UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA SUR

ÁREA DE CONOCIMIENTO DE CIENCIAS DEL MAR

DEPARTAMENTO ACADÉMICO DE BIOLOGÍA MARINA
PROGRAMA DE INVESTIGACIÓN EN BOTÁNICA MARINA

AREAS CRÍTICAS PARA LA CONSERVACIÓN DE *Zostera marina* EN LA LAGUNA SAN IGNACIO, BAJA CALIFORNIA SUR

Dr. Rafael Riosmena-Rodriguez y Dr. Jorge Manuel López-Calderon

Programa de Investigación en Botánica Marina, Departamento de Biología Marina, Universidad Autónoma de Baja California Sur, Apartado postal 19-B, km. 5.5 carretera al Sur, La Paz B.C.S. 23080 México. Tel. 52-612-1238800 ext. 4140; Fax. 52-612-12800880; Email: riosmena@uabcs.mx.

Participantes: Dr. Juan Manuel López Vivas, Dr. Carlos Sánchez Ortiz, Dr. Gustavo Hernandez Carmona, Dr. Gerardo González Barba, M. en C. Leonardo Santamaria, Hidrobiol. Carmen Mendez Trejo.

Periodo de reporte: Octubre del 2010 a Diciembre del 2011.

Objetivo general

Identificar áreas críticas para la conservación del pasto marino *Zostera marina* en el humedal costero Laguna San Ignacio, Baja California Sur.

Objetivos específicos

Cuantificar cuatro parámetros indicadores del estado de conservación de praderas selectas de *Zostera marina* (extensión de las praderas, densidad de haces, bancos de semilla, mesofauna asociada).

Comparar el cambio ocurrido en la cobertura de praderas selectas de *Zostera marina* durante los últimos 30 años, utilizando imágenes Landsat.

Contenido del reporte:

a. Comparar el cambio ocurrido en la cobertura de praderas selectas de *Zostera marina* durante los últimos 30 años, utilizando imágenes Landsat por medio de la sobreposición de areas en un SIG.

b. Cuantificar cuatro parámetros indicadores del estado de conservación de praderas selectas de . *Zostera marina* (extensión de las praderas, densidad de haces, bancos de semilla, mesofauna asociada).

c. Determinar al menor nivel taxonómico los invertebrados en el sedimento.

d. Determinar los cambios en la composición de sedimento e invertebrados.

Resumen

Las praderas de pastos marinos forman ecosistemas submarinos altamente productivos que brindan una enorme cantidad de servicios ecosistémicos. Se trata de plantas angiospermas que han desarrollado estrategias morfológicas y fisiológicas para sobrevivir sumergidas en el océano. A pesar de su importancia, a la fecha, permanecen como uno de los ecosistemas costeros menos carismáticos y más desconocidos para la humanidad; y su tasa de desaparición de las costas del mundo es cuatro veces mayor que la de los bosques tropicales. En México habitan 9 especies de pastos marinos de las cuales *Zostera marina* (Zm) es la especie dominante en la costas del Pacífico y Golfo de California. La información referente a pastos marinos a nivel nacional es escasa, están desprovistos de un marco de protección ambiental y son pocas las áreas naturales protegidas que cuentan con praderas de pasto marino. En la presente informe se evaluó el estado de conservación de las praderas de Zm en la Laguna San Ignacio (LSI); para identificar áreas críticas para la conservación de esta especie. Para conseguir esto se realizaron muestreos *in situ* (2008-2010), se utilizaron imágenes Landsat (1970-2000) e información de investigaciones anteriores realizadas en las áreas de estudio. Gracias a esto, se obtuvo un conjunto de indicadores del estado de conservación de la angiosperma marina. Se encontró que, en orden descendente, Actualmente existen 7320ha en LSI, 218 semillas m^{-2} para LSI. La baja densidad de semillas encontrada en LSI indica que se trata de una población perenne en este humedal pero su densidad es de las menores en todo el rango conocido de su distribución. En LSI la cobertura de pasto marino se ha reducido 37% en los últimos 15 años En LSI la sobrepesca y el uso de artes de pesca prohibidos son uno de los principales factores que dañan a las praderas de Zm. En LSI las áreas críticas para la conservación de Zm se encuentran al norte y al sureste, en las secciones Norte y Pitahaya, donde se encuentra la mayor cobertura de praderas y los mayores bancos de semilla. Se necesita una norma jurídica para la protección de pastos marinos en México además del monitoreo anual a largo plazo de sitios clave como lo son los tres humedales analizados en la presente tesis para poder determinar el efecto que tienen perturbaciones de origen local (cambio de uso de suelo) y global (calentamiento de los océanos) sobre las praderas de pasto marino.

Palabras clave: áreas críticas para la conservación, servicios ecosistémicos, pastos marinos, *Zostera marina*, *Ruppia maritima*, callo de hacha, San Ignacio.

Introducción

De las poblaciones en el Océano Pacífico, Bahía San Quintín es una de las más estudiadas respecto a pastos marinos (Ibarra-Obando & Aguilar-Rosas 1985; Ibarra-Obando *et al*. 1997; Meling-López & Ibarra-Obando 1997; Ward 2003; Ibarra-Obando *et al*. 2007; Jorgensen *et al*. 2007) y constituye uno de los primeros lugares de los que se tiene registro escrito sobre la presencia de *Z. marina* en México (Dawson 1962). Existen otras localidades para las cuales se reportó la presencia de *Zostera marina* en la década de 1970 (Isla Coronados, Isla Cedros, Isla Guadalupe), pero para las cuales no existen registros posteriores de su presencia. Los humedales en donde se encuentran las mayores poblaciones de *Z. marina* en el Océano Pacífico mexicano y que continúan siendo objeto de estudio son seis: Estero de Punta Banda, Bahía San Quintín, Laguna Guerrero Negro, Laguna Ojo de Liebre, Laguna San Ignacio y el Complejo Lagunar Bahía Magdalena – Bahía Almejas (Figura 1, Tabla 1). Estas poblaciones están presentes todo el año (perennes), con extensiones que van de decenas a cientos de hectáreas en cada humedal (Santamaría-Gallegos *et al*. 2001; López-Calderón & Riosmena-Rodríguez 2010; Riosmena-Rodriguez *et al*. en prensa).

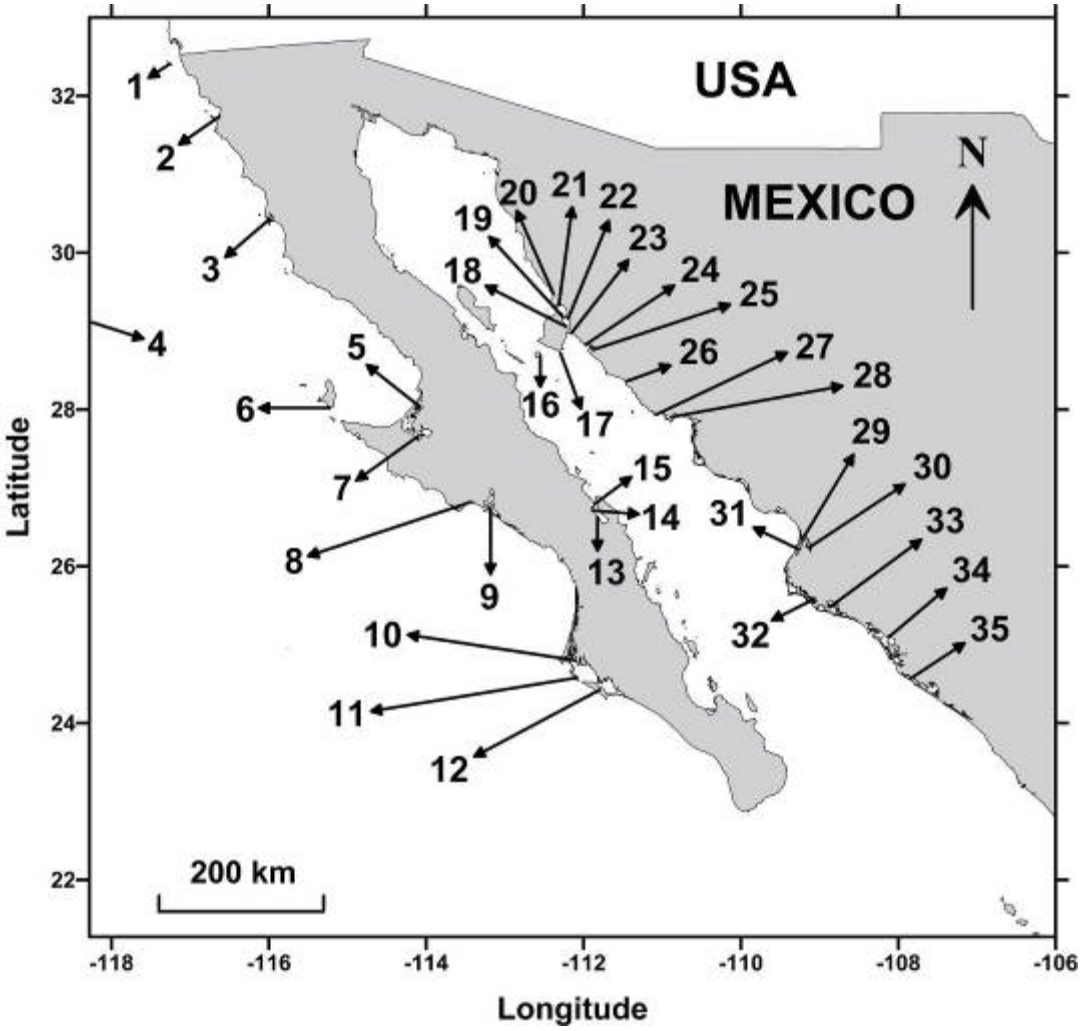

Figura 1. Ubicación de los reportes históricos para *Zostera marina* en México. El nombre de cada localidad junto con sus referencias se muestra en la Tabla 1.

Tabla 1. Localidades donde se ha reportado la presencia de *Zostera marina* en México.

Número	Localidad	Referencias
1	Isla Coronado, B. C.	Den Hartog (1970)
2	Estero de Punta Banda	Ibarra-Obando (1989); Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
3	Bahía San Quintín, B. C.	Dawson (1962); Den Hartog (1970); Ibarra-Obando & Aguilar-Rosas (1985); Ibarra-Obando (1989); Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso (1996); Ibarra-Obando *et al*. (1997); Poumian-Tapia & Ibarra-Obando (1999); Cabello-Pasini *et al*. (2003); Carrera-González & de la Fuente-León (2003); Ward *et al*. (2003, 2004); Muñiz-Salazar *et al*. (2005); Jorgensen *et al*. 2007
4	Isla Guadalupe, B. C.	Den Hartog (1970)
5	Laguna Guerrero Negro, B. C. S.	Santamaría-Gallegos *et al*. (2001); Carrera-González & de la Fuente-León (2003)
6	Isla Cedros, B. C.	Den Hartog (1970)
7	Laguna Ojo de Liebre, B. C. S.	Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso (1996); Santamaría-Gallegos *et al*. (2001); Cabello-Pasini *et al*. (2003); Carrera-González & de la Fuente-León (2003); Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
8	Punta Abreojos, B. C. S.	López-Calderón *et al*. (2010)
9	Laguna San Ignacio, B. C. S.	Santamaría-Gallegos *et al*. (2001); Cabello-Pasini *et al*. (2003); Carrera-González & de la Fuente-León (2003); Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
10	Bahía Magdalena, B. C. S.	Santamaría-Gallegos *et al*. (2007); Riosmena-Rodríguez *et al*. (2010); Rodríguez-Salinas *et al*. (2010)
11	Isla Magdalena, B. C. S.	Hernández-Carmona *et al*. (2007)
12	Isla Margarita B. C. S.	Den Hartog (1970); Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso (1996); Hernández-Carmona *et al*. (2007)
13	B. Concepción, El Requesón, B. C. S.	Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso (1996)
14	B. Concepción, Isla Bargo, B. C. S.	Den Hartog (1970)
15	B. Concepción, Punta Arenas, B. C. S.	Ramírez-García & Lot (1994); Riosmena-Rodríguez & Sánchez-Lizaso (1996); Sánchez-Lizaso & Riosmena-Rodríguez (1997); Santamaría-Gallegos *et al*. (2000); Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
16	Isla San Esteban, Son.	Ramírez-García & Lot (1994)
17	Isla Turner, Son.	Ramírez-García & Lot (1994)
18	Canal de Infiernillo, Punta Chueca, Son.	McMillan (1983); Meling-López & Ibarra-Obando (1999)
19	Canal de Infiernillo, Son.	Ramírez-García & Lot (1994); Brusca *et al*. (2004)
20	El Desemboque, Son.	Felger & Moser (1973)
21	C. de Infiernillo, Bahía Sargento, Son.	Ramírez-García & Lot (1994)
22	C. de Infiernillo, Punta Víboras, Son.	Meling-López & Ibarra-Obando (1999)
23	Canal de Infiernillo, Son.	Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
24	Isla Alcatraz, Son.	Ramírez-García & Lot (1994)
25	Bahía Kino, Son	Ramírez-García & Lot (1994)
26	Estero Tastiota, Son.	Den Hartog (1970)
27	Bahía de San Carlos, Son.	Den Hartog (1970)
28	Guaymas, Son.	Den Hartog (1970)
29	Agiabampo, Son.	Ramírez-García & Lot (1994)
30	Agiabampo, Son.	Ortega *et al*. (1986)
31	Agiabampo, Son.	Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
32	Topolobampo, Sin.	Aguilar-Rosas & López Ruelas (1985); Ramírez-García & Lot (1994)
33	Bahía Navachiste – Isla El Metate, Sin.	Orduña-Rojas & Riosmena-Rodríguez (2008)
34	Bahía Santamaría, Sin.	Muñiz-Salazar *et al*. (2005)
35	Altata, Sin.	Den Hartog (1970)

Desafortunadamente, en la mayoría de lo reportes sobre pastos marinos en México anteriores a 2000, la información sobre las coordenadas geográficas que delimitan las praderas de *Z. marina* y la densidad de estas praderas es escasa (Riosmena-Rodriguez *et al*. 2013). Este tipo de información es útil como un indicador de la estabilidad de las praderas en el mediano y largo plazo. Es necesario incrementar el esfuerzo en el monitoreo de este ecosistema costero por dos grandes razones, la primera de ellas debido a la importancia de los servicios ecosistémicos que provee (Wyllie-Echeverria & Cox 1999; Costanza *et al*. 1997; Duarte 2000; Worm *et al*. 2006) y la segunda es porque los pastos marinos son indicadores ambientales sensibles sobre la calidad del hábitat costero. Un monitoreo regular provee elementos cuantitativos para poder determinar el momento en el que los disturbios antropogénicos y naturales (Short & Wyllie-Echeverria 1996) comienzan a tener un efecto deletéreo sobre las praderas de pastos marinos. El fracasar en esta tarea implicará el incremento en el deterioro de este valioso ecosistema costero y la concomitante desaparición de sus servicios ecosistémicos en el mediano plazo. Existen ejemplos donde se reconoce el impacto positivo que tienen las praderas de pastos marinos en las pesquerías locales y la necesidad de priorizar su manejo como un objeto de conservación (Unsworth *et al*. 2010). También existen trabajos que definen distintos requerimientos necesarios para llevar a cabo el monitoreo de este tipo de hábitats (Fonseca *et al*. 1998; Finkbeiner *et al*. 2001; Short *et al*. 2006; Rigby *et al*. 2007; van Katwijk *et al*. 2009). Para poder llevar esto a cabo en México no sólo es necesario incluir a los pastos marinos como objetos de conservación en los planes de manejo de áreas marinas protegidas y como una fuente de recursos pesqueros por parte de las entidades pesqueras estatales y federales; sino también es necesario concientizar a la sociedad en general acerca de la naturaleza e importancia de este ecosistema costero desconocido, que es tan importante como los bosques de manglar y los arrecifes de coral (Duarte *et al*. 2008). Actualmente, sólo seis de las áreas marinas protegidas que hay en México se ubican en zonas donde existen praderas de pasto marino (Green & Short 2003), de ellas, la Reserva de La Biosfera El Vizcaíno es la única que se ubica en la costa occidental de México.

Antecedentes

Laguna San Ignacio sobresale por ser uno de los humedales más prístinos a nivel nacional e internacional, debido al bajo desarrollo humano del que ha sido objeto. Este humedal brinda distintos servicios ecosistémicos, que pueden ser divididos en servicios directos:

- Fuentes de empleo para la comunidad local a través de la pesca o la acuacultura. Baja California Sur ocupa el sexto lugar a nivel nacional en producción pesquera (INAPESCA 2005) y Laguna San Ignacio es uno de los principales sitios de pesca para el estado.
- Fuentes de alimento para el humano y para un sinnúmero de especies, entre las que se encuentran aves migratorias como patos y gansos (*Branta bernicla*) (Carrera-González & de-la-Fuente-León 2003; Sedinger *et al*. 2004; Ward *et al*. 2005); mamíferos marinos como la ballena gris (*Eschrichtius robustus*) (Urban *et al*. 2003; Caraveo-Patiño & Soto 2005; Urban & Swartz 2007); especies en peligro de extinción como la tortuga negra (*Chelonia mydas*) (Gardner & Nichols 2001; Koch *et al.* 2006); y especies de importancia comercial como el callo de hacha (*Pinna rugosa*, *Atrina maura*), cabrilla (*Paralabrax* spp.), botete (*Sphoeroides* spp.), elasmobranquios (rayas, tiburones), cefalópodos (pulpo), crustáceos (camarón, jaiba), entre otras (Danemann & de-la-Cruz-Agüero 1993; Villavicencio & Abitia-Cárdenas 1994; Segura-Zarzosa *et al*. 1997; De-la-Cruz-Argüero & Cota-Gómez 1998).
- Ecoturismo para el avistamiento de aves y mamíferos marinos.
- Investigación científica.

Servicios indirectos:

- Regulación del clima, ya que sus ecosistemas costeros (planicies de marisma, praderas de pastos marinos, bosques de manglar) eliminan gases invernadero de la atmósfera y del océano (CO_2) y los almacenan en el sedimento, con lo que contribuye a desacelerar el calentamiento global y la acidificación del océano (Nellemann *et al*. 2009).
- Ciclos biogeoquímicos.
- Exportación de materia orgánica: nutrientes y organismos (florecimientos de plancton) hacia zonas oceánicas adyacentes.

Y servicios intrínsecos:

- Conservación de la biodiversidad al ser hábitat de cientos de especies de peces, invertebrados, aves, mamíferos marinos y plantas.
- Recursos para generaciones futuras.

Objetivo general

Identificar áreas críticas para la conservación del pasto marino *Zostera marina* en el humedal costero Laguna San Ignacio, Baja California Sur.

Objetivos específicos

Cuantificar cuatro parámetros indicadores del estado de conservación de praderas selectas de *Zostera marina* (extensión de las praderas, densidad de haces, bancos de semilla, mesofauna asociada).

Comparar el cambio ocurrido en la cobertura de praderas selectas de *Zostera marina* durante los últimos 30 años, utilizando imágenes Landsat.

Metodología

Se realizaron cinco muestreos en Laguna San Ignacio. Durante cada muestreo se obtuvo información sobre cuatro parámetros indicadores del estado de conservación de las praderas de *Zostera marina*, además de otros datos ambientales (temperatura, salinidad, tipo de sustrato). Los muestreos se hicieron usando una embarcación de 7m de eslora con motor fuera de borda y utilizando equipo para buceo autónomo, sólo para el caso de las praderas ubicadas en la zona submareal. Se muestrearon praderas en distintas profundidades que iban desde la zona intermareal hasta los 10 m de profundidad. Los monitoreos consistieron en realizar recorridos a bordo de la embarcación, identificando visualmente las áreas de pasto marino, utilizando el conocimiento tradicional de pescadores locales para dirigirnos a las zonas de pasto marino. Se utilizó una unidad de posicionamiento global (GPS Trimble Juno ST®) para registrar las coordenadas de las áreas de pasto marino y además se siguió el contorno externo de las áreas de pasto marino para posteriormente con esta información calcular la extensión de cada una de estas áreas. Durante estos recorridos también se llevó a cabo un registro acerca de los distintos tipos de fondo marino (arenoso, rocoso, lodoso, conchal).

Para realizar el monitoreo submarino de las praderas de *Zostera marina* se seleccionaron distintos puntos de cada humedal, procurando que estos cubrieran todo la Laguna; que fue dividida en cuatro secciones o zonas para su análisis espaciotemporal, siguiendo el esquema de Urban y Swartz (2007): Secciones Norte, Media, Baja y Pitahaya o Gilmore. La metodología

utilizada en cada monitoreo fue la siguiente. Se trabajó a lo largo de un transecto de 40m, alejado de los bordes de la pradera, eligiendo cuatro sitios aleatorios a lo largo de este transecto donde se colocaba un cuadrante de 25x25cm construido de PVC para estimar la densidad o número de haces de *Z. marina* por cuadrante. Posteriormente se eligieron tres sitios aleatorios de los cuales se extrajeron núcleos de sedimento de aproximadamente 10 cm de espesor, utilizando un nucleador de PVC de 15cm de diámetro (Figura 2) (López-Calderón y Riosmena-Rodríguez 2011). Adicionalmente se registraban la altura del dosel, la macrofauna y macroflora asociadas con la pradera; desde la embarcación se midieron la temperatura y la salinidad superficiales utilizando un termómetro de cubeta y un refractómetro convencional (modelo VISTA A366ATC, precisión 0.5ups). Se obtuvieron series de tiempo de irradiancia y temperatura (atmosférica y submarina) utilizando sensores HOBO® (UA-002-64 Y U22-001) para abril 2009.

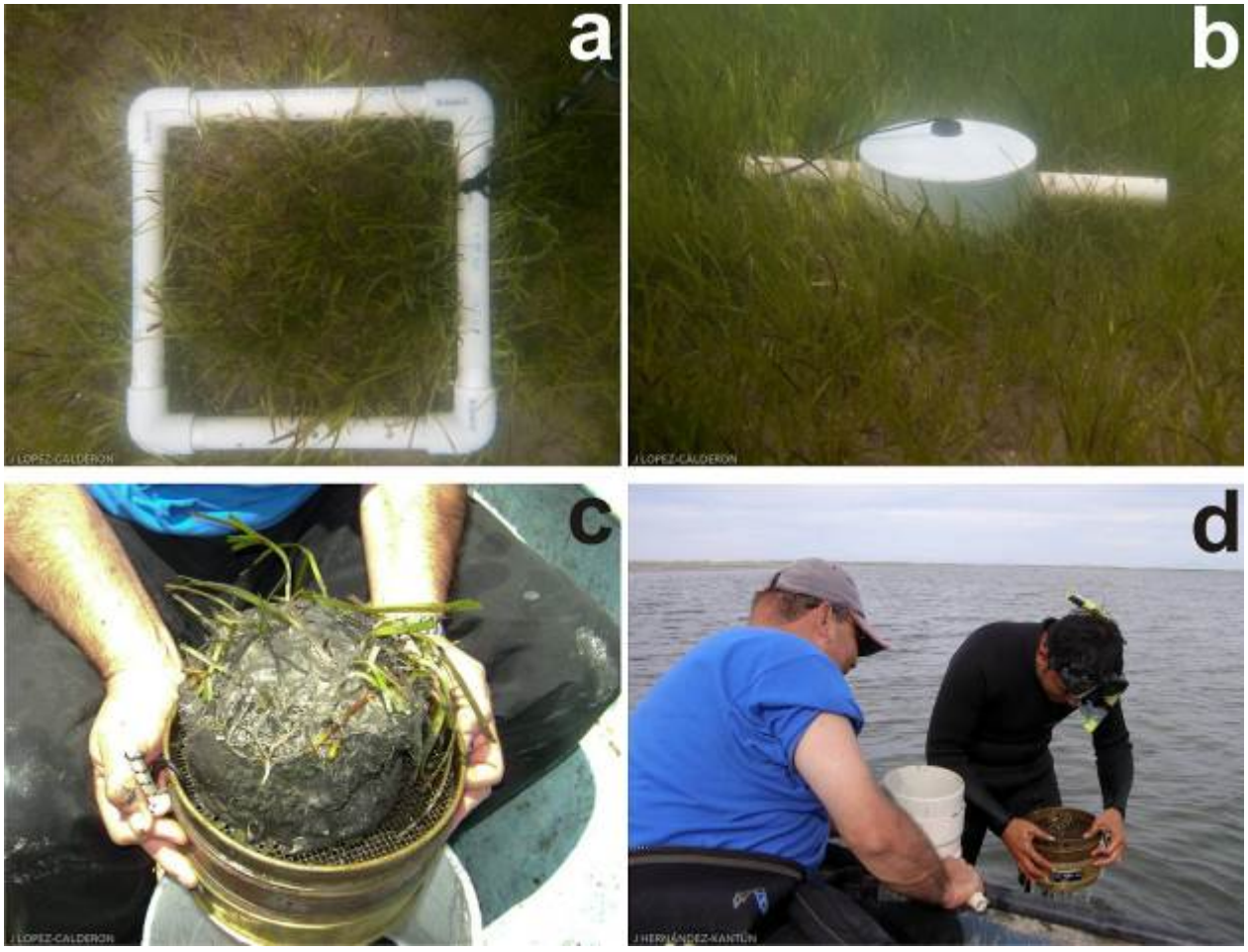

Figura 2. Procedimiento seguido durante el muestreo de pastos marinos: (a) estimación del número y altura de haces en un cuadrante de 25x25cm, (b) extracción de núcleos de sedimento de 10x15cm, (c-d) fraccionamiento del núcleo de sedimento utilizando tamices con tres luces de malla.

En la embarcación cada núcleo de sedimento era colocado sobre un conjunto de tres tamices (#6, #20, #40, U.S. Standard Sieve Series®) con las siguientes luces de malla y que se utilizaron para obtener las siguientes fracciones:

- 3360 µm – Para eliminar rocas y fragmentos calcáreos y colectar haces de pasto marino
- 840 µm – Para colectar invertebrados y semillas de *Z. marina*, cuyas dimensiones son ~1x3mm
- 420 µm – Para colectar invertebrados de menor tamaño

Se pasaba agua de mar a través de los tamices hasta asegurarse que todo el material más fino hubiera sido eliminado, posteriormente la fracción de cada uno de los tres tamices se colocó por separado en frascos de plástico o en bolsas Ziploc® previamente etiquetados y con etanol al 70% para su preservación y posterior análisis en laboratorio. Una vez en el laboratorio, los haces de pasto marino se utilizaron para confirmar la identificación de la especie, siguiendo las claves de Phillips & Menez (1988) y Kuo & den Hartog (2001). Se cuantificó el número de semillas en cada réplica para estimar la densidad por metro cuadrado de los bancos de semilla. Los invertebrados fueron también cuantificados e identificados al menor nivel taxonómico posible, usando claves para anfípodos (Barnard 1965), poliquetos (Salazar-Vallejo *et al*. 1989) y moluscos (Keen 1980). La información recabada durante estos monitoreos se concentró en bases de datos que forman parte del Sistema de Información Geográfica (SIG) para pastos marinos creado usando los software ArcPad 7.1® y ArcGIS 9.3®.

Imágenes Landsat

Para realizar las comparaciones históricas en la cobertura de las praderas de *Zostera marina* en Laguna San Ignacio se obtuvieron imágenes multiespectrales de los satélites Landsat. La serie de satélites Landsat está compuesta por un total de 6 satélites que proveen imágenes de la superficie terrestre desde 1972. Durante este tiempo los sensores remotos Landsat han evolucionado y pueden ser clasificados en tres grupos: MSS (Multi-Spectral Scanner), TM (Thematic Mapper) y ETM+ (Enhanced Thematic Mapper Plus). El rango de detección de estos sensores cubre los espectros del visible (0.4 – 0.7µm), infrarrojo (0.7 – 10.4µm) e infrarrojo térmico (10.4 – 12.5µm). Se obtuvieron un total de 5 imágenes para las décadas de 1970, 1990 y 2000. Estas imágenes se descargaron del sitio *Earth Science Data Interface* (http://glcfapp.glcf.umd.edu:8080/esdi/index.jsp). Para realizar el cálculo de áreas sobre las imágenes de satélite y para la identificación de las zonas con pasto marino se utilizaron los software ArcGIS 9.3® y Multispec2.7®. Para delimitar las zonas de pasto marino, y otros tipos de fondo, se utilizó el análisis de clasificación supervisada (Song *et al*. 2001); para realizar este análisis contamos con las validaciones que se realizaron durante los muestreos en 2008–2010, donde se marcaron con GPS, entre otros elementos, la ubicación de las praderas de *Zostera marina*.

Resultados y discusión

Los indicadores del estado de conservación nos permitieron determinar que las praderas de *Z. marina* se extienden a lo largo de toda Laguna San Ignacio (~7000 ha), sin embargo éstas se concentran principalmente en las secciones Norte (~3000 ha) y Pitahaya (~2800 ha), tal como pudo ser estimado mediante la imagen Landsat de octubre 2005. A pesar de que existió una alta variabilidad espacial en la densidad de haces de las praderas de *Z. marina* la densidad máxima observada (688 ± 158 haces m^{-2}) fue baja, de acuerdo con los promedios anuales reportados por Cabello-Pasini *et al*. (2003) para Bahía San Quintín (695 ± 54 haces m^{-2}), Laguna Ojo de Liebre (992 ± 50 haces m^{-2}) y para la misma Laguna San Ignacio (1089 ± 52 haces m^{-2}) que mostró densidades superiores para el periodo de enero 1999 a abril 2000 que el máximo registrado para junio 1998 (638 ± 73 haces m^{-2}, proyecto Salitrales de San Ignacio). Esto puede ser explicado parcialmente si se toma en cuenta que en el mes de junio las mayores temperaturas de verano

ocasionan una disminución en la presencia de esta especie característica de aguas templadas. Sin embargo, lo que sí es un hecho es que del otoño 2008 al invierno 2010 las densidades de haces en toda Laguna San Ignacio no presentaron valores mayores a 700 haces m^{-2} mientras que una década atrás Cabello-Pasini *et al*. (2003) observó densidades de hasta 1500 haces m^{-2} para los mismos meses del año. La longitud de los haces o altura del dosel sigue el mismo patrón de disminución, ya que su máximo ocurrió en el verano de 1998 con una longitud promedio de 142 ± 4 cm y 175 ± 8 cm para las secciones Norte y Media, respectivamente. Cabello-Pasini et al. (2003) reporta para Laguna San Ignacio longitudes que no superan los 20 cm y actualmente el promedio observado para toda la Laguna fue de 37± 21 cm. Lo que observamos actualmente son praderas posiblemente menos densas y con una menor altura del dosel, aunque cabe mencionar la variabilidad estacional e interanual inherente a las praderas perennes y anuales de Laguna San Ignacio que de acuerdo con fluctuaciones ambientales como el fenómeno de El Niño muestran una respuesta morfológica (tamaño de las hojas, densidad de haces) y fisiológica (respiración, fotosíntesis) distinta. Por lo que es necesario contar con series de tiempo más robustas para ponderar la plasticidad en la respuesta de *Z. marina* ante cambios en la disponibilidad de luz, nutrientes, temperatura, salinidad, aportes de agua dulce, tormentas, etc. Además hay que tomar en cuenta factores biológicos como la predación por herbívoros, no sólo de hojas sino también de semillas (Fishman & Orth 1996) y disturbios antropogénicos como la pesca, tránsito de embarcaciones (Sargent *et al*. 1995), arrastre de anclas (Creed *et al*. 1999), vertido de desperdicios en o cerca de las praderas, etc.

El tercer indicador del estado de conservación de las praderas de *Z. marina* es quizás el más importante, la baja densidad de los bancos de semilla en Laguna San Ignacio. Los principales bancos de semilla se encontraron en la sección Norte y la sección Pitahaya y coinciden con las zonas de mayor extensión de pasto marino. Las máximas densidades encontradas oscilaron entre 300 y 850 semillas m^{-2}. Estas bajas densidades pueden no considerarse un problema si se toma en cuenta que las poblaciones de *Zostera marina* a lo largo de la costa este del Océano Pacífico son principalmente perennes y que es a través de la reproducción asexual que estas praderas se preservan. Pero de acuerdo con Olesen (1999) las praderas perennes de *Z. marina* que se ubican entre 29°N y 56°N poseen una densidad de semillas cuya mediana es de 6176 semillas m^{-2}, muy por arriba de lo encontrado en Laguna San Ignacio. Aunque existen reportes para poblaciones como en la Bahía de Ago, Japón donde se encuentran mezcladas praderas anuales (en la parte más interna de la Bahía) y praderas perenes (cercanas a la boca de la Bahía) de *Z. marina* que reportan densidades de 1157 ± 360 semillas m^{-2} y 21 ±19 semillas m^{-2}, respectivamente. Presentar bancos de semilla tan bajos puede implicar que la reproducción sexual juega un rol poco importante para esas poblaciones y por lo tanto una baja diversidad genética, lo que se traduce en una mayor vulnerabilidad antes perturbaciones de tipo natural o antrpogénico (Ehlers *et al*. 2008). Existen otros ejemplos de praderas de *Z. marina* en zonas altamente eutrofizadas (van Katwijk *et al*. 2010) que presentaban densidades muy bajas (<100 semillas m^{-2}) y que durante una década continuaron presentes en el área a través de la germinación de semillas y la reproducción asexual hasta que llegó un punto en el que las praderas se colapsaron y desaparecieron. El momento de su colapso no pudo ser pronosticado, pero los factores que lo ocasionaron fueron: el alto nivel de eutrofización presente en el sitio por años, las bajas temperaturas de invierno que no permitían que suficientes hacen sobrevivieran para perpetuar las praderas, las bajas densidades de semilla y la presencia de macroalgas que competían por nutrientes y luz con los haces de *Z. marina* (Short *et al*. 1995). Todo esto generó un problema crónico que eventualmente culminó en la extinción de una población de *Z. marina* en las costas de Holanda (van Katwijk *et al*. 2010). Al encontrarse Laguna San Ignacio en una latitud más tropical (26°N) es de suponer que enfrenta temperaturas mayores que las poblaciones

al norte de 29°N y por lo tanto deberá depender en una mayor proporción de la reproducción sexual (y de sus bancos de semilla) para sobrevivir a los incrementos de temperatura en verano (Jarvis & Moore 2010). Esto es aún más relevante para las poblaciones que se encuentran en la zona intermareal, donde la desecación es un factor de estrés que aumenta la mortalidad de haces (Boese *et al*. 2005). Las bajas densidades de semilla representan una amenaza potencial para la permanencia de las praderas de *Z. marina* en Laguna San Ignacio ante la ocurrencia de disturbios de tipo climático (Johnson *et al*. 2003) o antropogénico. Al final lo que tiene un efecto más prejudicial sobre los pastos marinos no es la magnitud de los disturbios sino su cotidianeidad al agotar, en este caso, los bancos de semilla que no cuentan con la densidad suficiente para repoblar las praderas perturbadas durante dos o tres años consecutivos (Jarvis & Moore 2010).

En Laguna San Ignacio se identificaron praderas de *Z. marina* en toda el área de estudio, su densidad de haces (Figura 3a**)** y su densidad de semillas (Figura 3b), incluyendo la sección Pitahaya, para la cual no se tiene conocimiento de investigaciones previas realizadas en esta área. Se observa que las mayores densidades de haces se encuentran en las secciones Norte y Pitahaya, pero más importante aún, se observa que las semillas de *Z. marina* se distribuyen por toda la Laguna, aunque con densidades muy bajas (<80 semillas m^{-2}), pues como menciona Olesen (1999) praderas perennes de *Z. marina* ubicadas entre 29°N y 56°N tienen en su mayoría densidades superiores a las 6000 semillas m^{-2}. Van Katwijk *et al*. (2010) reporta densidades entre 5 semillas m^{-2} y 11000 semillas m^{-2} para praderas perennes (1800 semillas m^{-2} en promedio) de Dinamarca, Holanda, Japón y Estados Unidos. De tal forma que las praderas de *Z. marina* en Laguna San Ignacio forman parte de un pequeño grupo de poblaciones perennes con densidades por debajo de 1000 semillas m^{-2} o sus bajas densidades son un indicador de estrés ambiental. Altas mortalidades de haces, producto de las mayores temperaturas en verano, por eutrofización, disminución en la disponibilidad de luz o por actividad pesquera dependen en gran medida de la germinación de los bancos de semilla para reponer los haces perdidos. La ocurrencia de estas altas mortalidades en años consecutivos no permite el reabastecimiento de los bancos de semilla y gradualmente reduce la capacidad de recuperación de la pradera ante disturbios ambientales y ocasiona pérdidas a largo plazo de praderas de pasto marino (Jarvis & Moore 2010).

Para los casos de Laguna San Ignacio es urgente realizar acciones a favor de la preservación de este ecosistema costero. De acuerdo con la información obtenida en la presente tesis se recomienda la creación de áreas críticas para la conservación de *Z. marina* en estos tres humedales. El estado de conservación de las poblaciones en Laguna San Ignacio es medio ya que la Laguna actualmente cuenta con más de 7000 ha de pasto marino de las cuales más de 4000 ha han permanecido estables durante los últimos 15 años (Figura 4). La densidad de sus bancos de semilla (169 semillas m^{-2}), sin embargo, se encuentra por debajo de lo que está reportado en la literatura para praderas perennes (1000 a 6000 semillas m^{-2}), lo que puede ser un indicador de un deterioro del estado de salud de esta población. Se recomienda la creación de áreas críticas para la conservación de esta especie en las secciones Norte y Pitahaya pues es aquí en donde se concentra la mayor extensión de praderas de pasto marino, las mayores densidades de semilla y por su ubicación son secciones con un menor tráfico marino. El nivel de conservación de estas poblaciones es determinado con base en la extensión actual de sus praderas, la densidad de sus bancos de semilla y la tasa de cambio que ha experimentado su cobertura en los últimos ~20 años.

Es necesario realizar un moniteoreo permanente no sólo de estos tres humedales sino del resto de sitios que cuentan con poblaciones de pastos marinos, pues se trata de un ecositema costero tan valioso como los bosques de manglar (Nellemann *et al*. 2009) y que en realidad estos ecosistemas forman conexiones ecológicas entre sí, al intercambiar no sólo materia orgánica sino

tambien organismos (Heck *et al*. 2008); funcionando como hábitat de peces e invertebrados durante diferentes etapas de su desarrollo (Perkins-Visser *et al*. 1996; Nagelkerken *et al*. 2002; Heck *et al*. 2003). Para esto se recomienda un monitoreo mínimo que incluya la estimación de la cobertura de las praderas de pasto marino, la densidad y altura de sus haces y la densidad de los bancos de semilla de las praderas. La estimación de la cobertura de pasto marino puede ser realizada desde una embarcación, con fotografía aérea o con imágenes de satélite. Para el caso de la fotografía aérea se recomienda realizar un monitoreo de este tipo cada cinco años, procurando elegir el periodo en el que las praderas se encuentren en su pico máximo (entre invierno y primavera). Para las imágenes de satélite la periodicidad dependerá de las especificaciones del sensor a utilizar (IKONOS, Landsat, SPOT), deben utilizarse imágenes multiespectrales. Los satélites proveen información del fondo marino hasta una profundidad máxima de 15 m, dependiendo de las características del sensor y del coeficiente de atenuación de la luz de la columna de agua (Mumby *et al*. 1999; Mumby & Edwards 2002). Las coberturas realizadas desde la embarcación tienen una extensión espacial menor y forman parte de los monitoreos *in situ* por lo que deberán ser enfocados a praderas específicas, de las cuales se lleve un registro lo más continuo posible. La periodicidad de los monitoreos de campo se recomienda sea anual. La mecánica de los monitoreos deberá estar en función del nivel de conocimiento de la población de pasto marino de cada humedal, es decir, las poblaciones con un mayor nivel de conocimiento previo requieren de un menor esfuerzo de monitoreo y viceversa. Se recomienda mantener un monitoreo continuo de al menos cinco praderas representativas de cada humedal, con una base de datos detallada de las condiciones ambientales asociadas a estas praderas. Las guías NaGISA y CARICOMP proveen información y metodologías estandarizadas útiles para la realización de los monitoreos (CARICOMP 2001; Rigby *et al*. 2007).

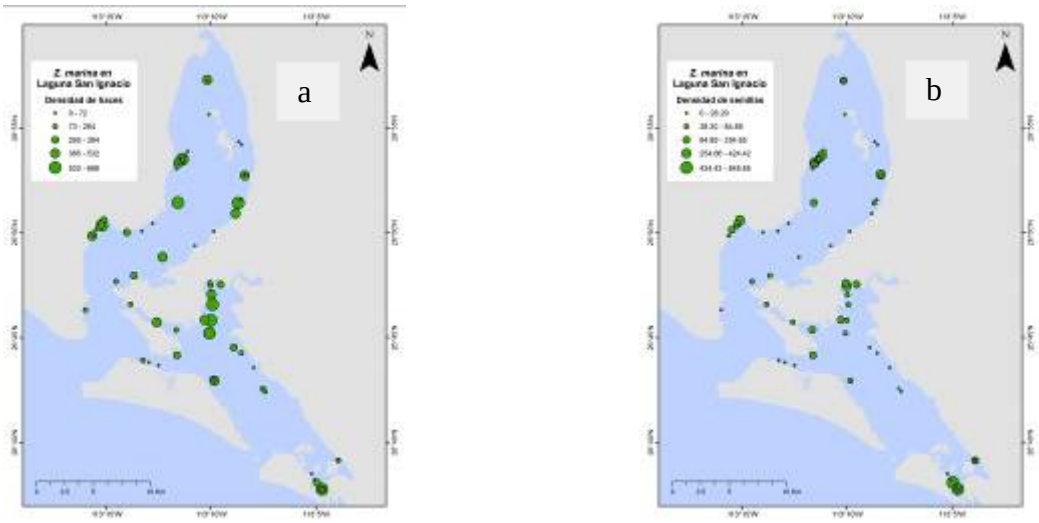

Figura 3. Distribución de la densidad de haces m^{-2} (a) y de la densidad de semillas m^{-2} (b) de *Zostera marina* en praderas selectas de Laguna San Ignacio (2008-2010).

Figura 4. Distribución de pastos marinos, presentes en la imagen de abril 1990 (polígonos crema) y aquellas áreas de pastos marinos que permanecieron hasta la imagen de octubre 2005 (polígonos verde). Se incluyen las praderas mapeadas en diciembre 2008 (polígonos rojos) y abril 2009 (polígonos amarillos).

Mesofauna asociada a las praderas de Zostera marina

A través de los núcleos de sedimento obtenidos en los monitoreos en Laguna San Ignacio de 2008 a 2010 fue posible determinar que la diversidad de microinvertebrados en las praderas de pasto marino es alta, pues fue posible identificar un total de 74 especies. En términos de su abundancia, la mayoría de las especies identificadas pueden considerarse como raras, ya que de las 74 especies tan sólo 35 representaron el 95% de la variabilidad promedio observada. En otoño 2008 el 99% de la variabilidad estuvo concentrada en 16 especies, en invierno 2008 este número aumentó a 25 especies concentrando el 96% de la variabilidad observada y para primavera 2009 el 90% de la variabilidad correspondió a un total de 26 especies.

Los 5 taxa más abundantes en las praderas submarinas de Laguna San Ignacio se muestran en la figuras **5 y 6**: anélidos, bivalvos, gasterópodos, ostrácodos y peracáridos. Los bivalvos aparecieron principalmente en otoño 2008, con densidades que alcanzaron los 300,000 ind m^{-2}, mientras que en invierno su abundancia total fue menor a 300 ind m^{-2}. Una razón importante para la sobreestimación de otoño fue que estas muestras presentaron un grado de conservación deficiente, lo que no nos permitió diferenciar entre gastrópodos y bivalvos que estaban vivos de restos de organismos, cuyos cuerpos calcáreos ya formaban parte del sedimento. Los gasterópodos fueron el segundo grupo más abundante en las cuatro secciones de la laguna (Norte, Pitahaya, Media y Baja) con abundancias que alcanzaron los 12000 ind m^{-2}. En tercer lugar de abundancia se encuentran los peracáridos, con altas abundancias en las secciones Pitahaya, Norte y Baja; la máxima abundancia se presentó en la Pitahaya con 8000 ind m^{-2} en la primavera de 2009. En cuarto lugar los ostrácodos, que alcanzaron abundancias mayores de 3500 ind m^{-2} en las secciones Baja y Pitahaya en invierno y primavera, respectivamente. El siguiente grupo fue el de los anélidos que fueron más abundantes en las secciones Media y Pitahaya, con más de 3000 ind m^{-2} en invierno 2008.

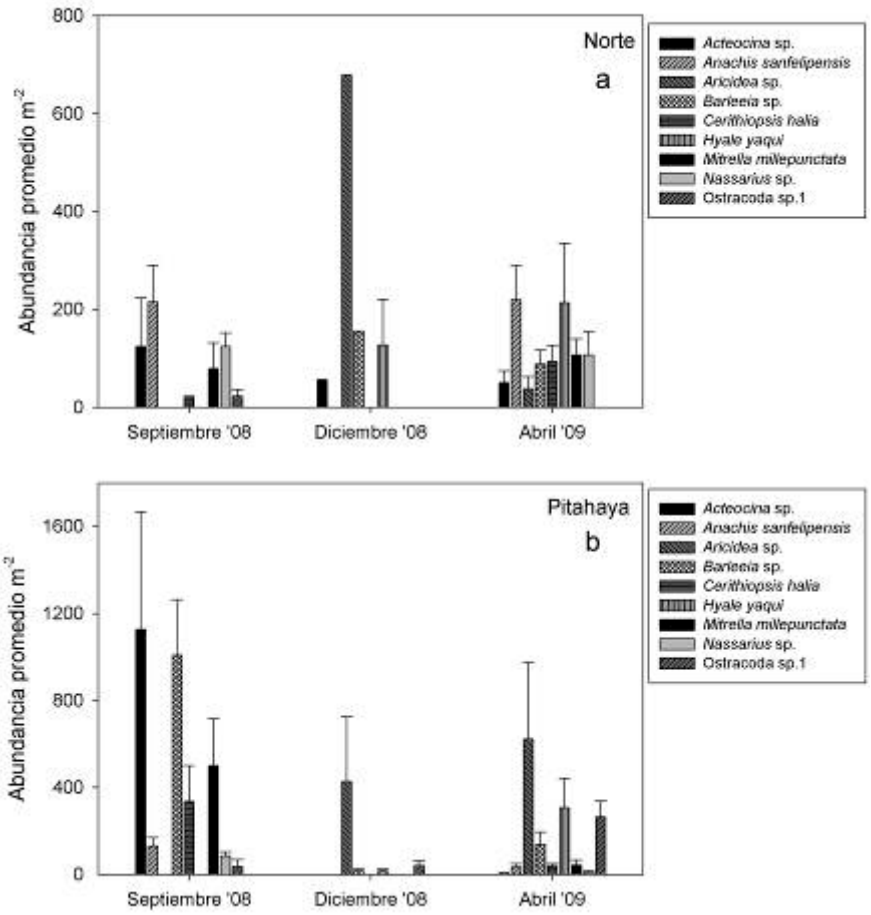

Figura 5. Densidad promedio de las nueve especies de microinvertebrados recurrentes en al menos dos de las temporadas de muestreo, con abundancias >100 ind m^{-2}, en sedimentos de praderas de pasto marino; secciones Norte (a) y Pitahaya (b).

Para determinar la relación que existe entre la mesofauna asociada a las praderas de *Zostera marina* en Laguna San Ignacio y la densidad de haces que forman el dosel, se realizó una correlación de Spearman utilizando el total de los datos disponibles para la Laguna (Figura 7). Se encontró una correlación significativa (p=0.003) con un coeficiente de 0.5 que indica un incremento en la abundancia total de microinvertebrados por metro cuadrado al incrementar el número de haces por unidad de área. Esta relación fue aún más fuerte para la sección Pitahaya (Gilmore) en donde el coeficiente de correlación fue de 0.82 (Figura 8).

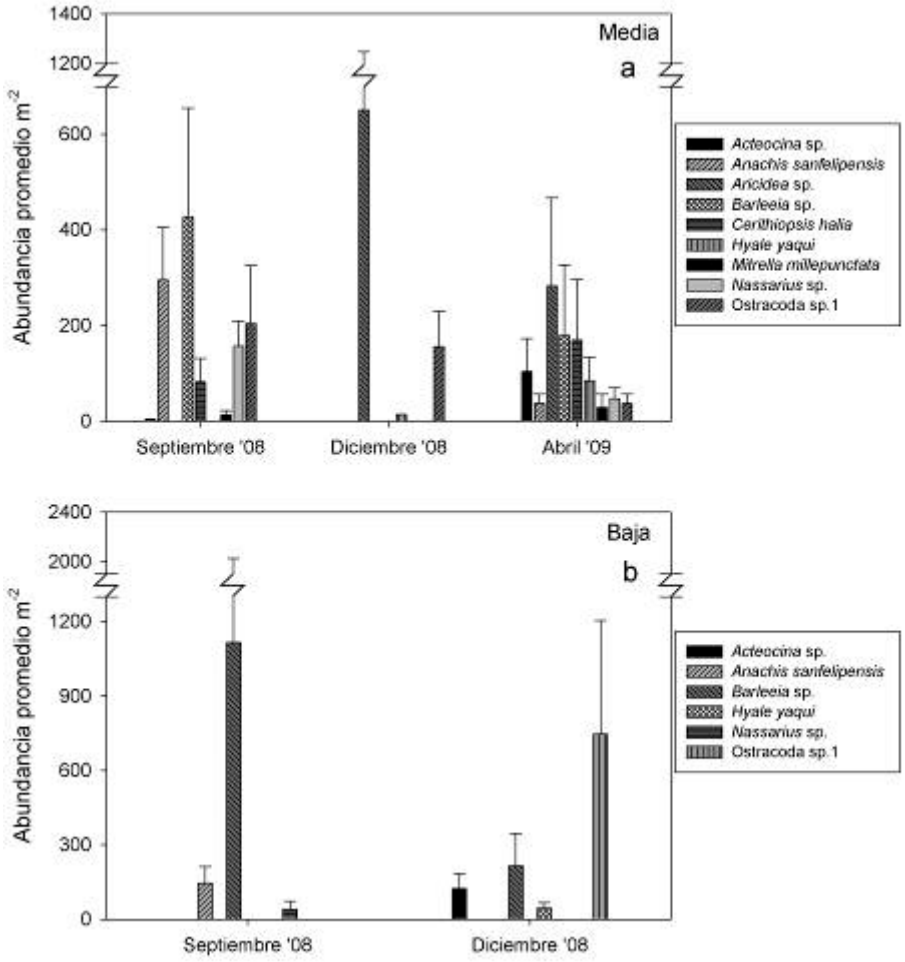

Figura 6. Densidad promedio de las nueve especies de microinvertebrados recurrentes en al menos dos de las temporadas de muestreo, con abundancias >100 ind m^{-2}, en sedimentos de praderas de pasto marino; secciones Media (a) y Baja (b).

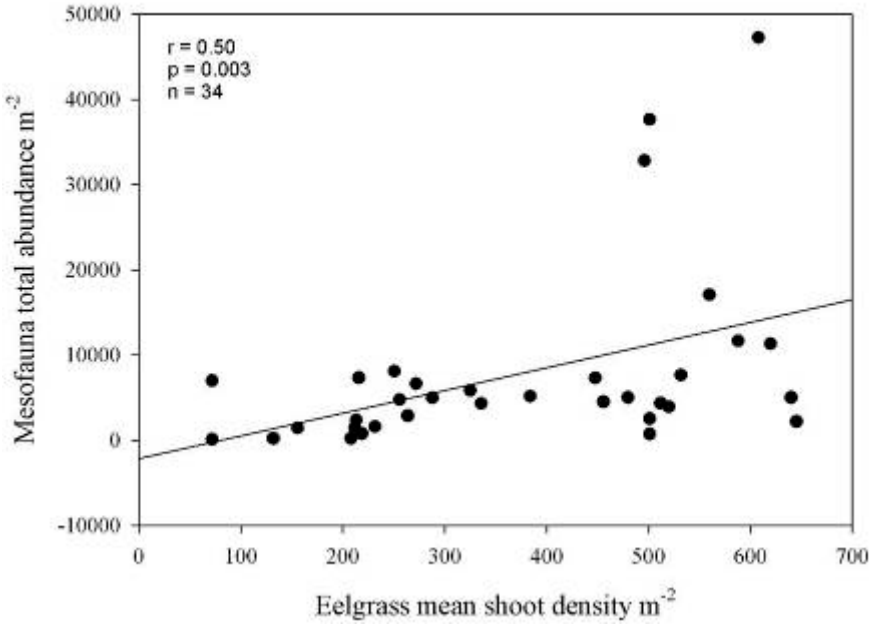

Figura 7. Correlación de Spearman entre la densidad de haces promedio de *Zostera marina* y la abundancia total de microinvertebrados para las estaciones muestreadas en las cuatro secciones de Laguna San Ignacio.

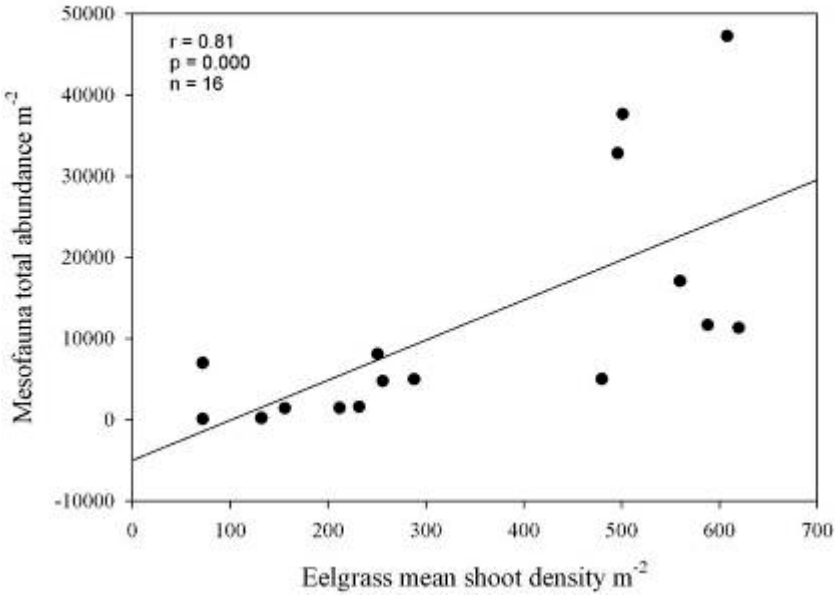

Figura 8. Correlación de Spearman entre la densidad de haces promedio de *Zostera marina* y la abundancia total de microinvertebrados para las estaciones muestreadas en la sección Pitahaya de Laguna San Ignacio.

Conclusiones

- Los valores máximos de densidad de haces para Laguna San Ignacio se encontraron en las secciones Norte y Pitahaya (500 a 688 haces m^{-2}). No se observaron diferencias significativas en la densidad de haces de las praderas monitoreadas entre septiembre 2008 y diciembre 2010 con aquellas monitoreadas en junio 1998.

- Los valores máximos de altura del dosel para Laguna San Ignacio se encontraron en las secciones Norte y Pitahaya (50 a 96 cm). Se observó una disminución del 78% en la altura del dosel de las praderas monitoreadas entre septiembre 2008 y diciembre 2010 con aquellas monitoreadas en junio 1998.

- Los valores máximos de densidad de semillas de *Zostera marina* en el sedimento se encontraron en las secciones Norte y Pitahaya (311 a 849 semillas m^{-2}). En comparación con otras praderas perennes la densidad de bancos de semilla en Laguna San Ignacio es muy baja.

- Se identificaron un total de 74 especies de microinvertebrados asociados a las praderas de *Zostera marina* durante otoño 2008, invierno 2008 y primavera 2009, las cuales se agruparon en 5 grupos taxonómicos: anélidos, bivalvos, gastrópodos, ostrácodos y peracáridos.

- Las mayores densidades de callo de hacha se encuentran en la sección Norte donde también se encuentran las mayores extensiones de *Zostera marina*. La captura de callo de hacha (147 toneladas peso vivo), el número de permisos otorgados para su pesca y su valor económico anual (1.8 millones de pesos) se han incrementado significativamente en los últimos 12 años (1996 a 2008) al igual que la presión sobre su hábitat: las praderas de *Zostera marina*.

- Se observó una disminución del 37% en la cobertura de pasto marino en Laguna San Ignacio en un periodo de 15 años, para las imágenes Landsat de abril 1990 a octubre 2005.

- Se identificó a las secciones Norte y Pitahaya como áreas críticas para la conservación del pasto marino *Zostera marina* en Laguna San Ignacio, debido a su mayor cobertura de praderas, mayor densidad de haces, su mayor número de bancos de semilla y su lejanía de los principales centros urbanos locales: El Cardón y Luis Echeverria.

Referencias

Aguilar-Rosas, R., López-Ruelas, J., 1985. *Halodule wrightii* Aschers (Potamogetonales: Cymodoceae) in Topolobampo Bay, Sinaloa, Mexico. Ciencias Marinas 11, 87-91.

Barnard J. L. 1965. Marine amphipoda of the family Ampithoidae from southern California. Proccedings of U.S. Natural History Museum 118: 1-46.

Boese, B. L., B. D. Robbins and G. Thursby. 2005. Desiccation is a limiting factor for eelgrass (*Zostera marina* L.) distribution in the intertidal zone of a northeastern Pacific (USA) estuary. Botanica Marina 48:274-283.

Brusca, R. C., E. Kimrey and W. Moore. 2004. A seashore guide to the northern Gulf of California. Arizona-Sonora Desert Museum. Tucson, Arizona.

Cabello-Pasini, A., Muñiz-Salazar, R., Ward, D.H., 2003. Annual variations of biomass and photosynthesis in *Zostera marina* at its southern end of distribution in the North Pacific. Aquatic Botany 76, 31-47.

Caraveo-Patiño J. & Soto L. A. 2005. Stable carbon isotope ratios for the gray whale (*Eschrichtius robustus*) in the breeding grounds of Baja California Sur, Mexico. Hydrobiologia 539, 99-107.

CARICOMP. 2001. Caribbean Coastal Marine Productivity methods manual levels 1 and 2: manual of methods for mapping and monitoring of physical and biological parameters in the coastal zone of the caribbean. CARICOMP Data Management Center Centre for Marine Sciences University of the West Indies Mona, Kingston, Jamaica:91.

Carrera-González E. y De-la-Fuente-León G. 2003. Inventario y clasificación de humedales en México, Parte I, Ducks Unlimited de México, A. C., México, 239 pp.

Costanza R., D'Arge R., De Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R. V., Paruelo J., Raskin R. G., Sutton P., Van De Belt M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature 387, 253-260.

Creed J. C. and G. M. Amado-Filho. 1999. Disturbance and recovery of the macroflora of a seagrass (*Halodule wrightii* Ascherson) meadow in the Abrolhos Marine National Park, Brazil: an experimental evaluation of anchor damage. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 235:285-306.

Danemann, G.D., de-la-Cruz-Agüero, J., 1993. Ichthyofauna of San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. Ciencias Marinas 19, 333-341.

Dawson E. Y. 1962. Marine and marsh vegetation of Bahia San Quintin, Baja California. Pacific Naturalist 3, 275-280.

De-la-Cruz-Agüero, J., Cota-Gómez, V. M., 1998. Ichthyofauna of San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico: new records and range extensions. Ciencias Marinas 24, 353-358.

Den Hartog C. 1970. The Seagrasses of the World. NorthHolland, Amsterdam, London.

Duarte, C.M., 2000. Marine biodiversity and ecosystem services: an elusive link. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 250, 117-131.

Duarte C. M., Dennison W. C., Orth R. J., Carruthers T. J. B. 2008. The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. Estuaries and Coasts J CERF 31, 233-238.Les D.

H., Cleland M. A., Waycott M., 1997. Phylogenetic studies in Alismatidae, II: evolution of marine angiosperms (seagrasses) and hydrophily. Systematic Botany 22, 443-463.

Ehlers A., Worm B., Reusch T. B. H. 2008. Importance of genetic diversity in eelgrass *Zostera marina* for its resilience to global warming. Mar. Ecol. Prog. Ser. 355:1–7.

Felger, R., Moser, M.B., 1973. Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Gulf of California: discovery of its nutritional value by the Seri Indians. Science 181, 355-356.

Finkbeiner, M., Stevenson, B., Seaman, R., 2001, Guidance for benthic habitat mapping: an aerial photographic approach. In: Center, U.S.N.C.S. (Ed.), Submerged Aquatic Vegetation: Data Development and Applied Uses, Charleston.

Fishman J. R. and Orth R. J. 1996. Effects of predation on *Zostera marina* L. seed abundance. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 198:11-26.

Fonseca, M.S., Kenworthy, W.J., Thayer, G.W., 1998, Guidelines for the conservation and restoration of seagrasses in the United States and adjacent Waters. In: Program, N.s.C.O. (Ed.), Decision Analysis Series No. 12. U.S. Department of Commerce - NOAA, Maryland.

Gardner S. C. & Nichols W. J. 2001. Assessment of sea turtle mortality rates in the Bahia Magdalena region, Baja California Sur, Mexico, Chelonian Conservation 4(1), 197–199.

Green E. P. & Short F. T. 2003. World atlas of seagrasses. Prepared by the UNEP World Consevation Monitoring Centre. University of California Press, Berkley, USA.

Heck, K. L., Jr., G. Hays and R. J. Orth. 2003. Critical evaluation of the nursery role hypothesis for seagrass meadows. Marine Ecology Progress Series 253:123-136.

Heck, K. L., Jr., T. J. B. Carruthers, C. M. Duarte, A. R. Hughes, G. Kendrick, R. J. Orth and S. W. Williams. 2008. Trophic transfers from seagrass meadows subsidize diverse marine and terrestrial consumers. Ecosystems 11:1198-1210.

Hernández-Carmona G., Serviere-Zaragoza E., Riosmena-Rodríguez R., Sánchez-Rodríguez I., 2007. Flora marina del sistema lagunar de Bahía Magdalena-Bahía Almejas. En: Funes-Rodriguez, R., J. Gómez-Gutiérrez, R. Palomares-Garcia (Ed.), Estudios ecológicos en Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, La Paz, pp. 113-126.

Ibarra-Obando S. E. & Aguilar Rosas R. 1985. Drift and epiphytic macroalgae associated with *Zostera marina* L. in San Quintin Bay (B.C., Mexico) during summer-autumn 1982: biomass and taxonomic composition. Ciencias Marinas 11, 89-104.

Ibarra-Obando S. E. 1989. Las praderas de pastos marinos del Pacífico Mexicano con énfasis en *Zostera marina* Linneo. p. 1-20. En: J. De la Rosa-Vélez y F. González-Frías (eds.), Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada

Ibarra-Obando S. E., Boudouresque C.-F., Roux M. 1997. Leaf dynamics and production of a *Zostera marina* bed near its southern distributional limit. Aquatic Botany 58, 99-112.

Ibarra-Obando S. E., Solana-Arellano E., Poumian-Tapia M. 2007. El papel de *Zostera marina* en el ciclo del carbono en Bahía San Quintín, Baja California. En: Hernández-de-la-Torre B. & Gaxiola Castro G. (eds.), Carbono en ecosistemas acuáticos de México. Instituto Nacional de Ecología, México, 508 p.

INAPESCA 2005. Anuario estadístico de acuacultura y pesca SAGARPA, Mazatlán, México. 219 pp.

Jarvis J. C. and Moore K. A. 2010. The role of seedlings and seed bank viability in the recovery of Chesapeake Bay, USA, *Zostera marina* populations following a large-scale decline. Hydrobiologia 649:55-68.

Johnson M. R., Williams S. L., Lieberman C. H., Solbak A. 2003. Changes in the abundance of the seagrasses *Zostera marina* L. (eelgrass) and *Ruppia maritima* L. (widgeongrass) in San Diego, California, following an El Niño event. Estuaries 26:106–115.

Jorgensen, P., Ibarra-Obando, S. E., Carriquiry, J. D., 2007. Top-down and bottom-up stabilizing mechanisms in eelgrass meadows differentially affected by coastal upwelling. Marine Ecology Progress Series 333, 81-93.

Keen A. M. 1980. Sea shells of tropical West America. 2a. ed. Stanford Univ. Press, California, 1064 pp., 3325 figs. 22 pls.

Koch V., Nichols W. J., Peckham H., Toba V. 2006. Estimates of sea turtle mortality from poaching and by catch in Bahia Magdalena, Baja California Sur, Mexico, Biological Conservation 128(3), 327–334.

Kuo J. & den Hartog C. 2001. Seagrass taxonomy and identification key. En: Short F. T. & Coles R. G. (eds.), Global Seagrass Research Methods, Elsevier, Amsterdam, 31-58 p.

Lopez-Calderon J., Riosmena-Rodríguez R., Rodríguez-Baron J. M., Carrión-Cortez J., Torre J., Meling-López J., Hinojosa-Arango G., Hernández-Carmona G., García-Hernández J. 2010. Outstanding appearance of *Ruppia maritima* along Baja California Sur, México and its influence in trophic networks. Marine Biodiversity. 40: 293-300.

Lopez-Calderon, J., Riosmena-Rodríguez, R., 2010. Pastos marinos en Laguna San Ignacio, Baja California Sur: un ecosistema desatendido. Biodiversitas 93, 7-10.

López-Calderón J. y Riosmena-Rodríguez R. 2011. Nucleador para praderas de pastos marinos. Ondas Internas. 15, 30-32.

McMillan C. 1983. Seed germination for an annual form of *Zostera marina* from the Sea of Cortez, Mexico. Aquatic Botany 16:105-110.

Meling-López A. E. & Ibarra-Obando S. E. 1997. The use of previous growth as a morphological index to assess blade production in *Zostera marina*. Aquatic Botany 59, 117-125.

Meling-López A. E. & Ibarra-Obando S. E. 1999. Annual life cycles of two *Zostera marina* L. populations in the Gulf of California: contrasts in seasonality and reproductive effort. Aquatic Botany 65:59–69.

Mumby P. J., Green E. P., Edwards A. J. and Clark C. D. 1999. The cost-effectiveness of remote sensing for tropical coastal resources assessment and management. Journal of Environmental Management 55:157-166.

Mumby P. J. & Edwards A. J. 2002. Mapping marine environments with IKONOS imagery: enhanced spatial resolution can deliver greater thematic accuracy. Remote Sensing of Environment 82:248-257.

Muñiz-Salazar R., S. L. Talbot, G. K. Sage, Ward, D.H., Cabello-Pasini, A., 2005. Population genetic structure of annual and perennial populations of *Zostera marina* L. along the Pacific coast of Baja California and the Gulf of California. Molecular Ecology 14, 711-722.

Nagelkerken, I., Roberts, C.M., van der Velde, G., Dorenbosch, M., van Riel, M.C., Cocheret de la Morinière, E., Nienhuis, P.H., 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.

Nellemann C., Corcoran E., Duarte C. M., Valdés L., de Young C., Fonseca L., Grimsditch G. 2009. Blue Carbon: a rapid response assessment. United Nations Environment Programme: Grid-Arendal. 78 pp.

Olesen B. 1999. Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size-dependence and biomass partitioning. Aquatic Botany 65: 209-219.

Orduña-Rojas, J., Riosmena-Rodríguez, R., 2008, Inventario de la macrofauna marina de interés económico de las islas del norte de Sinaloa, México. CIDIR Unidad Sinaloa, Guasave, pp. 1-36.

Ortega, M.M., Ruiz-Cárdenas, J., Oliva-Martínez, M.G., 1986. La vegetación sumergida en la Laguna Agiabampo, Sonora-Sinaloa. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México Ser. Botánica 57, 59-108.

Perkins-Visser E., T.G. Wolcott and D. L. Wolcott. 1996. Nursery role of seagrass beds: enhanced growth of juvenile blue crabs (*Callinectes sapidus* Rathbun). Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 198:155-173.

Phillips R. C. & Menez E. G. 1988. Seagrasses. Smithsonian Contributions to the Marine Sciences, 34:1-104.

Poumian-Tapia M., Ibarra-Obando S. E., 1999. Demography and biomass of the seagrass *Zostera marina* in a Mexican coastal lagoon. Estuaries 22, 837-847.

Ramírez-García P. & Lot A. 1994. La distribución del manglar y de los "pastos marinos" en el Golfo de California, México. An. Inst. Biol. Univ. Nal. Autón. México Ser. Bot. 65:63–72.

Rigby P. R., Kato T., Riosmena-Rodríguez R. 2007. NaGISA seagrass protocol. En: P. R. Rigby, K. Iken, Y. Shirayama (Eds.), Sampling Biodiversity in Coastal Communities – A NaGISA Handbook. Kyoto University Press, Kyoto, pp. 25-30.

Riosmena-Rodríguez R. & Sánchez-Lizaso J. L. 1996. El límite sur de distribución de *Zostera marina* L. y *Phyllospadix torreyi* Watson para el noroeste mexicano. Océanides 11:45–48.

Riosmena-Rodríguez R., Talavera-Sáenz A., Acosta-Vargas B., Gardner S. C. 2010. Heavy metal dynamics in seaweeds and seagrasses in Bahía Magdalena, B. C. S., México. J. Appl. Phycol. 22:283–291.

Riosmena-Rodríguez, R., Muñiz-Salazar, R., López-Calderón, J., Torre-Cosio, J., Meling, A., Talbo, S.L., Sage, G.K., Ward, D.H. & Cabello-Pasini, A. 2013. Conservation status of *Zostera marina* populations at Mexican Pacific. In: Daniels, J.A. (ed.) Advances in Environmental Research, pp. 35-63. Nova Science Publishers.

Rodríguez-Salinas P., Riosmena-Rodríguez R., Hinojosa-Arango G., Muñiz-Salazar R. 2010. Restoration experiment of *Zostera marina* L. in a subtropical coastal lagoon. Ecol. Eng. 36:12–18.

Salazar-Vallejo S. I., De León-González J. A., Salaices-Polanco H. 1989. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) de México. Libros, Universidad Autónoma de Baja CaliforniaSur, La Paz, 212 p.

Santamaría-Gallegos N. A., Riosmena-Rodríguez R., Sánchez-Lizaso J. L. 2001. Las praderas de *Zostera marina* L. en la Reserva de la Biosfera El Vizcaíno, México. Actas de la I Jornada sobre Reservas Marinas, Murcia, España, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación 135–146.

Santamaría-Gallegos N. A., Félix-Pico E. F., Sánchez-Lizaso J. L., Riosmena-Rodríguez R. 2007. Ecología de la fanerógama *Zostera marina* en el sistema lagunar Bahía Magdalena–Bahía Almejas. En: Funes-Rodríguez R., Gómez-Gutiérrez J., Palomares-Garcia R. (eds.) Estudios Ecológicos en Bahía Magdalena. CICIMAR-IPN, La Paz, 101–112 pp.

Sargent F.J., Leary T. J., Crewz D. W. and Kruer C. R. 1995. Scarring of Florida's seagrasses: assessment and management options. p. 66. Florida: Florida Department of Environmental Protection.

Sedinger J. S., Herzog M. P., Ward D. H., 2004. Early environment and recruitment of Black brant (*Branta bernicla nigricans*) into the breeding population. The Auk 121, 68-73.

Segura-Zarzosa, J. C., Abitia-Cárdenas, L. A., Galván-Magaña, F., 1997. Observations on the feeding habits of the shark *Heterodontus francisci* Girard 1854 (Chondrichthyes:

Heterodontidae), in San Ignacio Lagoon, Baja California Sur, Mexico. Ciencias Marinas 23, 111-128.

Short F. T., Burdick D. M. and Kaldy III J. E. 1995. Mesocosm experiments quantify the effects of eutrophication on eelgrass, *Zostera marina*. Limnology and Oceanography 40(4):740-749.

Short F. T., Wyllie-Echeverria S., 1996. Natural and human-induced disturbance of seagrasses. Environmental Conservation 23, 17-27.

Short F. T., Koch E. W., Creed J. C., Magalhaes K. M., Fernandez E., Gaeckle J. L., 2006. SeagrassNet monitoring across the Americas: case studies of seagrass decline. Marine Ecology 27, 277-289.

Song, C., C. E. Woodcock, K. C. Seto, M. P. Lenney and S. A. Macomber. 2001. Classification and change detection using Landsat TM data: when and how to correct atmospheric effects? Remote Sensing of Environment 75:230-244.

Unsworth, R.K.F., Cullen, L.C., 2010. Recognising the necessity for Indo-Pacific seagrass conservation. Conservation Letters 3, 63-73.

Urban J., Rojas-Bracho L., Perez-Cortes H., Gomez-Gallardo A., Swartz S. L., Ludwig S., Brownell R. L. Jr., 2003. A review of gray whale (*Eschrichtius robustus*) on their wintering grounds in Mexican waters. Journal of Cetacean Research Management 5, 281-295.

Urbán J. R. y Swartz S. L. 2007. Un enfoque eco-sistémico para el monitoreo científico y la evaluación del complejo de humedales en Laguna San Ignacio. Laguna San Ignacio Ecosystem Science Program, 26pp.

van Katwijk M. M., Bos A. R., de Jonge V. N., Hanssen L. S. A. M., Hermus D. C. R. and de Jong D. J. 2009. Guidelines for seagrass restoration: Importance of habitat selection and donor population, spreading of risks, and ecosystem engineering effects. Marine Pollution Bulletin 58:179-188.

van Katwijk, M. M., A. R. Bos, P. Kennis and R. de Vries. 2010. Vulnerability to eutrophication of a semi-annual life history: a lesson learnt from and extinct eelgrass (*Zostera marina*) population. Biological Conservation 143(1):248-254.

Villavicencio. C. C. & Abitia-Cárdenas, L. A., 1994. Elasmobranquios de Bahía Magdalena y Laguna San Ignacio. Baja California Sur. México. Rev. Cient. Ser. Cienc. Mar. UABCS. 5(2): 63-67.

Ward, D.h., Morton, A., Tibbitts, T.L., Douglas, D.C., Carrera-González, E., 2003. Long-term change in eelgrass distribution at Bahía San Quintín, Baja California, Mexico, using satellite imagery. Estuaries 26, 1529-1539.

Ward D. H., Tibbitts T. L., Morton A., Carrera-González E., Kempka R. 2004. Use of digital multispectral videography to assess seagrass distribution in San Quintín Bay, Baja California, Mexico. Ciencias Marinas 30, 47-60.

Ward D. H., Reed A., Sedinger J. S., Black J. M., Derksen D. V., Castelli P. M. 2005. North American Brant: effects of changes in habitat and climate on population dynamics. Global Change Biology 11, 869-880.

Worm B., E.B. Barbier, N. Beaumont, E. Duffy, C. Folke, B.S. Halpern, J.B.C. Jackson, H.K. Lotze, F. Micheli, S.R. Palumbi, E. Sala, K.A. Selkoe, J.J. Stachowicz, Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. Science 314, 787-790.

Wyllie-Echeverria S., Cox P. A., 1999. The seagrass (*Zostera marina* [Zosteraceae]) industry of Nova Scotia (1907-1960). Economic Botany 53, 419-426.