

Ingeniería Ecológica. Lewis, RR. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.* 24(4 SI): 403-418.

Ingeniería Ecológica para la Restauración y Manejo Exitosos de los Manglares

Roy R. Lewis III, Lewis Environmental Services, Inc., P. O. Box 5430, Salt Springs, Florida, USA 32134

Resumen

Existen potencialidades importantes para revertir la pérdida de los bosques de manglar a escala mundial a través de la aplicación de principios básicos de restauración ecológica, utilizando enfoques de ingeniería ecológica, incluyendo la evaluación exhaustiva de los costos, previa al diseño y construcción. Los intentos previos que se conocen de restauración de manglar, donde han tenido éxito, han estado concentrados en gran medida en la creación de plantaciones de mangles de unas pocas especies, con el objetivo de obtener madera, o de ser utilizadas temporalmente para coleccionar suelo erosionado y convertir áreas intermareales en tierras para uso agrícola. Hago evidente aquí la importancia de evaluar la hidrología de los ecosistemas naturales de manglar existentes, y aplicar estos conocimientos para lograr una restauración ecológica exitosa y rentable. Investigaciones anteriores dejan bien claro el principio general de que los manglares del planeta se desarrollan en su mayoría sobre una plataforma elevada e inclinada sobre el nivel medio del mar, e inundada por las mareas el 30 % o menos del tiempo. Inundaciones más frecuentes causarían el stress y la muerte de esta especie de árboles. Para evitar tales daños se requiere de una interpretación similar a la de la hidrología del manglar.

1- Introducción

Los bosque de manglar son ecosistemas costeros importantes desde el punto de vista ecológico (Lugo y Snedaker 1974) compuestos por una o más de las 69 especies de plantas que llamamos mangles (Duke 1992). Estos ecosistemas cubren en la actualidad 14 653 km² de las costas tropicales de todo el mundo (FAO 2003). Esto significa una disminución en la cobertura total, teniendo en cuenta que el área ocupada por los manglares era, en 1980, de 19 800 km² y de 15 763 km² en 1990 (FAO 2003). Estas pérdidas representan alrededor del 2 % anual en el periodo comprendido entre 1980 y 1990, y el 1 % anual entre 1990 y 2000.

Los ejemplos de pérdidas documentadas incluyen la pérdida de 7 455 km² de manglar en Filipinas, Tailandia, Viet Nam y Malasia (Spalding 1997). En la Florida, de una cobertura histórica estimada en 2 600 km² quedan en la actualidad alrededor de 2 000 km² (Lewis et al. 1985). En Puerto Rico quedan solo 64 km² de manglar de una cobertura original estimada en 243 km² (Martínez et al. 1979). Estas cifras evidencian la magnitud de las pérdidas, y la magnitud de las oportunidades que existen para restaurar áreas como las cerradas para el control del mosquito en la Florida (Brockmeyer *et al.* 1997), y los estanques para camaronicultura abandonados en Tailandia y las Filipinas (Stevenson et al. 1999) y convertirlas en un ecosistema de manglar funcional.

La restauración de áreas de manglar dañadas o destruidas ha sido debatida con anterioridad por Lewis (1982a, b; 1990^a, b; 1994, 1999, 2000), Crews y Lewis (1991), Cintron-Molero 1992, Field (1996, 1998), Turner y Lewis (1997), Brockmeyer *et al.*(1997), Milano (1999), Ellison (2000) y Lewis y Streever (2000). Saenger y Siddiqi (1993) describen el mayor programa de reforestación de manglar en el mundo, consistente en la siembra de una especie principalmente (*Sonneratia apetala*) en un área de 1 600 km² en marismas de reciente acreción en Bangla Desh. Ésta fue una siembra multipropósito con el objetivo fundamental de "...proporcionar tierra lo suficientemente elevada y estable con fines agrícolas..." a través de de la acreción incentivada de sedimentos mediante la siembra. Se estima que 600 km² de tales tierras tienen ahora tal uso. Blasco et al. (2001) estima que la supervivencia de estas siembras alcanza una cobertura actual de 800 km² después de producirse una pérdida de alrededor del 50 % debido a ciclones y brotes de plagas de insectos.

A pesar del éxito de Bangla Desh, la mayoría de los intentos de restauración de manglar con frecuencia son un fracaso total, o no alcanzan los resultados esperados (Lewis 1990^a, 1999, 2000, Eftermeijer y Lewis 2000). Este trabajo pretende hacer una revisión crítica de los factores que pueden ser aplicados por los ingenieros ecológicos los y los ecólogos para aseguran el manejo exitoso sin daño alguno, y la restauración exitosa en caso de que se produzcan daños. Además, siguiendo las sugerencias de Weinstein et al. (2001), se dejarán sentados principios para la restauración emergente.

2. Principios y términos claves

La restauración o la rehabilitación pueden ser recomendadas cuando se ha producido una alteración tal en el ecosistema que el mismo no puede autocorregirse o autorenovarse. Bajo tales condiciones, la homeostasis del ecosistema se ha detenido permanentemente y los procesos normales de sucesión secundaria (Clements 1928) o de recuperación natural de daños sufridos se inhiben de alguna forma. Este concepto no se ha analizado o discutido en detalle en el caso de los bosques de mangles (Detweiler et al.1976, Ball 1980, Lewis 1982a ,b, son las excepciones) y por lo tanto e el proceso de restauración, desafortunadamente, ha puesto énfasis en la siembra de mangles como la herramienta principal, en lugar de evaluar primeramente las razones que han motivado la pérdida del manglar en un área determinada y trabajar con los procesos de recuperación natural que tienen todos los ecosistemas.

El término "restauración" se adopta aquí para referirse en específico a cualquier proceso encaminado un devolverle un ecosistema sus condiciones previas (no importa si prístino o no) (*sensu* Lewis 1990c),e incluye la "restauración natural" o "recuperación" siguiendo los principios básicos de la sucesión secundaria. La sucesión secundaria depende de la disponibilidad de propágulos, y sugiero un nuevo término, "limitación de propágulos" para describir situaciones en las que los propágulos de mangle pudieran estar limitados en cuanto a disponibilidad natural por la eliminación del manglar debido al desarrollo de un área determinada, o limitaciones en la hidrología que impiden el transporte natural de los propágulos hasta el sitio a restaurar. Tales situaciones han sido descritas por Das et al. (1997) para un sitio de restauración de manglar en el delta de Mahanadi, Orissa, India, y Hong (2000) con iguales propósitos en Can Gio, Vietnam.

La "restauración ecológica" es otro término importante a incluir en esta discusión y ha sido definido por la Sociedad para la Restauración Ecológica (SER 2002) como el "proceso de ayudar la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido". El objetivo de este proceso es imitar la estructura, funcionamiento, diversidad y dinámica del ecosistema específico utilizando ecosistemas de referencia como modelos.

La ingeniería ecológica, comprende "la creación y la restauración de ecosistemas sostenibles de valor para el hombre el y para la naturaleza"(Mitsch y Jørgenson 2004) se caracteriza por tener dos las metas fundamentales: (1) la restauración de ecosistemas que han sido alterados sustancialmente por actividades antrópicas... y (2) el desarrollo de nuevos ecosistemas sostenibles que posean valor humano y ecológico, a lo que yo añadiría un tercero, que consiste en lograr lo propuesto en las metas 1 y 2 de una manera económica, es decir rentable. A los ingenieros se les pide frecuentemente que den sus "estimados" en cuanto al costo de proyectos constructivos, con frecuencia supervisan la construcción, y aprueban pagos basados en la terminación exitosa de la obra. La adquisición e instalación de materiales asociados tales como plantas en un proyecto de restauración de humedales, son otros de los temas analizados, aprobados y pagados. Los costos de un proyecto son importantes para determinar si el mismo es viable, y los costos finales tienen que controlarse en el proceso constructivo.

Tal y como señaló Spurgeon (1999) "[I] si la creación y/o rehabilitación de hábitat costeros ha de ser implementada a gran escala, se deben acometer intentos mayores para: encontrar formas de de reducir el costo total de tales iniciativas; idear medios para aumentar la tasa de crecimiento de los beneficios ambientales e identificar mecanismos para asignar tales beneficios". El papel del ingeniero ecológico consiste en, trabajando a la par con el ecólogo, cerciorarse de que esas acciones ocurran.

3- Ecología de los bosques de mangle

Los mangles son árboles intermareales que viven en las costas tropicales de todo el mundo. Frecuentemente se inundan por las mareas por lo que tienen adaptaciones fisiológicas especiales para tratar con la sal en sus tejidos. Ellos también tienen adaptaciones en su sistema radicular para apoyarse en los suaves sedimentos de barro y transportar oxígeno de la atmósfera a sus raíces que están mayormente en los sedimentos anaeróbicos. La mayoría tiene semillas flotantes que se producen anualmente en gran cantidad y flotan hasta nuevos sitios para la colonización de estos.

Los bosques del mangle proporcionan varios beneficios ecológicos, tales como la estabilización de la línea costera, la reducción de la energía de las olas y del viento en el litoral, la protección de las estructuras interiores así, el soporte de las pesquerías costeras a través del aporte directo e indirecto de alimentos y provisiones para el hábitat, y sostén de poblaciones de la avifauna silvestre que incluyen especies chapoteadoras y marinas.

Los bosques del mangle también son fuente de producción de madera para la construcción y de algunos químicos para la industria, así como productos medicinales para el uso local.

4- Manejo Ecológico de los Manglares

Tal y como señaló Field (1988), "[I] el método más común para la conservación de ecosistemas de manglar consiste en la creación de áreas protegidas en sitios no alterados...". Parques nacionales, reservas de vida silvestre y sitios protegidos internacionalmente se encuentran entre ellas. Sin embargo, de acuerdo con Perdomo et al. (1998), el 70 % de la Ciénaga Grande de Santa Marta, una reserva de bosque de mangle de 511 km² de Colombia, ha muerto como consecuencia de las alteraciones en la hidrología provocadas por la construcción de un vial y un dique en la década del '50 del pasado siglo. Semejantes muertes, debido a cambios en la hidrología, se reportan también por Tuner y Lewis (1997). Rubin et al. (1998) describe la destrucción de los bosques de mangles del Estuario del Río Volta en Ghana, debido a dos presas en dicho río, y la producción local de madera. Ellison (2000) apunta que "A pesar del manido argumento de que se puede hacer un manejo sostenible del manglar... manejo (o no manejo), el ecosistema sigue degradándose y desapareciendo a un ritmo comparable con el observado en el caso de los bosques húmedos tropicales (~ 1.5 %/año)...

Es obvio que no ha existido un buen manejo del manglar, aun cuando no fueran sometidos al dragado directo para el desarrollo costero (Lewis 1997), o sus áreas utilizadas para estanques de acuicultura (Stevenson et al. 1999). Una y otra vez, la alteración de la hidrología existente en un bosque es suficiente para causar la muerte del mismo. Uno pudiera suponer que todos estos casos incluían la antigua malinterpretación que consideraba a los manglares como ciénagas o pantanos sin valor alguno, y hoy sabemos como hacer un mejor manejo de ellos. El ejemplo de Clam Bay (Bahía de las Almejas) en Nápoles, estado de La florida, EUA, sin embargo (Turner y Lewis 1997), demuestra que, aún en la actualidad, el manejo de los manglares ignora las realidades de la hidrología de este ecosistema.

La cuestión parece ser que ni los ecólogos ni los ingenieros (ingenieros ecológicos) entienden la hidrología del manglar. Aunque en un buen número de trabajos se trata el tema relacionado con la ciencia de la hidrología del manglar (Kjerfve 1990, Wolanski et al. 1992, Furukawa et al. 1997), la atención se ha dirigido a los flujos de marea y de agua dulce dentro de los bosques, y no a los periodos críticos de inundación y sequía que determinan la salud del manglar. Kjerfve (1990) sí plantea la importancia de la topografía y argumenta que "...la micro-topografía determina la distribución del manglar, y los procesos físicos juegan un papel dominante en la formación y mantenimiento funcional de los ecosistemas de manglar...". La hipersalinidad, debido a las variaciones de un año a otro en cuanto a precipitaciones puede producir la muerte natural del manglar (Cintron et al 1978), y la alteración del flujo normal de agua dulce que diluye el agua de mar en áreas más áridas puede ocasionar también la muerte de dicho ecosistema (Perdomo et al. 1998, Medina et al. 2001). Sobre lo que existe menos comprensión es en el papel de la frecuencia de inundación mareal, y las modificaciones a ese factor, que también pueden causar stress y la muerte del manglar.

Una serie de trabajos comenzando por Nickerson and Thibodeau (1985) y Thibodeau y Nickerson (1986), y siguiendo con McKee et al. (1988), McKee (1993, 1995a, b, 1996) y McKee y Faulkner (200a, b) han demostrado claramente que la supervivencia y el

crecimiento diferente de las especies de mangle estudiadas en la actualidad se relacionan con la profundidad, duración y frecuencia de inundación y saturación del suelo.

Los procesos que intervienen son complicados y un único factor no se puede aplicar a todas las zonas de manglar, pero las observaciones y colecta de datos de transectos en el manglar, que van desde zonas más bajas hasta las más altas en Belice "... indican que los sitios de zonas más altas se inundaban con muy poca frecuencia, mientras los sitios menos elevados o altos cerca de la costa se inundaban dos veces al día. La amplitud de las mareas y la velocidad del agua disminuyen significativamente e la misma medida que aumenta la distancia de la costa, lo que trae consigo la restricción del movimiento de las aguas y un drenaje insuficiente de las áreas interiores...". Al evaluar las correlaciones entre variables ambientales medidas en los transectos con diferentes especies dominantes de mangles, tres factores fueron examinados para las correlaciones con la zonación del manglar. Dentro de estos tres factores, la inundación " tuvo una alta carga negativa de elevación relativa y una alta carga positiva de sulfuro. El sulfuro tiende a acumularse en suelos saturados de agua, un proceso que se promueve en áreas de poca elevación donde los niveles de agua pueden mantenerse por encima de la superficie del suelo durante el ciclo de mareas... "

De acuerdo con Koch et al (1990) "la toxicidad del sulfuro se ha considerado como un factor causal en la muerte de los pantanos salados (marismas) de Europa y Norte América..." y Mendelsohn y Morris (2000) al informar sobre los controles ecofisiológicos de la productividad de la espartina, define los efectos tóxicos del sulfuro como reductores de la toma de amonio "lo que trae consigo un déficit de nitrógeno en la planta y tasas de crecimiento y producción primaria más bajas en marismas interiores de espartina con pobre drenaje." Un efecto similar es probable para los bosques de mangles.

La cuestión en todo esto es que la profundidad, la duración y la frecuencia de la inundación son factores críticos para la supervivencia de las plántulas y los adultos de mangle. Una vez establecidos, los manglares pueden ser sometidos a stress si se altera o cambia la hidrología de las mareas, digamos como ejemplo, por la construcción de diques (Brockmeyer et al.1997). Tanto el aumento de la salinidad debido a la reducción de la disponibilidad de agua dulce, y el stress por inundación, así como el aumento de las condiciones anaeróbicas y la libre disponibilidad de sulfuro, pueden matar los manglares existentes.

Por tales razones, cualquier obra de ingeniería ubicada en las inmediaciones del manglar, o en la cuenca que tributa al éste, debe ser diseñada de modo que permita intercambio suficiente del agua de mar con el océano o estuario adyacente, y no interrumpir el drenaje riverino o de zonas elevadas al bosque de mangles. Ignorar lo antes señalado en relación con la entrada de agua dulce y el intercambio con el océano producirá el stress y la posible muerte del bosque.

4- Restauración Ecológica de los Manglares

Se ha reportado que los manglares en todo el mundo pueden auto-restaurarse o tener una exitosa sucesión secundaria en periodos de tiempo que van desde los 15 hasta los 30 años si: 1) la hidrología mareal normal no ha sido alterada y 2) si la disponibilidad de semillas o

plántulas (propágulos) en el agua provenientes de manglares adyacentes no ha sido limitada o bloqueada (Lewis 1982, Cintron-Molero 1992, Field 1998).

La restauración ecológica de los manglares solo ha recibido atención recientemente (Lewis 1999). La amplia gama de proyectos que con anterioridad eran considerados de restauración, como se señala en Field (1996, 1998), reflejan los muchos objetivos de la rehabilitación o manejo clásico de los manglares para la producción directa de productos naturales. Estos incluyen también la siembra monoespecífica de grupos de mangles para la obtención de productos maderables. Esto no es restauración ecológica, tal y como se define previamente.

Es importante comprender que los bosques de mangles existen en una amplia gama de condiciones climáticas e hidrológicas, lo que trae consigo un amplio conjunto de tipos de comunidades de manglar. En la Florida, (Lewis et al. (1985) han identificado al menos cuatro variaciones del patrón clásico original de zonación de los manglares descrito por Davis (1940), todos los cuales incluyen un componente de pantanos de marea dominados por especies tales como la espartina (*Spartina alterniflora*) y batis (*Batis maritima*). Lewis (1982 a, b) describe el papel que la espartina juega como "especie criadora", que se establece inicialmente sobre suelo desnudo y facilita la sucesión primaria y secundaria a una comunidad clímax con predominio de mangles, pero con algunos remanentes de las especies originales de marismas. Esto ha sido generalizado con posterioridad por Cruz y Lewis (1991) (Figura 1) como el bosque de mangles típico de la Florida, donde los componentes de los pantanos de mareas (marismas) están casi siempre presentes.

Finn (1996) y Finn et. Al (1999) describen la construcción y funcionamiento de un mesocosmo estuarino mixto como parte del experimento Biosfera 2. Varias de las subunidades dentro del mesocosmo tenían mangles transplantados de la Florida. No se hizo medición específica alguna en cuanto a profundidad, duración y frecuencia de la inundación por mareas en la fuente de transplante, y el manejo inicial de los efectos de las mareas en el mesocosmo no se describe detalladamente. Este mesocosmo y los adyacentes intercambiaban agua para simular mareas, pero el intercambio cesó en un momento dado y, Finn (1996) indica que el mesocosmo de manglar se había mantenido funcionando durante tres años sin mareas. No se describe la inundación en el mesocosmo sin mareas, pero Finn (1996) plantea que el experimento puede ser una herramienta útil para caracterizar el efecto de los manglares encerrados. Finn et al (1999) describe la falta de vegetación subyacente en el mesocosmo y señala que esto se compara de manera favorable con respecto a los sistemas naturales. Los trasplantes han crecido bien en el mesocosmo, pero la mayoría de los animales en el sistema, incluyendo los cangrejos violinistas, y las especies de moluscos *Littorina irrorata* y *Melampus coffeus*, desaparecieron entre 1991 y 1993. Estos fueron reinstalados en el lugar en 1994, pero la suerte que corrieron no se describe en Finn et al. (1999)

Es posible restaurar algunas de las funciones del manglar, de los llanos salados (marismas), u otros sistemas, aun cuando parámetros como la condición y tipo de suelo hayan sido alterados y la flora y la fauna hayan podido cambiar (Lewis 1992). Si la meta es devolver a un área sus condiciones prístinas previas al desarrollo de la misma, entonces la

posibilidad de fracasar aumenta. Sin embargo, la restauración de algunas características del ecosistema y la réplica de de las funciones naturales tienen más posibilidades de éxito. (Lewis et al. 1995)

Teniendo en cuenta que los manglares pueden recuperarse sin esfuerzos activos de restauración, se ha recomendado que al planificar tal actividad se debe tener en cuenta primeramente la existencia potencial de stress, que bien pudiera estar dado por la obstrucción de la inundación por mareas, lo que pudiera impedir la sucesión secundaria, de modo que se debe eliminar el factor de stress antes de intentar la restauración. (Hamilton y Snedaker 1985, Cintron-Morelo 1992). El próximo paso es determinar, a través de la observación, si se produce el reclutamiento natural de plántulas (propágulos) una vez que el factor de stress ha sido eliminado. Únicamente si no se está produciendo la recuperación natural, debe considerarse la siembra de mangles como alternativa de apoyo al proceso.

Desafortunadamente, muchos proyectos de restauración de manglar van rápidamente a la siembra de mangles sin determinar por qué no ha ocurrido la recuperación natural. Puede incluso haberse hecho una gran inversión de capital en un vivero sin haber evaluado los factores de stress. Con frecuencia éste se convierte en uno de los mayores fracasos relacionados con los esfuerzos de siembra. Por ejemplo, Sanyal (1998) ha reportado recientemente que entre 1989 y 1995, 9 050 ha de mangle se plantaron en Bengala Occidental, India con un coeficiente de éxito de 1.52 %. En las Filipinas, el Proyecto Regional I Visayas Central, Nearshore Fisheries Component, un proyecto del Banco Mundial de 35 millones de dólares tenía como meta la siembra de 1000 ha de mangles entre 1984 y 1992. Una evaluación del éxito de la siembra realizada en 1995-96 por la Universidad de Silliman (Silliman University 1996, Peleón y White 1999) indica que solo el 18.4 % de los 2 927 400 de mangles plantados en un área de 492 ha había sobrevivido. Otro esfuerzo de siembra de 30 000 ha, financiado con un préstamo de 150 millones de dólares del Asian Development Bank y la Overseas Economic Cooperation Fund de Japón (Fisheries Sector Program, 1990-1995) fue suspendido poco tiempo después de haber plantado las primeras 4 792 ha por problemas semejantes (Ablaza-Baluyut 1995)

Plathong (1988) refiriéndose a los esfuerzos en cuanto a restauración de manglar en Tailandia plantea que el Royal Forest Department (Departamento de Bosques Reales) de Tailandia (RFD) ha informado de la siembra de 11 009 ha en el sur del país. Plathong (1988) señala que el Royal Forest Department (RFD) " es incapaz de justificar el éxito del plan debido a que las áreas de manglar replantadas están solo en la fase de plántulas. No hay reporte alguno que indique que los mangles replantados hayan sobrevivido [sic] o sido destruidos por causas naturales o antrópicas. Los datos que se registran son solo área plantada y la cantidad de áreas a ser replantadas" (p. 59). Además, "el Departamento de Agricultura unido al sector privado para un proyecto de replantado de mangles como parte del jubileo por el 50 aniversario del Rey... La meta era de 31 724 rai [5 076 ha] en 57 áreas. La Petroleum [sic] Authority of Thailand (PTT) replantó alrededor de 11 062 rai [1 770 ha] de bosques de mangles en el sur de Tailandia... entre 1995 y 1997... No es fácil comparar el éxito del replantado de mangles... porque no están en la misma escala, ejemplo: especie, número de áreas, ubicación, tiempo y presupuesto para mantenimiento después del replantado." Plathong (1988) se refiere también a la siembra de semillas o plántulas en áreas que no habían sido forestadas con anterioridad.

Muchos de esos fracasos son el resultado de intentos de forestación, un intento de sembrar mangles en áreas donde no han existido los manglares. Con frecuencia las marismas que se encuentran frente a un manglar existente o donde ellos han existido históricamente se proponen como sitios para la restauración. Además del problema de las inundaciones frecuentes, más de lo que el manglar puede tolerar, es cuestionable si los tan extendidos intentos de convertir las marismas naturales en bosques de mangles, constituyen restauración ecológica, aun cuando tuvieran éxito. En sus artículos sobre el tema, Erftemeijer y Lewis (2000) han comentado que plantar mangles en las marismas es más conversión que restauración de hábitat y llamaron fuertemente la atención sobre lo poco inteligente, desde el punto de vista ecológico, realizar tal cambio en dichas áreas.

Esfuerzos similares en las Filipinas, de acuerdo con lo reportado por Custodio (1996), con el título de "Amenazas para las Aves Costeras y sus Hábitats", dan cuenta de que "la alteración del hábitat debido al creciente aumento de la población es todavía la amenaza más importante para las aves costeras en las Filipinas. Algunas de las alteraciones, sin embargo se han debido a actividades realizadas con buena intención. Un ejemplo de ello es el programa de 'reforestación' de manglar que incluía los sitios de alimentación de aves costeras en Puerto Rivas (Bataan) y partes de la isla de Olango" (P.166). Teniendo esto en cuenta, vale la pena señalar que Tunhikorn y Round (1996) plantean que "... Tailandia es una importante área de residencia invernal y corredor para las aves acuáticas paleárticas. Gran cantidad de estas aves pueden encontrarse tanto a lo largo de la costa, como en las marismas y manglares..." y describe las marismas intermareales, los estanques costeros de camarones, salinas (recipientes para la obtención de sal) y algunas áreas de manglar restantes en el Golfo de Tailandia como "(P) probablemente el sitio más importante para las aves costeras en el país" (p. 123). Finalmente ellos describen como la mayor amenaza para las aves migratorias invernales en el Parque nacional Khao Sam Roi, en la provincia de Prachuap Khiri Khan las modificaciones a "la hidrología y topografía de las áreas costeras... debido al cultivo intensivo del camarón durante 1988-1993" (p. 124).

Por otra parte una cuidadosa colecta de datos realizada por Duke (1996) en un sitio donde se había producido un derrame de hidrocarburos reveló que "... las densidades de reclutas naturales sobrepasaron las densidades esperadas y las observadas de plántulas sembradas tanto en los sitios protegidos como en los expuestos" (con énfasis) de un bosque de mangle donde había ocurrido un derrame y que era objeto de un intento de restauración. Soemodihardjo et al. (1996) reporta que fue necesario plantar solo el 10 % de un área talada en Tembilahan, Indonesia (715 ha) porque " el resto de la misma...tenía más de 2 500 plántulas naturales por ha" (con énfasis).

Lewis y Marshal (1997) han sugerido 5 pasos críticos necesarios para tener éxito en la restauración de manglar.

- 1- Comprender la autecología (ecología individual de las especies) de las especies de mangles del sitio, particularmente los patrones de reproducción, distribución de propágulos y establecimiento exitoso de las plántulas.
- 2- Comprender los patrones normales de la hidrología que controlan la distribución y el establecimiento y crecimiento exitoso de las especies metas.

- 3- Evaluar las modificaciones ocurridas en el entorno previo del manglar que impide en la actualidad la sucesión secundaria natural.
- 4- Diseñar el programa de restauración de modo que inicialmente pueda restituirse la hidrología apropiada y utilizar los el reclutamiento natural y voluntario de los propágulos de mangle para el establecimiento de las plantas.
- 5- Únicamente haga uso de la siembra de propágulos, de plántulas colectadas o cultivadas después de determinar, a través de los pasos del 1 al 4, que el reclutamiento natural no garantizará la cantidad de plántulas exitosamente establecidas, tasas de estabilización y de crecimiento de los árboles jóvenes establecidos como metas para el proyecto de restauración.

Callaway (2001) enumera siete pasos similares para diseñar la mejor hidrología y desarrollo geomorfológico de las marismas en California.

Estos pasos críticos son ignorados con frecuencia y el fracaso en la mayoría de los proyectos de restauración puede encontrarse en el hecho de ir directamente al paso 5 desde los inicios del proyecto, sin tener en cuenta los pasos del 1 al 4. Stevenson et al. (1999) se refieren a este enfoque como "jardinería", en el cual la siembra de mangles es vista como si fuera lo único necesario. La siembra exitosa de grandes áreas con una o dos especies, como lo describen Saenger y Siddiqi (1993) puede parecer un éxito, pero uno debe cuestionarse si estas grandes áreas monotípicas de manglar valen la pena como meta. Recordando los principios de restauración ecológica uno debe preguntarse si los resultados producen un bosque similar al nativo del área en cuanto a composición de especies y uso de la fauna. Otra cuestión radica en que la competencia que se deriva de la siembra a gran escala puede ser un obstáculo para la colonización natural por parte de los voluntarios de mangle, y reduce la biodiversidad del área plantada. Otro problema común es la no comprensión o conocimiento de los procesos naturales de la sucesión secundaria, así como el valor de utilizar "especies criadoras" como la espartina (*Spartina alterniflora*) en lugares donde la energía de las olas puede ser un problema.

Como un ejemplo del problema, Kairo et al. (2001) en un trabajo reciente con un título similar al de éste comienzan su sección sobre "Historia de la restauración y manejo del manglar con este planteamiento: "La siembra y manejo de mangles tienen una larga historia..." (con énfasis). Surgeon (1998) hace lo mismo. Bajo su sección de "Costos", para la rehabilitación/creación manglares comienza: "Los costos de la siembra de mangles pueden variar..."(con énfasis). Aunque Kairo et al. (2001) tienen más adelante una sección sobre "regeneración natural" el énfasis a través de todo el trabajo se pone en la siembra de mangles. De tal forma, en la mayor parte de los trabajos sobre restauración de manglar, se asume de inmediato que restauración de manglar significa siembra de mangles. Esto lleva a ignorar la hidrología y la regeneración natural a través de propágulos voluntarios de mangles, y a muchos fracasos en los intentos de hacer restauración del manglar (Erftermeijer y Lewis 2000).

El factor más importante al diseñar un proyecto exitoso para la restauración de manglar es determinar la ideología normal (profundidad, duración y frecuencia de la inundación mareal) de las comunidades naturales de mangles (sitio de referencia), existentes en el área en la que usted quiere realizar la restauración. El sustituto normal para el costoso

modelaje o colecta de información de mareas es el uso de puntos de referencia de mareas y estudios de manglares con buen estado de salud. Cuando se hace esto, un diagrama similar del la figura 1, se obtendrá. Éste se convierte entonces en el modelo de construcción para su proyecto.

La Figura 1 es una sección transversal típica de un sitio de referencia de bosque de mangles. La información se genera para localizar las elevaciones topográficas existentes dentro del bosque. Esta figura es una síntesis de toda la información topográfica generada por Crews y Lewis (1991). La tabla 1, modificada de Detweiler et al. (1975) es información real de un bosque de mangle en Tampa Bay, Florida. Ambas, la Figura y la Tabla 1 demuestran que los bosques de mangles de la Florida ocurren típicamente sobre una plataforma inclinada sobre el nivel medio del mar, con elevaciones típicas estudiadas para especies de mangles en el rango de +30 y +60 cm sobre el nivel medio del mar. De la misma forma, Twilley y Chen (1998) reportan que la topografía de un manglar de cuenca en la Bahía de Rookery tenía la forma de "... cuenco con un centro bajo de 45 cm > nmm." Un perfil similar de Whitten et al. (1987) para un grupo diferente de especies de mangles en Sumatra, muestra un patrón similar (Figura 2). Finalmente en la Figura 3, se ilustran cuatro sitios de Australia, Kenneally (1982). Todos muestran una ubicación similar, en el tercio superior del rango de marea. Kjerfve (1990) reporta que dentro del sistema de calas de manglar Klong Ngao en Tailandia "... el área de mangle del humedal que se encuentra por encima del nivel de las calas, al tope de sus capacidades, permanecerá inundada solo el 9 % del tiempo. Determinados sitios más altos dentro del humedal se inundarán con menor frecuencia, y el sistema en general se inundará solo el 1 % del tiempo."

En un estudio temprano de antaño, sobre el porcentaje de sumergimiento y emersión por mareas de las marismas, Hinde (1954) reportó que la marisma de Palo Alto, California tenía zonas de vegetación que variaban en su porcentaje de tiempo sumergida de 20 % para la alta *Salicornia* a 80 % para la baja *Spartina*. De modo que las marismas parecen tener un rango de tolerancia al sumergimiento mayor que el de los manglares

Las implicaciones de estos datos son significativas y con frecuencia pasadas por alto. En primer lugar, da la impresión, basado en la información generada hasta el presente, que los manglares tienen un mismo patrón de ocurrencia en todo el mundo, independientemente de la composición de especies, es decir se desarrollan en un llano de mareas por encima del nivel máximo medio del agua y que se extiende hasta la zona de las mareas vivas (de sicigia). En segundo lugar, esto significa que el tiempo en que los manglares están típicamente inundados por las mareas altas es muy restringido. Las figuras 4 y 5 muestran dos ilustraciones del periodo de tiempo real que los bosques de mangles de la Bahía de Tampa (Tampa Bay), Florida, Estados Unidos (Figura 4 de Lewis y Estevez 1987) y de Gladstone, Queensland (Figura 5 de Hutchings y Saenger 1987) son inundados por aguas de mareas. Ambos grupos de curvas de inundación relativas a la topografía muestran que el tiempo total de inundación en un año típico es del 30 % o menos. La Figura 4 muestra la zona topográfica en la cual existen los manglares de Tampa Bay (+0.3 - +0.6 m) y la frecuencia de posibles inundaciones de ésta de acuerdo con la curva de mareas. Estudios en detalle de los manglares de Rookery Bay (Twilley y Chen 1988) muestran datos similares, con una cantidad de 152

a 158 mareas registradas al año en dos manglares de cuenca de un potencial de 700 + mareas altas al año en un sistema de mareas diurnas mixtas. Cahoon y Lynch (1997) reportan datos del monitoreo continuo del nivel del agua en tres bosques de mangle rojo en el suroeste de La Florida. El total medio de horas de inundación en un periodo de dos años fue de 6,055, o 34.6 % del total potencial para los tres sitios. Ésta no es la interpretación predominante de la hidrología de marea del manglar.

Por ejemplo, Watson (1928) creó cinco clases de inundación que van de la 1 (inundada por todas las mareas altas) a la 5 (ocasionalmente inundada por mareas excepcionales o equinocciales) y colocó todos los manglares de su lugar en Malasia en las clases de la 2 a la 5 con una zonación distinta basada en la naturaleza de la marea que inundaba el área y no en el número de veces o período total de inundación.

Field (1988) hace referencia a "cambios topográficos e hidrológicos" en los sitios de manglar como un factor clave para entender necesidades de rehabilitación, pero no proporciona ninguna información específica. Perdomo et al. (1998) plantea que "Los manglares pueden crecer en sitios que están permanentemente cubiertos por aguas someras..." sin información o dato alguno para apoyar este planteamiento.

Aunque muchos autores señalan que los manglares parecen estar restringidos a ciertas elevaciones terrestres relacionadas con la frecuencia de inundación (Field 1996, Ellison 2000), pocos han cuantificado ésta alguna vez, tal y como se ha señalado previamente, y menos aún, reconocen la importancia de este tema en relación con el manejo y restauración de manglar.

Las opciones para la restauración, tal y como se ha discutido anteriormente, incluyen simplemente restaurar las conexiones hidrológicas a los manglares encerrados (Brockmeyer et al. 1997). Otra opción es la construcción, mediante la excavación o el relleno de un área excavada, de un sitio de restauración con la misma pendiente general, y las elevaciones de mareas exactas con respecto a un punto tomado como sitio de referencia, cerciorándonos de este modo que la hidrología es correcta. La topografía final nivelada de un sitio debe ser diseñada para que concuerde con la de un bosque adyacente de referencia y revisada cuidadosamente durante y una vez concluida la fase constructiva. Crewz y Lewis (1991) al examinar los temas críticos en cuanto a éxito y fracaso de restauración de manglar y pantanos de mareas en La Florida encontraron que la hidrología, creada o restaurada mediante excavación a la elevación de marea correcta, fue el elemento más importante para el éxito del proyecto. Esto es semejante a las recomendaciones de Rozas y Zimmerman (1994 citadas en Streever 2000) para la creación de pantanos de espartina sobre material de dragado. Similar atención en cuanto al nivel topográfico en relación con manglares naturales adyacentes se muestra como la clave del éxito en el caso de humedales artificiales de mangles de un proyecto en el Aeropuerto Internacional de Brisbane, Australia (Saenger 1996).

McKee y Faulkner (2000) reportan que dos sitios de restauración de manglar se construyeron, con una pendiente de + 45 cm (Sitio WS) y + 43 cm (Sitio HC) respectivamente relativos a la Nacional Vertical Geodetic Datum (NGVD). No se hace alusión a como se determinaron estas elevaciones. Uno de los sitios referenciados (WS)

de acuerdo con lo descrito por Stephens (1974) tiene realmente elevaciones topográficas finales variables que fluctuaban desde + 24 cm hasta +190 cm al terminar la construcción, siendo el objetivo inicial una elevación de + 45, basado en "estudios de los manglares adultos de los alrededores". Stephens (1984) señaló que el mejor crecimiento se observó a + 39 cm. Stephens y McKee (1984) y McKee y Faulkner (2000) sugirieron la importancia de crear calas de marea como parte de estos proyectos de restauración de manglar para mejorar el flujo de agua. Stephens (1974) señala también que "Debe tomarse en cuenta también la variación intencional de la pendiente y la creación de áreas de estanque para hábitat de peces pequeños, aves zancudas, algas y ostras".

Las Figuras 6a, b y c muestran una secuencia de tiempo en un periodo de 78 meses del completamiento de una porción de una restauración hidrológica en un sitio de 500 ha de mangles en West Lake, cerca de Fort Lauderdale, Florida. Lewis (1990a) describe los detalles del trabajo, pero nuevamente el éxito se obtuvo a partir de la utilización de un sitio de referencia, teniendo como objetivo la construcción de pendientes similares a la de los boques adyacentes que no han sufrido alteraciones. El resultado de esto fue una pendiente final de + 27 a + 42 cm NMM. Calas de marea artificiales extensivas se le añadieron a los planes originales que habían sido diseñados sin ellas. No se produjo, ni fue necesaria la siembra de mangle alguno. Las tres especies focales de mangle de La Florida, mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle prieto (*Avicennia germinans*) y mangle blanco (*Laguncularia racemosa*), aportaron voluntarios de forma natural. Otra forma de restauración hidrológica es devolver a los manglares encerrados la influencia normal de las mareas, reconectándolos con éstas (Turner y Lewis 1997, Brockmeyer et al 1997).

Estas dos opciones típicas requieren de una revisión y discusión crítica y minuciosa entre un ingeniero ecológico y un ecólogo restaurador de manglar. Se requerirá con posterioridad de la intervención de un agrimensor, un hidrólogo, un geólogo, y finalmente del cliente que pague las facturas.

6- Control de los costos de restauración

Lewis reporta que los costos de restauración de manglar alcanzan la cifra de 225-216 000 USD/ha. Brockmeyer et al (1997) pudo mantener los costos en el rango de los 250 USD/ha con la colocación cuidadosa de aperturas alcantarilladas a los manglares de humedal encerrados a lo largo de Indian River Lagoon, EUA. Tipos similares de restauración hidrológica se reportan en Turner y Lewis (1997). Milano (1999) describe con cierto nivel de detalle los procesos de planeamiento y construcción de diez proyectos de restauración de humedales en la Bahía de Biscayne, Florida, EUA (Miami), ocho de los cuales eran proyectos de restauración de manglar. Se hace énfasis en una planificación cuidadosa para lograr el éxito, lo que incluye métodos que garanticen el control de los costos. El costo de los ocho proyectos fluctuaba entre los 4 286 USD, y los 214 285 USD por ha, con una media de 100 308 USD por ha. King (1998) ha actualizado sus estimados de costo de 1993 (Kiny Bohlen 1994) hasta 1997 en cuanto a costos de restauración de humedales y reporta la restauración de manglar en 62 500 USD/ha sin incluir los costos de la tierra. Lewis Environmental y Coastal

Environmetal (1996) dan un costo estimado de 62 500 USD/ha para intentos de restauración gubernamentales y 125 000 USD/ha en el caso del sector privado, de nuevo sin incluir el costo de la tierra. Es obvio que con estas tasas, la restauración de manglar puede resultar cara y por lo tanto debe ser diseñada para tener éxito sin tener que gastar grandes cantidades de -los tan difíciles de adquirir- dólares para la restauración.

7- Principios de Restauración Emergentes

- 1- Garantice, en primer lugar, una hidrología idónea
- 2- No construya un vivero, cultive mangles, o siembre un área desprovista de mangles en la actualidad (como una marisma aparentemente apropiada). Por algún motivo no hay mangles en ella, o no los hubo en el pasado reciente, o han desaparecido recientemente. Investigue el por qué.
- 3- Una vez conocida la causa, vea si puede corregir las condiciones que en la actualidad impiden la colonización natural del sitio seleccionado para la restauración de manglar. Si no logra resolver la situación, escoja otro sitio.
- 4- Utilice un sitio de referencia para examinar la hidrología normal del manglar en su área específica. Bien puede instalar mareógrafos y medir la hidrología mareal, o utilice una elevación estudiada de la superficie del bosque para sustituir la hidrología, y establezca esas mismas elevaciones en su sitio de restauración, o restaure la misma hidrología a un manglar encerrado abriendo los diques en el lugar idóneo. Los "lugares idóneos" son regularmente las aperturas para las calas de marea históricas. Éstas se pueden apreciar con frecuencia en fotografías aéreas verticales (preferiblemente) u oblicuas.
- 5- Recuerde que los bosques de mangles no crecen sobre una superficie plana. Hay cambios sutiles en la topografía que rigen la profundidad, duración y frecuencia de la inundación por mareas. Deber conocer bien la topografía natural de su bosque de referencia antes de intentar restaurar otra área.
- 6- La construcción de calas de marea en los bosques restaurados facilita el drenaje y la inundación, además permite la entrada y salida de los peces con las mareas.
- 7- Evalúe los costos cuando comience a diseñar el proyecto para lograr que su proyecto sea lo más económico (rentable) posible.

8- Conclusiones

Ellison (2000) se plantea la siguiente interrogante "restauración de manglar: ¿sabemos lo suficiente de ésta?". Su respuesta es que "la restauración de manglar no parece ser especialmente difícil..." y comenta que en contraste con las dificultades que hay que enfrentar al acometer la restauración de humedales tierra adentro, "... es más directo restaurar las fluctuaciones y flujo de las mareas en ecosistemas costeros encerrados donde los manglares pudieran, en consecuencia, prosperar...". De modo que la restauración de manglar es factible, se ha hecho a gran escala en varias partes del mundo y puede ser rentable. Lewis (2000) sin embargo, ha señalado que el fracaso en entrenar y re-entrenar adecuadamente a los administradores de zonas costeras, (incluyendo a los ingenieros ecológicos) en los elementos básicos para la restauración

exitosa de hábitat costeros lleva con demasiada frecuencia a proyectos "condenados a fracasar, o a cumplir parcialmente con los objetivos propuestos". La Academia de Ciencias de los Estados Unidos en su informe titulado "Restauración y Protección del Hábitat Marino – El Papel de la Ingeniería y la Tecnología"(Nacional Academy of Science 1994) plantea que "los obstáculos principales para hacer un mayor uso de las capacidades de la ingeniería costera para la protección, mejoramiento, restauración y creación de hábitat son los costos y las barreras institucionales, regulatorias y de manejo para utilizar las mejores tecnologías y prácticas disponibles" (con énfasis).

Es desafortunado el hecho de que la mayor parte de las investigaciones realizadas en relación con la restauración de manglar se hayan acometido sin la evaluación adecuada del sitio, o sin la documentación de las metodologías y enfoques utilizados y con frecuencia, acusando falta de seguimiento y evaluación. Los proyectos que no han tenido éxito (o que lo han tenido parcialmente) son, en muy pocas ocasiones documentados. Field (1998) reporta que después de contactar muchas organizaciones internacionales para tener una apreciación global del trabajo de restauración de manglar en el mundo, "la respuesta fue el silencio casi total.". Él atribuyó esto a la pereza de la burocracia, reticencia de algunos a revelar descubrimientos importantes, mecanismos de divulgación inadecuados y miopía en cuanto a la importancia de los programas de rehabilitación." I agregaría que pocos científicos u organizaciones desean documentar o informar de los fracasos.

En resumen, un enfoque común de ingeniería ecológica debe aplicarse a los proyectos de restauración de hábitat. Aplicando simplemente los cinco pasos perfilados por Lewis y Marshal (1997) para la restauración exitosa de manglar se garantizaría al menos un proceso analítico y menos uso de "jardinería" como solución para todos los problemas de restauración de manglar. Aquellos vinculados con el tema pudieran entonces comenzar a sacar provecho de los éxitos o de los fracasos, a ser más eficientes, y a emplear la limitada cantidad de dinero destinada a la restauración de manglar de modo más efectivo en relación con los costos, es decir más rentable.

9- Bibliografía

- Ablaza-Baluyut, E. 1995. The Philippines fisheries sector program. In: Coastal and Marine Environmental Management. Proceedings of a workshop, 27-28 March 1995, Bangkok, Thailand. Asian Development Bank, Bangkok, Thailand, pp. 156-177.
- Ball, M. C. 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest in south Florida. *Oecologia (Berl.)*. 4, 226-235.
- Blasco, F., M. Aizpuru and C. Gers. 2001. Depletion of the mangroves of continental Asia. *Wetl. Ecol. Manag.* 9(3), 245-256.
- Brockmeyer, R. E. Jr., J. R. Rey, R. W. Virnstein, R. G. Gilmore and L. Ernest. 1997. Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetl. Ecol. Manag.* 4(2), 93-109.
- Cahoon, D.R., and J.C. Lynch. 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, U.S.A. *Mangroves and Salt Marshes* 1(3), 173-186.

- Callaway, J.C. 2001. Chapter three. Hydrology and substrate. In: J. B. Zedler (Ed.), Handbook for Restoring Tidal Wetlands. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 89-117.
- Cintron-Molero, G. 1992. Restoring mangrove systems. In: G. W. Thayer (Ed.), Restoring the Nation's Marine Environment, Maryland Seagrass Program, College Park, Maryland, pp. 223-277.
- Cintron, G., A. E. Lugo, D.J. Pool and G. Morris. 1978. Mangroves and arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 10, 110-121.
- Clements, F.E. 1929. Plant competition. Carnegie Inst. Wash. Publ. 398. .
- Crewz, D.W. and R.R. Lewis. 1991. An Evaluation of Historical Attempts to Establish Emergent Vegetation in Marine Wetlands in Florida. Florida Sea Grant Technical Publication No. 60. Florida Sea Grant College, Gainesville, Florida.
- Custodio, C. C. 1996. Conservation of migratory waterbirds and their wetland habitats in the Philippines. In: D. R. Wells and T. Mundikur (Eds.), Conservation of migratory waterbirds and their wetland habitats in the East Asian-Australasian flyway. Proceedings of an International Workshop, Kushiro, Japan. 28 NOV-3 DEC 1994. Wetlands International-Asia Pacific, Kuala Lumpur, Publication No. 116, pp. 163-173
- Davis, J. H. 1940. The ecology and geologic role of mangroves in Florida. Carnegie Inst. Wash. Pap. Tortugas Lab. No. 32. Publ. 517, 305-412.
- Das, P., U.C. Basak and A.B. Das. 1997. Restoration of the mangrove vegetation in the Mahanadi Delta, Orissa, India. *Mangroves and Salt Marshes* 1(3), 155-161.
- de Leon, T. O. D., and A. T. White. 1999. Mangrove rehabilitation in the Philippines. In: W. Streever (Ed.), An International Perspective on Wetland Rehabilitation, Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp 37-42
- Detweiler, T.E., F. M. Dunstan, R. R. Lewis and W. K. Fehring. 1975. Patterns of secondary succession in a mangrove community. In: R. R. Lewis (Ed.), Proceedings of the Second Annual Conference on Restoration of Coastal Plant Communities in Florida, Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 52-81
- Duke, N. 1992. Mangrove floristics and biogeography. In: A.I Robertson and D.M. Alongi (Eds.), Tropical Mangrove Ecosystems, American Geophysical Union, Washington, D.C., pp 63- 100
- Duke, N. 1996. Mangrove reforestation in Panama. In: C. Field (Ed.), Restoration of Mangrove Ecosystems. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 209-232.
- Ellison, A.M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough? *Rest. Ecol.* 8(3), 219-229.
- Erfteemeijer, P. L. A., and R. R. Lewis. 2000. Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century, Ranong, Thailand, 23-28 May 1999, Royal Forest Department of Thailand, Bangkok, Thailand, pp. 156-165
- Food and Agricultural Organization (FAO). 2003. New global mangrove estimate. <http://www.fao.org/forestry/foris/webview/forestry2/index.jsp?geold=0&langid>
- Field, C.D. (Ed.). 1996. Restoration of Mangrove Ecosystems. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.
- Field, C.D. 1998. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Mar. Poll. Bull.*

- 37(8-12), 383-392.
- Finn, M. 1996. The mangrove mesocosm of Biosphere 2: Design, establishment and preliminary results. *Ecol. Eng.* 6, 21-56.
- Finn, M. 1999. Mangrove ecosystem development in Biosphere 2. *Ecol. Eng.* 13, 173-178.
- Furukawa, K.E., E. Wolanski, and H. Mueller. 1997. Currents and sediment transport in mangrove forests. *Est. Coast. Shelf Sci.* 44, 301-310.
- Hamilton, L. S. and S.C. Snedaker (Eds.). 1984. *Handbook of Mangrove Area Management*. East West Centre, Honolulu, Hawaii.
- Hinde, H.P. 1954. The vertical distribution of salt marsh phanerogams in relation to tide levels. *Ecol. Monog.* 24(2), 210-225.
- Hong, P.N. 2000. Effects of mangrove restoration and conservation on the biodiversity and environment in Can Gio district, Ho Chi Minh City. *Asia-Pacific Cooperation on Research for Conservation of Mangroves, Proceedings of an International Workshop, The United Nations University, Tokyo, Japan*, pp 97-116.
- Hutchings, P, and P. Saenger. 1987. *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press. New York.
- Kairo, J.G., F. Dahdouh-Guebas, J. Bosire and N. Koedam. Restoration and management of mangrove systems - a lesson from East African region. *S. African J. Bot.* 67, 383-389.
- Kenneally, K.F. 1982. Mangroves of Western Australia. In: B.F. Clough (Ed.), *Mangrove Ecosystems in Australia - Structure, Function and Management*, Australian National University Press, Canberra, Australia, pp. 95-110.
- King, D. 1998. The dollar value of wetlands: Trap set, bait taken, don't swallow. *National Wetlands Newsletter* 20(4), 7-11.
- King, D., and C. Bohlen. 1994. Estimating the costs of restoration. *National Wetlands Newsletter* 16(3), 3-5+8.
- Kjerfve, B. 1990. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. UNESCO/UNDP Regional Project, Research and Its Application to the Management of the Mangroves of Asia and the Pacific (RAS/86/120).
- Koch, M.S., I.A. Mendelsohn, and K.L. McKee. 1990. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limn. Ocean.* 35(2), 399-408.
- Lewis, R. R. 1977. Impacts of dredging in the Tampa Bay estuary, 1876-1976. In: E.L.Pruitt (Ed.), *Proceedings of the Second Annual Conference of the Coastal Society - Time- stressed Environments: Assessment and Future Actions*. The Coastal Society, Arlington, Virginia, pp 31-55.
- Lewis, R.R. 1979. Large scale mangrove restoration in St. Croix, U.S. Virgin Islands. In: D.P.Cole (Ed.), *Proceedings of the 6th Annual Conference on Restoration and Creation of Wetlands*, Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 231-242.
- Lewis, R.R. 1982a. Mangrove forests. In: R.R. Lewis (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 153-172.
- Lewis, R.R. 1982b. Low marshes, peninsular Florida. In: R.R. Lewis (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*, CRC Press, Boca Raton, Florida, pp.147-152.

- Lewis, R.R. 1990a. Creation and restoration of coastal plain wetlands in Florida. In: J.A. Kusler and M.E. Kentula (Eds.) *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, D.C., pp. 73-101.
- Lewis, R.R. 1990b. Creation and restoration of coastal wetlands in Puerto Rico and the U. S. Virgin Islands. In: J.A. Kusler and M.E. Kentula (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Island Press, Washington, D.C., pp. 103-123.
- Lewis, R.R. 1990c. Wetlands restoration/creation/enhancement terminology: suggestions for standardization. In: J.A. Kusler and M.E. Kentula (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Island Press, Washington, D.C., pp. 417-422.
- Lewis, R. R. 1992. Coastal habitat restoration as a fishery management tool. In: R. H. Stroud(Ed.), *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss*, Proceedings of a Symposium on Conservation of Coastal Fish Habitat, Baltimore, Md., March 7-9, 1991. National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia, pp.169-173.
- Lewis, R. R. 1994. Enhancement, restoration and creation of coastal wetlands. In: D. M. Kent, (Ed.), *Applied Wetlands Science and Technology*, Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 167-191.
- Lewis, R. R. 1999. Key concepts in successful ecological restoration of mangrove forests. In *Proceedings of the TCE-Workshop No. II, Coastal Environmental Improvement in Mangrove/Wetland Ecosystems*, 18-23 August 1998, Danish-SE Asian Collaboration on Tropical Coastal Ecosystems (TCE) Research and Training, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Thailand, pp. 19-32.
- Lewis, R. R. 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration in Florida. *Ecol. Eng.* 15(3-4) 191-198.
- Lewis, R.R. In review. Mangrove restoration – costs and benefits of successful ecological restoration. *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop*, Universiti Sans Malaysia, Penang, April 4-8, 2001. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.
- Lewis, R. R., R. G. Gilmore, Jr., D. W. Crewz and W. E. Odum. 1985. Mangrove habitat and fishery resources of Florida. In: W. Seaman (Ed.), *Florida Aquatic Habitat and Fishery Resources*, Florida Chapter, American Fisheries Society, Eustis, Florida, pp. 281-336.
- Lewis, R. R., J. A. Kusler and K. L. Erwin. 1995. Lessons learned from five decades of wetland restoration and creation in North America. *Ecological Basis of Restoration of Wetlands in the Mediterranean Basin*, University of La Rabida, (Huelva) Spain, 7-11 June 1993. In: C. Montes, G. Oliver, F. Molina, and J. Cobos (Eds.), *Junta de Andalucia, Spain*, pp. 107- 122.
- Lewis, R. R., and M. J. Marshall. 1997. Principles of successful restoration of shrimp Aquaculture ponds back to mangrove forests. *Programa/resumes de Marcuba '97*, September 15/20, Palacio de Convenciones de La Habana, Cuba, p. 126.
- Lewis, R. R., and E. D. Estevez. 1988. *The Ecology of Tampa Bay, Florida: an Estuarine Profile*. National Wetlands Research Center, U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Report No.85 (7.18), Washington, D.C.

- Lewis, R. R., and W. Streever. 2000. Restoration of Mangrove Habitat. Tech Note ERDC TN-WRP-VN-RS-3. U.S. Army, Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi.
- Lewis Environmental Services, Inc., and Coastal Environmental, Inc. 1996. Setting Priorities for Tampa Bay Habitat Protection and Restoration: Restoring the Balance. Tampa Bay National Estuary Program, Technical Publication #09-95, St. Petersburg, Florida.
- Lugo, A. E., and S. C. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. In: R. F. Johnson, P.W. Frank, and C.D. Michener (Eds.), Annual Review of Ecology and Systematics. 5, 39-64.
- Martinez, R., G. Cintron and L.A. Encarnacion. 1979. Mangroves in Puerto Rico: A Structural Inventory. Department of Natural Resources, Government of Puerto Rico, San Juan, Puerto Rico.
- McKee, K.L. 1993. Soil physiochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects? Journal of Ecology 81, 477-487.
- McKee, K.L. 1995a. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physio-chemical factors. Oecologia 101, 448-460.
- McKee, K.L. 1995b. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to availability of light and nutrients. Am. J. Bot. 82(3), 299-307.
- McKee, K.L., I.A. Mendelssohn, and M.W. Hester. 1988. Reexamination of porewater sulfide concentrations and redox potentials near the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. Am. J. Bot. 75(9), 1352-1359.
- McKee, K.L. and P.L. Faulkner. 2000a. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. Rest. Ecol. 8(3), 247-259.
- McKee, K.L. and P.L. Faulkner. 2000b. Mangrove peat analysis and reconstruction of vegetation history at the Pelican Cays, Belize. Atoll Res. Bull. No. 46, 45-58.
- Medina, E., H. Fonseca, F. Barboza and M. Francisco. 2001. Natural and man-induced changes in a tidal channel mangroves system under tropical semiarid climate at the entrance to the Maracaibo lake (Western Venezuela). Wetl. Ecol. Manag. 9(3), 233-243.
- Mendelssohn, I.A., and J.T. Morris. 2000. Ecophysiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. In: M.P. Weinstein and D.A. Kreeger (Eds.), Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology, Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 59-80.
- Milano, G. R. 1999. Restoration of coastal wetlands in southeastern Florida. Wetland J. 11 (2), 15-24+29.
- Mitsch, W.J., and S.E. Jørgensen. 2004. Ecological Engineering and Ecosystem Restoration. John Wiley and Sons, Inc. Hoboken, N.J.
- Nickerson, N.H., and F.R. Thibodeau. 1985. Associations between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. Biogeochem. 1, 183-192.
- National Research Council. 1994. Restoring and Protecting Marine Habitat-The Role of Engineering and Technology. National Academy Press, Washington, D.C.
- Perdomo, L., I. Ensminger, L. F. Espinosa, C. Elster, M. Wallner-Kersanach and M-L. Schnetter. 1998. The mangrove ecosystem of Cienaga Grande de Santa Marta (Colombia): observations on regeneration and trace metals in sediment. Mar. Poll. Bull. 37(8-12), 393-403.

- Platong, J. 1998. Status of Mangrove Forests in Southern Thailand. Wetlands International - Thailand Programme. Hat Yai, Thailand, Publication No. 5.
- Rozas, L.P., and R. J. Zimmerman. 1994. Developing design parameters for constructing ecologically functional marshes using dredged material in Galveston Bay, Texas. In: Dredging '94, Proceedings of the 2nd International Conference on Dredging and Dredged Material Placement. Volume 1, American Society of Civil Engineers, New York, N.Y. pp.810-822.
- Rubin, J.A., C. Gordon and J.K. Amatekpor. 1999. Causes and consequences of mangrove deforestation in the Volta Estuary, Ghana. Some recommendations for ecosystem restoration. Mar. Poll. Bull. 37(8-12), 441-449.
- Saenger, P. 1996. Mangrove restoration in Australia: a case study of Brisbane International Airport. In: Field, C.D. (Ed.), Restoration of Mangrove Ecosystems, International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 36-51.
- Saenger, P. 2002. Mangrove Ecology, Silviculture and Conservation. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Saenger, P., and Siddiqi, N.A. 1993. Land from the seas: the mangrove afforestation program of Bangladesh. Ocean and Coastal Management 20, 23-39
- Sanyal, P. 1998. Rehabilitation of degraded mangrove forests of the Sunderbans of India. Program of the International Workshop on Rehabilitation of Degraded Coastal Systems, Phuket Marine Biological Center, 19-24 January 1998, Phuket, Thailand, p. 25.
- Silliman University. 1996. Assessment of the Central Visayas Regional Project-I: Nearshore Fisheries Component. Final Draft, Volume 1. Dumaguete City, Philippines.
- Society for Ecological Restoration (SER). 2002. SER International Science and Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. (www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp)
- Soemodihardjo, S., P. Wiroatmodjo, F. Mulia, and M.K. Harahap. 1996. Mangroves in Indonesia - a case study of Tembilahan, Sumatra. In: C. Fields (Ed.), Restoration of Mangrove Ecosystems. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 97-110.
- Spalding, M.D. 1997. The global distribution and status of mangrove ecosystems. Intercoast Network Newsletter Special Edition #1, 20-21.
- Spurgeon, J. 1999. The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. Mar. Poll. Bull. 37(8-12), 373-382.
- Stephen, M.F. 1984. Mangrove restoration in Naples, Florida. In: F.J. Webb, Jr. (Ed.), Proceedings of the 10th Annual Conference on Wetlands Restoration and Creation. Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 201-216.
- Stevenson, N. J., R. R. Lewis and P. R. Burbridge. 1999. Disused shrimp ponds and mangrove rehabilitation. In: W. J. Streever (Ed.), An International Perspective on Wetland Rehabilitation, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, pp 277-297.
- Streever, W.J. 2000. *Spartina alterniflora* marshes on dredged material: a critical review of the ongoing debate over success. Wetl. Ecol. Manag. 8(5), 295-316.
- Sullivan, G. 2001. Chapter four. Establishing vegetation in restored and created coastal wetlands. In: J. B. Zedler (Ed.), Handbook for Restoring Tidal Wetlands. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp.119-155.

- Thibodeau, F.R., and N.H. Nickerson. 1986. Differential oxidation of mangrove substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *Am. J. Bot.* 73, 512-516.
- Tunhikorn, S., and P. D. Round. 1996. The status and conservation needs of migratory shorebirds in Thailand. In D. R. Wells and T. Mundikur (Eds.), *Conservation of Migratory Waterbirds and Their Wetland Habitats in the East Asian-Australasian Flyway*. Proceedings of an International Workshop, Kushiro, Japan. 28 Nov-3 Dec 1994. Wetlands International-Asia Pacific, Kuala Lumpur, Malaysia, Publication No. 116, pp. 119-132.
- Turner, R. E., and R.R. Lewis. 1997. Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetl. Ecol. Manag.* 4(2), 65-72.
- Twilley, R.R., and R. Chen. 1998. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Mar. Freshwater Res.* 49, 309-323.
- Vivian-smith, G. 2001. Box 2.1. Reference data for use in restoring Tijuana Estuary. In: J. B. Zedler (Ed.), *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 59-63.
- Watson, J. G. 1928. *Mangrove Forests of the Malay Peninsula*. Malayan Forest Records No. 6. Fraser and Neave, Ltd. Singapore.
- Weinstein, M.P., J.M. Teal, J.H. Balletto and K.A. Strait. 2001. Restoration principles emerging from one of the world's largest tidal marsh restoration projects. *Wetl. Ecol. Manag.* 9(3), 387-407.
- Whitten, A.J., S.J. Damanik, J. Anwar and N. Hisyam. 1987. *The Ecology of Sumatra*. Gadjah Mada University Press. Indonesia.
- Wolanski, E., Y. Mazda and P. Ridd. 1992. Mangrove hydrodynamics. In: A.I. Robertson and D.M. Alongi (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 436-462.
- Zedler, J.B. (Ed.). 2001. *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Listado de Tablas y Figuras.

Tabla 1. Rangos de elevación y elevaciones medias (Datos de NVGD) de 10 especies de plantas encontradas en el transecto control de una comunidad de bosque de mangles sin alteraciones cerca de Wolf Branch Creek, Bahía de Tampa, Florida, EUA (modificada de Detweiler et al. 1975).

Figura 1. Diagrama esquemático de los seis componentes del ecosistema tropical costero de plataforma. (Modificado de Crewz y Lewis 1991)

Figura 2. Zonación de manglar de acuerdo con datos de marea en Malasia (de Whitten et al.1987)

Figura 3. Zonación de manglar en el occidente de Australia (reproducida de Kenneally (1982). Se añade línea para hacer énfasis en el Nivel Medio del Mar (NMM).

Figura 4. Posición topográfica de los manglares en la Bahía de Tampa, Florida, EUA (De + 0.3 a + 0.6 m) en relación con el % de tiempo sumergidos.

Figura 5. Integración de los límites de vegetación con las condiciones mareo-inducidas y relacionadas con el gradiente, basadas en datos de áreas de estudio en Gladstone, Queensland, 1975-1983 (de Hutchings y Saenger 1987).

Figura 6. Secuencia de fotos en diferentes momentos de un proyecto de restauración hidrológica del manglar en West Lake Park, Holliswood, Florida, EUA. A: Tiempo Cero, Julio de 1989. B: Tiempo Cero + 28 meses, Noviembre de 1991. C: Tiempo Cero + 78 meses, Enero de 1996. No se plantaron mangles. Toda la vegetación creció a partir de propágulos voluntarios.



ELSEVIER

Available online at www.sciencedirect.com

SCIENCE @ DIRECT®

Ecological Engineering 24 (2005) 403–418

ECOLOGICAL
ENGINEERING

www.elsevier.com/locate/ecoleng

Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests

Roy R. Lewis III*

Lewis Environmental Services, Inc., P.O. Box 5430, Salt Springs, FL 32134, USA

Received 2 January 2004; received in revised form 22 September 2004; accepted 29 October 2004

Abstract

Great potential exists to reverse the loss of mangrove forests worldwide through the application of basic principles of ecological restoration using ecological engineering approaches, including careful cost evaluations prior to design and construction. Previous documented attempts to restore mangroves, where successful, have largely concentrated on creation of plantations of mangroves consisting of just a few species, and targeted for harvesting as wood products, or temporarily used to collect eroded soil and raise intertidal areas to usable terrestrial agricultural uses. I document here the importance of assessing the existing hydrology of natural extant mangrove ecosystems, and applying this knowledge to first protect existing mangroves, and second to achieve successful and cost-effective ecological restoration, if needed. Previous research has documented the general principle that mangrove forests worldwide exist largely in a raised and sloped platform above mean sea level, and inundated at approximately 30%, or less of the time by tidal waters. More frequent flooding causes stress and death of these tree species. Prevention of such damage requires application of the same understanding of mangrove hydrology.

© 2005 Elsevier B.V. All rights reserved.

Keywords: Mangrove forests; Restoration of mangrove forests; Ecological restoration; Mangroves

1. Introduction

Mangrove forests are ecologically important coastal ecosystems (Lugo and Snedaker, 1974) composed of one or more of the 69 species of plants called mangroves (Duke, 1992). These ecosystems currently cover 146,530 km of the tropical shorelines of the world (FAO, 2003). This represents a decline from 198,000 km of mangroves in 1980, and 157,630 km in

1990 (FAO, 2003). These losses represent about 2% per year between 1980 and 1990, and 1% per year between 1990 and 2000.

Examples of documented losses include combined losses in the Philippines, Thailand, Vietnam and Malaysia of 7445 km² of mangroves (Spalding, 1997). In Florida, approximately 2000 km² remain from an estimated historical cover of 2600 km² (Lewis et al., 1985). Puerto Rico has just 64 km² of mangrove remaining from an original mangrove forest cover estimated to have been 243 km² (Martinez et al., 1979). These figures emphasize the magnitude of the loss,

* Tel.: +1 352 546 4842; fax: +1 352 546 5224.

E-mail address: lesrll3@aol.com.

and the magnitude of the opportunities that exist to restore areas like mosquito control impoundments in Florida (Brockmeyer et al., 1997), and abandoned shrimp aquaculture ponds in Thailand and the Philippines (Stevenson et al., 1999), back to functional mangrove ecosystems.

Restoration of areas of damaged or destroyed mangrove forests has been previously discussed by Lewis (1982a,b, 1990a,b, 1994, 1999, 2000), Crewz and Lewis (1991), Cintron-Molero (1992), Field (1996, 1998), Turner and Lewis (1997), Brockmeyer et al. (1997), Milano (1999), Ellison (2000), Lewis and Streever (2000) and Saenger (2002). Saenger and Siddiqi (1993) describe the largest mangrove afforestation program in the world, with plantings of primarily one species (*Sonneratia apetala*) over 1600 km² on newly accreting mud flats in Bangladesh. This was a multi-purpose planting with the prime objective of "... providing land sufficiently raised and stabilized to be used for agricultural purposes ..." through encouraged accretion of sediments by the plantings. It is estimated that 600 km² of raised lands have now been converted to such uses. Blasco et al. (2001) estimate survival of these plantings to presently cover about 800 km² after about a 50% loss due to cyclones and insect pest outbreaks.

In spite of the success in Bangladesh, most attempts to restore mangroves often fail completely, or fail to achieve the stated goals (Lewis, 1990a, 1999, 2000; Erfteimeijer and Lewis, 2000). This paper is intended to review those factors that can be applied by ecological engineers and ecologists to insure successful management without damage, and successful restoration if damage has or does occur. In addition, following the suggestions in Weinstein et al. (2001), emerging restoration principles will be stated.

2. Key terms and principles

Restoration or rehabilitation may be recommended when an ecosystem has been altered to such an extent that it can no longer self-correct or self-renew. Under such conditions, ecosystem homeostasis has been permanently stopped and the normal processes of secondary succession (Clements, 1929) or natural recovery from damage are inhibited in some way. This concept has not been analyzed or discussed with any great

detail as it pertains to mangrove forests (Detweiler et al., 1975; Ball, 1980; Lewis, 1982a,b, are the few exceptions), and thus restoration has, unfortunately, emphasized planting mangroves as the primary tool in restoration, rather than first assessing the reasons for the loss of mangroves in an area and working with the natural recovery processes that all ecosystems have.

The term "restoration" has been adopted here to specifically mean any process that aims to return a system to a pre-existing condition (whether or not this was pristine) (sensu Lewis, 1990c), and includes "natural restoration" or "recovery" following basic principles of secondary succession. Secondary succession depends upon mangrove propagule availability, and I suggest a new term, "propagule limitation" to describe situations in which mangrove propagules may be limited in natural availability due to removal of mangroves by development, or hydrologic restrictions or blockages (i.e. dikes) which prevent natural waterborne transport of mangrove propagules to a restoration site. Such situations have been described by Lewis (1979) for the U.S. Virgin Islands, Das et al. (1997) for a mangrove restoration site in the Mahanadi delta, Orissa, India, and by Hong (2000) for similar efforts at Can Gio, Vietnam.

"Ecological restoration" is another important term to include in this discussion and has been defined by the Society for Ecological Restoration (SER, 2002) as the "process of assisting the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged, or destroyed". The goal of this process is to emulate the structure, functioning, diversity and dynamics of the specified ecosystem using reference ecosystems as models.

Ecological engineering, which involves creating and restoring sustainable ecosystems that have value to both humans and nature (Mitsch and Jørgensen, 2004) has been characterized as having two primary goals: (1) the restoration of ecosystems that have been substantially disturbed by human activities ... and (2) the development of new sustainable ecosystems that have both human and ecological value, to which I would add a third, which is to accomplish items (1) and (2) in a cost effective way. Engineers are routinely asked to generate engineer's estimates for construction projects, often oversee actual construction, and approve payments based upon successful completion of construction. Associated materials purchase and installation, such as plants in a wetland restoration project, are other items reviewed, approved and paid for. Projected costs are

important to determine if a project is affordable, and final costs have to be controlled in the construction process.

As noted by Spurgeon (1999) “[I]f coastal habitat rehabilitation/creation is to be widely implemented, greater attempts should be made to: find ways of reducing the overall costs of such initiatives; devise means of increasing the rate at which environmental benefits accrue; and to identify mechanisms for appropriating the environmental benefits”. It is the role of an ecological engineer, working in tandem with an ecologist, to see that such actions occur.

3. Ecology of mangrove forests

Mangroves are intertidal trees found along tropical shorelines around the world. They are frequently inundated by the tides, and thus have special physiological adaptations to deal with salt in their tissues. They also have adaptations within their root systems to support themselves in soft mud sediments and transport oxygen from the atmosphere to their roots, which are largely in anaerobic sediments. Most have floating seeds that are produced annually in large numbers and float to new sites for colonization.

Mangrove forests provide a number of ecological benefits including stabilizing shorelines, reducing wave and wind energy against shorelines, and thus protecting inland structures, supporting coastal fisheries for fish and shellfish through direct and indirect food support and provisions for habitat, and support of wildlife populations including a number of wading birds and sea birds.

Mangrove forests also support timber production for construction materials and supply some special chemicals for industry, and medicinal products for local use.

4. Ecological management of mangroves

As noted by Field (1998), “[T]he most common method of conserving mangrove ecosystems is by the creation of protected areas in undisturbed sites . . .” National parks, wildlife preserves and internationally protected sites are mentioned. However, as reported by Perdomo et al. (1998), 70% of the Cienaga Grande de Santa Marta, a 511 km² mangrove forest reserve in

Colombia, have been killed by alterations of hydrology due to road and dike construction in the 1950s. Similar deaths of mangroves in a protected area due to modified hydrology are reported in Turner and Lewis (1997). Rubin et al. (1999) describe the destruction of the mangrove forests of the Volta River Estuary in Ghana due to two dams on the Volta River, and local timber harvesting. Ellison (2000) notes that “[D]espite repeated claims that mangrove forests can be managed sustainably . . . managed (and unmanaged) mangal continues to degrade and disappear at rates comparable to those seen in tropical wet forests (~1.5% per year) . . .”

Clearly, mangrove forests have not been managed very well, even if left alone in terms of direct dredging and filling for coastal development (Lewis, 1977), or conversion to aquaculture ponds (Stevenson et al., 1999). In case, after case disruption of the existing hydrology of a forest is enough to kill it. One might assume that all of these cases involved the old misunderstanding that mangroves were worthless swamps, and today we know how to manage them better. The example of Clam Bay in Naples, FL, USA, however, (Turner and Lewis, 1997) shows that even modern day management ignores the realities of mangrove hydrology.

The issue appears to be that both ecologists and engineers (and ecological engineers) do not understand mangrove hydrology. Although a number of papers discuss the science of mangrove hydrology (Kjerfve, 1990; Wolanski et al., 1992; Furukawa et al., 1997), their focus has been on tidal and freshwater flows within the forests, and not the critical periods of inundation and dryness that govern the health of the forest. Kjerfve (1990) does discuss the importance of topography and argues that “. . . micro-topography controls the distribution of mangroves, and physical processes play a dominant role in formation and functional maintenance of mangrove ecosystems . . .”. Hypersalinity due to year to year variations in rainfall can produce natural mangrove die-backs (Cintron et al., 1978), and disruption of normal freshwater flows that dilute seawater in more arid areas can kill mangroves (Perdomo et al., 1998; Medina et al., 2001). What is less understood is the role of tidal inundation frequency, and modifications to that factor, that can also stress and kill mangroves.

A series of papers beginning with Nickerson and Thibodeau (1985) and Thibodeau and Nickerson (1986), and continuing with McKee and Mendelsohn

(1988), McKee (1993, 1995a,b), and McKee and Faulkner (2000a,b) have clearly shown that differential survival and growth of mangrove species studied to date are related to the depth, duration and frequency of flooding and soil saturation. The processes involved are complicated and no single factor applies to all mangrove zones, but observations and data collection across transects through mangroves from low to higher elevations in Belize "... indicate that the higher-elevations sites were infrequently flooded over the soil surface, whereas the lower elevation sites near the shoreline were inundated twice daily. Tidal amplitude and water velocity decrease strongly with increasing distance from the shoreline and lead to restricted water movement and incomplete drainage of interior areas ...". In examining the correlations of measured environmental variables across transects with different dominant species of mangroves, three factors were examined for correlations with mangrove zonation. Within the three factors, flooding "had a high negative loading of relative elevation and a high positive loading of sulfide. Sulfide tends to accumulate in waterlogged soils, a process that is promoted in low elevation areas where water levels may not fall below the soil surface during a tidal cycle ...".

As noted by Koch et al. (1990) "sulfide toxicity has been implicated as a causative factor in the die-back of European and North American salt marshes ..." and Mendelsohn and Morris (2000) in reporting on the ecophysiological controls on the productivity of smooth cordgrass further define the toxic effects of sulfide as reducing ammonium uptake that "result in a plant nitrogen deficiency and lower rates of growth and primary production for poorly drained, inland *Spartina* marshes". A similar effect is likely in mangrove forests.

The point of all of this is that flooding depth, duration and frequency are critical factors in the survival of both mangrove seedlings and mature trees. Once established, mangroves can be further stressed if the tidal hydrology is changed, for example by diking (Brockmeyer et al., 1997). Both increased salinity due to reductions in freshwater availability, and flooding stress, increased anaerobic conditions and free sulfide availability can kill existing stands of mangroves.

For these reasons, any engineering works constructed near mangrove forests, or in the watershed that drains to mangrove forests, must be designed to allow for sufficient free exchange of seawater with the adja-

cent ocean or estuary, and not interrupt essential upland or riverine drainage into the mangrove forest. Failure to properly account for these essential inputs and exchange of water will result in stress and possible death of the forest.

5. Ecological restoration of mangroves

It has been reported that mangrove forests around the world can self-repair or successfully undergo secondary succession over periods of 15–30 years if: (1) the normal tidal hydrology has not been disrupted and (2) the availability of waterborne seeds or seedlings (propagules) of mangroves from adjacent stands is not limited or blocked (Lewis, 1982a; Cintron-Molero, 1992; Field, 1998).

Ecological restoration of mangrove forests has only received attention very recently (Lewis, 1999). The wide range of types of projects previously considered to be restoration, as outlined in Field (1996, 1998), reflect the many aims of classic mangrove rehabilitation or management for direct natural resource production. These include planting monospecific stands of mangroves for future harvest as wood products. This is not ecological restoration as defined above.

It is important to understand that mangrove forests occur in a wide variety of hydrologic and climatic conditions that result in a broad array of mangrove community types. In Florida, Lewis et al. (1985) have identified at least four variations on the original classic mangrove zonation pattern described by Davis (1940), all of which include a tidal marsh component dominated by such species as smooth cordgrass (*Spartina alterniflora*) or saltwort (*Batis maritima*). Lewis (1982a,b) describes the role that smooth cordgrass plays as a "nurse species", where it initially establishes on bare soil and facilitates primary or secondary succession to a climax community of predominantly mangroves, but with some remnant of the original tidal marsh species remaining. This has been further generalized by Crews and Lewis (1991) (Fig. 1) as the typical mangrove forest for Florida, where tidal marsh components are nearly always present.

Finn (1996, 1999) describes the construction and operation of a mixed estuarine mesocosm as part of the Biosphere 2 experiment. Several of the subunits within the mesocosm contained mangroves transplanted from

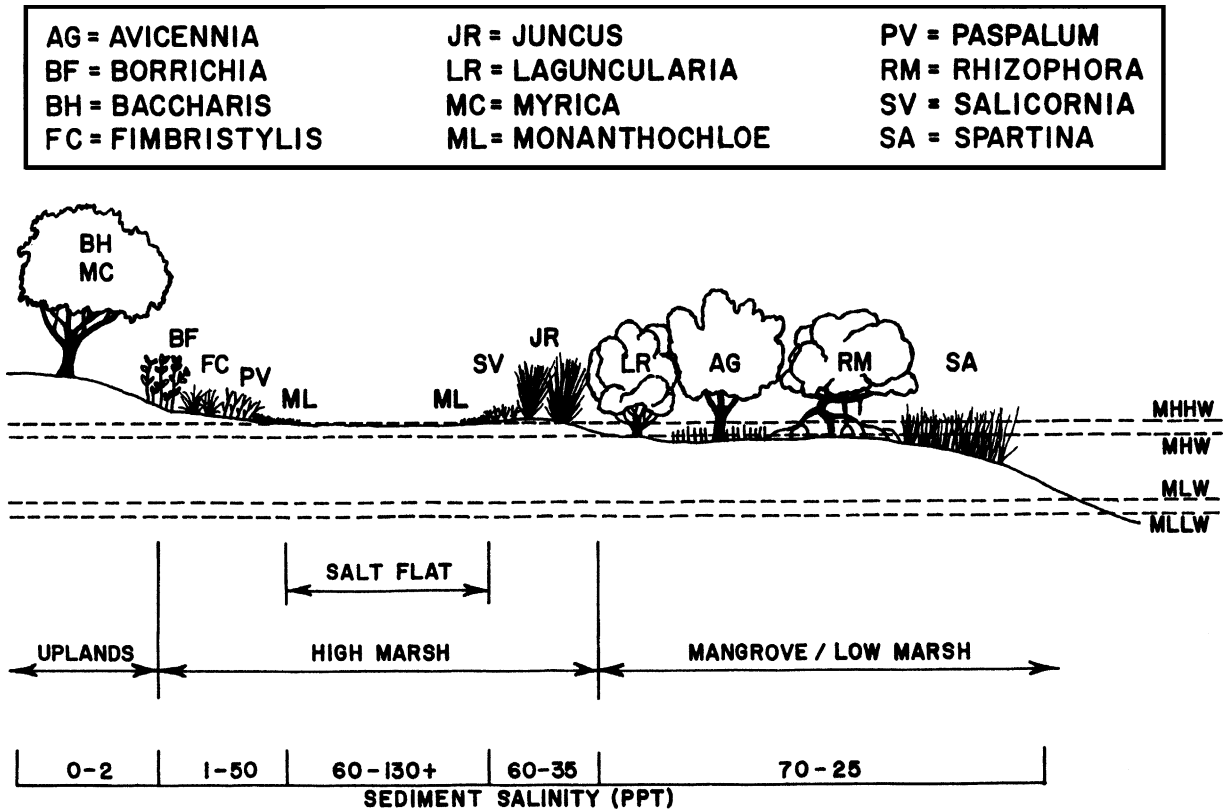


Fig. 1. Schematic diagram of the six components of the tropical coastal shelf ecosystem (modified from Crewz and Lewis, 1991).

Florida. No specific measurements of tidal inundation depth, duration and frequency at the source site of the mangroves were made, and the initial management of tidal effects in the mesocosm are not described in detail. The mesocosm and adjacent mesocosms exchanged water to simulate tides, but this was discontinued, and Finn (1996) indicates that the mangrove mesocosm had operated for 3 years without tides. The amount of inundation is not described in the non-tidal mesocosm, but Finn (1996) states that the experiment may be a useful tool for characterizing the effect of impounding mangroves. Finn (1999) describes the lack of understory vegetation in the mesocosm and notes that this compares favorably with natural systems. The transplanted mangroves have grown well in the mesocosm but most of the animals in the system, including fiddler crabs, periwinkles and coffee snails disappeared from the system between 1991 and 1993. There were restocked in 1994 but their fate is not reported in Finn (1999).

It is possible to restore some of the functions of a mangrove forest, salt flat or other systems even though parameters such as soil type and condition may have altered and the flora and fauna may have changed (Lewis, 1992). If the goal is to return an area to a pristine pre-development condition, then the likelihood of failure is increased. However, the restoration of certain ecosystem traits and the replication of natural functions stand more chance of success (Lewis et al., 1995).

Because mangrove forests may recover without active restoration efforts, it has been recommended that restoration planning should first look at the potential existence of stresses such as blocked tidal inundation that might prevent secondary succession from occurring, and plan on removing that stress before attempting restoration (Hamilton and Snedaker, 1984; Cintron-Molero, 1992). The next step is to determine by observation if natural seedling recruitment is occurring once the stress has been removed. Only if natural recovery is not occurring should the final step of considering

assisting natural recovery through planting be considered.

Unfortunately, many mangrove restoration projects move immediately into planting of mangroves without determining why natural recovery has not occurred. There may even be a large capital investment in growing mangrove seedlings in a nursery before stress factors are assessed. This often results in major failures of planting efforts. For example, [Sanyal \(1998\)](#) has recently reported that between 1989 and 1995, 9050 ha of mangroves were planted in West Bengal, India, with only a 1.52% success rate. In the Philippines, the Central Visayas Regional Project I, Nearshore Fisheries Component, a US\$ 35 million World Bank Project targeted 1000 ha of mangrove planting between 1984 and 1992. An evaluation of the success of the planting in 1995–1996 by Silliman University ([Silliman University, 1996](#); [de Leon and White, 1999](#)) indicated that only 18.4% of the 2,927,400 mangroves planted over 492 ha had survived. Another planned 30,000 ha planting effort funded by a US\$ 150 million loan from the Asian Development Bank and Overseas Economic Cooperation Fund of Japan (Fisheries Sector Program, 1990–1995) was cut short after only 4792 ha were planted due to similar problems ([Ablaza-Baluyut, 1995](#)).

[Platong \(1998\)](#) in reporting on efforts at mangrove restoration in Thailand states that the Royal Forest Department of Thailand (RFD) reported 11,009 ha planted in Southern Thailand. [Platong \(1998\)](#) notes that RFD “is unable to justify the success of the plan because the replanted mangrove areas are just in seedling stage. There is no report that replanting mangroves are survived [sic] or destroyed by natural factors and human. The data being recorded are only the planted area and the amount of areas planned to be replanted” (p. 59). In addition “the Agriculture Department joined with the private sector in a mangrove replanting project for the King’s 50th anniversary jubilee The target was 31,724 rai [5076 ha] in 57 areas. The Petroleum [sic] Authority of Thailand (PTT) replanted mangrove forest in Southern Thailand . . . between 1995 and 1997 about 11,062 rai [1770 ha] It is not easy to compare the success of mangrove replanting . . . because they are not the same scale, e.g. species, number of areas, location, timing and budget for maintenance after replanting”. [Platong \(1998\)](#) also refers to planting of mangrove seeds or seedlings in areas that have not previously been forested.

Many of these failures result from afforestation attempts, which are an attempt to plant mangroves in areas that previously did not support mangroves. Often mudflats in front of existing or historical stands of mangroves are proposed restoration sites. Aside from the problem of frequent flooding greater than the tolerance of mangroves, it is questionable whether the widespread attempts to convert existing natural mudflats to mangrove forests, even if they succeeded, represent ecological restoration. In their review article on this matter, [Erfteemeijer and Lewis \(2000\)](#) have commented that planting mangroves on mudflats would represent habitat conversion rather than habitat restoration, and strongly caution against the ecological wisdom of doing this.

Similar efforts in the Philippines, as reported by [Custodio \(1996\)](#), under “Threats to Shorebirds and their Habitats”, state that “{H}abitat alteration in the wake of unabated increase in human population is still the most important threat to shorebirds in the Philippines. Some of the alteration, however, has been due to activities, which were of good intention. An example of this is the mangrove ‘reforestation’ programme which covered the feeding grounds of shorebirds in Puerto Rivas (Bataan) and parts of Olango Island” (p. 166). With these words in mind, it is worthwhile to note that [Tunhikorn and Round \(1996\)](#) state that “. . . Thailand is a major wintering and passage area for Palaearctic waterbirds. Large numbers of shorebirds are found both along its coastline, in mudflat and mangrove habitat . . .” and describe the intertidal mudflats, onshore prawn ponds, salt-pans and some remaining areas of mangroves along the Gulf of Thailand as “(P)robably the single most important site for shorebirds in the country” (p. 123). Finally, they describe the major threat to wintering shorebirds at Khao Sam Roi Yot National Park in Prachuap Khiri Khan province as modifications to “the hydrology and topography of coastal areas . . . by intensive prawn farming during 1988–1993” (p. 124).

Natural recruitment of mangrove seedlings, reflected in the careful data collection of [Duke \(1996\)](#) at an oil spill site in Panama showed that “. . . densities of *natural recruits* far exceeded both expected and observed densities of planted seedlings in both sheltered and exposed sites” (emphasis added) in restoration attempts at a previously oiled mangrove forest. [Soemodihardjo et al. \(1996\)](#) report that only 10% of a logged area in Tembilahan, Indonesia (715 ha) needed

replanting because “The rest of the logged over area . . . had more than 2500 *natural seedlings* per ha” (emphasis added).

Lewis and Marshall (1997) have suggested five critical steps are necessary to achieve successful mangrove restoration:

1. Understand the autecology (individual species ecology) of the mangrove species at the site, in particular the patterns of reproduction, propagule distribution and successful seedling establishment.
2. Understand the normal hydrologic patterns that control the distribution and successful establishment and growth of targeted mangrove species.
3. Assess the modifications of the previous mangrove environment that occurred that currently prevents natural secondary succession.
4. Design the restoration program to initially restore the appropriate hydrology and utilize natural volunteer mangrove propagule recruitment for plant establishment.
5. Only utilize actual planting of propagules, collected seedlings or cultivated seedlings after determining through Steps 1–4 that natural recruitment will not provide the quantity of successfully established seedlings, rate of stabilization or rate of growth of saplings established as goals for the restoration project.

Callaway (2001) lists seven similar steps in order to design the best hydrology and geomorphological development of tidal marshes in California.

These critical steps are often ignored and failure in most restoration projects can be traced to proceeding in the early stages directly to Step 5, without considering Steps 1–4. Stevenson et al. (1999) refer to this approach as “gardening”, where simply planting mangroves is seen as all that is needed. The successful plantings of large areas with one or two species, as described by Saenger and Siddiqi (1993), in Bangladesh, may seem a success story, but one must question whether large monotypic stands of mangroves are a worthwhile goal. Remembering the principles of ecological restoration, one should ask whether the results produce a mangrove forest similar in species composition and faunal use to the native mangrove forests of the area. Another issue is competition from large-scale plantings may prevent natural colonization by volunteer mangroves, and reduce the final biodiversity of the planted area. Another

common problem is the failure to understand the natural processes of secondary succession, and the value of utilizing nurse species like smooth cordgrass in situations where wave energy may be a problem.

As an example of the problem, Kairo et al. (2001) in a recent paper with a title similar to this paper begin their section on “[H]istory of mangrove restoration and management” with this statement: “[M]angrove *planting* and management has a long history . . .” (emphasis added). Spurgeon (1999) does the same thing. Under his section on “Costs”, for mangrove rehabilitation/creation it begins “[C]osts for mangrove *planting* can range . . .” (emphasis added). Although Kairo et al. (2001) later have a section on “natural regeneration” the emphasis throughout their paper is on planting. Thus, for the majority of papers written on mangrove restoration, there is an immediate assumption that mangrove restoration means mangrove planting. This leads then to ignoring hydrology and natural regeneration via volunteer mangrove propagules, and many failures in attempts to restore mangroves (Erftemeijer and Lewis, 2000).

The single most important factor in designing a successful mangrove restoration project is determining the normal hydrology (depth, duration and frequency, and of tidal flooding) of existing natural mangrove plant communities (a reference site) in the area in which you wish to do restoration. Both Vivian-Smith (2001) and Sullivan (2001), similarly recommend the use of a reference tidal marsh for restoration planning and design. The normal surrogate for costly tidal data gathering or modeling is the use of a tidal benchmark and survey of existing healthy mangroves. When this is done, a diagram similar to that in Fig. 1 will result. This then becomes the construction model for your project.

Fig. 1 is a typical cross section through a reference mangrove forest site. Actual survey data is generated to locate the existing topographic elevations within the forest. This figure is a synthesis of all the topographic information generated by Crewz and Lewis (1991). Table 1 modified from Detweiler et al. (1975) is actual data from a single mangrove forest on Tampa Bay, Florida. Both Fig. 1 and Table 1 show that the mangrove forests in Florida typically exist on a sloped platform above mean sea level, with typical surveyed elevations for mangrove species in the range of +30 to +60 cm above mean sea level. Likewise, Twilley and Chen (1998) report the topography of a basin mangrove

Table 1

Elevation ranges and mean elevation (NGVD datum) of 10 plant species found in the control transect of an undisturbed mangrove forest community near Wolf Branch Creek, Tampa Bay, FL, USA (modified from Detweiler et al., 1975)

Species	Number of quadrats	Range (ft)	Range (m)	Mean elevation (ft)	Mean elevation (m)
<i>Rhizophora mangle</i>	35	+0.2 to +1.6	+0.06 to +0.49	+1.0	+0.30
<i>Avicennia germinans</i>	49	+0.4 to +2.5	+0.12 to +0.76	+1.5	+0.46
<i>Laguncularia racemosa</i>	47	+0.7 to +2.5	+0.21 to +0.76	+1.5	+0.46
<i>Spartina alterniflora</i>	4	+1.6 to +1.7	+0.49 to +0.52	+1.7	+0.52
<i>Salicornia virginica</i>	10	+1.6 to +1.9	+0.49 to +0.58	+1.7	+0.52
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	2	+1.7	+0.52	+1.7	+0.52
<i>Limonium carolinianum</i>	6	+1.6 to +1.7	+0.49 to +0.52	+1.7	+0.52
<i>Batis maritima</i>	14	+1.6 to +2.2	+0.49 to +0.67	+1.8	+0.55
<i>Borrchia frutescens</i>	2	+1.9	+0.58	+1.9	+0.58
<i>Philoaxerus vermicularis</i>	5	+1.6 to +2.2	+0.49 to +0.67	+1.9	+0.58

forest at Rookery Bay had a “. . . bowl shape with a centre low of 45 cm > msl”. A similar profile section from Whitten et al. (1987) for a different group of mangrove species in Sumatra shows a similar pattern (Fig. 2). Finally, in Fig. 3, four sites in Australia are illustrated from Kenneally (1982). All show a similar location, at the upper third of the tidal range. Kjerfve (1990) reports that within the Klong Ngao creek-mangrove system in Thailand “. . . the mangrove wetland area above bank-

full stage is only inundated 9% of the time. Specific locations within the wetland at higher elevations are flooded less frequently, and the system as a whole is only inundated 1% of the time”.

In an early review of percent tidal submergence and emergence for tidal marshes, Hinde (1954) reported that the tidal marsh in Palo Alto, California, had zones of tidal marsh vegetation that varied in their percent of time submerged from 20% for the highest *Salicornia*

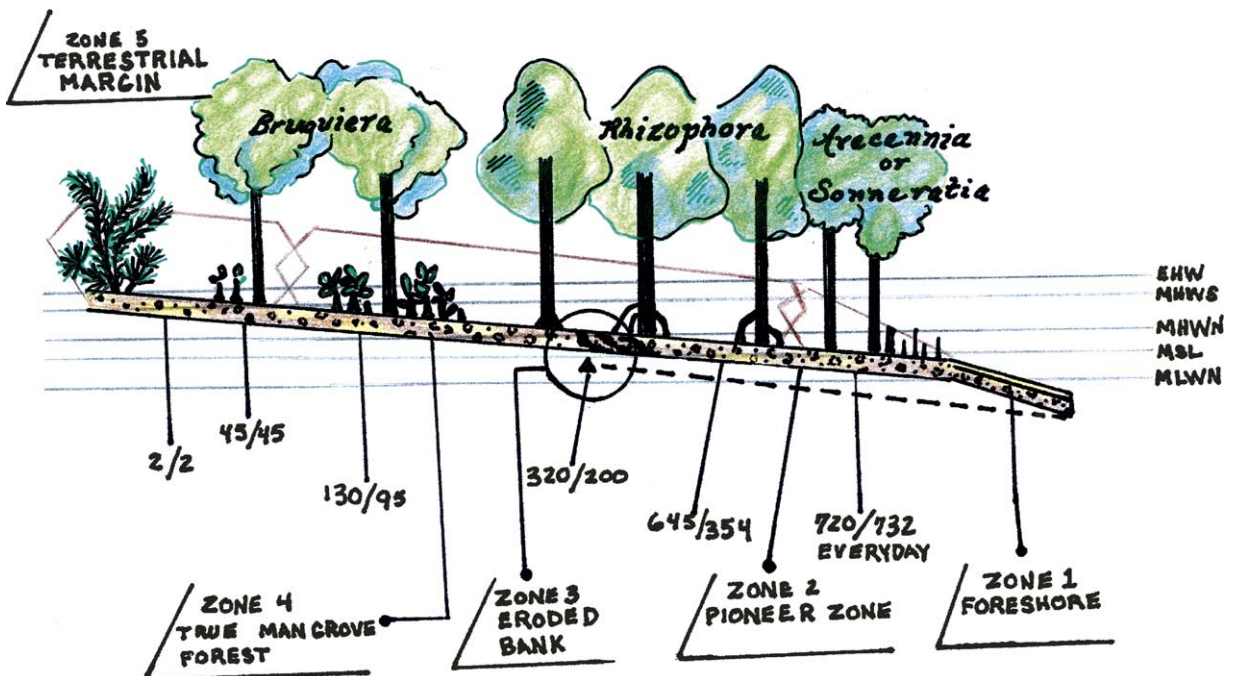


Fig. 2. Mangrove zonation related to tidal datums in Sumatra, Indonesia (modified from Whitten et al., 1987).

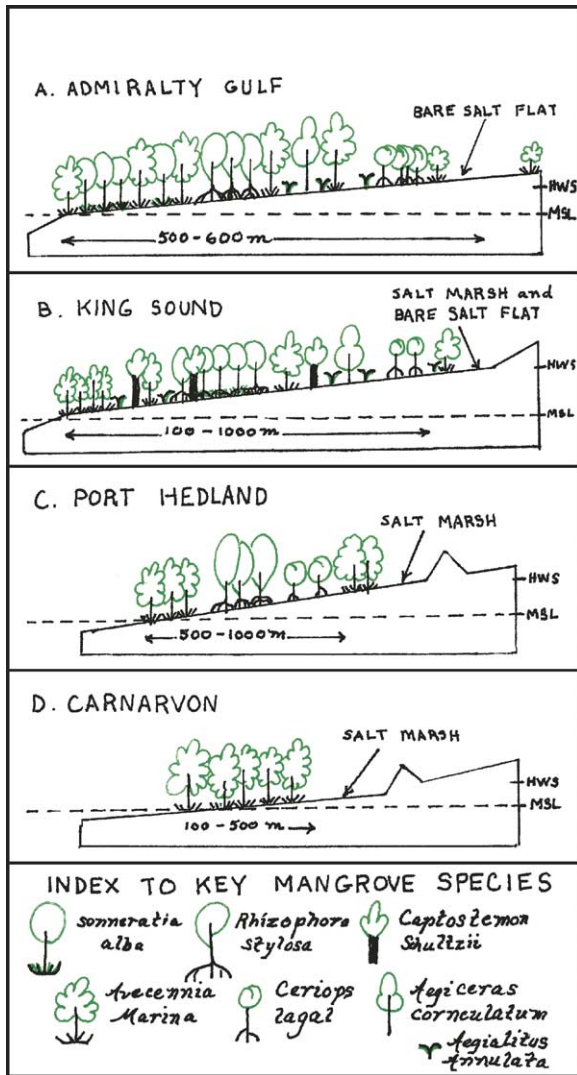


Fig. 3. Zonation of mangroves in western Australia (modified from Kenneally, 1982). Line added to emphasize mean sea level datum.

to 80% for the lowest *Spartina*. Thus, tidal marshes appear to have a range of tolerance for submergence greater than that of mangrove forests.

The implications of these data are significant, and often overlooked. First, it appears, based on the data generated to date that mangrove forests around the world have a similar pattern of occurrence, regardless of species composition, on a tidal plane above mean high water and extending to high water spring elevations. Second, this means that the time during which

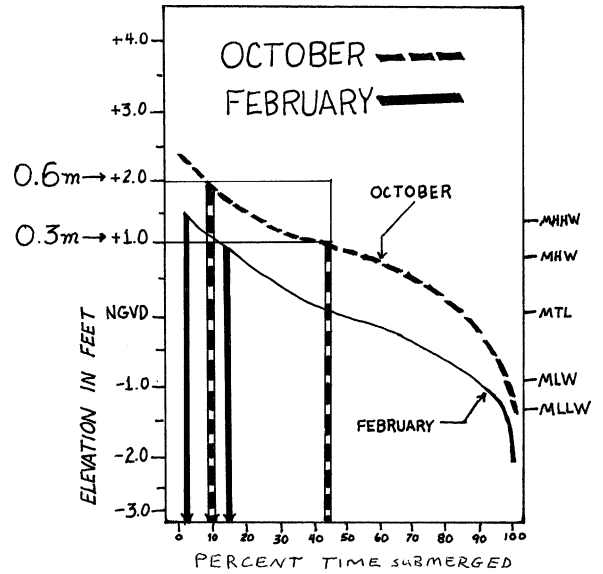


Fig. 4. The topographic position of mangroves on Tampa Bay, FL, USA (i.e. +0.3 to +0.6 m) in relationship to the percent time of submergence (modified from Lewis and Estevez, 1988).

mangroves are typically inundated by high tides is very restricted. Figs. 4 and 5 show two illustrations of the actual period of time that mangrove forests on Tampa Bay, FL, USA (Fig. 4 from Lewis and Estevez, 1988) and Gladstone, Queensland (Fig. 5 from Hutchings and Saenger, 1987) are inundated with tidal waters. Both sets of inundation curves relative to topography show that total time of inundation throughout a typical year is 30% or less. Fig. 4 shows the topographic zone within which mangroves occur on Tampa Bay (+0.3 to +0.6 m) and how frequently that zone is likely to be flooded based upon tide curves. Detailed studies of the Rookery Bay mangroves (Twilley and Chen, 1998) show similar data, with 152–158 tides per year recorded in two basin mangrove forests out of a potential of 700+ high tides per year in a system with mixed diurnal tides. Cahoon and Lynch (1997) report data for continuous water level monitoring in three red mangrove (*Rhizophora mangle*) forests, and one basin forest in southwest Florida. The mean total hours of flooding over a 2-year-period for the red mangrove forest was 6055 or 35.3% of the potential total for the three sites. The mean number of flooding events was 1184 or 1.65 tides per day. In contrast, the single basin forest site was flooded just 88 times in 2 years, yet total hours of flooding were 10,182

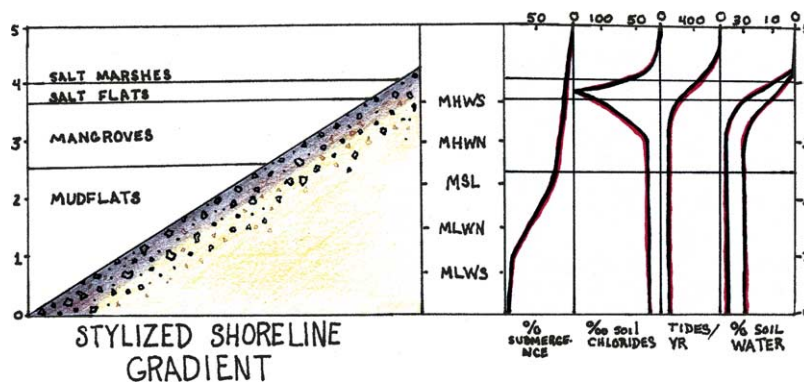


Fig. 5. Integration of vegetational boundaries with gradient-related and tidally induced boundary conditions based on data collected from study areas in Gladstone, Queensland, 1975–1983 (modified from Hutchings and Saenger, 1987).

or 59.4% of the potential time reflecting the trapping of both tidal waters and rainfall. This is not the prevailing understanding of mangrove tidal hydrology.

For example, Watson (1928) created five inundation classes ranging from Class 1, “inundated by all high tides”, to Class 5, occasionally inundated by exceptional or equinoctial tides”, and placed all the mangroves at his location in Malaysia in Classes 2–5 with distinct zonation based upon the nature of the tide that inundates an area rather than the number of times or total period of inundation. Field (1998) makes reference to topographical and hydrological changes to mangrove sites as a key to understanding rehabilitation needs, but provides no specific information. Perdomo et al. (1998) states that “[M]angroves may grow at sites which are permanently covered by shallow water . . .” without providing data to support this statement.

Although many authors note that mangroves appear to be limited to certain ground elevations relative to flooding frequency (Watson, 1928; Field, 1996; Ellison, 2000), few have ever quantified it, as noted above, and fewer still recognize the importance of this issue relative to mangrove management and restoration.

Options for restoration, as discussed before, include simply restoring hydrologic connections to impounded mangroves (Brockmeyer et al., 1997). Another is the construction, by excavation of fill or backfilling of an excavated area, to create a target restoration site with the same general slope, and the exact tidal elevations relative to a benchmark as the reference site, thus insuring that the hydrology is correct. The final graded topography of a site needs to be designed to match that

found in an adjacent reference forest and checked carefully by survey during and at the completion of construction. Crewz and Lewis (1991) in examining the critical issues in success and failure in tidal marsh and mangrove restoration in Florida found that the hydrology, as created or restored by excavation to the correct tidal elevation, was the single most important element in project success. This is similar to the recommendations of Rozas and Zimmerman (1994) (as cited in Streever, 2000) for smooth cordgrass marsh creation on dredged material. Similar focused attention to the topographic grade relative to adjacent natural mangroves in constructed mangrove wetlands was shown to be the key to success in a project at Brisbane International Airport in Australia (Saenger, 1996).

McKee and Faulkner (2000a) report that two mangrove restoration sites were constructed respectively to grades of +45 cm (Site WS) and +43 cm (Site HC) relative to National Vertical Geodetic Datum (NGVD). No mention is made of how these elevations were determined. One of the referenced sites (WS) is described by Stephen (1984) as actually having variable final topographic elevations ranging from +24 cm to +190 cm at the time of completion of construction, with the +45 cm elevation being the original target elevation based upon surveys of the surrounding mature mangroves. Stephen (1984) noted that the best observed growth of mangroves was at +39 cm. Both Stephen (1984) and McKee and Faulkner (2000a) suggested the value of creating tidal creeks as part of these mangrove restoration projects in order to improve flushing. This is a predominant theme also in Zedler (2001) related to

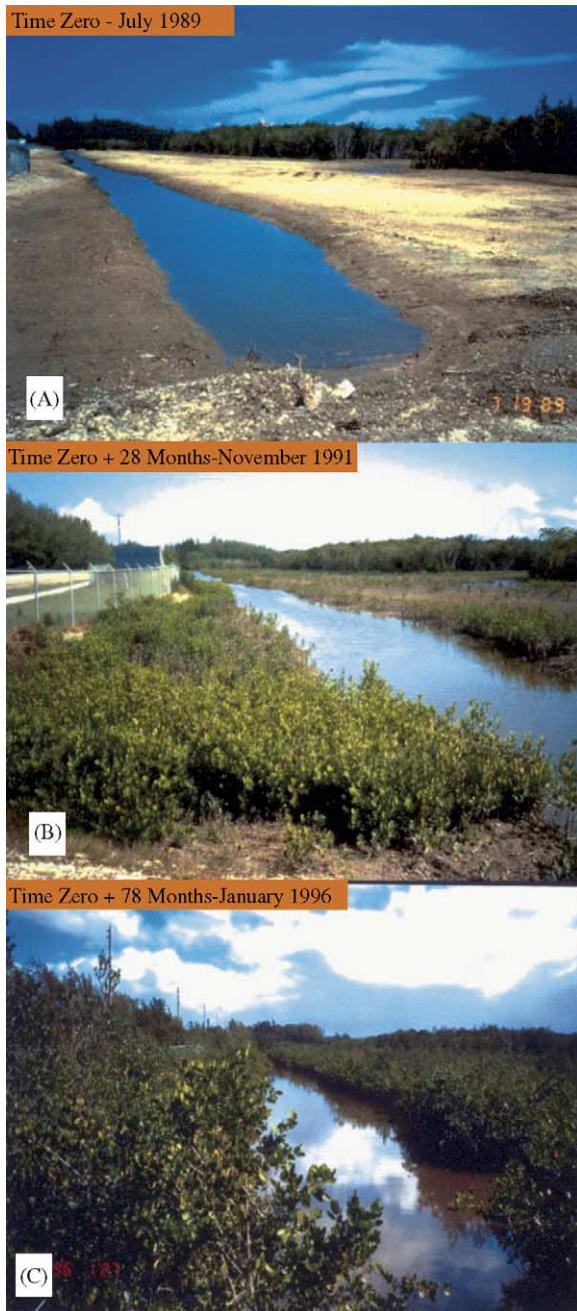


Fig. 6. Time series photographs of a hydrologic mangrove restoration project at West Lake Park, Hollywood, FL, USA (A) Time Zero, July 1989, (B) Time Zero + 28 months, November 1991 and (C) Time Zero + 78 months, January 1996. No planting of mangroves occurred. All vegetation derived from volunteer mangrove propagules.

tidal marsh restoration. Stephen (1984) also notes that consideration should be given to intentional variation of grade and creation of permanent ponded areas to provide habitat for small fish, wading birds, algae and oysters.

Fig. 6A–C show a time sequence over a period of 78 months from the completion of a portion of a hydrologic restoration at a 500 ha mangrove restoration site at West Lake near Fort Lauderdale, Florida. Lewis (1990a) describes the details of the work, but again success resulted from using a reference site, and targeting final constructed grades as the same as the adjacent undisturbed forest. This resulted in a final sloped grade from +27 cm to +42 cm MSL. Extensive constructed tidal creeks were also added to the original plans, which had been designed without them. No planting of mangroves took place or was necessary. All three of the Florida species of mangroves (red mangrove (*Rhizophora mangle*), black mangrove (*Avicennia germinans*) and white mangrove (*Laguncularia racemosa*), volunteered on their own. Another form of this hydrologic restoration is to reconnect impounded mangroves to normal tidal influence (Turner and Lewis, 1997; Brockmeyer et al., 1997).

Both of these typical options require detailed review and discussion between an ecological engineer and a mangrove restoration ecologist. Further inputs may be needed from a surveyor, hydrologist, a geologist and finally the client paying the bills.

6. Controlling the costs of restoration

Lewis (submitted for publication) reports that the range of reported costs for mangrove restoration was US\$ 225–216,000 ha⁻¹ without the cost of the land. Brockmeyer et al. (1997) was able to keep restoration costs to US\$ 250 ha⁻¹ with careful placement of culverted openings to impounded mangrove wetlands along the Indian River Lagoon, USA. Similar types of this hydrologic restoration are reported in Turner and Lewis (1997). Milano (1999) described in some detail the planning and construction process for ten wetland restoration projects in Biscayne Bay, FL, USA (Miami), of which eight were mangrove restoration projects. Careful planning to achieve success was emphasized, as were methods of insuring cost control. The eight projects ranged in cost

from US\$ 4286–214,285 ha⁻¹, with a mean of US\$ 100,308 ha⁻¹. King (1998) has updated his 1993 cost estimates (King and Bohlen, 1994) to 1997 cost estimates for various wetland restoration costs and lists mangrove restoration at US\$ 62,500 ha⁻¹ excluding any land costs. Lewis Environmental and Coastal Environmental (1996) give cost estimates of US\$ 62,500 ha⁻¹ for government tidal wetland restoration attempts and US\$ 125,000 ha⁻¹ for private efforts, again without factoring in land costs. It is obvious that at these rates, mangrove restoration can be expensive, and therefore should be designed to be successful to avoid wasting large amounts of hard-to-get restoration dollars.

7. Emerging restoration principles

1. Get the hydrology right first.
2. Do not build a nursery, grow mangroves and just plant some area currently devoid of mangroves (like a convenient mudflat). There is a reason why mangroves are not already there or were not there in the recent past or have disappeared recently. Find out why.
3. Once you find out why, see if you can correct the conditions that currently prevent natural colonization of the selected mangrove restoration site. If you cannot correct those conditions, pick another site.
4. Use a reference mangrove site for examining normal hydrology for mangroves in your particular area. Either install tide gauges and measure the tidal hydrology of a reference mangrove forest or use the surveyed elevation of a reference mangrove forest floor as a surrogate for hydrology, and establish those same range of elevations at your restoration site or restore the same hydrology to an impounded mangrove by breaching the dikes in the right places. The “right places” are usually the mouths of historic tidal creeks. These are often visible in vertical (preferred) or oblique aerial photographs.
5. Remember that mangrove forests do not have flat floors. There are subtle topographic changes that control tidal flooding depth, duration and frequency. Understand the normal topography of your reference forest before attempting to restore another area.

6. Construction of tidal creeks within restored mangroves forests facilitates flooding and drainage, and allows for entree and exit of fish with the tides.
7. Evaluate costs of restoration early in project design to make your project as cost-effective as possible.

8. Conclusions

Ellison (2000) asks the question “mangrove restoration: do we know enough?” His answer is that “[R]estoration of mangal does not appear to be especially difficult . . .” and comments that in contrast to the difficulties in restoring inland wetlands, “. . . it is more straightforward to restore tidal fluctuations and flushing to impounded coastal systems where mangroves could subsequently flourish . . .”. Thus, ecological restoration of mangrove forests is feasible, has been done on a large-scale in various parts of the world and can be done cost effectively. Lewis (2000) however, has pointed out that the failure to adequately train, and retrain coastal managers (including ecological engineers) in the basics of successful coastal habitat restoration all too often leads to projects “destined to fail, or only partially achieve their stated goals”. The National Academy of Science of the United States in their report entitled “Restoring and Protecting Marine Habitat—The Role of Engineering and Technology” (National Research Council, 1994) stated that “the principle obstacles to wider use of coastal engineering capabilities in habitat protection, enhancement, restoration and creation are the cost and the institutional, regulatory and management barriers to using the best available technologies and practices” (emphasis added).

It is unfortunate that much of the research into mangrove restoration that has been carried out to date has been conducted without adequate site assessment, and without documentation of the methodologies or approaches used, and that it often lacks subsequent follow-up or evaluation. Unsuccessful (or only partially successful) projects are rarely documented. Field (1998) reports that after contacting numerous international organizations to get an overview of mangrove restoration work worldwide, “(T)he response was almost complete silence”. He attributed this to bureaucratic sloth, proprietary reluctance to reveal important findings, inadequate dissemination mechanisms and a

myopic view of the general importance of rehabilitation programmes. I would add that few scientists or organizations wish to report or document failures.

In summary, a common ecological engineering approach should be applied to habitat restoration projects. The simple application of the five steps to successful mangrove restoration outlined by Lewis and Marshall (1997) would at least insure an analytical thought process and less use of “gardening” of mangroves as the solution to all mangrove restoration problems. Those involved could then begin to learn from successes or failures, act more effectively and spend limited mangrove restoration monies in a more cost-effective manner.

References

- Ablaza-Baluyut, E., 1995. The Philippines fisheries sector program. In: Coastal and Marine Environmental Management. Proceedings of a workshop, 27–28 March 1995, Bangkok, Thailand, Asian Development Bank, Bangkok, Thailand, pp. 156–177.
- Ball, M.C., 1980. Patterns of secondary succession in a mangrove forest in south Florida. *Oecologia* (Berl.) 4, 226–235.
- Blasco, F., Aizpuru, M., Gers, C., 2001. Depletion of the mangroves of continental Asia. *Wetland Ecol. Manag.* 9 (3), 245–256.
- Brockmeyer Jr., R.E., Rey, J.R., Virnstein, R.W., Gilmore, R.G., Ernest, L., 1997. Rehabilitation of impounded estuarine wetlands by hydrologic reconnection to the Indian River Lagoon, Florida (USA). *Wetland Ecol. Manag.* 4 (2), 93–109.
- Cahoon, D.R., Lynch, J.C., 1997. Vertical accretion and shallow subsidence in a mangrove forest of southwestern Florida, USA. *Mangroves Salt Marshes* 1 (3), 173–186.
- Callaway, J.C., 2001. Hydrology and substrate. In: Zedler, J.B. (Ed.), *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 89–117 (Chapter 3).
- Cintron-Molero, G., 1992. Restoring mangrove systems. In: Thayer, G.W. (Ed.), *Restoring the Nation’s Marine Environment*. Maryland Seagrass Program, College Park, Maryland, pp. 223–277.
- Cintron, G., Lugo, A.E., Pool, D.J., Morris, G., 1978. Mangroves and arid environments in Puerto Rico and adjacent islands. *Biotropica* 10, 110–121.
- Clements, F.E., 1929. *Plant Competition*. Carnegie Institute of Washington Publications, p. 398.
- Crewz, D.W., Lewis, R.R., 1991. An Evaluation of Historical Attempts to Establish Emergent Vegetation in Marine Wetlands in Florida. Florida Sea Grant Technical Publication No. 60. Florida Sea Grant College, Gainesville, Florida.
- Custodio, C.C., 1996. Conservation of migratory waterbirds and their wetland habitats in the Philippines. In: Wells, D.R., Mundikur, T. (Eds.), *Conservation of migratory waterbirds and their wetland habitats in the East Asian-Australasian flyway*. Proceedings of an International Workshop, Kushiro, Japan. 28 November–3 December, 1994. Wetlands International Asia Pacific, Kuala Lumpur, Publication No. 116, 163–173.
- Davis, J.H., 1940. The ecology and geologic role of mangroves in Florida. Carnegie Inst. Wash. Pap. Tortugas Lab. No. 32. Publ. 517, 305–412.
- Das, P., Basak, U.C., Das, A.B., 1997. Restoration of the mangrove vegetation in the Mahanadi Delta, Orissa, India. *Mangroves Salt Marshes* 1 (3), 155–161.
- de Leon, T.O.D., White, A.T., 1999. Mangrove rehabilitation in the Philippines. In: Streever, W. (Ed.), *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 37–42.
- Detweiler, T.E., Dunstan, F.M., Lewis, R.R., Fehring, W.K., 1975. Patterns of secondary succession in a mangrove community. In: Lewis, R.R. (Ed.), *Proceedings of the Second Annual Conference on Restoration of Coastal Plant Communities in Florida*. Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 52–81.
- Duke, N., 1992. Mangrove floristics and biogeography. In: Robertson, A.I., Alongi, D.M. (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 63–100.
- Duke, N., 1996. Mangrove reforestation in Panama. In: Field, C. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 209–232.
- Ellison, A.M., 2000. Mangrove restoration: do we know enough? *Rest. Ecol.* 8 (3), 219–229.
- Erftemeijer, P.L.A., Lewis, R.R., 2000. Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion? In: *Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century*, Ranong, Thailand, 23–28 May 1999. Royal Forest Department of Thailand, Bangkok, Thailand, pp. 156–165.
- Food and Agricultural Organization (FAO), 2003. New global mangrove estimate. <http://www.fao.org/forestry/foris/webview/forestry2/index.jsp%3Fgeold=0%26langid>.
- Field, C.D. (Ed.), 1996. *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.
- Field, C.D., 1998. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Mar. Pollut. Bull.* 37 (8–12), 383–392.
- Finn, M., 1996. The mangrove mesocosm of Biosphere 2: design, establishment and preliminary results. *Ecol. Eng.* 6, 21–56.
- Finn, M., 1999. Mangrove ecosystem development in Biosphere 2. *Ecol. Eng.* 13, 173–178.
- Furukawa, K.E., Wolanski, E., Mueller, H., 1997. Currents and sediment transport in mangrove forests. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44, 301–310.
- Hamilton, L.S., Snedaker, S.C. (Eds.), 1984. *Handbook of Mangrove Area Management*. East West Centre, Honolulu, Hawaii.
- Hinde, H.P., 1954. The vertical distribution of salt marsh phanerogams in relation to tide levels. *Ecol. Monogr.* 24 (2), 210–225.
- Hong, P.N., 2000. Effects of mangrove restoration and conservation on the biodiversity and environment in Can Gio district, Ho Chi Minh City. In: *Asia-Pacific Cooperation on Research for Conservation of Mangroves*, Proceedings of an International Workshop. The United Nations University, Tokyo, Japan, pp. 97–116.
- Hutchings, P., Saenger, P., 1987. *Ecology of Mangroves*. University of Queensland Press, New York.

- Kairo, J.G., Dahdouh-Guebas, F., Bosire, J., Koedam, N., 2001. Restoration and management of mangrove systems—a lesson from East African region. *S. Afr. J. Bot.* 67, 383–389.
- Kenneally, K.F., 1982. Mangroves of Western Australia. In: Clough, B.F. (Ed.), *Mangrove Ecosystems in Australia—Structure, Function and Management*. Australian National University Press, Canberra, Australia, pp. 95–110.
- King, D., 1998. The dollar value of wetlands: trap set, bait taken, don't swallow. *Nat. Wetlands Newslett.* 20 (4), 7–11.
- King, D., Bohlen, C., 1994. Estimating the costs of restoration. *Nat. Wetlands Newslett.* 16 (3), 3-5+8.
- Kjerfve, B., 1990. Manual for investigation of hydrological processes in mangrove ecosystems. UNESCO/UNDP Regional Project, Research and Its Application to the Management of the Mangroves of Asia and the Pacific (RAS/86/120).
- Koch, M.S., Mendelssohn, I.A., McKee, K.L., 1990. Mechanism for the hydrogen sulfide-induced growth limitation in wetland macrophytes. *Limnol. Ocean* 35 (2), 399–408.
- Lewis, R.R., 1977. Impacts of dredging in the Tampa Bay estuary 1876–1976. In: Pruitt, E.L. (Ed.), *Proceedings of the Second Annual Conference of the Coastal Society—Time-stressed Environments: Assessment and Future Actions*. The Coastal Society, Arlington, Virginia, pp. 31–55.
- Lewis, R.R., 1979. Large scale mangrove restoration in St. Croix, U. S. Virgin Islands. In: Cole, D.P. (Ed.), *Proceedings of the Sixth Annual Conference on Restoration and Creation of Wetlands*. Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 231–242.
- Lewis, R.R., 1982a. Mangrove forests. In: Lewis, R.R. (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 153–172.
- Lewis, R.R., 1982b. Low marshes, peninsular Florida. In: Lewis, R.R. (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 147–152.
- Lewis, R.R., 1990a. Creation and restoration of coastal plain wetlands in Florida. In: Kusler, J.A., Kentula, M.E. (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, DC, pp. 73–101.
- Lewis, R.R., 1990b. Creation and restoration of coastal wetlands in Puerto Rico and the US Virgin Islands. In: Kusler, J.A., Kentula, M.E. (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, DC, pp. 103–123.
- Lewis, R.R., 1990c. Wetlands restoration/creation/enhancement terminology: suggestions for standardization. In: Kusler, J.A., Kentula, M.E. (Eds.), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*. Island Press, Washington, D.C, pp. 417–422.
- Lewis, R.R., 1992. Coastal habitat restoration as a fishery management tool. In: Stroud, R.H. (Ed.), *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss, Proceedings of a Symposium on Conservation of Coastal Fish Habitat*, Baltimore, Md., 7–9 March 1991. National Coalition for Marine Conservation, Inc., Savannah, Georgia, pp. 169–173.
- Lewis, R.R., 1994. Enhancement, restoration and creation of coastal wetlands. In: Kent, D.M. (Ed.), *Applied Wetlands Science and Technology*. Lewis Publishers, Inc., Boca Raton, Florida, pp. 167–191.
- Lewis, R.R., 1999. Key concepts in successful ecological restoration of mangrove forests. In: *Proceedings of the TCE-Workshop No. II, Coastal Environmental Improvement in Mangrove/Wetland Ecosystems*, 18–23 August 1998, Danish-SE Asian Collaboration on Tropical Coastal Ecosystems (TCE) Research and Training, Network of Aquaculture Centres in Asia-Pacific, Bangkok, Thailand, pp. 19–32.
- Lewis, R.R., 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration in Florida. *Ecol. Eng.* 15 (3–4), 191–198.
- Lewis, R.R., submitted for publication. Mangrove restoration—costs and benefits of successful ecological restoration. *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop*, Universiti Sans Malaysia, Penang, April 4–8, 2001. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.
- Lewis, R.R., Gilmore Jr., R.G., Crewz, D.W., Odum, W.E., 1985. Mangrove habitat and fishery resources of Florida. In: Seaman, W. (Ed.), *Florida Aquatic Habitat and Fishery Resources*, Florida Chapter. American Fisheries Society, Eustis, Florida, pp. 281–336.
- Lewis, R.R., Kusler, J.A., Erwin, K.L., 1995. Lessons learned from five decades of wetland restoration and creation in North America. In: Montes, C., Oliver, G., Molina, F., Cobos, J. (Eds.), *Ecological Basis of Restoration of Wetlands in the Mediterranean Basin*, University of La Rabida (Huelva) Spain, 7–11 June 1993. Junta de Andalucia, Spain, pp. 107–122.
- Lewis, R. R., Marshall, M. J., 1997. Principles of successful restoration of shrimp Aquaculture ponds back to mangrove forests. *Programa/resumes de Marcuba '97*, September 15/20, Palacio de Convenciones de La Habana, Cuba, p. 126.
- Lewis, R. R., Estevez, E. D., 1988. *The Ecology of Tampa Bay, Florida: An Estuarine Profile*. National Wetlands Research Center, US Fish and Wildlife Service, Biological Report No. 85 (7.18), Washington, DC.
- Lewis, R. R., Streever, W., 2000. *Restoration of Mangrove Habitat*. Tech Note ERDC TN-WRP-VN-RS-3. US Army, Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi.
- Lewis Environmental Services, Inc., Coastal Environmental, Inc., 1996. *Setting Priorities for Tampa Bay Habitat Protection and Restoration: Restoring the Balance*. Tampa Bay National Estuary Program, Technical Publication #09-95, St. Petersburg, Florida.
- Lugo, A.E., Snedaker, S.C., 1974. The ecology of mangroves. In: Johnson, R.F., Frank, P.W., Michener, C.D. (Eds.), *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, pp. 39–64.
- Martinez, R., Cintron, G., Encarnacion, L.A., 1979. *Mangroves in Puerto Rico: A Structural Inventory*. Department of Natural Resources, Government of Puerto Rico, San Juan, Puerto Rico.
- McKee, K.L., 1993. Soil physiochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects? *J. Ecol.* 81, 477–487.
- McKee, K.L., 1995a. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physiochemical factors. *Oecologia* 101, 448–460.
- McKee, K.L., 1995b. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to availability of light and nutrients. *Am. J. Bot.* 82 (3), 299–307.
- McKee, K.L., Mendelssohn, I.A., Hester, M.W., 1988. Reexamination of porewater sulfide concentrations and redox potentials near

- the aerial roots of *Rhizophora mangle* and *Avicennia germinans*. *Am. J. Bot.* 75 (9), 1352–1359.
- McKee, K.L., Faulkner, P.L., 2000a. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. *Rest. Ecol.* 8 (3), 247–259.
- McKee, K.L., Faulkner, P.L., 2000b. Mangrove peat analysis and reconstruction of vegetation history at the Pelican Cays, Belize. *Atoll Res. Bull.* No. 46, 45–58.
- Medina, E., Fonseca, H., Barboza, F., Francisco, M., 2001. Natural and man-induced changes in a tidal channel mangroves system under tropical semiarid climate at the entrance to the Maracaibo lake (Western Venezuela). *Wetland Ecol. Manag.* 9 (3), 233–243.
- Mendelssohn, I.A., Morris, J.T., 2000. Ecophysiological controls on the productivity of *Spartina alterniflora* Loisel. In: Weinstein, M.P., Kreeger, D.A. (Eds.), *Concepts and Controversies in Tidal Marsh Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 59–80.
- Milano, G.R., 1999. Restoration of coastal wetlands in southeastern Florida. *Wetland J.* 11 (2), 15–24, 29.
- Mitsch, W.J., Jørgensen, S.E., 2004. *Ecological Engineering and Ecosystem Restoration*. John Wiley and Sons, Inc., Hoboken, NJ.
- Nickerson, N.H., Thibodeau, F.R., 1985. Associations between pore water sulfide concentrations and the distribution of mangroves. *Biogeochemistry* 1, 183–192.
- National Research Council, 1994. *Restoring and Protecting Marine Habitat-The Role of Engineering and Technology*. National Academy Press, Washington, DC.
- Perdomo, L., Ensminger, I., Espinosa, L.F., Elster, C., Wallner-Kersanach, M., Schnetter, M.-L., 1998. The mangrove ecosystem of Ciénaga Grande de Santa Marta (Colombia): observations on regeneration and trace metals in sediment. *Mar. Pollut. Bull.* 37 (8–12), 393–403.
- Platong, J., 1998. Status of Mangrove Forests in Southern Thailand. *Wetlands International—Thailand Programme*. Hat Yai, Thailand, Publication No. 5.
- Rozas, L.P., Zimmerman, R.J., 1994. Developing design parameters for constructing ecologically functional marshes using dredged material in Galveston Bay, Texas. In: *Dredging'94, Proceedings of the second International Conference on Dredging and Dredged Material Placement*, vol. 1. American Society of Civil Engineers, New York, NY, pp. 810–822.
- Rubin, J.A., Gordon, C., Amatekpor, J.K., 1999. Causes and consequences of mangrove deforestation in the Volta Estuary, Ghana. Some recommendations for ecosystem restoration. *Mar. Pollut. Bull.* 37 (8–12), 441–449.
- Saenger, P., 1996. Mangrove restoration in Australia: a case study of Brisbane International Airport. In: Field, C.D. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 36–51.
- Saenger, P., 2002. *Mangrove Ecology*. In: *Silviculture and Conservation*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Saenger, P., Siddiqi, N.A., 1993. Land from the seas: the mangrove afforestation program of Bangladesh. *Ocean Coastal Manag.* 20, 23–39.
- Sanyal, P., 1998. Rehabilitation of degraded mangrove forests of the Sunderbans of India. In: *Program of the International Workshop on Rehabilitation of Degraded Coastal Systems*, Phuket Marine Biological Center, 19–24 January 1998, Phuket, Thailand, p. 25.
- Silliman University, 1996. *Assessment of the Central Visayas Regional Project-I: Nearshore Fisheries Component*. Final Draft, vol. 1, Dumaguete City, Philippines.
- Society for Ecological Restoration (SER), 2002. *SER International Science and Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration*. (www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp).
- Soemodihardjo, S., Wiroatmodjo, P., Mulia, F., Harahap, M.K., 1996. Mangroves in Indonesia—a case study of Tembilahan, Sumatra. In: Fields, C. (Ed.), *Restoration of Mangrove Ecosystems*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, pp. 97–110.
- Spalding, M.D., 1997. The global distribution and status of mangrove ecosystems. *Intercoast Network Newslett.* 1, 20–21, Special Edition #1.
- Spurgeon, J., 1999. The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation. *Mar. Pollut. Bull.* 37 (8–12), 373–382.
- Stephen, M.F., 1984. Mangrove restoration in Naples, Florida. In: Webb Jr., F.J. (Ed.), *Proceedings of the 10th Annual Conference on Wetlands Restoration and Creation*. Hillsborough Community College, Tampa, Florida, pp. 201–216.
- Stevenson, N.J., Lewis, R.R., Burbridge, P.R., 1999. Disused shrimp ponds and mangrove rehabilitation. In: Streever, W.J. (Ed.), *An International Perspective on Wetland Rehabilitation*. Kluwer Academic Publishers, The Netherlands, pp. 277–297.
- Streever, W.J., 2000. *Spartina alterniflora* marshes on dredged material: a critical review of the ongoing debate over success. *Wetland Ecol. Manag.* 8 (5), 295–316.
- Sullivan, G., 2001. Chapter four. Establishing vegetation in restored and created coastal wetlands. In: Zedler, J.B. (Ed.), *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 119–155.
- Thibodeau, F.R., Nickerson, N.H., 1986. Differential oxidation of mangrove substrate by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *Am. J. Bot.* 73, 512–516.
- Tunhikorn, S., Round, P.D., 1996. The status and conservation needs of migratory shorebirds in Thailand. In: Wells, D.R., Mundikur, T. (Eds.), *Conservation of Migratory Waterbirds and Their Wetland Habitats in the East Asian-Australasian Flyway*, Proceedings of an International Workshop, Kushiro, Japan, 28 November–3 December 1994. *Wetlands International-Asia Pacific*, Kuala Lumpur, Malaysia, Publication No. 116, pp. 119–132.
- Turner, R.E., Lewis, R.R., 1997. Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetland Ecol. Manag.* 4 (2), 65–72.
- Twilley, R.R., Chen, R., 1998. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Mar. Freshwater Res.* 49, 309–323.
- Vivian-smith, G., 2001. Box 2.1. Reference data for use in restoring Tijuana Estuary. In: Zedler, J.B. (Ed.), *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida, pp. 59–63.
- Watson, J.G., 1928. *Mangrove Forests of the Malay Peninsula*. Malayan Forest Records No. 6. Fraser and Neave Ltd., Singapore.

- Weinstein, M.P., Teal, J.M., Balletto, J.H., Strait, K.A., 2001. Restoration principles emerging from one of the world's largest tidal marsh restoration projects. *Wetland Ecol. Manag* 9 (3), 387–407.
- Whitten, A.J., Damanik, S.J., Anwar, J., Hisyam, N., 1987. *The Ecology of Sumatra*. Gadjah Mada University Press, Indonesia.
- Wolanski, E., Mazda, Y., Ridd, P., 1992. Mangrove hydrodynamics. In: Robertson, A.I., Alongi, D.M. (Eds.), *Tropical Mangrove Ecosystems*. American Geophysical Union, Washington, DC, pp. 436–462.
- Zedler, J.B. (Ed.), 2001. *Handbook for Restoring Tidal Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, Florida.