ormart, L. Mendez, B. Acosta & M. T. Sicard. 2000. Scallop growout using a new bottom-culture system. *Aquaculture* 189(1-2): 73-84.
- Mastaller, M. 1996. Destruction of mangrove wetlands-causes and consequences. *Natural Resources and Development*, 43/44: 37-57.

- Mathews, C. P. 1975. The development of the Magdalena Bay area. A socio-economic overview in a region in full development. *Ciencias Marinas* 2(1): 47-50.
- Mathews, C.P. & J. Druck González. 1975. Fishery potential and ecological studies of the Magdalena Bay. 3. On the existence of rays with particular attention to those already exploited. *Ciencias Marinas* 2(1): 67-72.
- Mathews, C.P. & J. Espinoza. 1975. Fishery potential and ecological studies of the Magdalena Bay. 4. On the distribution and abundance of scale fish *Ciencias Marinas* 2(1): 73-76.
- Mathews, C.P. & V. Guardado France. 1975. Fishery potential and ecological studies of the Magdalena Bay. 2. On the existence of Port Jackson sharks. Heterodontidae. *Ciencias Marinas* 2(1): 60-66.
- Matus Nivón, E., R. Ramírez Sevilla, R. Martínez Pecero & J. L. Ortiz Galindo. 1989. Description of larval and juvenile of Pacific porgy *Calamus brachysomus* (Lockington) (Pisces: Sparidae). *Oceanides* 4(2): 141-150.
- Mazon Suastegui, J.M., V. A. Rios Arias, J. R. Rivera Lucero & M. A. Áviles Quevedo. 1990. Oyster seed production at the aquaculture center of Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico (1987-1988). *Serie científica. Universidad Autonoma de Baja California Sur* 1(1): 30-37.
- Mcdonald, K. B.. 1977 Plants and animal communities of Pacific North American salt marshes. *In: V.J. Chapman (ed.) Wet coastal ecosystems. Ecosystems of the world 1.* Elsevier. Amsterdam, pp. 167-192.
- Mcivor, C. C. & L. P. Rozas. 1996. Utilization of intertidal salt marsh by fishes in the southeastern United States: A review. Chapter 13, pp. 311-334 *In: Nordstrom, K.F. & C.T. Roman (eds.). Estuarine Shores: Evolution, Environments and Human Alterations.* John Wiley & Sons, Ltd. 375 p.
- Mcivor, C. C., & T. J. Smith III. 1995. Differences in the crab fauna of mangrove areas at a southwest Florida and a northeast Australia location: implications for leaf litter processing. *Estuaries* 18(4): 591-597.
- Mckee, K. L., I. C. Feller, M. Popp & W. Wanek. 2002. Mangrove isotopic ($\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$) fractionation across a nitrogen vs. phosphorus limitation gradient. *Ecology* 83(4): 1065-1075.
- Medina, E. & M. Francisco. 1997. Osmolality and $\delta^{13}\text{C}$ of leaf tissues of mangrove species from environments of contrasting rainfall and salinity. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 45: 337-344

- Mohan, R., V. Selvam & J. Azariah. 1995. Temporal distribution and abundance of shrimp postlarvae and juveniles in the mangroves of Muthupet, Tamilnadu, India. *Hydrobiologia* 295: 183-191.
- Moore, R. H. 1991. First record of the leather bass (*Epinephelus dermatolepis*, Boulenger) in Southern California. *California Fish and Game* 77(3): 145-147.
- Morales-Bojorquez, E., J. López Martínez & S. Hernández Vázquez. 2001. Dynamic catch-effort model for brown shrimp *Farfantepenaeus californiensis* (Holmes) from the Gulf of California, Mexico. *Ciencias Marinas* 27: 105-124.
- Morales Bojorquez, E. 2002. Bayes theorem applied to the yield estimate of the Pacific sardine (*Sardinops sagax caeruleus* Girard) from Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Ciencias Marinas* 28(2): 167-179.
- Morales-Bojorquez, E., V. M. Gómez-Muñoz, R. Félix-Uraga & R. M. Alvarado-Castillo. 2003. Relation between recruitment, sea surface temperature, and density-independent mortality of the Pacific sardine (*Sardinops caeruleus*) off the southwest coast of the Baja California Peninsula, Mexico. *Scientia Marina* (Barcelona) 67(1): 25-32.
- Nagelkerken I., C.M. Roberts, G. Van Der Velde, M. Dorenbosch, M.C. Van Riel, E.C. De La Moriniere & P.H. Nienhuis. 2002. How important are mangroves and seagrass beds for coral-reef fish? The nursery hypothesis tested on an island scale. *Marine ecology progress series* 244: 299-305.
- Nagelkerken I. & G. Van Der Velde. 2003. Connectivity between coastal habitats of two oceanic Caribbean islands as inferred from ontogenetic shifts by coral reef fishes. *Gulf and Caribbean Research* 14 (2): 43-59.
- Nee, S. 1990. Community construction. *TREE* 5: 337-340.
- Newell, R. E., N. Marshall, A. Sasekumar & C. V. Chong. 1995. Relative importance of benthic micro algae, phytoplankton and mangroves as a source of nutrition for penaeids prawns and other coastal invertebrates from Malaysia. *Marine Biology* 123: 595-606.
- Nichols, W. J., K. E. Bird & S. García. 2000. Community-Based Research and its Application to Sea Turtle Conservation in Bahia Magdalena, BCS, Mexico . *Marine Turtle Newsletter* 89: 4-7.
- Nickum, M., P. M. Mazik, J. G. Nickum & D. D. Mackinlay. 2005. Propagated fish in resource management Fisheries. *Fisheries* 30(2): 30-33.
- Nienhuis, H. & R. Guerrero C. 1985. A quantitative analysis of the annual phytoplankton cycle of the Magdalena lagoon complex (Mexico). *Journal of Plankton Research*. 7(4): 427-441.

- Noaa-Cires. 2002. Climate Diagnostics Center, Reynolds SST data. Boulder, Colorado, USA. <http://www.cdc.noaa.gov/>.
- Norris, K.S., R. M. Goodman, B. Villa-Ramirez & L. Hobbs. 1977. Behavior of California gray whale, *Eschrichtius robustus*, in southern Baja California, Mexico. *Fishery Bulletin* 75(1): 159-172.
- Obeso Nieblas, M., J. H. Gavino Rodríguez & A. R. Jiménez Illescas. 1999. Tide Modelling at the Bahia Magdalena-Almejas lagoon system, Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 14(2): 79-88.
- O'brien, C. J.. 1994. Ontogenetic changes in the diet of juvenile brown tiger prawns. *Marine Ecology Progress Series* 112: 195-200.
- Odum, H. T. 1971. *Environment, Power and Society*. Wiley, New York, 331 p.
- Odum, E. P. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science* 164: 262–270.
- Odum, W. E. 1971. Pathways of energy flow in a south Florida estuary. University of Miami. *Sea Grant Bulletin* 7: 162 p.
- Odum, W. E. & E. J. Heald. 1972. Trophic analysis of an estuarine mangrove community. *Bulletin of Marine Sciences* 22(3): 671-738.
- Odum, W. E. & E. J. Heald. 1975. The detritus-based food web of an estuarine mangrove community. pp. 265-336 *In*: Cronnin, L. E. (ed.). *Estuarine Research* (Vol 1) New York: Academic Press.
- Ollervides, F. J. 2002. Gray whales and boat traffic: Movement, vocal, and behavioral responses in Bahia Magdalena, Mexico. Doctoral Dissertation, University of Texas Galveston. 107p.
- Ortiz Galindo, J.L., E. Matus Nivón, R. Ramírez Sevilla & B. González Acosta. 1990. Embryo, larvae, and pre-juvenile of the Mexican soleid *Achirus mazatlanus* (Pisces: Soleidae). *Revista de Biología Tropical* 38(2A): 195-204.
- Palomares, M. L. & D. Pauly. 1989. A multiple regression model for the food consumption of marine fish population. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 40: 259-273.
- Palomares García, R. 1992. Analysis of the taxocoenosis of copepods in the lagoon complex of Magdalena-Almejas Bay, B.C.S., in 1985-1986. *Ciencias marinas* 18(3): 71-92.

- Palomares-García, R. & J. Gómez-Gutiérrez. 1996. Copepod Community Structure at Bahia Magdalena, Mexico during El Niño 1983–84 *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 43(5): 583-595.
- Pauly, D., V. Sambilay & S. Opitz. 1993. Estimates of relative food consumption by fish and invertebrate populations, required for modelling the Bolinao reef ecosystem, Philippines. En: Christensen, V. & D. Pauly (eds.). *World Fish Center Conference Proceedings* Copenhagen (Denmark), Oct 1990. ICLARM, MANILA (PHILIPPINES)
- Pérez-Cortes, M. H., J. Urbán R. & P. A. Loreto C. 2004. A note on gray whale distribution and abundance in the Magdalena Bay Complex, Mexico during the 1997 winter season. *Journal of cetacean research and management* 6(2): 133-138.
- Pérez-España, H. & F. Arreguín-Sánchez. 1999. Complexity related to behavior of stability in modeled coastal zone ecosystems. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 2: 129-135.
- Pimm, S. L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature* 307: 321–326.
- Poljakoff-Mayber, J. & J. Gale. 1975. *Plants in Saline Environments*. Springer-Verlag, New York. 278 p.
- Polovina, J. J. 1984. Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoal. *Coral Reefs* 3: 1-11.
- Popp, M., F. Larher & P. Weigel. 1984 Chemical composition of Australian mangroves III. Free aminoacids, total methylated onion compounds and total nitrogen. *Zeitschrift für Pflanzenphysiologie* 114: 15–25.
- Primavera, J. H. 1998. Mangroves as Nurseries: Shrimp population in mangrove and non-mangrove habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46: 457-464.
- Queen, W. H. & R. J. Reidmold. 1974. *Ecology of Halophytes*. Academic Press, Inc. New York and London. 605 p.
- Reynolds, C. S. 2002. Resilience in aquatic ecosystems - hysteresis, homeostasis, and health. *Aquatic Ecosystem Health and Management* 5(1): 3-17.
- Riera, P., P. A. Montagna, R. D. Kalke & P. Richard. 2000. Utilization of estuarine organic matter during growth and migration by juvenile brown shrimp *Penaeus aztecus* in a South Texas estuary. *Marine Ecology Progress Series* 199: 205-216.
- Riosmena Rodríguez, R. & J. L. Sánchez Lizaso. 1996. The southern distributional limit of *Zostera marina* L. and *Phyllospadix torreyi* Watson for northwestern Mexico. *Oceanides* 11(1): 45-48.

- Rivera-Arriaga, E., A. L. Lara-Dominguez, G. Villalobos-Zabata & A. Yáñez-Arancibia. 2003. Trophodynamic ecology of two critical habitats (seagrasses and mangroves) in Terminos Lagoon, southern Gulf of Mexico. From Mexico to Brazil: central Atlantic fisheries catch trends and ecosystem models. *Fish. Cent. Res. Rep.* 11(6): 245-254.
- Robertson, A. I. 1986. Leaf-burying crabs: their influence on energy flow and export from mixed mangrove forests (*Rhizophora* spp.) in northeastern Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 102: 237-248.
- Robertson, A. I. 1988a. Abundance, diet, and predators of juvenile banana prawns, *Penaeus marginensis*, in a tropical mangrove estuary. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 39: 467-478.
- Robertson, A. I. 1988b. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 116: 235-247.
- Robertson, A. I., D. M. Alongi, P. A. Daniel & K. G. Boto. 1988. How much mangrove detritus enters the Great Barrier Reef lagoon? *Proceedings of the 6th International Coral Reef Congress* 2: 601-606.
- Robertson, A. I., & P. A. Daniel. 1989. The influence of crabs on litter processing in high intertidal forests in tropical Australia. *Oecologia* 78: 191-198.
- Robinson, C. J., J. Gómez-Gutiérrez, R. Félix-Uraga & V. Arenas-Fuentes. 2000. Seasonal hydro-acoustical observations of small pelagic fish behaviour in Bahia Magdalena, Mexico. *Aquatic Living Resources* 13(1): 11-18.
- Robinson, C. J. & S. Gómez-Aguirre. 2004. Tidal stream use by the red crab *Pleuroncodes planipes* in Bahia Magdalena, México. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 308(2): 237-252.
- Rodelli, M. R., J. N. Gearing, P. F. Gearing, N. Marshall & A. Sasekumar. 1984. Stable isotope ratio as a tracer of mangrove carbon in Malaysian ecosystems. *Oecologia* 61: 193-205.
- Romero Rodríguez, J., L. A. Abitia Cárdenas & F. Galván Magaña. 1991. First record of partial ambicoloration in spotted turbot (*Pleuronichthys ritteri*). *California Fish and Game* 77(4): 212-213.
- Rönnbäck, P., M. Troell, N. Kautsky & J. H. P. Primavera. 1999. Distribution pattern of shrimps and fish among *Avicennia* and *Rhizophora* microhabitats in the Pagbilao mangroves, Philippines. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 48: 223-234.

- Rothlisberg, P. C. 1998. Aspects of penaeid biology and ecology of relevance to aquaculture: a review. *Aquaculture* 164: 49–65.
- Saenger, P., E. J. Hegerl & J. D. S. Davie. 1983. *Global status of mangrove ecosystems*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (Gland, Switzerland) 3: 88 p.
- Saldierna Martínez, R. J., M. E. Hernández Rivas, S. Hernández Vázquez & E. A. González Navarro. 1992. Determination of the age and development stage of the *Opisthonema libertate* eggs at Magdalena Bay, B.C.S., Mexico. *Revista de Investigacion Científica de la Universidad Autónoma de Baja California Sur. Serie Ciencias del Mar* 3(1): 71-80.
- Salinas González, F. & R. Pinet Plasencia. 1991. Geostrophic currents off Bahia Magdalena Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 6(2): 251-257.
- Sánchez-Hidalgo M. A. 1989. Holoplanktonic gasteropods from the western coast of Baja California Sur, in May and June of 1984. *Oceanides* 4(1): 1-14.
- Sánchez-Hidalgo M. A. 1992. Zooplankton groups from samplings obtained with a CalVET net in August, 1985 off the west coast of Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 7(2): 105-121.
- Sánchez Rodríguez, I., M. C. Fajardo Leon & C. Oliveiro Pantoja. 1989. Seasonal study of seaweed from Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Oceanides* 4(1): 35-48.
- Sánchez Rodríguez, I. & R. Cervantes Duarte. 1999. Length and biomass of *Sargassum sinicola* Setchell et Gardner (Phaeophyta) in Magdalena Bay, Baja California Sur, Mexico. *Hidrobiologica* 9(2): 117-124.
- Sánchez Ortiz, C.A. & J. Gómez Gutiérrez. 1992. Distribution and abundance of the planktonic stages of the blue crab *Callinectes bellicosus* (Decapoda: Portunidae) at the Magdalena Bay lagoon complex, B.C.S., Mexico. *Revista de Investigacion Científica de la Universidad Autónoma de Baja California Sur. Serie Ciencias del Mar* 3(1): 47-60.
- Sarda, R., K. Foreman, C. E. Werme & I. Valiela. 1998. The impact of epifaunal predation on the structure of macroinfaunal invertebrate communities of tidal saltmarsh creeks. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 46(5): 657-669.
- Sasekumar, A. & V. C. Chong. 1998. Faunal diversity in Malaysian mangroves. *Global Ecology and Biogeography Letters* 7(1): 57-60.

- Sasekumar, A. 1993. Asian-Australia marine science project: Living coastal resources. *Proceedings of a Workshop on Mangrove Fisheries and Connection*. Australian International Development Assistance Bureau (AIDAB) Brisbanks. 345 p.
- Schwamborn, R., W. Ekau, M. Voss & U. Saint-Paul. 2002. How important are mangroves as a carbon source for decapod crustacean larvae in a tropical estuary?. *Marine Ecology Progress Series* 229: 195–205.
- Stewart, G. R. & M. Popp. 1987. The ecophysiology of mangroves. In: Crawford, R. M. M.(ed.). *Plant Life in Aquatic and Amphibious Habitats*. British Ecological Society, Blackwell Scientific, Oxford, pp. 333–345.
- Stoner, A. W. & R. J. Zimmerman. 1988. Food pathways associated with penaeid shrimp in mangrove-fringe estuary. *Fisheries Bulletin US* 86: 543-555.
- Suarez-Morales, E. & R. Palomares-García. 1999. *Cymbasoma californiense*, a new monstrilloid (Crustacea: Copepoda: Monstrilloida) from Baja California, Mexico. *Proceedings of the Biological Society of Washington* 112(1): 189-198.
- Thollot, P., M. Kulbicki, & M. Harmelin-Vivien. 1999. Reseaux trophiques et fonctionnement trophodynamique de l'ichtyofaune des mangroves de Nouvelle-Caledonie. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Paris, Serie III—Science de la Vie* 322: 607–619.
- Torres-Villegas, J. & L. Pérez-Gómez. 1988. Fecundity variation of *Opisthonema libertate* (Guenther, 1866) (Pisces: Clupeidae) from 1983 to 1985 in Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Scientia Marina* 52(2): 193-206.
- Torres-Orozco Bermeo, R. E. & J. L. Castro Aguirre. 1992. New records of tropical fishes in the lagoon system of Bahia Magdalena -- Bahia Almejas, Baja California Sur, Mexico. *Anales del Instituto de Biología, Universidad Nacional Autonoma de Mexico. Serie zoología* 63(2): 281-286.
- Torres-Villegas, J. R., R. I. Ochóa-Baez & M. S. Muñeton Gómez. 1995. Temperature effect on spawning and age structure of eggs of *Sardinops sagax*, Clupeidae, during five circadian cycles in Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico. *Scientia Marina (Barcelona)* 59(3-4).
- Turner M. G., R. Costanza & F. H. Sklar. 1989. Methods to compare spatial patterns for landscape modeling and analysis. *Ecological Modelling* 48: 1–18.
- Turner, R. E. 1977. Intertidal vegetation and commercial yields of penaeid shrimp. *Transactions of the American Fisheries Society* 106: 411-416.

- Twilley, R. R., M. Pozo, V. H. Garcia, V. H. Rivera-Monroy, R. Zambrano, & A. Boderó. 1997. Litter dynamics in riverine mangrove forests in the Guayas River estuary, Ecuador. *Oecologia* 111: 109-122.
- Twilley, R. R. 1997. Mangrove wetlands, pp. 445-473. *In*: Messina, M. & W. Connor (eds.) *Southern Forested Wetlands: Ecology and Management* CRC Press, Boca Raton, Florida. 640 p.
- Ulanowicz, R. E. 1980. An hypothesis on the development of natural communities. *Journal of Theoretical Biology* 85: 223-245.
- Ulanowicz, R. E. 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer-Verlag, New York 224 p.
- Ulanowicz, R. E. 1996. The propensities of evolving systems. pp. 217-233 *In*: Khalil, E. L. & K. E. Boulding (eds.). *Social and Natural Complexity Social and Natural Complexity: Order, Creativity and Evolution*. Routledge, London.
- Ulanowicz, R.E. 1997. *Ecology, the Ascendent Perspective*. Columbia University Press, NY. 201 p.
- Ulanowicz, R. E. & W. M. Kemp. 1979. Toward canonical trophic aggregations. *American Naturalist* 114: 871-883.
- Ulanowicz, R. E. & C. J. Puccia. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. *Coenoses* 5:7-16.
- Vasconcellos, M. C., S. Mackinson, K. Sloman & D. Pauly. 1997. The stability of trophic mass-balance models of marine ecosystems; a comparative analysis. *Ecological Modelling* 100:125-134.
- Vega-Cendejas, M. E. & F. Arreguín- Sánchez. 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling*. 137: 119-133.
- Vega-Cendejas, M. E. 2003. Trophic dynamics of a mangrove ecosystem in Celestun Lagoon, Yucatan Peninsula, Mexico. From Mexico to Brazil: central Atlantic fisheries catch trends and ecosystem models. *Fish. Cent. Res. Rep.* 11(6): 237-243.
- Vidal, L. & M. Basurto. 2003. A preliminary trophic model of Bahia de la Ascension, Quintana Roo, Mexico. From Mexico to Brazil: central Atlantic fisheries catch trends and ecosystem models. *Fish. Cent. Res. Rep.* 11(6): 255-264.

- Villavicencio Garayzar, C. & L. A. Abitia Cárdenas. 1994. Elasmobranchs from Magdalena Bay and San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. *Revista de Investigacion Cientifica de la Universidad Autonoma de Baja California Sur. Serie Ciencias del Mar.* 5(2): 63-67.
- Villarreal Chávez, G., P. G. González Ramírez, F. A. Garcia Domínguez, E. F. Félix Pico & O. Holguin Quiñónez. 2003. Population biology of *Callinectes bellicosus* (Stimpson, 1859) (Decapoda: Portunidae) in Bahia Magdalena lagoon system, Mexico. *Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans* 2: 169-176.
- Waisel, Y. 1972. *Biology of Halophytes*. New York, London: Academic Press, 395 p.
- Wakabara, Y., M. N. Flynn & A. S. Tararam. 1996. Ingestion and selection of suprabenthic crustaceans by small-sized fishes in a lower saltmarsh system. *Revista Brasileira de Oceanografia* 44(2): 89-103.
- Wassenberg, T. J. 1990. Seasonal feeding on *Zostera capricorni* seeds by juvenile *Penaeus esculentus* (Crustacea: Decapoda) in Moretón Bay, Queensland. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 41: 301-310.
- Wolff, M., V. Koch & V. Isaac. 2000. A Trophic Flow Model of the Caete Mangrove Estuary (North Brazil) with Considerations for the Sustainable Use of its Resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 50(6): 789-803.
- Wolff, M., V. Koch, J. Bautista E. & J. Vargas. 1998. A trophic model of the Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical* 46 Supl 6: 63-79.
- Wooller, M., B. Smallwood, M. Jacobson & M. Fogel. 2003. Carbon and nitrogen stable isotopic variation in *Laguncularia racemosa* (L.) (white mangrove) from Florida and Belize: implications for trophic level studies. *Hydrobiologia* 499(1-3): 13-23.
- Young, E. 1995. Elusive Edens: linking local needs to nature protection in the coastal lagoons of Baja California Sur, Mexico. Ph.D. Dissertation, University of Texas at Austin. 128 p.
- Zar J. H. 1999. *Biostatistical Analysis*. Fourth ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, pp. 663 + App. pp. 212.
- Zaytsev, O., R. Cervantes-Duarte, O. Montante & A. Gallegos-Garcia. 2003. Coastal upwelling activity on the Pacific shelf of the Baja California Peninsula. *Journal of Oceanography* 59: 489-502.
- 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 México. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 803–815.

Zhou, H. 2001. Effects of leaf litter addition on meiofaunal colonization of azoic sediment in a subtropical mangrove in Hong Kong. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 256: 99-121.