

Yáñez-Arancibia, A., John W. Day, Robert R. Twilley y Richard H Day, 2010. Manglares frente al cambio climático: ¿tropicalización global del Golfo de México?, p. 231-262. En: E. Rivera-Arriaga, I. Azuz-Adeath, L. Alpuche Gual y G.J. Villalobos-Zapata (eds.). Cambio Climático en México un Enfoque Costero-Marino. Universidad Autónoma de Campeche CETYS-Universidad, Gobierno del Estado de Campeche. 944 p.

CAMBIO CLIMÁTICO EN MÉXICO UN ENFOQUE COSTERO Y MARINO

Elementos ambientales para tomadores de decisiones

Manglares frente al cambio climático: ¿tropicalización global del Golfo de México?

Alejandro Yáñez-Arancibia, John W. Day, Robert R. Twilley y Richard H Day

RESUMEN

Los manglares constituyen un importante recurso forestal en la zona costera de toda la banda intertropical del planeta. El cambio climático acrecienta el impacto provocado por el hombre en las costas, e induce nuevas incertidumbres en la estabilidad ambiental aumentando la vulnerabilidad de los hábitats críticos. Frente al desafío que enfrentan los sistemas económicos, sociales y ecológicos se presentan evidencias de estructura funcional del sistema ecológico de manglar, revisitando la hipótesis planteada por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998): *los manglares como hábitat forestado crítico de la zona costera presentan respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos.* Evidencias recientes indican que los manglares en el Golfo de México responden a esta hipótesis y -como respuesta al cambio climático y sus efectos en la zona costera- muestran un patrón ampliado y consistente de distribución colonizando todo el Golfo hacia el norte, incluyendo la costa

(*) Versión reimprima del capítulo con el mismo nombre en el libro *Impactos del Cambio Climático sobre la Zona Costera*, A. Yáñez-Arancibia (ed.) 2009. INECOL. A.C., Texas Sea Grant Program, INE-Semarnat, Xalapa, Ver., México, 180 p. Con autorización.

atlántica de la península de Florida, ante la oportunidad de la “*tropicalización global del Golfo de México*”. Más aún, en estos momentos las cuatro especies de manglar del Golfo de México ya se encuentran distribuidas en el estado de Texas.

INTRODUCCIÓN

Los bosques de manglar –de manera natural- están entre los ecosistemas más estresados y vulnerables del planeta (Duke *et al.*, 2007; Valiela *et al.*, 2001), lo cual plantea gran preocupación a futuro. Por ello la zona costera del Golfo de México está siendo el foco de atención como laboratorio natural que está resintiendo significativamente el severo impacto que induce el cambio climático, y eso se refleja en contribuciones recientes, como por ejemplo sobre las respuestas de los manglares a la variabilidad climática (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998; Jiménez, 1999; Milbrandt *et al.*, 2006; Proffitt *et al.*, 2006), la ecogeomorfología de los humedales (Day *et al.*, 2008), las respuestas de los peces y las pesquerías (Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Greenwood *et al.*, 2006; Steven *et al.*, 2006; Paperno *et al.*, 2006; Switzer *et al.*, 2006; Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008), la respuesta en abundancia y distribución de poblaciones de aves y mamíferos (Post *et al.*, 2009), la vulnerabilidad del endemismo de los vertebrados terrestres (Luther y Greenberg, 2009), la erosión *versus* la acreción de humedales (Cahoon, 2006), o la dinámica ecosistémica y vulnerabilidad geomorfológica costera (Woodroffe, 1990; Yáñez-Arancibia, 2005; Ortiz Pérez *et al.*, 2009). El marco de referencia para todo el Golfo está bien documentado y eso facilita integrar información y analizar la posibilidad de plantear algunas hipótesis para investigaciones futuras, las cuales ya se tornan urgentes (Twilley *et al.*, 2001; Poff *et al.*, 2002; Scavia *et al.*, 2002; Ning *et al.*, 2003; Greening *et al.*, 2006; Hoyos *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2005, 2007, 2008, 2009a; Yáñez-Arancibia y Day, 2005; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007a, 2008).

El objetivo de este trabajo es describir el funcionamiento general de ecosistemas costeros en el Golfo de México y su vínculo con las predicciones del cambio climático, analizando cómo el cambio climático impactará a los humedales costeros, y las implicaciones que esto conlleva hacia el manejo-ecosistémico de la zona costera. El referente es el trabajo de Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) sobre los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global, actualizando las respuestas que los manglares empiezan a manifestar para reacomodar su distribución ante la oportunidad de nuevas magnitudes de parámetros ambientales que condicionan su actividad biológica.

¿TROPICALIZACIÓN GLOBAL DEL GOLFO DE MÉXICO?

El cambio climático global está provocando diferentes impactos en el Golfo de México, incluyendo incremento de la temperatura superficial del océano, ascenso acelerado del nivel del mar, cambios en el régimen de lluvias y el patrón de descarga de agua dulce, cambios en la frecuencia e intensidad de las tormentas tropicales, e incremento de la temperatura ambiente

tierra adentro (Day *et al.*, 2009a). El ascenso acelerado del nivel del mar está haciendo presión significativa sobre los humedales costeros y otros ambientes de las tierras bajas. Dos importantes razones fisiológicas que inducen pérdida de humedales impactando manglares son: las inundaciones y los cambios de salinidad (Medina, 1999); el cambio climático magnificará ambos. La precipitación alrededor del Golfo varía desde árido hasta hiperhúmeda. La descarga de agua dulce está incrementándose en algunos estuarios del Golfo y disminuyendo en otros, con el impacto potencial de inundaciones severas, erosión de cuencas y los efectos hacia los humedales, la productividad costera, y el potencial para florecimiento de algas nocivas.

En general, el ascenso acelerado del nivel del mar, combinado con un patrón atípico de lluvias, e incremento de la temperatura, está provocando múltiples presiones ambientales sobre los humedales, debido al incremento de la salinidad en contraste con inundaciones excesivas (Day *et al.*, 2008). En términos generales, los cambios de largo-plazo en la frecuencia, intensidad, ritmo, y distribución de fuertes tormentas, está alterando la composición de especies y la biodiversidad de los humedales costeros en el Golfo de México, así como importantes niveles físico químicos, por ejemplo ciclos de nutrientes y productividad primaria y secundaria (Twilley, 1988; Greening *et al.*, 2006), aun cuando también se aprecia la subsiguiente recuperación del ecosistema (Paperno *et al.*, 2006). En el corto-plazo, las aguas cálidas y mayores tasas de crecimiento propiciarán expansión de los humedales salobres, favoreciendo la productividad de especies marinas estuarino-dependientes. Sin embargo, este incremento de productividad puede ser temporal debido al efecto negativo de largo-plazo del ascenso del nivel del mar y pérdida de humedales impactando los hábitats preferentes de peces y macro invertebrados (Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008; Day *et al.*, 2009b).

Dentro de este gradiente térmico general, las lluvias juegan un papel importante y manifiestan un claro gradiente de descarga (Day *et al.*, 1989; figura 1), desde árido a muy húmedo. En regiones del sur del Golfo, especialmente en la cuenca de drenaje de los ríos Grijalva y Usumacinta hacia la Sonda de Campeche, las lluvias pueden ser mayores a 3 000 mm/año. El promedio de las lluvias varía entre 1 500 y 2 000 mm/año en la porción centro-norte del Golfo desde Pensacola (Florida, EUA), hasta la llanura deltaica de Louisiana, además del sur del estado de Veracruz. En la mayor parte de las penínsulas de Florida y Yucatán y noroeste del Golfo, las lluvias varían entre 1 000 y 1 500 mm/año. Zonas áridas con menos de 1 000 mm/año se presentan en el noroeste de la península de Yucatán cerca de Progreso, y en el occidente de la costa del Golfo entre Tampico, Tamaulipas, y Corpus Christi (Texas, EUA). En esta amplia escala geográfica, las temperaturas y las lluvias son dos de los parámetros determinantes en la distribución de los humedales costeros (Day *et al.*, 1989, 2008; Yáñez-Arancibia y Day, 2004).

El cambio climático global está condicionando una nueva visión, no sólo ecológica en la apreciación del funcionamiento de los ecosistemas costeros, sino también socio económica replanteando consideraciones para el manejo costero integrado en el Golfo de México. Esto es así por diferentes razones. El clima en el Golfo está expandiendo su geografía tropical, comprimiendo la zona templada hacia el norte y noreste (figura 2). Actualmente, esta interfase se localiza principalmente en el sur de la Florida y en la frontera México-EUA en la región

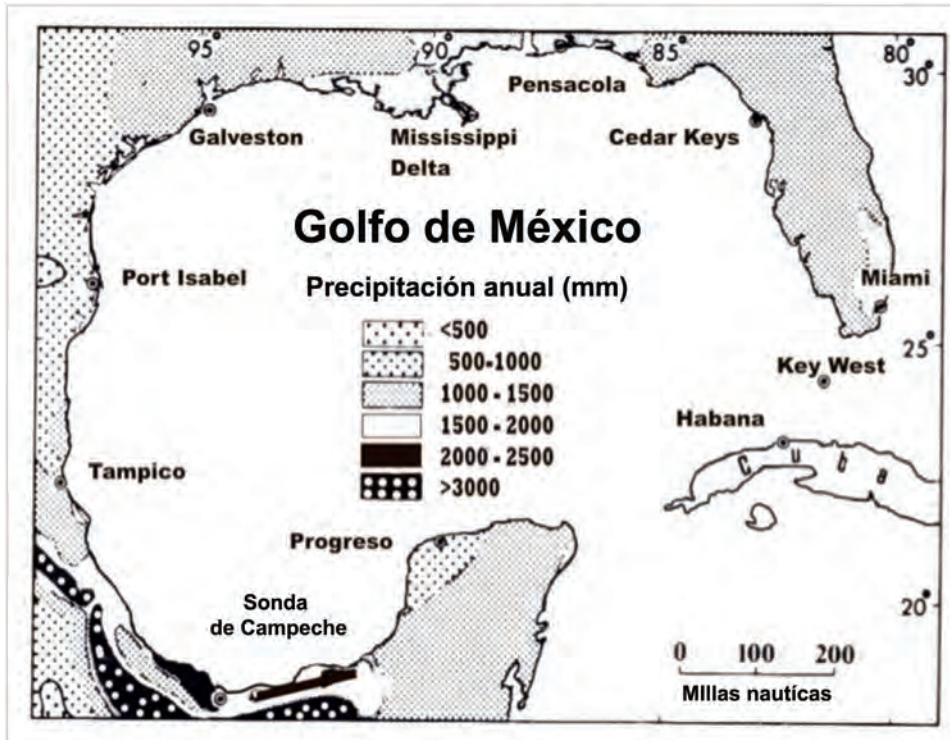


Figura 1. La región del Golfo de México se extiende desde el trópico en la costa de la península de Yucatán (Estados de Yucatán y Campeche) ca. 18 grados Latitud Sur, hasta la zona templada en el norte (Estados de Alabama, Mississippi, Louisiana) ca. 30 grados Latitud Norte, incluyendo gran variación en temperatura media anual y lluvias, las cuales son la principal determinante de la distribución de humedales costeros. Modificado de Day *et al.* (1989).

Tamaulipas-Texas basado en los datos de la Comisión de Cooperación Ambiental para América del Norte CCA-TLCAN (Yáñez-Arancibia y Day, 2004); pero Day *et al.* (2009a) plantea una modificación basado en los datos de United States Geological Survey. El norte del Golfo es actualmente templado pero, como el clima se calienta, la interfase templado-tropical se está moviendo hacia el norte y planteamos que toda la zona costera del Golfo será tropical en el siglo XXI. Conjuntamente con esto, se aprecia una mayor descarga de aguas fluviales en la vertiente global del Golfo (*e.g.* En el norte del Golfo por efecto de lluvias torrenciales y deshielos en las cuencas altas de Missouri, Ohio, y Mississippi), y en el sur por efecto de mayor intensidad de lluvias en las altas montañas (*e.g.* Chiapas, Oaxaca, Hidalgo). El promedio de descarga de agua dulce de la vertiente del Golfo en las costas mexicanas, es regularmente de 10 000 m³/seg (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007b); sin embargo, en octubre de 2007 la descarga fue cercana a los 30 000 m³/seg con severas inundaciones en Campeche, Tabasco, Veracruz y Tamaulipas, en gran medida condicionado por el impacto de los huracanes Dean y Felix. A su vez, la descarga del Mississippi es regularmente de 18 000 m³/seg; sin embargo, en abril de 2008 la descarga rebasó los 25 000 m³/seg (Day *et al.*, 2008).

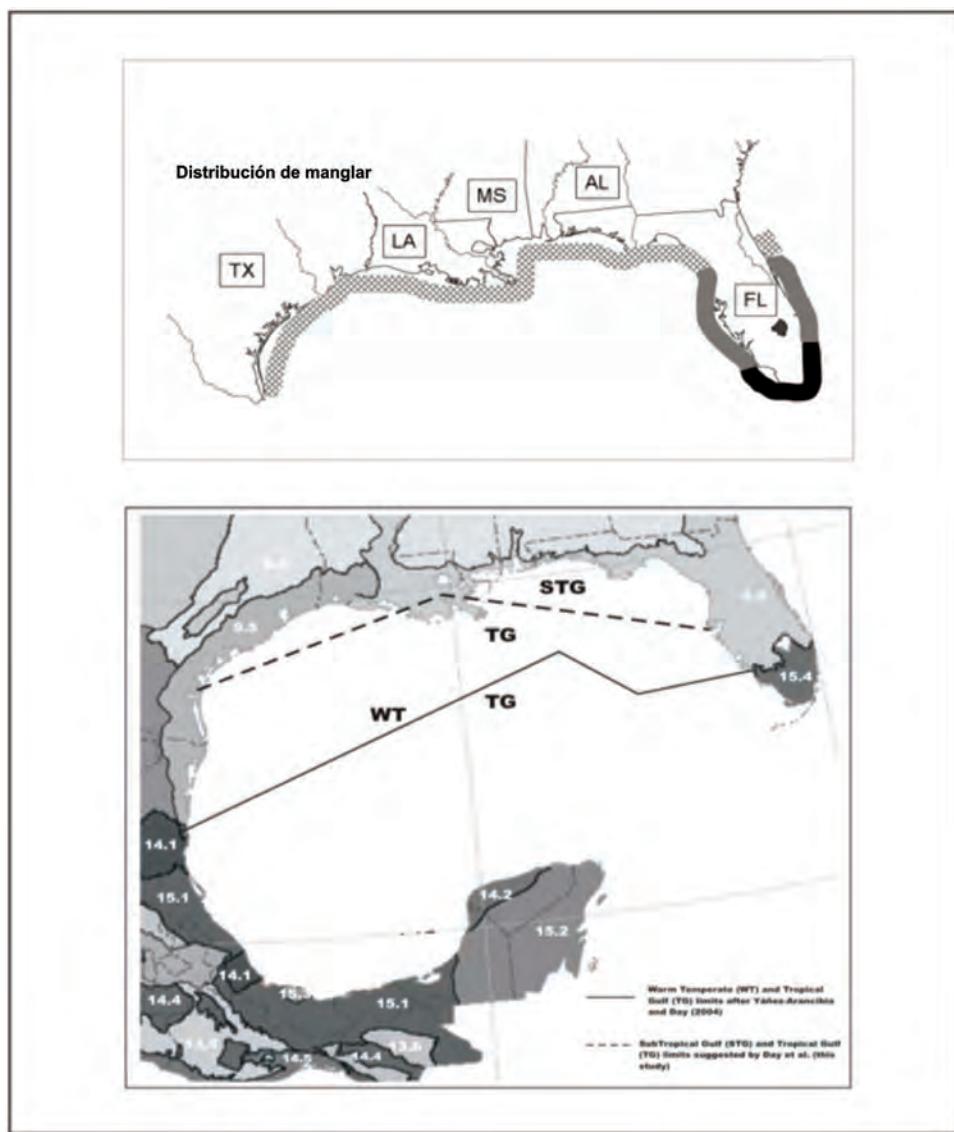


Figura 2. Cuadro Superior: *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle* distribuidos en el norte del Golfo de México. Área Negra: *Avicennia* no dañada por escarcha invernal; *Rhizophora* escasamente dañado. Área Gris: *Avicennia* escasamente dañada; *Rhizophora* frecuentemente dañado por escarcha. Área Punteada: *Avicennia* con distribución espaciada, poblaciones locales abundantes con daño frecuente por escarcha; *Rhizophora* con distribución espaciada de plantas individuales afectadas por escarcha. Basado en Steven *et al.* (2006), Zomlefer *et al.* (2006), R. H. Day (2007). Cuadro Inferior: Ubicación de las zonas y fronteras templado calida (WT) y tropical (TG) en el Golfo de México; los números blancos indican las regiones ecológicas costeras en el Golfo de México según la Comisión de Cooperación Ambiental del TLC de América del Norte (Yáñez-Arancibia y Day, 2004). La línea punteada indica la nueva posición de la interfase tropical-templado propuesta por Day *et al.* (2009a).

El resultado global hacia la costa se está manifestando con mayores temperaturas, mayor aporte de agua dulce, insumos adicionales de sedimentos terrígenos y nutrientes, impactando la fisiografía plana de las llanuras de inundación deltática y ofreciendo un escenario diferente para los humedales costeros. ¿Benéfico para los manglares?

RESPUESTAS DE HUMEDALES COSTEROS AL ASCENSO DEL NIVEL DEL MAR Y OTROS TENSORES AMBIENTALES

Los humedales costeros en el Golfo de México se enfrentarán a un acelerado ascenso del nivel medio del mar durante el siglo-21 (Woodroffe, 1991; Yáñez-Arancibia y Day, 2005; Greening *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2008). El Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC, 2007) predice que el nivel del mar se incrementará entre 20 y 80 centímetros para fines del siglo XXI, con una mejor estimación entre 40 y 45 centímetros. Esto es mucho más elevado que el ascenso del siglo-XX que fue de 10 a 20 centímetros (Gornitz *et al.*, 1982). Este incremento en el nivel del mar afectará extensas áreas de tierras bajas, particularmente humedales alrededor del Golfo de México. En zonas donde la subsidencia es muy significativa (*e.g.* 3 a 10 mm/año), como en los deltas del Mississippi y del Grijalva-Usumacinta, el incremento acelerado del nivel del mar provocará evidentes impactos sobre los ecosistemas de humedales costeros. En estos casos, el ascenso eustático del nivel del mar debe ser sumado a la subsidencia sedimentaria, para obtener el ascenso relativo del nivel del mar (ARNM), a que se enfrentarán los humedales en el siglo XXI. En el delta del Mississippi, el ARNM se incrementará de 1 a 1.7 cm/año en el siglo XXI, lo cual significa de 30 a 70% de incremento desde el siglo XX. Evidencias recientes del deshielo Antártico y de Groenlandia y la disminución del albedo por pérdida de nieve y hielos, permite sugerir que el ARNM será significativamente superior para el año 2100, tal vez de un metro o más (Rahmstorf, 2007), contrastando con la magnitud conservadora de IPCC (2007).

El ARNM desde las últimas décadas, ha reportado intrusión salina y pérdida de humedales en diferentes costas del Golfo de México, tanto en EUA (Salinas *et al.*, 1986; Conner y Day, 1991; Day *et al.*, 2000), como en México (Ortiz-Pérez y Méndez 1999; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007a, 2007b, 2008), pero también en muchos otros deltas alrededor del mundo (Day *et al.*, 2008, 2009a). Debido a que el ARNM en el siglo XX es 2 a 9 veces más bajo que el proyectado para fines del siglo XXI (Neumann *et al.*, 2000), existe una gran preocupación mundial sobre las pérdidas de los humedales costeros que se vislumbra. El ascenso proyectado en el nivel del mar inducido por el cambio climático, colocará a los humedales bajo un estrés adicional, con la potencialidad para mortalidades masivas de plantas intermareales y declinación en áreas naturales de crianza para peces y macro invertebrados. Para el caso del Golfo de México, esto será crítico en el sur de los Everglades, en el delta del Mississippi (EUA), el sistema lagunar-estuarino de Alvarado (Veracruz), el gran sistema laguna de Términos delta Grijalva-Usumacinta en Campeche y Tabasco, el sistema Chetumal (Quintana Roo) y los Petenes en la península de Yucatán.

Durante los períodos de ARNM, los humedales costeros sólo podrán persistir cuando su acreción vertical sea a una tasa igual o mayor que el ARNM. Para ello el suministro de sedimentos es crucial (Day *et al.*, 2008, 2009a). Diversos estudios han mostrado que los humedales costeros pueden tener acreción a una tasa igual al valor histórico de 1 a 2 mm/año (Gornitz *et al.*, 1982; Cahoon, 2006) y persistir por cientos de años (Orson *et al.*, 1987). Sin embargo, dado las predicciones del ascenso acelerado del nivel del mar para las próximas décadas, la acreción del suelo en la mayoría de los humedales deberá ser de 2 a 9 veces más alta que en el siglo XX, para poder sobrevivir. Excepcionalmente, algunos humedales en el norte del Golfo de México, como en el delta del Mississippi, están mostrando una acreción mayor a 10 mm/año (Day *et al.*, 2000, 2008, 2009a). Aunque los humedales puedan mostrar importante acreción, el estrés persistente terminará por provocar la muerte del humedal. El ascenso del mar combinado con disminución del aporte de agua dulce, incrementará la intrusión salina en el subsuelo, estresando significativamente a los humedales dulceacuícolas asociados a la planicie costera. Este conjunto de anomalías conforman el principal impacto del cambio climático a los humedales de la zona costera en el Golfo de México (Thieler y Hammar-Klose, 2001; Greening *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2008, 2009a).

La vegetación de los humedales costeros vive en la zona intermareal caracterizada por la alternancia entre inundaciones y drenaje, suelos saturados de agua, abatimiento del oxígeno, estrés de temperatura y salinidad, y la producción de toxinas naturales como "sulfitos" que inhiben el crecimiento de las plantas (Mendelsohn y Morris, 2000). Para resolver estas condiciones severas, la vegetación costera tiene diferentes adaptaciones incluyendo la producción de raíces "aéreas" y tejido arénquimatico para capturar y retener el oxígeno requerido. Pero estas adaptaciones permiten sobrevivir solamente si el promedio del nivel del agua permanece constante, puesto que las plantas permanecen estresadas progresivamente y finalmente mueren, si las inundaciones persisten por largo tiempo (McKee y Patrick, 1988). Adicionalmente el incremento del ARNM resulta ahora en un severo estrés para la integridad ecosistémica de los humedales costeros. Esto es particularmente cierto en el Golfo de México, donde el cambio climático puede resultar en una dramática alternancia de reducción del agua dulce o el exceso de ella, provocando una combinación de tensores entre salinización de suelos, sobresaturación hídrica, abatimiento del oxígeno y contrastes del potencial hidrógeno (Day *et al.*, 2009a; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998, 2007a, 2008).

La tasa a la cual ocurre la acreción sedimentaria (Elevación Relativa del Suelo ERS) está en función de la combinación de aportes tanto orgánicos como inorgánicos y el éxito en la formación de suelo (Day *et al.*, 1997, 2009a, 2009b; figura 3). Pero ambos dependen fuertemente de la ERNM. La materia orgánica se deriva principalmente por el crecimiento de las raíces de las plantas, mientras que el material inorgánico es principalmente aportado en la forma de sedimentos provenientes tanto del continente como del océano en intensas interacciones estuario-mar (Twilley, 1988; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007b). Los sedimentos fluviales son generalmente más importantes porque su aporte es más frecuente. El agua de los ríos amortigua la intrusión salina y el fierro que provoca precipitación tóxica de "sulfitos" (DeLaune y Pezes-

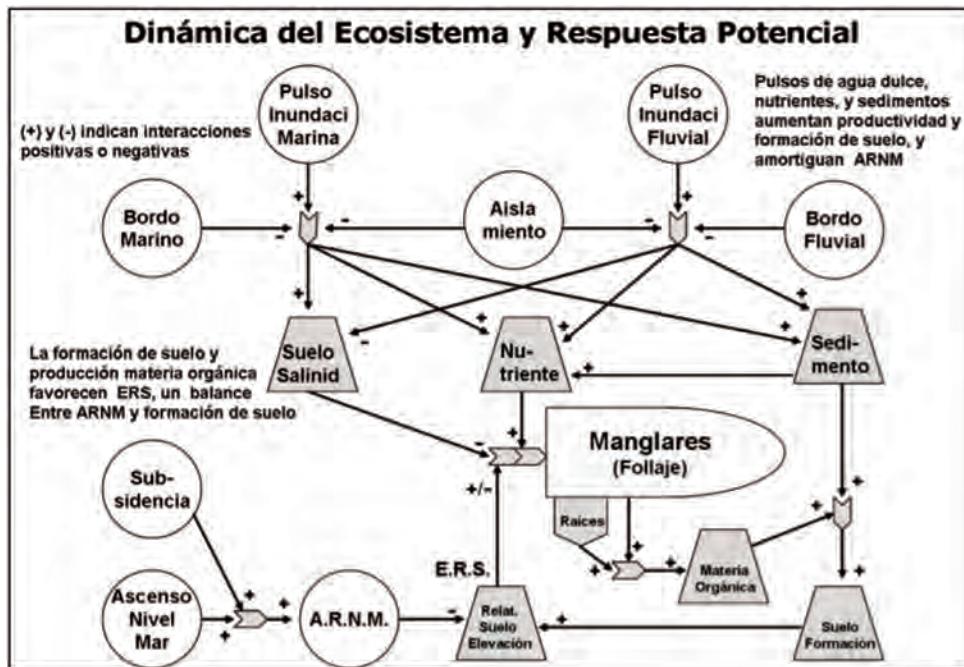


Figura 3. Modelo conceptual del funcionamiento deltático como ocurre en el Golfo de México.

El modelo muestra como los pulsos naturales de agua dulce, nutrientes y sedimentos, favorecen la productividad y la formación de suelo, y amortiguan el Ascenso Relativo del Nivel del Mar (ARNM). La formación de suelo alterna fracciones orgánicas e inorgánicas, y la producción de materia orgánica depende de la acreción y la Elevación Relativa del Suelo (ERS), un balance entre ARNM y la formación de suelo. Los símbolos (+) y (-) indican donde las interacciones ecológicas son positivas o negativas.

Este funcionamiento es un proceso clave para comprender como el cambio climático impacta y donde vulnera los ecosistemas costeros en el Golfo de México. Modificado de Day *et al.* (1997) *in* Day *et al.* (2009a) y Yáñez-Arancibia *et al.* (2009a).

hki, 2003; DeLaune *et al.*, 2003). Muchos ríos en el Golfo de México aportan cada vez menos sedimentos inorgánicos en comparación con su aporte histórico. Por ejemplo, la contribución sedimentaria inorgánica hacia el delta del Mississippi ha decrecido al menos 50% desde 1860, debido a la construcción de presas en el río Missouri, con lo cual se ha magnificado la pérdida de humedales (Kesel, 1989; Meade, 1995). Algunas proyecciones de la disminución casuística de la descarga de agua dulce en el norte del Golfo ha sido mencionadas por Day *et al.* (2005), pero otras proyecciones para el sur del Golfo indican mayores descargas por lluvias intensas en las altas montañas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007a, 2008).

EL ECOSISTEMA DE MANGLAR EN ESTE PLANTEAMIENTO

Los manglares constituyen un importante recurso forestal en toda la banda intertropical del planeta (aproximadamente 240×10^3 km². Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999). Re-

cientemente FAO (2007) estima 3 242 754 ha para África, 6 047 798 ha para Asia, 2 018 537 ha para Oceanía, 2 358 105 ha para América del Norte/Central/y Caribe, y 2 037 764 ha para Sudamérica. Son los árboles que sostienen la biodiversidad de los ecosistemas costeros tropicales, en los humedales forestados intermareales y áreas de influencia tierra adentro. En México, la Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos indicó en el inventario Forestal Nacional de los años 70s una superficie de 1.5×10^6 ha; pero el inventario Forestal de Gran Visión de 1992 señaló que sólo quedan en existencia poco más de 500×10^3 ha, reflejando una tasa de deforestación de 60% en esos 20 años. En el año 2002 las cifras para México señalan la existencia de 882 032 hectáreas (FAO, 2007), lo cual implica dos cosas, o una estimación equivocada para 1992, o un incremento de áreas de manglar para el 2002. Las acciones antrópicas, por contaminación y cambio de uso del suelo, acrecientan las amenazas y riesgos naturales y esto ha sido más catastrófico que el propio cambio climático global.

La ubicación de estos humedales forestados en la interfase tierra-mar (formando conjuntos interdependientes) liga el ambiente marino-costero con el paisaje terrestre-costero (Twilley, 1988; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993, 2007b). Aún cuando los manglares predominan en zonas de mayor influencia de sedimentos terrígenos (*e.g.* deltas fluviales, lagunas costeras y estuarios), también pueden ser encontrados en la línea de costa de plataformas carbonatadas, con limitada o nula influencia de drenaje dulce-acuícola superficial (Lara-Domínguez *et al.*, 2005). Esta heterogeneidad de hábitats y contrastes hidrológicos, fisiográficos y geomorfológicos, da como resultado diversos ecosistemas de manglar, cada uno con características específicas de estructura y función (Twilley *et al.* 2006, *e.g.* ribereño, de borde, de cuenca, de hamacas, o enanos). Aunque existen relativamente pocas especies de árboles costeros en ecosistemas de manglar (*e.g.* 54 especies), los componentes de biodiversidad de estos ecosistemas son únicos debido a que incluyen nichos estructurales, son fronteras a nivel de eco-regiones, y actúan como refugio para numerosa fauna y especies microbianas (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999). Estas especies halofíticas se reúnen en 8 familias que contienen manglares verdaderos y 12 géneros: Avicenniaceae (*Avicennia*), Chenopodiaceae (*Suaeda*), Combretaceae (*Laguncularia*, *Lumnitzera*), Meliaceae (*Conocarpus*, *Xylocarpus*), Myrsinaceae (*Aegiceras*), Plumbaginaceae (*Aegialitis*), Rhizophoraceae (*Rhizophora*, *Bruguiera*), Sonneratiaceae (*Sonneratia*); incluyendo un total de 11 especies en el nuevo mundo y 36 en el Indo Pacífico y África, estando representadas en México 4 especies: *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans*, *Laguncularia racemosa* y *Conocarpus erectus* (FAO, 2007).

El paisaje costero donde se desarrollan los manglares, es vulnerable por fuerzas naturales episódicas de alto impacto (*e.g.* huracanes, deslizamientos de tierras, subsidencia, diapirismo de lodo, aumento acelerado del nivel medio del mar, y cambio climático global. Kjerfve *et al.*, 1991; Snedaker, 1993). En el siglo XXI, los sistemas económicos, sociales y ecológicos del Golfo de México y Caribe, tienen un gran desafío en intensificar esfuerzos dirigidos al conocimiento y a la mitigación del cambio climático global, donde una gran limitante es la poca comprensión de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas costeros de la región (Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007b, 2009; Heileman y Rabalais, 2008; Heileman y Mahon, 2008).

El fenómeno de “El Niño” combinado con los efectos que induce la ruptura de la capa de ozono atmosférica, y el efecto invernadero sobre el planeta, están afectando los patrones de temperatura, precipitación pluvial, depresiones tropicales, huracanes, descarga de ríos, y variación del nivel medio del mar, induciendo nuevas incertidumbres en la estabilidad ambiental de los hábitats críticos (Tarazona *et al.*, 2001). Los manglares no son la excepción, pero muestran sutiles evidencias para contender, con mejor éxito que otros humedales costeros, frente a esta nueva variabilidad física ambiental de ritmo acelerado (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998; Twilley *et al.*, 1999). México es uno de los países comprometidos con este desafío, lo cual ha sido claramente expresado en el documento publicado por la Semarnap (1997), denominado “Méjico Primera Comunicación Nacional ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático”. Aquí se destaca de manera puntual a la zona costera como el escenario base para la comprensión de la problemática del cambio global y la vulnerabilidad de los ecosistemas. Humedales costeros, cuencas bajas de los ríos, sistemas deltaicos, lagunas costeras, y la línea de costa, muestran pérdida de hábitats críticos por subsidencia, variación del nivel medio del mar, y erosión litoral, como efecto al cambio climático global particularmente evidente en el Golfo de México. Esto induce inestabilidad ecológica y agrega un elemento de riesgo en los proyectos de desarrollo económico y social en las costas.

ESTRUCTURA, BIODIVERSIDAD FUNCIONAL

Y VALORACIÓN DEL ECOSISTEMA

Los efectos producidos por el cambio climático global, están siendo evidentes a mayor celeridad que lo estimado hace treinta años. Es decir, en periodos cortos o, más aún, en tiempo real, el hombre está observando colapsos ecológicos y su efecto en los sistemas sociales y económicos como consecuencia que se atribuye al cambio climático global. La intensidad específica del fenómeno “El Niño” en los períodos 1982-1983 y 1997-1998 son las principales alarmas con que finalizó el siglo XX (Tarazona *et al.*, 2001). Si se intenta analizar la capacidad de los ecosistemas de manglar para responder a los efectos del cambio global y visualizar medidas de mitigación, es preciso comprender la dinámica del ecosistema (es decir, su estructura funcional), su biodiversidad funcional (o sea, el papel ecológico de sus componentes estructurales conspicuos), así como también estimar económicamente los servicios del ecosistema (la valuación de las funciones ecológicas). Así fue planteado originalmente por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998), enfatizando en una hipótesis principal indicando que estos ecosistemas de humedales forestados tienen, paradójicamente, una gran capacidad de acomodación al mismo tiempo de su alta fragilidad como hábitat crítico, lo cual les permite contender con mejor expectativa que otros humedales costeros, frente a la variabilidad ambiental que está induciendo el cambio climático global.

Estructura funcional

El mosaico de hábitats de manglares provee gran variedad de componentes de biodiversidad que son importantes para la función y calidad ambiental de los ecosistemas estuarinos tropica-

les. La función ecológica dominante de los manglares es el mantenimiento de hábitats costero-marinos y la provisión adicional de alimento y refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos. Además los manglares juegan un papel principal en mantener la calidad del agua y la estabilidad de la línea de costa, controlando la concentración y distribución de nutrientes y sedimentos en aguas estuarinas. Estos pantanos forestados son únicos donde las mareas modulan el intercambio de agua, nutrientes, sedimentos y organismos entre ecosistemas costeros intermareales tropicales. También los ríos y sus cuencas bajas vinculan la descarga de sedimentos y nutrientes desde el continente, modulando la productividad y biogeoquímica de estuarios tropicales, acoplándose esta dinámica con ecosistemas vecinos. Las múltiples funciones de los manglares inducen una productividad primaria y producción secundaria muy alta en costas tropicales.

Los manglares se presentan dentro de cinco grupos básicos de ambientes costeros, dependiendo de una combinación de energías geológicas, incluyendo la influencia relativa de la precipitación pluvial, descarga de ríos, amplitud de mareas, turbidez y fuerza del oleaje (Twilley *et al.*, 1996. *e.g.* Manglar de cuenca, manglar ribereño, manglar de borde, manglar de islotes o hamacas, manglar enano), esencialmente en litorales con influencia de sedimentos terrígenos (deltas fluviales, lagunas deltaicas, lagunas costeras, estuarios). La distribución espacial de estos tipos ecológicos dentro de la zona costera puede ser ilustrada en el gráfico de la figura 4 de Twilley *et al.* (1996).

Los dos tipos de clasificación de los ecosistemas de manglar, el geológico y el ecológico, representan diferentes niveles de organización del paisaje costero y en conjunto pueden ser usados para integrar diferentes escalas de factores ambientales que controlan los atributos de la estructura forestal de los manglares (figura 5). Las hojas producidas en el follaje del manglar, influyen en el ciclo de nutrientes inorgánicos en el piso del bosque, y la exportación de materia orgánica hacia las aguas costeras oceánicas (figura 6).

Está bien documentado por Twilley (1988), Twilley *et al.* (2006), Twilley y Day (1999), Lugo (1999) y Medina (1999), que la dinámica de la foliación del manglar, incluyendo productividad, descomposición y exportación, ejerce influencia en los presupuestos de nutrientes y materia orgánica en el ecosistema. Los manglares son ecosistemas forestados y muchas de las funciones ecológicas de ciclos de nutrientes descritas para bosques terrestres, pueden ocurrir también en estos bosques de humedales intermareales. Así, el ciclo del nitrógeno en el follaje del bosque está acoplado con la dinámica de los nutrientes en los suelos del mismo, y estos están influidos por la ecología nutricional que es especie-específico en estos árboles. La acumulación de hojarasca sobre el piso del manglar puede ser un importante factor para la inmovilización de nutrientes durante la descomposición (figura 6). La concentración del nitrógeno en la hojarasca, generalmente se incrementa durante la descomposición sobre el piso del bosque, siendo una función de la demanda de este sustrato por la micro biota que coloniza el detritus. En bosques de *Rhizophora* la tasa de descomposición de hojarasca es más baja y la inmovilización de nitrógeno es más alta, que en bosques de *Avicennia*, como resultado de una alta tasa C: N. Sin embargo, hay evidencias que la retranslocación de nutrientes previo a que ocurra la

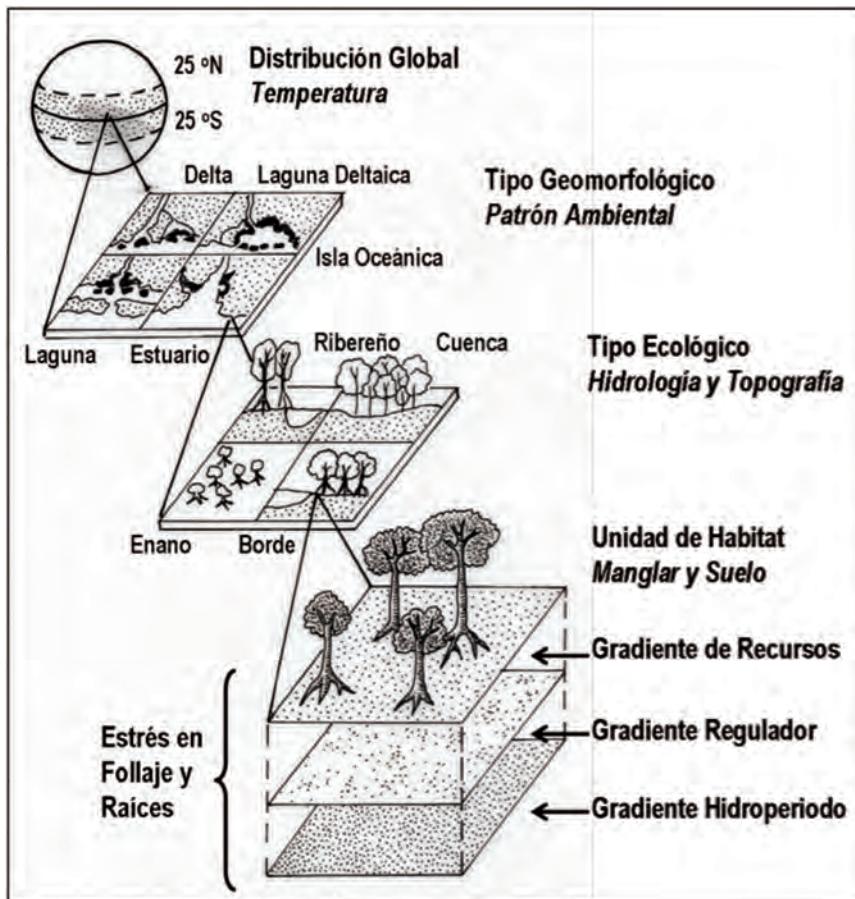


Figura 4. Sistema de clasificación jerárquica para describir diversos patrones de estructura y funcionamiento de los manglares, basado sobre factores que controlan la fisiografía, la concentración de recursos de nutrientes y tensores en el suelo. Por ejemplo, global (temperatura), regional (geomorfológico), local (ecológico) y los tensores en el follaje y raíces. Adaptado de Twilley, Snedaker, Yáñez-Arancibia y Medina (1996).

defoliación, es mayor en *Rhizophora* que en *Avicennia*, contribuyendo esto a la alta tasa C: N en hojarasca de *Rhizophora*. Esto sugiere que más nitrógeno puede ser reciclado en el follaje de los bosques dominados por *Rhizophora* que en *Avicennia*. Complementariamente, la mayor remineralización de nitrógeno en la hojarasca de *Avicennia* puede suplir la alta demanda de nitrógeno en el follaje.

La productividad de los manglares, tanto primaria como secundaria, generalmente se asocia con el concepto de “exportación” en el ecosistema lagunar-estuarino (Twilley, 1988; Twilley *et al.*, 1996; Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; Yáñez-Arancibia *et al.*, 2007b) (figura 6). Esto se explica por la característica de los manglares de ubicarse en un ambiente modulado por la amplitud de las mareas y el flujo de los ríos. Por otra parte, la productividad de estos bos-

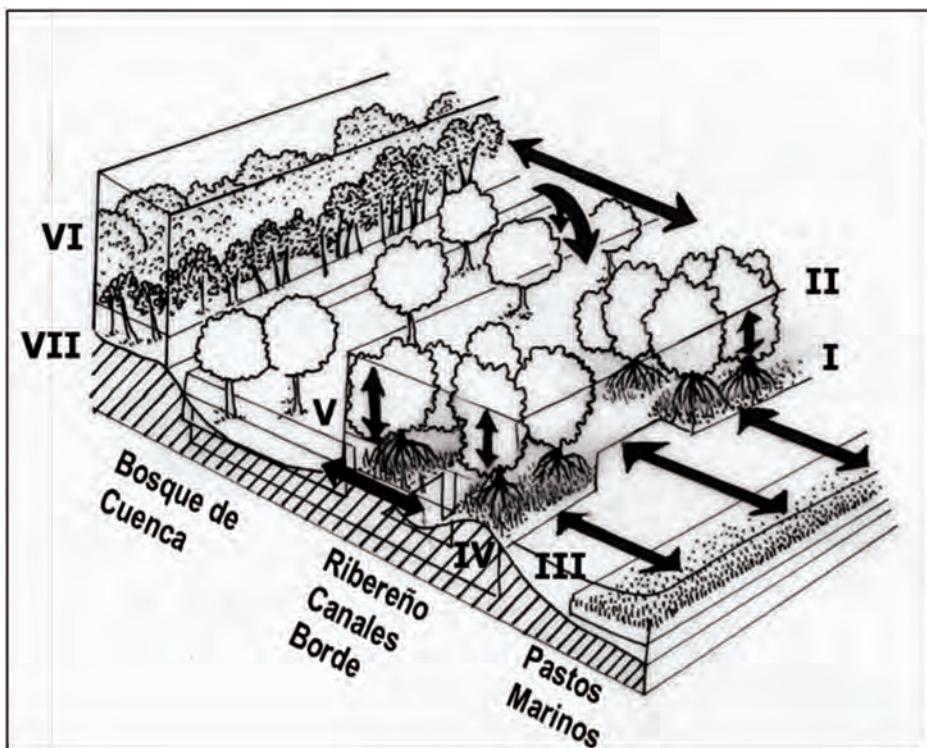


Figura 5. Tipos ecológicos de manglares y su distribución espacial dentro de la zona intermareal. Las flechas y los números romanos definen la ubicación y el movimiento de siete unidades específicas (ver Figura 4) por asociación de hábitats principales en los tipos de manglares.(I) Litoral/sub litoral, (II) Follaje arbóreo, (III) Comunidad bentónica e infauna, (IV) Comunidad de canales de mareas, (V) Comunidad de la cuenca, (VI) Comunidad arbórea tierra adentro, (VII) Comunidad terrestre tierra adentro. Adaptado de Twilley *et al.* (2006).

que se relaciona con la fisiografía y el origen geológico del paisaje donde se sitúan, así como de sus respectivas características hidrológicas. Esta conclusión se basa principalmente sobre el intercambio de materia orgánica en los manglares, aunque hay evidencias que el reciclamiento de nutrientes puede también variar a lo largo de un continuo en hidrología. El tiempo de residencia de la hojarasca en el piso del bosque está fuertemente modulado por la frecuencia del flujo de la marea y el volumen de descarga de agua dulce. A nivel global, el promedio de exportación de carbón desde los manglares es aproximadamente $210 \text{ gCm}^2 \text{ año}^{-1}$, con rango que varía entre 1.86 a $420 \text{ gCm}^2 \text{ año}^{-1}$ y, aproximadamente, 75% de este material es carbón orgánico disuelto. Desde luego, la variación del nivel medio del mar, la amplitud de la marea, y los eventos de pluviosidad, pueden también incrementar la exportación de carbón orgánico desde los manglares. El patrón de exportación de hojarasca y detritus orgánico particulado desde los manglares no está exclusivamente restringido a fuerzas geofísicas. En algunos casos se presentan importantes factores biológicos que influyen en la dinámica del detritus foliar,

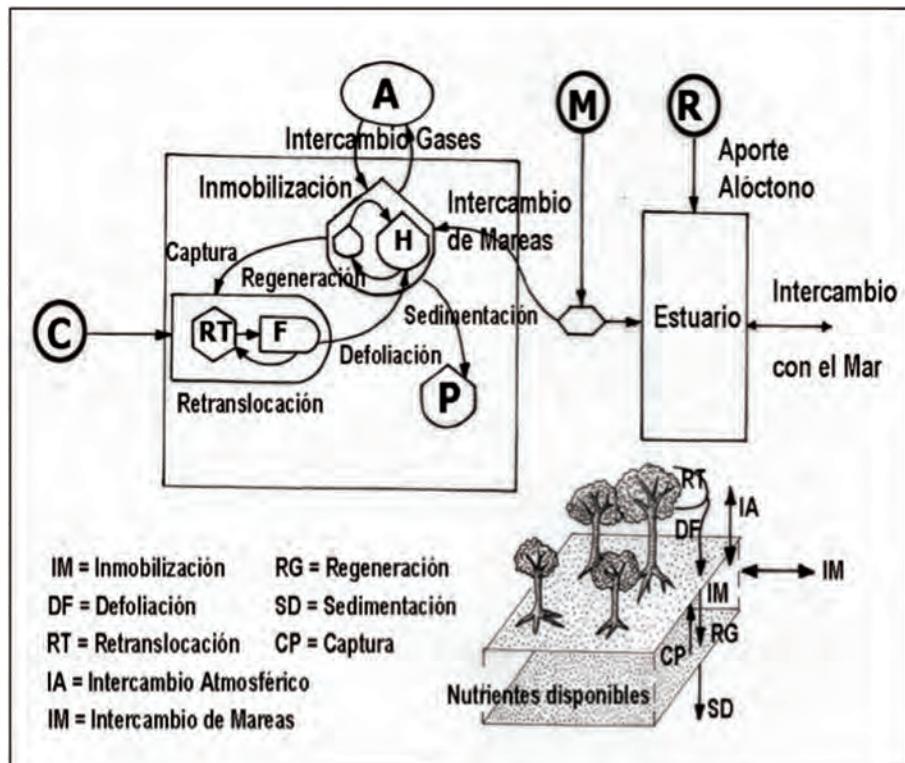


Figura 6. Flujos de materia orgánica y nutriente en el ecosistema de manglar, incluyendo intercambio con el estuario. Se presenta un diagrama del bosque de manglar con los recursos de nutrientes del suelo, describiéndose el acoplamiento espacial en estos procesos ecológicos. A) Atmósfera, N₂ y CH₄, M) Mareas, R) Ríos, C) Anhídrido carbónico CO₂, P) Peat, H) Hojarasca con regeneración e inmovilización de nutrientes inorgánicos, RT) Raíces y tallos, F) Follaje.

Adaptado de Twilley *et al.* (2006).

lo cual demuestra la importancia relativa de conocer los procesos geofísicos acoplados con la biodiversidad y su influencia sobre las funciones ecológicas del ecosistema manglar.

Estas ideas sugieren que: *la dominancia alterna de ambos géneros de acuerdo a gradientes de zonación, balancea la dinámica del nitrógeno entre el follaje y el suelo del ecosistema de manglar, con la ventaja de ser un mecanismo flexible frente al cambio climático global y su efecto en los litorales tropicales.* (figura 7).

Biodiversidad funcional

Muchos organismos como los cangrejos desempeñan un papel importante en la estructura y flujo de energía de estos bosques a través de la dinámica del detritus de origen foliar. Aunque la alta diversidad de cangrejos y su efecto potencial en la productividad del bosque de manglar ha sido bien reconocida (*e.g. Uca, Sesarma, Chiromantes, Cardisoma, Goniopsis, Ucides, Aratus*), existe poca información cuantitativa sobre estructura de la comunidad, dinámica de las pobla-

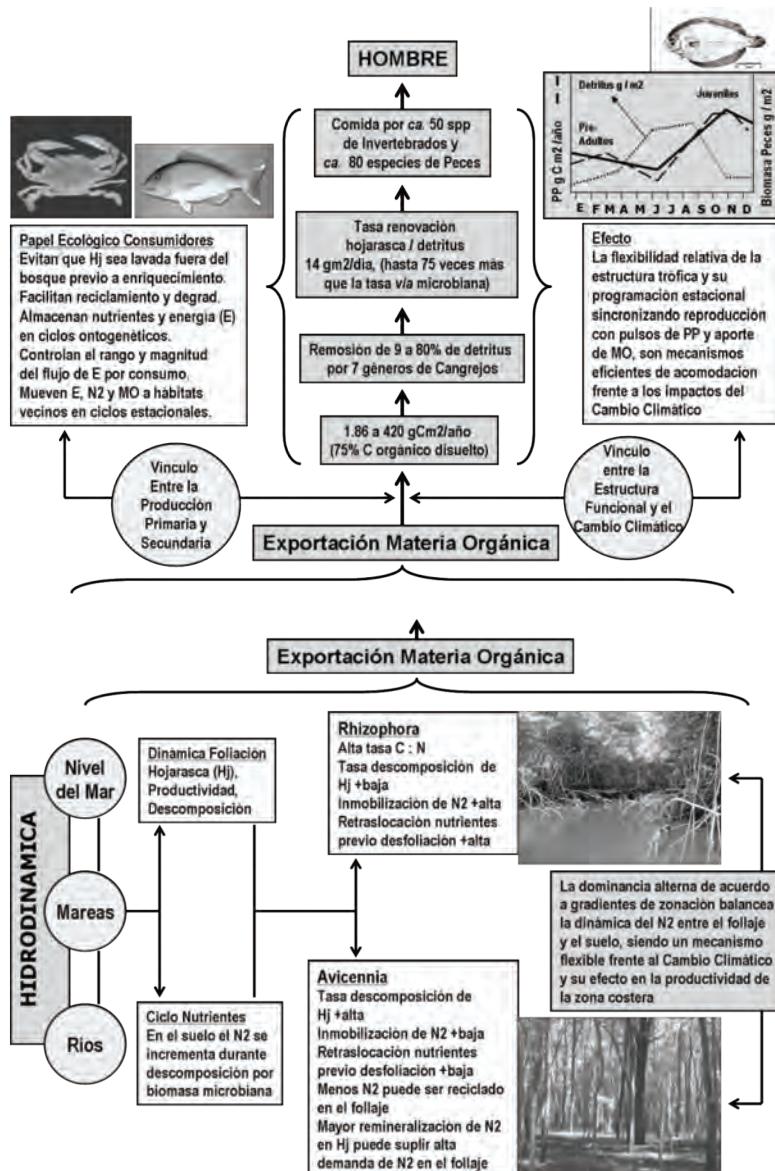


Figura 7. Flexibilidad de la estructura trófica de los macro consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y la incorporación con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica desde los manglares. Esto es un mecanismo eficiente de acomodación frente a la dinámica físico-ambiental y variabilidad que induce el cambio climático. Explicación en el texto.

ciones, e interacciones ecológicas entre los cangrejos y la producción de detritus *via hojarasca* (Twilley, 1988; Twilley *et al.*, 2006).

Existen evidencias que los cangrejos pueden remover por consumo entre 9% y 79% del detritus producido por hojarasca, dependiendo de la época del año, y del nivel de inundación, siendo esto uno de los principales vínculos entre productividad primaria y producción secundaria en ecosistemas de manglar (figura 7). Más aún, se ha estimado que la tasa de renovación de hojarasca/detritus *via* cangrejos (aproximadamente $14 \text{ g m}^2 \text{ día}^{-1}$), puede ser hasta 75 veces mayor que la tasa generada *via* micro biota. Además, el detritus particulado por los cangrejos puede luego ser comido por aproximadamente 50 especies de otros invertebrados y al menos 60 especies de peces (figura 7). Por lo tanto, el papel ecológico de estos macro-invertebrados es amplio ya que ellos: 1) Evitan que el material foliar de los manglares sea lavado fuera del bosque previo a su enriquecimiento, 2) Proveen de materia orgánica particulada a los detritívoros que requieren de partículas finas como alimento, 3) Regulan el tamaño de la materia orgánica particulada en el ecosistema, 4) Estimulan la colonización de la materia orgánica particulada por la micro fauna y micro organismos, permitiendo nutrientes disponibles para los árboles, 5) Simplifican la estructura y la composición química del detritus particulado, lo cual facilita la degradación por la micro biota, 6) Pueden afectar la estructura, composición de especies y expansión de los propágulos de los manglares, los cuales son comidos por los cangrejos entre 75 y 100% de la producción total de epicotilos germinados.

Por otra parte, los peces estuarinos -como consumidores secundarios- en los ecosistemas de manglar, pueden ser muy importantes en el flujo de energía y materiales en diferentes maneras (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1993; Yáñez-Arancibia y Lara Domínguez, 1999). Los peces pueden: 1) Almacenar nutrientes y energía, 2) Controlar el rango y magnitud del flujo de energía a través del consumo de fuentes alimentarias *via* pastoreo o detritus y, 3) Mover energía y nutrientes a través de las fronteras del ecosistema. En términos generales, el nécton -organismos libre nadadores- utiliza los manglares como hábitat crítico para protegerse y alimentarse en las diferentes etapas de su ciclo de vida. La mayoría de los peces en estos ecosistemas son migratorios de pequeña escala, pero algunas especies pueden ser residentes permanentes, fuertemente vinculados a la vegetación de humedales costeros (Deegan *et al.*, 1986; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994). Principalmente se presentan 3 tipos de migración: 1) En ciclos diurnos, 2) En ciclos estacionales y, 3) Ontogenéticos. Las migraciones diarias están en función de los hábitos alimentarios, mientras que las migraciones estacionales pueden estar relacionadas con parámetros ambientales como salinidad, temperatura, turbidez, o funciones biológicas como reproducción y reclutamiento; y todo esto en función de los pulsos de productividad primaria. Los pulsos secuenciales de producción primaria por plancton y macrófitas como los manglares, acoplados con la exportación estacional de detritus, sugieren que la liberación de materia orgánica sostiene una alta producción secundaria y diversidad de especies consumidoras dependientes estuarinas (figura 7). Las especies dominantes de peces actúan como controladoras de la estructura y función de los macro consumidores, mientras que la variabilidad físico-ambiental y productividad de los manglares modula su diversidad de

especies. A través de la banda intertropical del planeta el número de especies de peces varía en un amplio rango que depende de las condiciones locales del manglar, la latitud, y la variabilidad ambiental, oscilando entre 20 y 200 especies, o más (Yáñez-Arancibia y Lara-Domínguez, 1999; FAO, 2007).

La estructura funcional de los manglares y la diversidad de hábitats que sostiene, provee alimento y refugio a esta gran diversidad de peces a diferentes niveles tróficos. Esto se refleja claramente en la estructura trófica global del nécton y en los cambios en la dieta de las especies, de acuerdo con la época del año, la edad de los peces y la disponibilidad de alimento. Los peces relacionados a los manglares muestran lo siguiente (Deegan *et al.*, 1986; Pauly y Yáñez-Arancibia, 1994; Yáñez-Arancibia *et al.*, 1994): 1) flexibilidad de alimentación en tiempo y espacio, 2) compartición de una fuente alimentaria común por un conjunto muy diverso de especies de peces, 3) cada especie captura alimento desde diferentes niveles en la trama trófica, 4) la dieta cambia con el crecimiento, diversidad de alimento, y localidad dentro del estuario, 5) diversas especies utilizan tanto el patrón pelágico (pastoreo) como el bentónico (detritus) para la obtención de alimento.

Estos elementos sugieren que: *la flexibilidad relativa de la estructura trófica de los macro consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y la incorporación con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica, son mecanismos eficientes de acomodación frente a la dinámica físico-ambiental (e.g. los efectos en el litoral por el cambio climático global)*. (figura 7).

Por otra parte, la fragmentación de los paisajes del manglar crea el mismo problema -para los organismos acuáticos migratorios- que el que se asocia con la fragmentación de bosques continentales. A su vez, la fragmentación del escenario manglar-pastos marinos o manglar-coriales post evento de huracán, reduce la complejidad del ecosistema y la diversidad de crustáceos y peces, afectándose la estructura de la comunidad y las pesquerías locales, debido a la desintegración de la biodiversidad funcional. Este impacto de desintegración de la comunidad ictiofaunística puede ser severo en el corto plazo, pero se presenta en seguida una recuperación notable a medio- y largo-plazo (Greenwood *et al.*, 2006; Stevens *et al.*, 2006; Paterno *et al.*, 2006; Switzer *et al.*, 2006); en gran medida por el nivel de amortiguamiento, flexibilidad ecológica, y eficiente recuperación que muestra el bosque de manglar.

Valoración de las funciones ecológicas

Los manglares se han degradado y manifiestan una evidente pérdida de su calidad ambiental. Esto se debe a diversas razones (Yáñez-Arancibia y Agüero, 2000; figura 8): 1) Cambios en la organización social de las comunidades humanas costeras, rotando la actividad económica entre pescador, campesino y artesano, 2) Incremento en el consumo de energía *per cápita* para desarrollar la economía costera, 3) Manejo fragmentado en el sector oficial, o ausencia total de un plan de manejo, ante la presión urbana, industrial, turística, agrícola y de acuacultura, 4) Depreciación del valor ecológico y uso irracional no sostenible, 5) Poco impacto de los resultados científicos y baja disponibilidad de los mismos en términos prácticos para los usuarios del

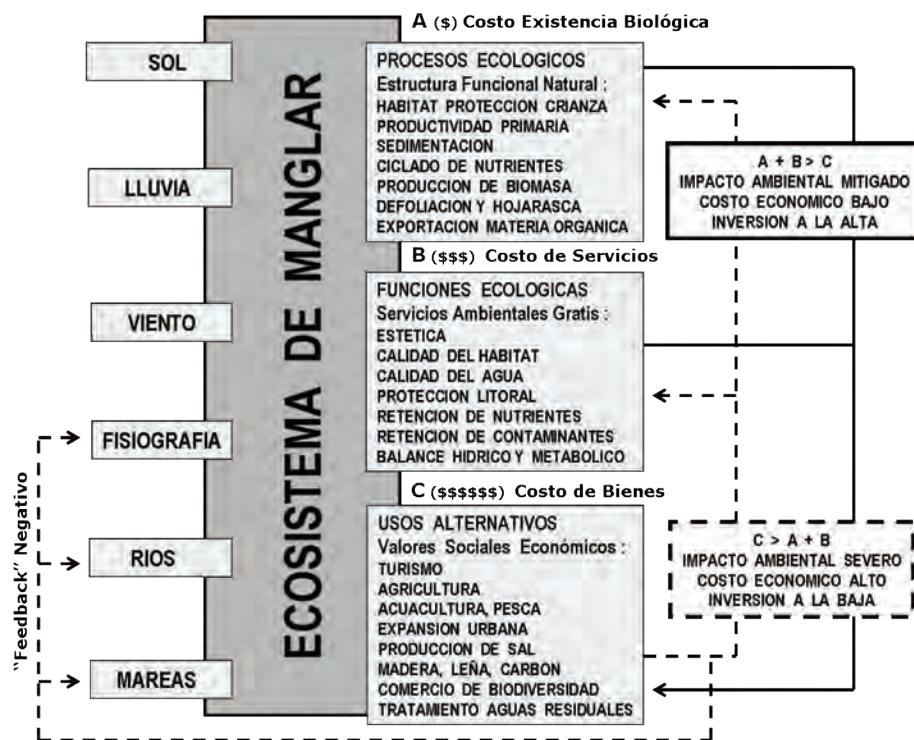


Figura 8. El concepto de “Ecosistema de Manglar” integrando los procesos ecológicos que definen su estructura funcional, las funciones ecológicas que definen sus servicios ambientales, y los usos alternativos que determinan su valor social y económico. Tradicionalmente el costo de existencia biológica (A) es subvalorado frente al costo de servicios ambientales (B) y al costo de bienes (C). El diagrama muestra las consecuencias negativas de sobrevalorar (C) induciendo insustentabilidad en el manejo de estos recursos. Adaptado de Yáñez-Arancibia y Agüero (2000).

sector oficial, 6). Carencia de términos de referencia de vocación y aptitudes de la región y de evaluación ecológica y de recursos, para desarrollos productivos y, 7). Reconversión de áreas de manglar para agricultura y acuacultura insustentable que colapsa en pocos años.

El valorar económicamente los ecosistemas de manglar ha avanzado con lentitud en México, puesto que estimar el valor económico de los servicios y funciones ecológicas implica cuantificar en términos monetarios la calidad del ambiente (Barbier y Strand, 1997; Lara-Domínguez *et al.*, 1998; Agüero, 1999; Sanjurjo Rivera, 2001), y en cierta medida esto sigue siendo controvertido metodológicamente y en cierta medida muy subjetivo. Esencialmente, se deben incluir en esta valoración los usos y funciones ambientales clave que afectan actividades productivas locales y regionales, tales como el mantener la productividad de las pesquerías, contribuir a la estabilidad de la línea de costa, sostener la biodiversidad, establecer la relación con el turismo costero y determinar el uso potencial de los manglares como planta natural de tratamiento de

aguas residuales (Costanza *et al.*, 1997; Day *et al.*, 2009b). Los manglares tienen valores que pueden caracterizarse por las siguientes funciones ecológicas: 1) descarga y recarga de aguas subterráneas, 2) control de flujo y reflujo en el encuentro de las aguas dulces con las marinas, 3) control de erosión y estabilización costera, 4) retención de sedimentos, 5) retención de nutrientes, 6) mantenimiento de la calidad del agua incluyendo transformación de nutrientes, 7) estabilización micro climática, 8) amortiguamiento de los contaminantes de ecosistemas vecinos, 9) recreación y esparcimiento, 10) integración biológica y, 11) hábitats de una alta biodiversidad.

Se han estimado valores de servicios ambientales para la zona costera y humedales asociados, que son mucho más altos que para ecosistemas oceánicos o continentales (Costanza *et al.*, 1997). Por ejemplo, esos autores han estimado en dólares por hectárea/año los siguientes valores: estuarios (22 832), pastos marinos y lechos de algas (19 004), arrecifes de coral (6 075), plataforma continental (1 610), humedales globales (14 785), pantanos de mareas y manglar (9 900), pantanos y planicie costera (19 500); todo esto considerando 17 parámetros de bienes y servicios que fueron valorados. Estudios específicos han señalado que la valoración económica total de los manglares puede variar entre 38 dólares y 77 mil dólares por hectárea, dependiendo del método de valoración, el número de servicios ecológicos valorados, la latitud, el entorno social, la percepción económica, y la presión por el uso del suelo para reconvertir los hábitats (Agüero, 1999). Asimismo, el establecimiento de actividades humanas en zonas costeras generalmente no incluye en sus estimaciones los valores de uso indirecto y de no-uso que pudieran ser impactadas por dicha actividad.

La valoración económica de los manglares se justifica (urgentemente) en términos de que la asignación actual de inversión o gasto público para estos recursos, ya sea para su conservación, o para su reconversión en hábitats alternativos, generalmente no refleja el valor que la sociedad y la tendencia internacional les otorga, particularmente al decidir su importancia en la integridad ecológica de la zona costera. Este planteamiento sugiere que: *sin duda, es una necesidad para la gestión ambiental valorar económicoamente los ecosistemas de manglar, y obtener indicadores cuantitativos del daño económico por su degradación, ya sea por eventos naturales, acciones antrópicas, o el cambio climático global* (figura 8).

RESPUESTAS ESPERADAS DEL ECOSISTEMA AL CAMBIO CLIMÁTICO GLOBAL

Como los manglares son uno de los más emblemáticos hábitats críticos costeros en latitudes tropicales y subtropicales alrededor del mundo, el impacto costero ante el cambio climático tendrá significado ecológico, económico y social sobre este tipo de ecosistemas. Por sus características reproductivas, los manglares pueden acusar importantes respuestas sensitivas, estructural y funcionalmente, a los cambios climáticos. Otros humedales costeros salobres o dulceacuícolas y los pastos marinos, muestran una variabilidad más pronunciada en períodos cortos debido a fluctuaciones estacionales e interanuales y su tasa de renovación es muy rápida, por lo cual se dificulta su rápida adaptabilidad frente al cambio climático global.

UNEP (1994) presenta resumidamente los cambios esperados en la concentración de gases atmosféricos, en el promedio de temperatura global, y en el promedio del nivel del mar, según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático. Se conoce que el calentamiento global puede estar causado por los gases del efecto-invernadero. Estos son gases que pueden absorber la radiación infrarroja. La absorción de radiación térmica de onda larga en la atmósfera evita el escape de la energía térmica, provocando el incremento marcado de la temperatura de la atmósfera. La tabla 1 resume las principales respuestas esperadas de los ecosistemas costeros tropicales (manglares), frente a las predicciones sobre el cambio climático (IPCC, 2007). Los ecosistemas tropicales estuarinos son también vulnerables a los cambios en el medio ambiente costero debido a las perturbaciones que resultan del incremento de gases de efecto invernadero en la atmósfera. El CO₂ y otros gases de efecto invernadero pueden llegar en el 2050 al doble de la concentración presente al comienzo de la revolución industrial a fines del siglo XIX, aumentando la temperatura superficial del planeta de 2 a 5 °C. Si la temperatura promedio se incrementa 3 °C para el 2050 y permanece constante, el nivel del mar se incrementará aproximadamente 1 m, ó más, para el 2100. Un calentamiento global de 6 °C para el 2100 podría resultar en un incremento del nivel del mar de 2.3 m (> 100 cm por cada 100 años según el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático). Estos números son mayores que la tasa de incremento actual del nivel del mar, y son significativos en relación al ARNM observado durante la última fase del Holoceno.

Existe controversia sobre la tolerancia de los manglares al incremento del nivel del mar. Los manglares son un componente fundamental en los estuarios tropicales y se presentan en la interfase entre la tierra y el mar; por lo tanto, son muy sensativos a los cambios en el nivel del mar. Algunos sostienen que incrementos entre 12 y 27 cm por cada 100 años harán colapsar estos ecosistemas; por el contrario, descensos del nivel del mar producirían una mayor expansión de estos bosques. Esto último no ha sido pronosticado en ninguna hipótesis alterna. Pero, sobre el ARNM, hay evidencias que los manglares no se verían afectados significativamente con ascensos entre 50 y 80 cm por cada 100 años (*e.g.* como se ha observado en Belice, Jamaica y Florida). Incluso durante los últimos 56 años, los manglares de Key West Florida se han expandido hacia el mar y hacia el continente, a pesar de los huracanes y aún con un incremento del nivel del mar equivalente a 23 cm por cada 100 años. Los cambios en la riqueza de especies de los manglares durante la migración horizontal hacia el continente, en respuesta a los cambios del nivel del mar, dependen de las respuestas específicas de cada especie del manglar al incremento en la inundación y erosión, y a los efectos del tamaño del propágulo y ritmo de la marea a lo largo de la zona intermareal, aunado a las anomalías inducidas por el paso de huracanes (Proffitt *et al.*, 2006; Milbrandt *et al.*, 2006). Estos dos factores indican que la profundidad de la inundación mareal puede ser el principal factor en regular la zonación de especies con el ascenso del nivel del mar. La mayoría de los estudios señalan que *Rhizophora* es más tolerante a la baja disponibilidad de oxígeno causada por la inundación mareal y la acumulación de agua que *Avicennia*. Si no hay barreras geográficas continentales, los manglares pueden migrar tierra adentro manteniendo a prudente distancia el incremento del nivel del mar. Asumiendo como constantes

Tabla 1. Principales respuestas esperadas de los ecosistemas costeros tropicales frente a las predicciones sobre los cambios climáticos. Basado en Snedaker (1993), UNEP (1994), Yáñez-Arancibia *et al.* (1998), Day *et al.* (2008).

Incremento del nivel medio del mar:

- La comunidad de manglar progradará tierra adentro si hay suficiente ambiente sedimentario y sin obstáculos topográficos.
- La erosión sobre el margen litoral se incrementará.
- El rango del nivel medio del mar determinará el nivel de restablecimiento de los manglares, dunas y humedales costeros.
- La productividad secundaria (y primaria acuática) se incrementará por la mayor disponibilidad de nutrientes y debido a la erosión y resuspensión.

Incremento en la concentración de CO₂ atmosférico:

- La fotosíntesis del follaje de los manglares no se incrementara significativamente.
- La eficiencia de los manglares en el uso del agua se mejorará. Esto puede o no verse reflejado en el crecimiento.
- No todas las especies de manglares responderán de igual manera.

Incremento en la temperatura atmosférica:

- Algunas poblaciones de manglares extenderán su distribución hacia latitudes mayores.
- En muchas especies de manglares habrá cambios en los patrones fonológicos, reproductivos y de crecimiento.
- Se incrementará la productividad neta global del ecosistema de manglar.
- La biodiversidad de plantas y animales en los manglares se incrementará (beneficios de microclima) y cambiará la composición florística y faunística.
- Se acelerarán los procesos microbianos en los manglares, en la interfase agua-sedimento.

Cambios en el patrón de lluvias:

- Los cambios en el contenido de agua del suelo y salinidad del sustrato, tendrán significativo impacto sobre el crecimiento de los manglares.
- Un incremento de la precipitación sobre la tasa de evapotranspiración incrementará la tasa de producción primaria de los manglares.
- Un incremento en la salinidad del suelo reducirá la productividad primaria y crecimiento de los manglares.
- La fauna eurihalina no se verá afectada por el incremento en salinidad, pero la distribución de especies estenohalinas se alterará significativamente.

Impacto esperado de los cambios climáticos sobre el uso del suelo, utilización y deforestación de los manglares:

- Se incrementará el riesgo de inundación de tierras bajas en la planicie costera.
- Se incrementará la erosión de los litorales blandos vulnerables en lagunas costeras, estuarios y deltas fluviales.
- Se incrementará el riesgo de intrusión salina.
- Se incrementará la frecuencia del daño causado por tormentas y huracanes.

otros factores ecológicos, *Rhizophora* con propágulos de gran tamaño y mayor tolerancia a las inundaciones invadiría y dominaría las zonas altas previamente ocupadas por *Avicennia* y *Laguncularia*, las cuales se retraerían hacia la nueva zona salina somera intermareal formada hacia el interior. Los manglares de borde compuestos básicamente por *Rhizophora* irían desapareciendo paulatinamente de la línea frontal en correspondencia con su nueva distribución hacia el interior.

La temperatura es el factor climático básico que modula los límites de distribución de los manglares hacia el norte y hacia el sur del planeta (*e.g.*, como está ocurriendo con el avance de los manglares hacia el norte en el Perú, hacia el sur en Santa Catarina, Brasil, y hacia el norte en el Golfo de México, observación personal de los autores). Se ha señalado que los bosques de manglares responderían a la disminución de la temperatura reduciendo la riqueza de especies, simplificando la estructura del bosque (altura y biomasa). Aunque el promedio de temperatura del aire y del agua muestra alguna correlación con la distribución de los manglares en el mundo (FAO, 2007), las temperaturas extremas pueden ser el principal factor de control. *Avicennia* y *Laguncularia* parecen ser más tolerantes a las temperaturas frías en el neotrópico que *Rhizophora*. Las diversas tolerancias a las bajas temperaturas entre diferentes especies de manglar, generalmente se infiere a su distribución natural y adaptaciones morfo-fisiológicas, metabólicas y reproductivas. Sin embargo, se ha demostrado que la diversidad genética influye en la tolerancia de los manglares al cambio climático global (R. Twilley, comunicación personal). La figura 2 muestra la nueva distribución de los manglares en el Golfo de México y aún la costa Atlántica de la Península de Florida y estos resultados fueron ya presentados en *Coastal & Estuarine Research Federation 19th Biennial Conference, Providence Rhode Island* (Day, 2007). En esa porción del Golfo normalmente los manglares son achaparrados y mueren periódicamente, o son severamente fragmentados por los fríos y escarcha. Sin embargo, después de 20 años sin escarcha (la última fue en diciembre de 1989, según *United States Geological Survey* in Day (2007), en las costas de Texas, Louisiana y el noreste de la Florida, el manglar negro (*Avicennia germinans*) se está expandiendo rápidamente en Texas y Louisiana, a la vez que el manglar rojo (*Rhizophora mangle*) está siendo reportado al norte de su registro histórico en Florida. Actualmente, *Avicennia* en Port Fourchon (Louisiana, EUA), y Harbord Island (Texas, EUA), está desplazando rápidamente a otra vegetación en humedales salobres, y esto puede ser fácilmente detectado con imágenes Landsat. Algunos árboles de *Avicennia* en Louisiana alcanzan ahora más de 8 centímetros de diámetro y más de 4 metros de altura. *Rhizophora* es más susceptible al daño causado por la escarcha, y aunque los propágulos son llevados por las corrientes tanto desde México como desde la Florida, los pequeños retoños no son persistentes todavía, pero se observan plántulas de presencia anual. El manglar blanco (*Laguncularia racemosa*) y el manglar botoncillo (*Conocarpus erectus*) están restringidos por la intolerancia a la escarcha y no se han encontrado al norte de Cedar Key (Florida, EUA). Richard H. Day (comunicación personal) ha reportado en 2009 las cuatro especies de manglar del Golfo como habitantes regulares de los humedales costeros en el estado de Texas (CERF Abstract Proceedings 2009, www.erf.org). La consecuencia del reemplazo de los humedales salobres por manglares en el norte del Golfo

de México, incluye cambios en la estructura trófica del detritus orgánico, nuevos hábitats para juveniles de peces, y alternativa adicional de anidación de aves costeras (Day, 2007).

Estudios recientes (Day *et al.*, 2008, 2009a) indican que la frecuencia e intensidad de tormentas tropicales y huracanes se están incrementando bajo condiciones de calentamiento climático incidiendo directamente sobre estos humedales costeros. Puesto que los manglares están distribuidos en latitudes donde la frecuencia de huracanes es alta, es importante comprender cómo estos eventos afectan el desarrollo de los bosques (*e.g.* estructura del bosque, composición de especies) y la dinámica de la comunidad del ecosistema de manglar, incluyendo biodiversidad. Aún cuando el efecto es evidente en la defoliación, producción de hojarasca y la mortalidad de los árboles, también hay evidencias de una rápida recuperación por este daño (A. Lugo, R. Twilley, comunicación personal), aunado al papel que juega la dinámica del suelo controlando el crecimiento y desarrollo de los árboles.

CONCLUSIONES

REVISITANDO LA HIPÓTESIS

El cambio climático global está afectando la dinámica natural de la biosfera. La zona costera es una eco-región sensible donde los cambios inducidos y sus efectos, se están apreciando en tiempo real, con mayor celeridad que lo previsto. Los manglares, ubicados en la interfase tierra-mar controlan interacciones entre hábitats críticos de los humedales costeros con el océano adyacente. No obstante, son ecosistemas frágiles que están acusando el impacto frente al cambio climático, pero existen evidencias que estos humedales forestados tienen gran capacidad de acomodación para contender con mejor éxito que otros sistemas naturales, frente a esta variabilidad físico ambiental de ritmo acelerado que muestra el cambio global.

La respuesta final de los ecosistemas de manglar estará determinada por el balance dinámico entre la tasa de incremento del nivel del mar, la descarga de agua dulce, la acreción sedimentaria, la migración lateral potencial, y la temperatura. Cuando el incremento del nivel del mar es mucho mayor que la acreción sedimentaria, y la erosión y migración de la línea de costa sobrepasa la tasa a la cual pueden migrar los manglares, el ecosistema se sumergirá y será reemplazado por un ambiente costero marino. Si la tasa del incremento del nivel del mar es mayor que la acreción sedimentaria, pero la tasa de traslado de la línea de costa no sobrepasa la capacidad del ecosistema de migrar tierra adentro, el bosque de manglar podrá retraerse tierra adentro. Finalmente si el incremento del nivel del mar es relativamente pequeño, los manglares pueden permanecer en la línea de costa actual acumulando sedimentos en la vertical del sustrato. El ensayo predictivo de esta aproximación conceptual puede variar significativamente cuando otros factores, como el CO₂ y la temperatura, son incorporados en los modelos matemáticos que actualmente se diseñan para estimar respuestas al cambio climático global (Twilley *et al.*, 1999).

Estudios existentes sugieren que la dominancia alterna entre *Avicennia* y *Rhizophora* de acuerdo con gradientes de zonación, balancean la dinámica del nitrógeno entre el follaje y el suelo del ecosistema de manglar, con la ventaja de ser un mecanismo flexible frente al cambio climático global y su efecto en los litorales tropicales. Asimismo, otros estudios sugieren que la flexibilidad relativa de la estructura trófica de los macro-consumidores (peces y crustáceos) y su programación estacional para sincronizar la reproducción y la incorporación con los pulsos secuenciales de productividad primaria y aporte de materia orgánica, son mecanismos eficientes de acomodación frente a los efectos físico ambientales del litoral por el cambio climático global (figura 7). De manera que la macro fauna asociada (peces y macro invertebrados), normalmente recursos pesqueros, también tienen respuestas de acomodación y, aparentemente, podrán ir siguiendo la huella de los manglares en sus nuevos rangos de distribución. Dado que, de manera general, los manglares son ecosistemas sub-valorados económicoamente, es una necesidad para la gestión ambiental el valorarlos con precisión y el obtener indicadores cuantitativos del daño económico ocasionado por su degradación, ya sea por acciones antrópicas, o el cambio climático global (figura 8).

Existe controversia sobre la tolerancia de los manglares al incremento de gases de efecto invernadero, de temperatura, de ascenso del nivel del mar y de frecuencia e intensidad de tormentas tropicales y huracanes, más aún cuando esta variabilidad se está presentando a un ritmo mayor que el inicialmente predicho por el Panel Intergubernamental sobre Cambio Climático (IPCC, 2007). Sin embargo, la estructura funcional de este sistema ecológico, así como las evidencias revisadas permiten sostener la hipótesis inicialmente planteada por Yáñez-Arancibia *et al.* (1998) que: “*los manglares como hábitat forestado crítico de la zona costera presentan respuestas de acomodación frente a la variabilidad ambiental que induce el cambio global, desarrollando un papel estructural y funcional clave en la estabilidad de la línea de costa, la persistencia de hábitats y biodiversidad, el metabolismo del ecosistema, reduciendo riesgos e incertidumbre para el desarrollo sustentable del uso de sus recursos*”.

IMPLICACIONES EN MANEJO COSTERO

Los cambios climáticos globales son condición importante a considerar en el manejo costero integrado en el Golfo de México. Esto es así por diversas razones. El clima en el Golfo se dispersa en un rango tropical a templado que parecía estable en sus límites. Como clima cálido, la interfase tropical-templada, generalmente más oceánica que costera, se está ahora moviendo marcadamente hacia la zona costera en la porción norte y nororiental del Golfo. Inicialmente, esta interfase localizada en el sur de Florida y en la región fronteriza México-EUA en los estados de Texas y Tamaulipas (Yáñez-Arancibia y Day, 2004; figura 2); muestra actualmente otro patrón, abarcando las tierras bajas de Louisiana y Mississippi, incluso la costa Atlántica de Florida, teniendo como buen testigo la expansión de la distribución de los manglares. Esta “*tropicalización global del Golfo de México*”, plantea un nuevo desafío para reajustar los términos de referencia hacia una planificación ambiental estratégica para la zona costera de la región.

Una estrategia de manejo de adaptación al cambio climático por el ARNM buscando sostener la productividad de los humedales costeros, es utilizar los recursos fluviales y los sedimentos terriágenos, teniendo en cuenta que la zona costera y el mar adyacente son otro “usuario” más de agua dulce, sedimentos y nutrientes, en estacionalidad y cantidades razonables con la capacidad de carga del ecosistema (figura 3). Un ejemplo de esto es el delta del Mississippi donde los bordos han propiciado el transporte de esos insumos, directamente hacia el mar, limitando las inundaciones naturales, atenuando el fortalecimiento de los humedales y su pérdida, e induciendo el establecimiento de la “zona muerta” en el piso oceánico de Louisiana y Texas (Mitsch *et al.*, 2001; Rabalais *et al.*, 2002; Day *et al.*, 2000, 2007, 2008). En un esfuerzo por resolver este problema, se está planteado la recuperación del aporte de agua dulce y sedimentos del río Mississippi a los humedales laterales de la planicie costera (vía compuertas), como un manejo apropiado del cauce fluvial y asegurar la estructura funcional de los humedales costeros (Lane *et al.*, 1999, 2004; DeLaune y Pezeshki, 2003; DeLaune *et al.*, 2003; Costanza *et al.*, 2006; Day *et al.*, 2007). Será de vital importancia acoplar estas estrategias con la variabilidad que está induciendo el cambio climático en el sistema natural; es decir, además de incorporar el manejo del agua y sedimentos, acoplar las variables que induce el cambio de uso del suelo y la expansión de la frontera agropecuaria, entre otros impactos sociales y económicos sobre el ecosistema e manglar que se indican en la figura 8.

Finalmente, hay un consenso global en la comunidad científica que las actividades humanas están afectando el cambio climático, y el cambio climático alterará significativamente muchos de los ecosistemas de humedales costeros en escala mundial. Por lo tanto, el patrón climático general aquí presentado para el Golfo, cambiará sustancialmente para fines del siglo XXI induciendo una “*tropicalización global del Golfo de México*”. Más aún, el cambio climático interactuará y magnificará, otros tensores que induce el desarrollo social y económico sobre la zona costera del Golfo, afectando la estructura funcional de sus humedales, y los bienes y servicios que proporcionan. Twilley *et al.* (2001) plantea tres cuestiones para que la sociedad y los tomadores de decisión, comprendan las consecuencias ecológicas más evidentes del cambio climático en el Golfo para los próximos 50 a 100 años, y qué se debería hacer para proteger la ecología, asegurar la economía, preservar la cultura, y asegurar la herencia natural de las costas del Golfo: ¿Cuál será el futuro climático de la región costera del Golfo?, ¿Qué significarán estos cambios para los ecosistemas costeros del Golfo y su relación con los bienes y servicios que proveen?, ¿Cómo podrán los habitantes de las costas del Golfo enfrentar el desafío del cambio climático?

LITERATURA CITADA

- Agüero, M., 1999. Como estimar el valor económico de los manglares: un método y un ejemplo, Capítulo 22: 319-368. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, 380 pp.

- Barbier, E. B., y I. Strand, 1997. Valuing mangrove-fishery linkages: A case study of Campeche, Mexico. Annual Conference of European Association of Environmental and Resource Economics. Tilburg University, The Netherlands.
- Cahoon, D. R., 2006. A review of major storm impacts on coastal wetland elevation. *Estuaries and Coasts*, 29: 939-942.
- Conner, W. H., y J. W. Day, 1991. Variations in vertical accretion in a Louisiana swamp. *J. Coastal Res.*, 7: 617-622.
- Costanza, R., R. d'Arge, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R. V. O'Neill, J. Paruelo, R. G. Raskin, P. Sutton, y M. van der Belt, 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (15 Mayo): 253-260.
- Costanza, R., W. J. Mitsch, y J. W. Day, 2006. A new vision for New Orleans and the Mississippi delta: Applying ecological economics and ecological engineering. *Frontiers in Ecology*, 4 (9): 465-472.
- Day, J. W., y P.H. Templet, 1989. Consequences of sea-level rise: Implications from the Mississippi Delta. *Coastal Management*, 17: 241-257.
- Day, J. W., C. Hall, W. M. Kemp, y A. Yáñez-Arancibia, 1989. Estuarine Ecology. Wiley Interscience, New York, 576 p.
- Day, J.W., J. Martin, L. Cardoch, y P. Templet, 1997. System functioning as a basis for sustainable management of deltaic ecosystems. *Coastal Management*, 25:115-154.
- Day, J. W., G. P. Shaffer, L. D. Britsch, D. J. Reed, S. R. Hawes, y D. Cahoon, 2000. Pattern and process of land loss in the Mississippi delta: A spatial and temporal analysis of wetland habitat change. *Estuaries*, 23: 425-438.
- Day, J. W., J. Barras, E. Clairains, J. Johnston, D. Justic, G. P. Kemp, J. Y. Ko, R. Lane, W. J. Mitsch, G. Steyer, P. Templet, y A. Yáñez-Arancibia, 2005. Implications of global climatic change and energy cost and availability for the restoration of the Mississippi Delta. *Ecological Engineering*, 24: 253-265.
- Day, J. W., D. Boesch, E. Clairain, P. Kemp, S. Laska, W. Mitsch, K. Orth, H. Mashriqui, D. Reed, L. Shabman, C. Simenstad, B. Strever, R. R. Twilley, C. Watson, J. Wells, y D. Whigham, 2007. Restoration of the Mississippi delta: Lessons from Hurricanes Katrina and Rita. *Science*, 315: 1679-1684.
- Day, J. W., R. Christian, D. Boesch, A. Yáñez-Arancibia, J. Morris, R. R. Twilley, L. Naylor, L. Schaffner, y C. Stevenson, 2008. Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts*, 37: 477-491.
- Day, J. W., A. Yáñez-Arancibia, J. H. Cowan, R. H. Day, R. R. Twilley, y J. R. Rybczyk, 2009a. Global climate change impacts on coastal ecosystems in the Gulf of Mexico: Considerations for integrated coastal management, Chapter 14. In: J. W. Day y A. Yáñez Arancibia (eds.), The Gulf of Mexico Ecosystem-based Management. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press, College Station, TX.
- Day, J. W., A. Yáñez-Arancibia, y W. J. Mitsch, 2009b. Management approaches to address water quality and habitat loss problems in coastal ecosystems and their watersheds: Ecotechnology and ecological engineering. *Ocean Yearbook*, 23: 393-406.
- Deegan, L.A., J. W. Day, J. Gosselink, A. Yáñez-Arancibia, G. Soberón y P. Sánchez-Gil, 1986. Relationships among physical characteristics, vegetation distribution and fisheries yield in Gulf of Mexico estuaries, p. 83-100. In: D. Wolfe (Ed.), *Estuarine Variability*. Academic Press, New York. 510 p.

- DeLaune, R. D. y S. Pezeshki, 2003. The role of soil organic carbon in maintaining surface elevation in rapidly subsiding U.S. Gulf of Mexico coastal marshes. *Water, Air, Soil Pollution*, 3: 167-179.
- DeLaune, R. D., A. Jugsujinda, G. Peterson, y W. Patrick, 2003. Impact of Mississippi River freshwater reintroduction on enhancing marsh accretion processes in Louisiana estuary. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 58: 653-662.
- Duke, N. C., J. O. Meynecke, S. Dittman, A. M. Ellison, K. Anger, U. Berger, y S. Cannicci, 2007. A world without mangroves? *Science*, 317: 41-42.
- FAO, 2007. The World's Mangroves 1980-2005. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Roma, Vol 153, 82 p.
- Gornitz, V., S. Lebedeff, y J. Hansen, 1982. Global sea level trend in the past century. *Science*, 215:1611-1614.
- Greening, H., P. Doering, y C. Corbett, 2006. Hurricane impacts on coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 877-879.
- Greenwood, M. F. D., P. W. Stevens, y R. E. Matheson Jr, 2006. Effects on the 2004 hurricanes on the fish assemblages in two proximate Southwest Florida estuaries: Changes in context of interannual variability. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 985-996.
- Heileman, S., y N. Rabalais, 2008. Gulf of Mexico LME, xv-50, p. 673-698. In: K. Sherman y G. Hemptel (eds.), The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LME's of the World Regional Seas. UNEP Regional Seas Report and Studies No. 182. UNEP, Nairobi, Kenya, 852 p.
- Heileman, S. y R. Mahon, 2008. Caribbean Sea LME, xv-49, p. 657-672. In: K. Sherman y G. Hemptel (eds.), The UNEP Large Marine Ecosystem Report: A Perspective on Changing Conditions in LME's of the World Regional Seas. UNEP Regional Seas Report and Studies No. 182. UNEP, Nairobi, Kenya, 852 p.
- Hoyos, C., P. Agudelo, P. Webster, y J. Curry, 2006. Deconvolution of the factors contributing to the increase in global hurricane intensity. *Science*, 312: 94-97.
- IPCC, 2007. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2007: The Scientific Basis, Contribution of Working Group 1 to the Third Assessment Report, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jiménez, J. A., 1999. Ambiente, distribución y características estructurales en los manglares del Pacífico de Centro América: Contrastes climáticos, Chapter 6: 51-70. In: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, 380 p.
- Kesel, R., 1989. The role of the Mississippi River in wetland loss in southeastern Louisiana, USA. *Environmental Geological Water Sciences*, 13:183-193.
- Kjerfve, B., W. K. Michener, y L. R. Gardner, 1991. Impacts of climate change in estuary and delta environments. IUCN Symposium on Impacts of Climate Change on Ecosystems and Species. The Netherlands, 2-6 Dec 1991, 18 p.
- Lane, R. R., J. W. Day, y B. Thibodeaux, 1999. Water quality analysis of a freshwater diversion at Caernarvon, Louisiana. *Estuaries*, 22: 327-336.
- Lane, R. R., J. W. Day, D. Justic, E. Reyes, B. Marx, J. N. Day, y E. Hayfield, 2004. Changes in stoichiometric Si, N, and P ratios of Mississippi River water diverted through coastal wetlands to the Gulf of Mexico. *Estuarine Coastal Shelf Science*, 60: 1-10.

- Lara-Domínguez, A. L., A. Yáñez-Arancibia, y J. C. Seijo, 1998. Valuación económica de los servicios de los ecosistemas: Estudio de caso de los manglares en Campeche, p. 23-44. En: H. Benítez Díaz, E. Vega López, A. Peña Jiménez y S. Ávila Foucat (eds.), Aspectos Económicos sobre la Biodiversidad de México. Conabio, INE, Semarnat, México DF, 204 p.
- Lara-Domínguez, A. L., J. W. Day, G. J. Villalobos Zapata, R. R. Twilley, H. Álvarez Guillén, y A. Yáñez-Arancibia, 2005. Structure of a unique inland mangrove forest assemblage in fossil lagoons on the Caribbean Coast of Mexico. *Wetland Ecology and Management*, 13: 111-122.
- Lugo, A., 1999. Mangrove ecosystem research with emphasis on nutrient cycling, p. 17-38. En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD, 380 pp.
- Luther, D. A. y R. Greenberg, 2009. Mangroves: A global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, 59 (7): 602-612.
- McKee, K. y W. Patrick. 1988. The relationship of smooth Cord grass (*Spartina alterniflora*) to tidal datum's: A review. *Estuaries*, 11: 143-151.
- Medina, E., 1999. Mangrove physiology: The challenge of salt, heat, and light stress under recurrent flooding, Chapter 9: 109-126. En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (Eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, 380 p.
- Meade, 1995. United States Geological Survey, Circular 1133.
- Mendelsohn, I. A., y J. T. Morris, 2000. Eco-physiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel, p. 59-80. In: M. P. Weinstein and D. A. Kreeger (eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology, Kluwer Academic Publishers, Boston, MA, 876 p.
- Milbrandt, E. C., J. M. Greenawalt-Boswell, P. D. Sokolof, y S. A. Bortone, 2006. Impact and response of Southwest Florida mangroves to the 2004 hurricane season. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 979-984.
- Mitsch, W., J. W. Day, J Gilliam, P. Groffman, D. Hey, G. Randall, y N. Wang, 2001. Reducing nitrogen loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River basin: Strategies to counter a persistent problem. *BioScience*, 51(5):373-388.
- Neumann, J. E., G. Yohe, R. Nicholls, y M. Manion, 2000. Sea-Level Rise and Global Climate Change. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, 48 p.
- Ning, Z. H., R. E. Turner, T. Doyle, y K. Abdollahi (eds.), 2003. Integrated Assessment of the Climate Change Impacts on the Gulf Coast Region. United States Environmental Protection Agency, and United States Geological Services, Baton Rouge, Louisiana, 236 p.
- Orson, R., R. Warren, y W. A. Niering, 1987. Development of a tidal marsh in a New England River Valley. *Estuaries*, 10: 20-27.
- Ortiz-Pérez, M. A., y M. P. Méndez Linares, 1999. Escenarios de vulnerabilidad por ascenso del nivel del mar en la costa mexicana del Golfo de México y el Mar Caribe. *Investigaciones Geográficas*, 39: 68-81.
- Ortiz-Pérez, M. A., A. P. Méndez Linares, y J. R. Hernández Santana, 2009. Sea-level rise and vulnerability of coastal low-land in the Mexican area of the Gulf of Mexico and the Caribbean sea. In: J. W. Day, A. Yáñez-Arancibia (eds.), The Gulf of Mexico: Ecosystem-based Management. Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies. Texas A & M University Press, (in press).

- Pauly, D., y A. Yáñez-Arancibia, 1994. Fisheries in coastal lagoons, Chapter 13, p. 377-399. In: B. Kjerfve (Ed.), *Coastal Lagoons Processes*. Elsevier Oceanography Series 60, 577 p.
- Paperno, R., D. M. Tremain, D. H. Adams, A. P. Sebastian, J. T. Sauer, y J. Dutka-Gianelli, 2006. The disruption and recovery of fish communities in the Indian River Lagoon, FL, following two hurricanes in 2004. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 1004-1010.
- Poff, N. L., M. M. Brinson, y J. W. Day, 2002. Aquatic Ecosystems & Global Climate Change: Potential Impacts on Inland Freshwater and Coastal Wetlands Ecosystems in the United States. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, Virginia, 44 p.
- Post, E., J. Brodie, M. Hebblewhite, A. D. Anders, J. A. K. Maier, y C. C. Wilmers, 2009. Global population dynamics and hot spots of response to climate change. *BioScience*, 59 (6): 489-497.
- Proffitt, C. D., E. C. Milbrandt, y S. E. Travis, 2006. Red mangrove (*Rhizophora mangle*) reproduction and seedling colonization after Hurricane Charley: Comparisons of Charlotte Harbor and Tampa Bay. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 972-978.
- Rabalais, N. N., R.E. Turner, y D. Scavia, 2002. Beyond science into policy: Gulf of Mexico hypoxia and the Mississippi River. *BioScience*, 52: 129-142.
- Rahmstorf, S., 2007. A semi-empirical approach to predicting sea-level rise. *Science*, 315: 368-370.
- Salinas, L., R. DeLaune, y W. Patrick, 1986. Changes occurring along a rapidly submerging coastal area: Louisiana, USA. *Journal of Coastal Research*, 2: 269-284.
- Sanjurjo Rivera, E., 2001. Valoración Económica de Servicios Ambientales Prestados por Ecosistemas: Humedales de México. Semarnat, INE, México DF, 46 p.
- Scavia, D., J. C. Field, D. F. Boesch, R.W. Buddemeier, V. Burkett, D. R. Cayan, M. Fogarty, M. A. Harwell, R. W. Howarth, C. Mason, D. J. Reed, R.C. Royer, A. H. Sallenger, y J. G. Titus, 2002. Climate change impacts on US coastal and marine ecosystems. *Estuaries*, 25:149-164.
- Semarnat, 1997. México: Primera Comunicación Nacional para la Convención Marco de las Naciones Unidas ante el Cambio Climático. Semarnat, México DF, 149 p.
- Snedaker, S. C., 1993. Impact on mangrove, p. 282-305. In: G. A. Maul (ed.), *Climate Change in the Intra-American Sea*. Edward Arnold, Kent, UK.
- Stevens, P. W., D. A. Blewett, y J. P. Casey, 2006. Short-term effects of a low dissolved oxygen event of estuarine fish assemblages following the passage of Hurricane Charley. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 997-1003.
- Switzer, T. S., B. L. Winner, N. M. Duham, J. A. Whittington, y M. Thomas, 2006. Influence of sequential hurricanes on nekton communities in a Southeast Florida estuary: Short-term effects in the context of historical variations in freshwater inflow. *Estuaries and Coasts*, 29 (6A): 1011-1018.
- Tarasona, J., W. E. Arntz, y E. C. Maruenda (Eds.), 2001. El Niño en América Latina: Impactos Biológicos y Sociales. El Niño in Latin America: Biologic and Social Impacts. Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, Lima, Perú. 423 p.
- Thieler, R.R., y E.S. Hammar-Klose, 2001. National Assessment of Coastal Vulnerability to Sea-Level Rise: Preliminary Results for the US Gulf of Mexico Coast. US Geological Survey Open-File Report 00-179 (<http://pubs.usgs.gov/of/of00-179>).
- Twilley, R. R., 1988. Coupling of mangroves to productivity of estuarine and coastal waters, p. 155-180. In: B. O. Jansson (Ed.), *Coastal-Offshore Ecosystem Interactions*. Springer Verlag, Berlin.

- Twilley, R. R. y J. W. Day, 1999. The productivity and nutrient cycling of mangrove ecosystems, Chapter 10: 127-152. En: A. Yáñez-Arancibia y A. L. Lara-Domínguez (eds.), Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, 380 p.
- Twilley, R. R., R. Chen, y V. Rivera-Monroy, 1999. Formulating a succession model of mangrove wetlands in the Caribbean and Gulf of Mexico with emphasis on factors associated with global climate change. *Current Topics in Wetland Biogeochemistry*, 3: 118-141.
- Twilley, R. R., E. J. Barron, H. L. Gholz, M. A. Harwell, R. L. Miller, D. J. Reed, J. B. Rose, E. H. Siemann, R. G. Wetzel, y R. J. Zimmerman, 2001. Confronting Climate Change in the Gulf Coast Region: Prospects for Sustaining Our Ecological Heritage Union of Concerned Scientist, Cambridge, Massachusetts, and Ecological Society of America, Washington DC, 82 p.
- Twilley, R. R., S. C. Snedaker, A. Yáñez-Arancibia, y E. Medina, 2006. Biodiversity and ecosystem processes in tropical estuaries: Perspectives on mangrove ecosystems, Chapter 13: 327-370. In: H. A. Mooney, S. H. Cushman, E. Medina, O. E. Sala y E. D. Schulze (eds.), Functional Roles of Biodiversity: A Global Perspective. John Wiley & Sons Ltd.
- UNEP, 1994. Assessment and Monitoring of Climate Impacts on Mangrove Ecosystems. United Nations Environment Programme, Regional Seas Report and Studies, No. 154, 62 p.
- Valiela, I., J. L. Bowen, y J. K. York, 2001. Mangrove forests: One of the world's threatened major tropical environments. *BioScience*, 51: 807-815.
- Woodroffe, C. D., 1991. The impact of sea-level rise on mangrove shoreline. *Progress in Physical Geography*, 14: 483-520.
- Yáñez-Arancibia, A., 2005. Middle America, coastal ecology and geomorphology, p. 639-645. In: M. L. Schwartz, (ed.), The Encyclopedia of Coastal Sciences, Springer, Dordrecht, The Netherlands. 1211 p.
- Yáñez-Arancibia, A. y A. L. Lara-Domínguez (eds.), 1999. Ecosistemas de Manglar en América Tropical. Instituto de Ecología A. C., Xalapa México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA, 380 p.
- Yáñez-Arancibia, A., y M. Agüero, 2000. Integridad de ecosistemas y valor económico. En: Seminario de Valoración Económica del Medio Ambiente. INE-Semarnap. México DF, p. 1-23. www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=340&id_tema=5&dir=Consultas.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2004. Environmental sub-regions in the Gulf of Mexico coastal zone: the ecosystem approach as an integrated management tool. *Ocean & Coastal Management*, 47 (11-12): 727-757.
- Yáñez-Arancibia, A., y J. W. Day, 2005. Ecosistemas vulnerables, riesgo ecológico y el record 2005 de huracanes en el Golfo de México y Mar Caribe. www.ine.gob.mx/download/huracanes2005.pdf
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara Domínguez, y J. W. Day, 1993. Interactions between mangrove and seagrass habitat mediated by estuarine nekton assemblages: Coupling primary and secondary production. *Hidrobiologia*, 264: 1-12.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara Domínguez, y D. Pauly, 1994. Coastal lagoons as fish habitats, Chapter 12: 363-376. In: B. Kjerfve (Ed.), Coastal Lagoons Processes. Elsevier Oceanography Series 60, 577 p.
- Yáñez-Arancibia, A., R. R. Twilley y A. L. Lara-Domínguez, 1998. Los Ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques*, 4 (2): 3-19.

- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, J. S. Jacob, C. Ibáñez Martí, A. Tejeda Martínez, y C. M. Welsh 2007a. Conclusiones 1er Panel Internacional sobre Cambio Climático: La Zona Costera en Crisis en el Golfo de México, el Caribe y el Mediterráneo. Instituto de Ecología A. C., Texas Sea Grant Program. Xalapa México 30 Ago, 5 p.
- Yáñez-Arancibia, A., A. L. Lara-Domínguez, P. Sánchez-Gil, y J. W. Day, 2007b. Estuary-sea ecological interactions: A theoretical framework for the management of coastal environment, p. 271-301. In: K. Withers and M. Nipper (eds.), Environmental Analysis of the Gulf of Mexico. The Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Special Publication No. 1, Texas A&M University - Corpus Christi, 700 p.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, J. S. Jacob, A. Martínez Arroyo, S. Miranda Alonso, A. Tejeda Martínez, C. M. Welsh y A. Carranza Edwards, 2008. Conclusiones 2do Panel Internacional sobre Cambio Climático: La Zona Costera y su Impacto Ecológico, Económico y Social. Instituto de Ecología A. C., Texas Sea Grant Program, INE-Semarnat . Xalapa México 16 Oct, 8 p.
- Yáñez-Arancibia, A., J. W. Day, W. J. Mitsch y D. F. Boesch, 2006. Following the ecosystem approach for developing projects on coastal habitat restoration in the Gulf of Mexico. Commission on Ecosystem Management Newsletter 5, Highlights News, IUCN Gland Switzerland. www.iucn.org/themes/cem/documents/cem/members_2006/restoration_esa_a.yanez_arancibia_nov2006.pdf
- Yáñez-Arancibia, A, J. W. Day, y B. Currie-Alder 2009a. The Grijalva-Usumacinta river delta functioning: challenge for coastal management. Ocean Yearbook, Vol 23: 473-501.
- Yáñez-Arancibia, A, J. J. Ramírez-Gordillo, J. W. Day, y D. Yoskowitz, 2009b. Environmental sustainability of economic trends in the Gulf of Mexico: What is the limit for Mexican coastal development?. In: J. Cato (ed.) Ocean and Coastal Economy of the Gulf of Mexico, The Harte Research Institute for Gulf of Mexico Studies, Texas A & M University Press, College Station, TX. Chapter 5: 82-104.
- Zomlefer, W. B., W.S. Judd, y D.E. Giannasi, 2006. Northernmost limit of *Rhizophora mangle* (red mangrove; Rhizophoraceae) in St. Johns County, Florida. *Castanea*, 71: 239-244.

