

CREACIÓN Y RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR: PRINCIPIOS BÁSICOS

Francisco Javier Flores-Verdugo, Claudia Maricusa Agraz-Hernández
y Daniel Benítez-Pardo

Introducción

En el mundo, los manglares representan solamente 1% de los bosques tropicales (16 millones de hectáreas). Estos ecosistemas así como otros humedales costeros son muy importantes para la biodiversidad y para las comunidades humanas que viven de sus recursos en las regiones tropicales y subtropicales del orbe (Field, 1996).

Los manglares comprenden más de 60 especies que corresponden a bosques o matorrales, que presentan un conjunto de adaptaciones a ambientes tales como zona de mareas, de áreas tropicales y subtropicales (Chapman, 1975) (ver capítulo de manglares).

Los manglares son uno de los ecosistemas más productivos del planeta (24 ton/ha/año) con una productividad anual similar al más productivo de nuestros cultivos como es la caña de azúcar (20 ton/ha), e incluso ocho veces superior al más eficiente de los pastizales para ganado (3 ton/ha). Como consecuencia de esta elevada productividad, los manglares sostienen importantes pesquerías en las lagunas costeras así como de la zona marina adyacente (Lieth y Whitaker, 1975). Muchos organismos de importancia pesquera viven toda su vida o parte de ella en lagunas costeras con manglares en sus riberas. El ejemplo más claro es el camarón (*Litopenaeus spp.*) que en sus estados larvarios y juveniles se dirige a las lagunas costeras, donde se alimenta hasta ser preadultos y adultos listos para salir al mar a desovar (Turner, 1991), por lo que la interrupción de su ciclo de vida debido a la sobrepesca en las lagunas, a la contaminación de éstas, a su rápido asolvamiento, a la reducción de los aportes por ríos y arroyos por la construcción de presas, así como a la deforestación de manglar, afectaría de manera significativa al recurso, tanto en la laguna como en alta mar.

Es importante manejar el manglar no solo para lograr un aprovechamiento óptimo del mismo, sino también para conservarlo y mantenerlo en el tiempo para las futuras generaciones

Por lo anterior, es lógico inferir que la destrucción de los manglares impactaría negativamente a las pesquerías locales y de alta mar. Algunos autores estiman una pérdida anual de más de 800 kg de camarón y pescado de valor comercial por cada hectárea de manglar destruido (Turner, 1977; 1991; Martusobroto y Naamin, 1977).

Por otro lado, los manglares cumplen con otras importantes funciones: a) como filtro biológico de contaminantes provenientes de los fertilizantes agrícolas (Ensenada del Pabellón, Sinaloa); b) como trampa de sedimentos que protege los canales y lagunas del asolvamiento (Chantuto-Teculapa-Panzacola, Chiapas); c) como refugio de fauna silvestre, con algunas especies amenazadas o en peligro de extinción, como el caso del cocodrilo *Crocodylus acutus* (Chiricahueto, Sinaloa); d) como fuente de alimento de asentamientos humanos desde tiempos precolombinos (conchales de Teacapán, Sinaloa), e) de gran valor escénico, que rompe con la rigidez urbana o monotonía de los campos rurales (Estero de El Salado, Jalisco); f) protegen el litoral de la erosión por oleaje (Los Peténes, Campeche); g) sirven como sitios de amortiguamiento por inundaciones y huracanes (Riviera Maya, Quintana Roo; marismas de San Ignacio-Navachiste, Sinaloa); h) son sitios de alimentación y reposo de aves migratorias (Marismas Nacionales, Nayarit; Ría Celestún y Ría Lagartos, Yucatán); e i) tiene valor religioso y cultural (Mexcaltitán, Nayarit) en algunas regiones (Flores-Verdugo, 1989).

Algunos países, conscientes de la importancia de los manglares, han implementado programas para reforestarlos, como Bangladesh con 127,000 ha reforestadas exitosamente, con el propósito de proteger sus costas del efecto de ciclones y tormentas tropicales (Siddiqi y Khan, 1996).

En países del sureste asiático, los manglares están relativamente bien manejados pues de ellos se obtiene madera para postes, leña y carbón. Sin embargo, no son considerados como medios para preservar la ecología por lo que se ha especulado que al final puede ser que se tenga que pagar un precio ecológico por la presente forma de manejo (Ong, 1995).

Los ciudadanos que han destruido áreas de manglar han sido obligados por la ley a llevar a cabo proyectos para reforestarlos y restaurarlos.

Por otro lado, en otras naciones se reforesta con manglares para mejorar la producción pesquera, lo cual es compatible con la ecología natural de la zona. En América Latina, en países como Colombia, Cuba y Panamá se han realizado diversos esfuerzos para reforestar con manglares (Field, 1996; Sánchez-Páez *et al.*, 2000).

Como consecuencia del desconocimiento de la importancia de estos ecosistemas y por la dificultad de evaluar sus beneficios indirectos, extensas zonas de manglar han sido destruidas por diversas causas, como el desarrollo portuario, petrolero, agropecuario, acuícola, etc. (Olson *et al.*, 1996).

En el ámbito mundial, se estima una destrucción aproximada de 35% de los manglares en los últimos 20 años (1.75%/año). En 1982 se estimaba una pérdida anual de 1% (Ong, 1982), cifra que prácticamente se ha duplicado en los últimos 20 años. La principal causa se le atribuye a la camaronicultura con 38% (Thornton *et al.*, 2003).

El establecimiento de las especies de mangle depende de la interrelación de un conjunto de factores físicos y biológicos, así como de las actividades humanas, por lo tanto, deben tenerse en cuenta en el proceso de restauración.

Ante tal panorama, algunos gobiernos y agencias internacionales como la UICN (Unión Mundial para la Naturaleza), WWF (Fondo Mundial para la Vida Silvestre), ISME (Sociedad Internacional de Ecosistemas de Manglar) y otras agencias no gubernamentales han tratado de revertir este proceso mediante programas de restauración, reforestación o de aprovechamiento sustentable (Sánchez-Páez *et al.*, 1998; Valdez-Hernández, 2002).

México es una nación privilegiada en términos de extensión de manglares pues ocupa el sexto lugar mundial con aproximadamente 660,000 ha de manglar, por arriba de la mayoría de los países de África, excepto Nigeria; y en América, excepto Cuba y Brasil (Flores-Verdugo, 1989; Suman, 1994). Sin embargo, regionalmente este ecosistema presenta elevadas tasas de destrucción, como en Agua Brava (Nayarit) con más de 8,600 ha destruidas por el cambio hidrológico causado por una boca artificial en los

años 70 (Kovacs *et al.*, 2001), por la camaronicultura en Sinaloa y Nayarit y, en alguna época, por el desarrollo petrolero y ganadero en Veracruz, Tabasco y Campeche.

Las especies de mangle están protegidas por la Norma Oficial Mexicana 059, por lo que diversos infractores que han destruido zonas de manglar han sido obligados a desarrollar proyectos de reforestación con manglares o a restaurar estos ecosistemas en sitios cercanos (compensación ecológica). Como ejemplos se tienen los casos de diversos desarrollos turísticos en Quintana Roo y otros sitios del Pacífico y Golfo de California (Agraz-Hernández, 1999).

Los proyectos de reforestación, restauración y/o manejo sustentable de manglares en México son escasos o están limitados a nivel experimental o en informes de baja difusión. Sin embargo, algunos esfuerzos se han realizado o están en proceso en las costas de la península de Yucatán, Nayarit, Sinaloa, Colima, Chiapas, Guerrero, Baja California Sur y probablemente otros estados, realizados por agencias gubernamentales, no gubernamentales, el sector social, instituciones educativas y de investigación y por la iniciativa privada, a exigencia de instancias de gobierno (Agraz-Hernández, 1999; Reyes y Tovilla, 2002; Valdez-Hernández, 2002; Benítez-Pardo, 2003).

La reforestación directa es viable en zonas perturbadas, donde las condiciones ambientales no han sido modificadas.

El establecimiento del manglar está determinado por diversos factores ambientales como el clima, el período de inundación o hidroperíodo (frecuencia y duración de la inundación de cierta área), la disponibilidad de nutrientes provenientes de los ríos, del manto freático y de los escurrimientos terrestres, la salinidad intersticial y del agua, la luminosidad, el oleaje y corrientes, el viento, el tipo de suelo, las enfermedades y la herbivoría; así como por impactos negativos directos derivados de la actividad humana, como la ampliación de la frontera agropecuaria y acuícola, los asentamientos humanos, portuarios y turísticos, la extracción excesiva de madera, la construcción de bordos y canales interiores, los tapos y sierras, así como también los impactos indirectos como la erosión de suelos de la cuenca, la construcción de presas, la desviación de ríos, la apertura/clausura total o parcial de bocas, ríos y arroyos por escolleras y bordos y la contaminación del agua.

En general, los trabajos de restauración de manglar se han enfocado principalmente a la reforestación, actualmente a la restauración de la hidrología original y a la combinación de ambas.

Programas de restauración de manglares se han realizado en diversos países del Sureste de Asia (Field, 1996), el Caribe (Lewis, 1979), América Latina (Sánchez-Páez *et al.*, 2000) y en particular en Florida, EUA (Lewis, 1979; 1982) por diferentes razones: para el uso del recurso maderable, la recuperación y el restablecimiento del hábitat original, el apoyo a las pesquerías, como barrera contra la erosión e impacto por huracanes, por razones legales, por ser refugio de flora y fauna silvestre local y migratoria, así como de especies amenazadas o en peligro de extinción, o por su valor estético y cultural.

El presente trabajo describe las principales consideraciones ambientales para llevar a cabo un proyecto de reforestación, restauración y creación (forestación) de manglares con algunos casos de México.

Reforestación

Ha sido y sigue siendo la actividad dominante para la restauración de los manglares. Se puede dividir en tres grupos: la directa de propágulos y/o plántulas, la reforestación con plántulas de vivero y con frecuencia se recurre a la combinación de ambas.

La reforestación directa en zonas de manglar perturbado es factible cuando las condiciones ambientales no han sido modificadas, sin embargo, se debe tener en cuenta que la distribución de los propágulos y plántulas, en términos de áreas inundadas por mareas, en algunas ocasiones no corresponden a la distribución de los adultos, como se verá más adelante. La reforestación con plantas de vivero tiene las ventajas de dar una mayor probabilidad de sobrevivencia respecto a las plántulas sembradas directamente y, por lo tanto, se puede realizar una plantación de menor densidad pero con la desventaja de incrementar los costos por los gastos de mantenimiento del vivero. Cuando se utilizan plántulas de vivero, es importante preadaptarlas a condiciones similares al sitio donde se piensa sembrar (en particular la salinidad), para garantizar una mayor sobrevivencia.

La reforestación con plántulas de vivero aumenta la sobrevivencia, pero requiere acondicionamiento previo e implica mayores costos.

El esfuerzo de reforestación en términos horas-hombre/hectárea es variable dependiendo del país, la región, el tipo y especie de manglar y la densidad de plantación. En Tailandia, para una plantación de 700 ha con propágulos de mangle (*R. apiculata*) a una distancia de 1 metro (10,000 propágulos/ha) se estimó un esfuerzo de sólo 10 jornales/ha (80 horas-hombre/ha) (Aksorkoae, 1996). En Estados Unidos y algunas regiones del Caribe, varía desde 800 a 1,200 horas-hombre/ha (100-150 jornales), donde queda incluida la colecta e instalación de propágulos (Flores-Verdugo *et al.*, 1995).

Los costos de reforestación varían en función de los métodos utilizados, así como por el valor de la mano de obra en la zona de restauración.

1098

Los costos de reforestación, al igual que en el caso anterior, son muy variables por las mismas causas y por el costo de la mano de obra local de cada país. En Matang (Malasia), donde se llegaron a reforestar 4,300 ha en 5 años, se estimó un costo de 34 dólares/ha (Chan, 1996). En Estados Unidos y el Caribe de \$1,400 a \$4,200 dólares/ha, dependiendo del material utilizado (propágulos o plántulas) y la distancia entre plántulas, llegando a ser de \$11,460 dólares, cuando se reforesta con árboles de tres años de edad. Los costos de propágulos de manglar rojo (*R. mangle*) sembrados a 90, 60 y 30 cm de distancia, equivalentes a 12,345, 27,780 y 111,100 propágulos/ha, varían de 1,140 a 2,470 y 10,175 dólares/ha, respectivamente (Teas, 1977; Lewis, 1982). En Chiapas, México, un trabajo de reforestación de dos hectáreas comprendió un costo de 1,230 a 1,901 dólares/ha (Reyes y Tovilla, 2002).

La reproducción vegetativa brinda una mayor sobrevivencia y acorta el tiempo para la primera reproducción en los mangles.

La sobrevivencia es muy baja para plántulas silvestres de un año, trasplantadas sin bolo de sedimento, en particular para el género de *Rhizophora* spp. (20-25%) y ligeramente mayor para *Avicennia* spp. (30-40%). En comparación con la plantación directa de propágulos de *R. mangle*, donde la sobrevivencia es superior (75-80%) y de plántulas de vivero de un año de edad de *R. mangle* y *A. germinans* (80-90%). El

trasplante con bolo de sedimento con un diámetro, equivalente a la mitad de la altura de las plántulas de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, permite una sobrevivencia de 85 a 90% en el primer año (Pulver, 1975; Bohórquez y Prada, 1988; Agraz-Hernández, 1999).

En general, la tasa de crecimiento en el primer año es lenta comparada con los años posteriores. La distancia entre plántulas es un factor determinante para el crecimiento óptimo de los árboles y varía dependiendo de la especie de mangle. Para *R. mucronata* se observó un óptimo crecimiento a distancias de 1.5 m, equivalentes a aproximadamente 4,500 plántulas/ha (Untawale, 1996).

Otra forma de reducir la densidad y asegurar una mayor sobrevivencia es con plantas generadas por reproducción vegetativa (acodos y esquejes). A través de este medio se pueden formar plantas de varios tamaños con individuos que empiezan a reproducirse al año (Benítez-Pardo *et al.*, 2002).

Viveros

Los proyectos de reforestación frecuentemente combinan las actividades de reforestación directa con propágulos, plántulas y con plántulas de un vivero transitorio (Field, 1976; Sánchez-Páez, *et al.*, 1998; 2000).

Los costos de un vivero varían en función de la disponibilidad de agua dulce para riego, infraestructura sanitaria y acceso a los propágulos o semillas.

Los costos estimados para la construcción de un vivero también son variables. Para una producción anual de 20,000 plantas de un proyecto de forestación para 22 hectáreas de dragados (isletas artificiales) en el Pacífico de México, pueden variar de \$40,260 a \$82,803 pesos, dependiendo de la disponibilidad de agua dulce para riego, infraestructura sanitaria y acceso a la semilla. Los gastos de mano de obra para el embolsado, colecta, selección de semillas y siembra en bolsas de polietileno en este mismo proyecto corresponden a 65 jornales (520 horas-hombre) equivalentes a \$4,400 pesos (\$80/jornal) y de un operador para el manejo, riego y vigilancia por

180 jornales al año (1,440 horas-hombre) equivalentes a \$10,800 pesos (Benítez-Pardo *et al.*, 2002).

Se recomienda instalar las plántulas a una altura de 60 a 100 cm por arriba del suelo para evitar la herbivoría por cangrejos (*Uca* spp.) y otros organismos; sin embargo, esto podría incrementar los costos. Por otro lado, los propágulos y plántulas pueden llegar a ser infestados por larvas de insectos (escarabajos y taladradores) de las familias de los *Scarabaeidae* y *Scolitydae*. Sánchez-Páez *et al.* (1998) reporta una mortalidad de sólo 9% por plagas de insectos, aunque pueden generar plantas con crecimiento deficiente, por lo que recomiendan regarlas con agua ligeramente salina. Estos insectos son comunes en suelos donde la influencia de aguas marinas es nula, por lo que se pueden considerar oportunistas, favorecidos por las condiciones del vivero.

El hidroperíodo, la salinidad y la microtopografía son factores clave a considerar en un proceso de restauración en el ecosistema de manglar.

El hidroperíodo y la microtopografía

La reforestación ha sido la actividad preponderante para la restauración de manglares, pero en la mayoría de los casos se han realizado de manera empírica sin considerar el hidroperíodo, lo que ha llevado a algunos fracasos o a rendimientos muy bajos. Reyes y Tovilla (2002) reportan una mortalidad de 61.2% de una plantación directa con propágulos de manglar rojo y lo atribuyen a que las plántulas no estuvieron bajo condiciones de inundación por largo tiempo, en cierta temporada del año.

En el caso de la restauración hidrológica, el hidroperíodo es muy importante para los manglares, tanto para la reforestación como para la restauración y más recientemente para la creación de nuevas áreas para forestación natural o inducida de manglar.

Los diferentes tipos de humedales costeros están condicionados en gran medida por el hidroperíodo y la salinidad del agua. En los ecosistemas de manglar, el hidroperíodo va a estar determinado principalmente por la influencia de las mareas y las pequeñas variaciones en su topografía (microtopografía) y, en segundo término, por las

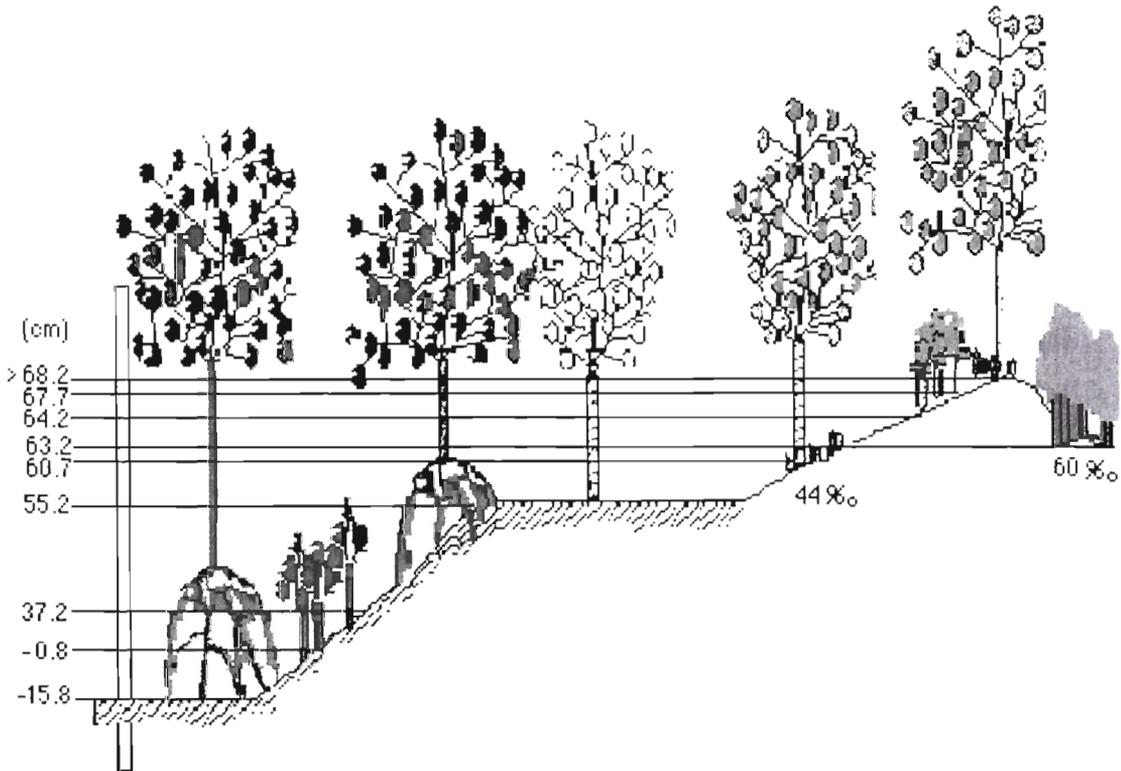
inundaciones provocadas temporalmente por los ríos y escurrimientos terrestres de la región (Flores-Verdugo *et al.*, 1995; Rico y Palacios, 1996; Agraz-Hernández, 1999).

Las plántulas y los individuos adultos de las especies de mangle varían en cuanto a requerimientos de inundación. La distribución de las plántulas es mucho más restringida y la diferencia puede darse por unos pocos centímetros.

El conocimiento de la microtopografía de los humedales nos permite determinar la distribución de sus diferentes tipos, las áreas potenciales de restauración, así como la ampliación o creación de nuevas áreas para determinado tipo de humedal (Lewis, 1982). El método para medir la microtopografía puede variar desde la manguera de nivel hasta el teodolito (García-Márquez, 1984).

La frecuencia y el período de inundación son factores determinantes para la ausencia o presencia de los manglares. Las diferentes especies de mangle tienen distintas preferencias de inundación. La presencia de una u otra especie, así como su extensión en un sitio determinado, lo definen unos cuantos centímetros de diferencia topográfica (< 90 cm). Las plántulas de cada especie de mangle tienen una distribución de inundación aún más restringida que los adultos (Cuadro 1). Agraz-Hernández (1999) observó una clara zonación entre las diferentes especies de mangle respecto al nivel de las mareas y a la salinidad intersticial. También observó que las plántulas de dos especies de mangle poseen un rango de distribución topográfica más limitada que la de los adultos y que en los límites de distribución topográfica de ambas especies, la diferencia es de sólo 5.5 cm (Figura 1, Cuadro 1). Resultados similares fueron observados por Flores-Verdugo *et al.* (1995) en Boca Cegada, Nayarit, donde la diferencia entre la presencia de mangle negro (*A. germinans*) y su ausencia en una marisma es de 2 a 7 cm (Figura 2).

En Boca Cegada (Nayarit), en 1995, mediante fotografías aéreas, se observó una zona con manglares adyacente a una marisma; la misma que en fotografías aéreas de 1970 estaba desprovista de vegetación. Esto sugiere como hipótesis que la marisma recibió un aporte significativo o varios aportes graduales de sedimentos, que elevaron el nivel del suelo (acreción vertical) a niveles adecuados para su colonización por manglares (Flores-Verdugo *et al.*, 1995).



1102

Figura 1 | Zonación de las especies de mangle (árboles y plántulas) con base en los niveles topográficos respecto al nivel medio del mar (en cm) en el Estero de Urías, Sinaloa. (0/00 corresponde a salinidad intersticial).

TIPO DE MANGLAR	NIVEL TOPOGRÁFICO RESPECTO AL N.M.M (cm)	INTERVALOS DE INUNDACIÓN POR MAREAS
<i>R. mangle</i> (adultos)	de -15.8 a 55.2	71.0
<i>R. mangle</i> (plántulas)	de -0.8 a 37.2	38.0
<i>L. racemosa</i> (adultos)	de 55.2	0.0
<i>A. germinans</i> (adultos)	de 60.7 a >68.2	>7.5
<i>A. germinans</i> (plántulas)	de 64.2 a 67.7	3.5
<i>A. germinans</i> (matorral)	63.2	

Cuadro 1 | Niveles topográficos de distribución de los manglares respecto al nivel medio del mar (NMM = 0). Niveles corregidos para Mazatlán, Sinaloa. Tablas de Predicción de mareas 1998. Instituto de Geofísica, UNAM. ISSN-0187 6635.

Unidades naturales	Manglar tipo borde	Manglar tipo matorral	Llanura de halófitas	Marisma
Estructura forestal	2,050 árb/ha 22.3 m ² /ha	40,000 árb/ha 6.12 m ² /ha		
Amplitud franjas	< 30 m	5 - 25 m	15- 20 m	< ó > 80 m

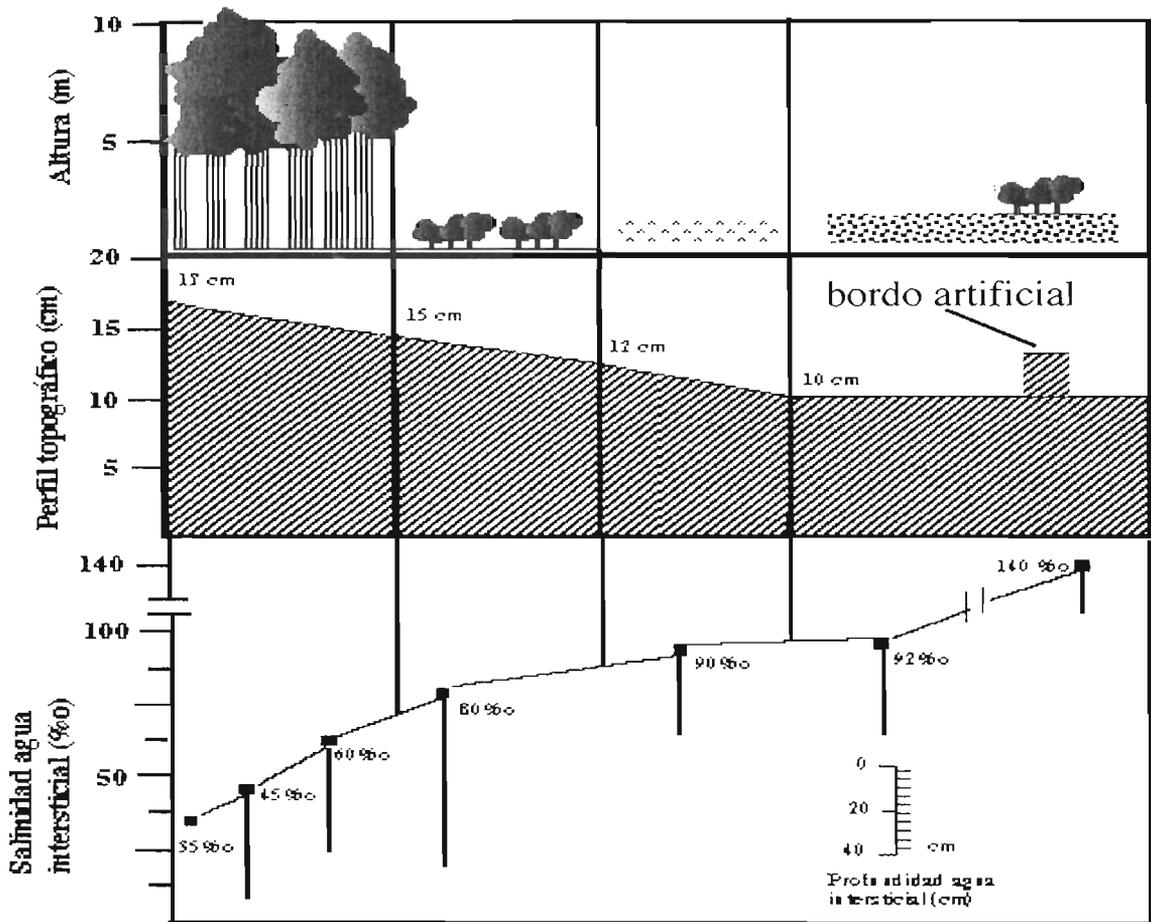


Figura 2 | Estructura forestal, distribución topográfica y salinidad intersticial del mangle negro *A. germinans* en una marisma de Boca Ciega, Yucatán.

Las especies de mangle varían en cuanto a su tolerancia a la salinidad. El mangle negro es el más tolerante, seguido por el rojo y luego el blanco. Este último prefiere salinidades por debajo de la del mar.

Cuando la salinidad intersticial es muy alta, el manglar reduce su altura, tomando aspecto de matorral.

La salinidad intersticial

Corresponde a la salinidad del agua en los sedimentos y es otro factor que influye en la zonación y el grado de desarrollo de los manglares. Cuando ésta es superior a los 70 ups, provoca la disminución del desarrollo del manglar llegando a causar su muerte (Cintrón-Molero y Shaeffer-Novelli, 1983). Aunque está ampliamente reconocido que las condiciones óptimas de crecimiento de las diferentes especies de mangle, en general, son entre 10 y 20 ups, algunos autores han encontrado que las diversas especies de manglar tienen diferente grado de tolerancia a las altas salinidades siendo el mangle negro, *A. germinans*, el más tolerante a las salinidades altas, seguido por el mangle rojo, *R. mangle* y el mangle blanco, *L. racemosa*. Esta última especie tiene preferencia por las salinidades menores a la marina (< 35 ups). A salinidades demasiado elevadas (> 70 ups), *A. germinans* crece como matorral (Cintrón-Molero y Shaeffer-Novelli, 1983; López-Portillo y Ezcurra, 1989; Flores-Verdugo, 1995). Agraz-Hernández (1999) reporta la presencia de matorrales de *A. germinans* dentro del rango de distribución topográfica de la misma especie con árboles maduros pero en suelos hipersalinos (Figura 1). La misma situación se repite en Boca Cegada, Nayarit, donde una salinidad máxima de 60 ups permite el desarrollo de un bosque de manglar negro, tipo borde de diez metros de altura, que se transforma en tipo matorral de menos de un metro de altura a 80 ups, desapareciendo por completo a salinidades mayores de 90 ups (Figura 2).

Acreción natural y artificial

Existen regiones con elevada sedimentación que relativamente en poco tiempo llegan a tener los niveles topográficos óptimos (acreción natural) para el establecimiento de manglares, de forma natural o con plantaciones inducidas (Siddiqi y Khan, 1996). Por otro lado, se pueden inducir acreciones artificiales con ayuda de alguna barrera contra el oleaje y las corrientes (como llantas de automóvil), que estimulan la sedimentación y protegen a las plántulas al reducir la energía erosiva de estos factores. El establecimiento de las plántulas de mangle, como en el caso an-

terior, puede ser de forma natural o inducida con una forestación de baja densidad. Otra estrategia que se utiliza con relativa frecuencia para acreciones artificiales consiste en la construcción de plataformas o isletas, utilizando el material de relleno proveniente de dragados u otras fuentes, confinados mediante algún tipo de barrera (tablas o malla geotextil) o la construcción de canales en las marismas, en cuyos márgenes se construyen plataformas de mareas para el establecimiento natural o inducido de manglares u otros humedales. Los canales con plataformas adyacentes son conocidos como unidades de forestación y cumplen con una doble función: se obtiene material para la construcción de las terrazas y se permite la entrada de la marea que reduce la salinidad de los suelos hipersalinos. Esta estrategia sólo se aplica en marismas cuyo nivel del suelo está por abajo del nivel de los manglares (Flores-Verdugo, *et al.* 1995; Agraz-Hernández, 1999). Además de la utilización de los dragados para isletas y plataformas, parte de este material se puede emplear en las márgenes de los canales dragados para la navegación, para estabilizar los sedimentos y para aumentar la vida media del canal (Benítez-Pardo, 2003).

En zonas donde se han llevado a cabo dragados y el nivel del suelo está por abajo del nivel de los manglares, pueden establecerse plataformas o isletas, utilizando el material extraído del dragado, sobre el que se establecen las plántulas de mangle de manera natural o inducida.

En una marisma de Boca Cegada, Nayarit (Figura 2), se construyeron dos bordos artificiales que fueron densamente poblados, de forma natural, por plántulas de *A. germinans*; sin embargo, presentaron enanismo a consecuencia de la elevada salinidad de la marisma (> 100 ups), por lo que se propuso la construcción de pequeños canales de penetración desde una vena de mareas con menor salinidad, para disminuir la salinidad con un mayor recambio de agua, así como reducir el tiempo de residencia del agua en la marisma (Flores-Verdugo *et al.*, 1995).

La construcción de canales de pequeñas dimensiones o la revitalización hidráulica

El restablecimiento de las condiciones hidrológicas del manglar, a través de pequeños canales, puede favorecer su restauración y reforestación natural o inducida.

de las venas de mareas son efectivas para restablecer las condiciones hidrológicas adecuadas para los manglares tipo cuenca o matorral (Sánchez-Páez *et al.*, 1998; 2000). En Florida, la construcción de un puente bloqueó parcialmente la entrada de mareas a una zona de manglares. Al reducirse la fuerza de las mareas en la parte terminal del sistema hidrológico, las venas de mareas fueron invadidas por los propios manglares, bloqueando el flujo de agua hacia los manglares del interior. En consecuencia, se procedió a rehabilitar los canales de mareas para la recuperación de los manglares (Lewis, 1982).

En el estero de Urías (Sinaloa), en un banco de mareas, se construyeron dos plataformas experimentales dentro de un perímetro de tablas de madera que fueron rellenas con sedimento del mismo banco. Una de las plataformas se relleno a la altura de *R. mangle* y la otra a la de *A. germinans*. La altura de las plataformas se mantuvo al mismo nivel topográfico del suelo de los manglares adultos aledaños de ambas especies mediante una manguera de nivel (García-Márquez, 1984). En las plataformas fueron instaladas plántulas de ambas especies en sus correspondientes niveles. Se encontró un crecimiento significativamente mayor en estas plántulas respecto a las plántulas control dentro del bosque de manglar, y no hubo diferencia significativa en el crecimiento entre ambas especies en las plataformas. Esto se atribuyó a las condiciones de luminosidad más limitadas para las plántulas dentro del bosque, en comparación con las plántulas en las plataformas. Aunque Smith y Snedaker (1995) mencionan el efecto negativo de los rayos ultravioleta en las plántulas de *R. mangle*, el manglar es conocido como un vegetal que demanda buenas condiciones de luminosidad en comparación con otros vegetales como los del sotobosque (Agraz-Hernández, 1999).

En el mismo banco de arena, un año después se construyó otra plataforma sin plántulas de manglar. Esta plataforma fue colonizada de forma natural por propágulos de mangle blanco (*L. racemosa*) que logran una altura superior a los tres metros en cuatro años (Flores-Verdugo, comunicación personal).

El uso de PVC relleno de sedimentos para el establecimiento de mangle rojo es un método novedoso que protege a la planta de diversos factores adversos y requiere menor cantidad de sedimentos que las plataformas. Al enraizarse la plántula, el PVC puede retirarse, para evitar la contaminación del lugar.

Un método relativamente nuevo de acreción artificial diseñado para el mangle rojo *R. mangle* fue desarrollado por Riley y Salgado-Kent (1999) y consiste en el uso de tubos de plástico PVC de 1.5 pulgadas de diámetro, con una ranura a todo lo largo, rellenos con sedimento hasta la altura correspondiente al suelo del manglar. Este método tiene ventajas adicionales como la de proteger a la plántula de la abrasión por corrientes, oleaje y detritus; requerir menor cantidad de sedimento que las plataformas; protege a la plántula de los rayos ultravioletas y de la herbivoría de macroinvertebrados y vertebrados; así como estimular su crecimiento vertical. Sin embargo, el uso de PVC ha sido fuertemente cuestionado por no ser biodegradable, por lo que estos autores recomiendan la remoción del mismo una vez que la plántula ha enraizado.

Los rellenos para la creación de isletas artificiales para forestación con manglar están desplazando a bajos de mareas, proceso definido como "conversión de hábitat". Los bajos de mareas de arena o limo-arcilla pueden ser ecosistemas productivos que proveen de un importante hábitat para invertebrados, algunos de importancia comercial como bivalvos (Ej. almejas) y cangrejos, así como áreas de alimentación de aves playeras migratorias, por lo que se requiere de un dictamen ambiental para determinar los impactos potenciales sociales y al ambiente. Por otro lado, el elevado asolvamiento de la mayoría de las lagunas costeras de México requiere de costosos programas de recuperación mediante dragados; la forestación con manglar puede colaborar en la estabilización de los sedimentos, aumentando la vida útil de los canales.

Conclusiones

La restauración de manglares se puede realizar mediante dos métodos: la reforestación y la restauración hidrológica. Ambos requieren de un conocimiento básico del hidroperíodo de la región y éste a su vez del régimen de mareas y de la microtopografía. La creación de nuevas áreas de forestación con manglares, mediante la acreción artificial, debe evitarse en lo posible en bajos de mareas productivos y de preferencia en áreas que ya han sido perturbadas por asolvamiento intenso, granjas camaronícolas abandonadas y en algunas marismas. Además del hidroperíodo y la salinidad, deben tenerse en cuenta otros factores ambientales para una reforestación efectiva, como la energía de oleaje, corrientes y abrasión por detritus flotante.

BIBLIOGRAFÍA

- Agraz-Hernández, C. M.** 1999. Reforestación experimental de manglares en ecosistemas lagunares estuarinos de la costa noroccidental de México. Tesis doctoral, Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 133 p.
- Aksornkoe, S.** 1996. Reforestación de bosques de manglar en Tailandia. En: C. Field (ed.). La restauración de ecosistemas de manglar. ISME y OIMT, pp. 55-67.
- Benítez-Pardo, D.** 2003. Creación de áreas de manglares en islas de dragados como apoyo potencial a las pesquerías en la Bahía de Navachiste, Sinaloa. México. Universidad Autónoma de Sinaloa y Comisión Nacional de Pesca y Acuicultura, México, 30 p.
- Benítez-Pardo, D.; F. Flores-Verdugo y J. L. Valdez.** 2002. Reproducción vegetativa de dos especies arbóreas en un manglar de la costa norte del Pacífico mexicano. *Maderas y Bosques* 8 (2): 57-71.
- Bohórquez, C. A. y M. C. Prada.** 1988. Trasplante de plántulas de *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae) en el Parque Nacional Corales del Rosario. *Biotropica* 27(2): 160-167.
- Chapman, V. J.** 1975. Mangrove biogeography. En: G. E. Wals, S. C. Snedaker y H. T. Teas (eds.). Proceedings of the International Symposium on Biology and Management of Mangroves. Vol.1, Univ. of Florida, Gainesville, E.U.A. pp. 3-22.
- Chan, H. T.** 1996. Reforestación de manglares en Malaysia peninsular. En: C. Field (ed.). La restauración de ecosistemas de manglar. ISME y OIMT, pp. 68-80.
- Cintrón-Molero, G. y Y. Schaeffer-Novelli.** 1983. Introducción a la ecología del manglar. ROSTLAC/UNESCO. Montevideo, Uruguay, 109 p.

- Field, C.** 1996. La restauración de ecosistemas de manglar. ISME y OIMT, 278 p.
- Flores-Verdugo, F. J.** 1989. Algunos aspectos sobre la ecología, uso e importancia de los ecosistemas de manglar. En: J. Rosa Vélez, J. de la y F. González Farías (eds.). Temas de Oceanografía Biológica en México. Universidad Autónoma de Baja California, Ensenada, México, pp. 22-56.
- Flores-Verdugo, F. J., C. M. Agraz-Hernández y F. J. Martínez-Cordero.** 1995. Programa de reforestación de manglares por el desarrollo acuícola de AquaNova-Boca Cegada (Nayarit): Evaluación ecológica integral y medidas de mitigación. Anteproyecto. Unidad Mazatlán en Acuicultura y Manejo Ambiental, CIAD y Facultad de Ciencias Biológicas, Universidad Autónoma de Nuevo León, México, 86 p.
- García-Márquez, F.** 1984. Topografía Aplicada. Editorial Concepto, México, 200 p.
- Kovacs, J.M., M. Blanco-Moreno y F. Flores-Verdugo.** 2001. A logistic regression model of hurricane impacts in a mangrove forest of the Mexican Pacific. *Journal of Coastal Research*. 17 (1): 30-37.
- Lieth, H. y R. H. Whittaker.** 1975. Primary productivity of the Biosphere. Springer-Verlag, Nueva York, 125 p.
- Lewis, R. R. III.** 1979. Large scale mangrove restoration on St. Croix UIP. En: Proc. Sixth Annual Conf. on Restoration and Creation of Wetlands. Hillsborough Community College, Florida, pp. 231-242.
- Lewis, R. R. III.** 1982. Mangrove forest. En: R. R. Lewis (ed.). Creation and restoration of coastal plant communities. CRC Press, Boca Ratón, Florida, pp. 153-171.
- López-Portillo y E. Escurre.** 1989. Response of three mangroves to salinity in two geofoms. *Functional Ecology* 3: 355-361.
- Martusobroto, P. y N. Naamin.** 1977. Relation between tidal forest (mangroves) and commercial shrimp production in Indonesia. *Mar. Res. Indo.* (18): 81-85.
- Olson, D. M., E. Dinerstein G. Cintrón y P. Iolster.** 1996. A Conservation Assessment of Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean. WWF, Washington D.C., 67 p.
- Ong, J. E.** 1982. Mangroves and aquaculture in Malasia. *Ambio* 11: 252-257.
- Ong, J. E.** 1995. The ecology of mangrove conservation and management. *Hidrobiologia* 295: 341-343.
- Pulver, T.** 1976. Trasplant techniques for sampling mangrove trees *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia germinans*. Department of Natural Resources Fla. Mar. Res. Pub. (22): 1-14.
- Reyes, M. A. y C. Tovilla.** 2002. Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la Costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, Número especial, pp. 103-114.
- Rico-Gray V. y M. Palacios.** 1996. Salinidad y el nivel de agua como factores en la distribución de la vegetación en la ciénaga del NW de Campeche, México. *Acta Botánica Mexicana* 34: 53-61.

- Riley, R. W. y C. P. Salgado-Kent.** 1999. Riley encased methodology: Principles and proceses of mangrove habitat creation and restoration. *Mangrove and Saltmarshes* 3 (4): 207-213.
- Sánchez-Páez, H., G. A. Ulloa-Delgado y R. Álvarez-León.** 1998. Conservación y uso sostenible de los manglares del Caribe Colombiano. Ministerio del Medio Ambiente, Asociación Colombiana de Reforestadores y OIMT. Bogotá, Colombia, 224 p.
- Sánchez-Páez, H., G. A. Ulloa-Delgado y R. Álvarez-León.** 2000. Hacia la recuperación de los manglares del Caribe de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente, Asociación Colombiana de Reforestadores y OIMT. Bogotá, Colombia, 294 p.
- Siddiqi, N. A. y M. A. S. Khan.** 1996. Técnicas de plantación para manglares sobre nuevas acreciones en las áreas costeras de Bangladesh. En: C. Field (ed.). *La restauración de ecosistemas de manglar*. ISME y OIMT, pp. 157-175.
- Smith, S. M. y S. C. Snedaker.** 1995. Developmental responses of established red mangrove, *R. mangle L.*, seedlings to relative levels of photosynthetically active and ultra-violet radiation. *Florida Scientists* 58 (1): 55-60.
- Suman, D. O.** 1994. El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: Su Manejo y Conservación. Universidad de Miami, Florida y Tinker Foundation, Nueva York, 263 p.
- Teas, H.** 1977. Restoration of mangrove ecosystems. Biol. Department, Univ. of Miami, Coral Gables, Florida, pp. 33-124.
- Thornton, C.; M. Shannahan y J. Williams.** 2003. From wetland to wastelands: Impacts of Shrimp Farming. *Society of Wetland Scientist Bulletin*, pp. 48-53.
- Turner, R. E.** 1977. Intertidal vegetation and comercial yields of peneid shrimp. *Trans. Am. Fish. Soc.* 106: 411-416.
- Turner, R. E.** 1991. Factors affecting the relative abundance of shrimp in Ecuador. En: S. Olsen, y L. Arriaga (eds.). *A sustainable shrimp mariculture industry for Ecuador*. Technical report Series TR-E-6. International Coastal Resources Management Project, University of Rhode Island, Nueva York, Gobierno de Ecuador y USAID, pp. 121-139.
- Untawale, A. G.** 1996. Restauración de manglares a lo largo de la costa oeste central de India. C. Field (ed.). *La restauración de ecosistemas de manglar*. ISME y OIMT, pp. 121-137.
- Valdez-Hernández, J. I.** 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*. Número especial, pp. 129-145.