



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

Una aproximación a la integración de escalas ecológicas para la restauración de ecosistemas de manglar

Claudia Teutli Hernández

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX (www.tdx.cat) i a través del Dipòsit Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha estat autoritzada pels titulars dels drets de propietat intel·lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc aliè al servei TDX ni al Dipòsit Digital de la UB. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc aliè a TDX o al Dipòsit Digital de la UB (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR (www.tdx.cat) y a través del Repositorio Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR o al Repositorio Digital de la UB. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR o al Repositorio Digital de la UB (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX (www.tdx.cat) service and by the UB Digital Repository (diposit.ub.edu) has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized nor its spreading and availability from a site foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository is not authorized (framing). Those rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents. In the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the author.



**“UNA APROXIMACIÓN A LA INTEGRACIÓN
DE ESCALAS ECOLÓGICAS PARA LA RESTAURACIÓN
DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR”**



Claudia Teutli Hernández ▣
Tesis doctoral, 2017 ▣



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



UNA APROXIMACIÓN A LA INTEGRACIÓN DE ESCALAS ECOLOGICAS PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR.

Claudia Teutli Hernández

ADVERTIMENT. La consulta d'aquesta tesi queda condicionada a l'acceptació de les següents condicions d'ús: La difusió d'aquesta tesi per mitjà del servei TDX ([ww.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) i a través del Dipòsit Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha estat autoritzada pels drets de propietat Intel.lectual únicament per a usos privats emmarcats en activitats d'investigació i docència. No s'autoritza la seva reproducció amb finalitats de lucre ni la seva difusió i posada a disposició des d'un lloc alié al servei TDX ni al Dipòsit Digital de la UB. No s'autoritza la presentació del seu contingut en una finestra o marc alié a TDX o al Dipòsit Digital de la UB (framing). Aquesta reserva de drets afecta tant al resum de presentació de la tesi com als seus continguts. En la utilització o cita de parts de la tesi és obligat indicar el nom de la persona autora.

ADVERTENCIA. La consulta de esta tesis queda condicionada a la aceptación de las siguientes condiciones de uso: La difusión de esta tesis por medio del servicio TDR ([ww.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) y a través del Repositorio Digital de la UB (diposit.ub.edu) ha sido autorizada por los titulares de los derechos de propiedad intelectual únicamente para usos privados enmarcados en actividades de investigación y docencia. No se autoriza su reproducción con finalidades de lucro ni su difusión y puesta a disposición desde un sitio ajeno al servicio TDR o al Repositorio Digital de la UB. No se autoriza la presentación de su contenido en una ventana o marco ajeno a TDR o al Repositorio Digital de la UB (framing). Esta reserva de derechos afecta tanto al resumen de presentación de la tesis como a sus contenidos. En la utilización o cita de partes de la tesis es obligado indicar el nombre de la persona autora.

WARNING. On having consulted this thesis you're accepting the following use conditions: Spreading this thesis by the TDX ([ww.tdx.cat](http://www.tdx.cat)) service and by the UB Digital Repository (diposit.ub.edu) has been authorized by the titular of the intellectual property rights only for private uses placed in investigation and teaching activities. Reproduction with lucrative aims is not authorized nor its spreading and availability from a site foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository. Introducing its content in a window or frame foreign to the TDX service or to the UB Digital Repository is not authorized (framing). Those rights affect to the presentation summary of the thesis as well as to its contents in the using or citation of parts of the thesis it's obliged to indicate the name of the autor.



UNIVERSITAT DE
BARCELONA



Universitat de Barcelona
Facultat de Biologia Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals
Programa de Doctorat en Ciències i Tecnologies del Medi Ambient

**UNA APROXIMACIÓN A LA INTEGRACIÓN DE ESCALAS ECOLÓGICAS
PARA LA RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS DE MANGLAR**

Memoria presentada per
Claudia Teutli Hernández
per optar al grau de doctora per la Universitat de Barcelona

Claudia Teutli Hernández
Barcelona, Setembre de 2017

Vist-i-plau dels directors de la tesi:

Dr. Franciso A. Comín Sebastian
Instituto Pirenaico de Ecología
Consejo Superior de Investigaciones Científicas
Zaragoza-Jaca (Huesca), España

Dra. Margarita Menéndez López
Departamento de Biología Evolutiva,
Ecología y Ciencias Ambientales
Sección de Ecología
Facultad de Biología
Universidad de Barcelona

A mi mamá a quien siempre tengo presente,

a mi papá y mi abuelita Moe.

Agradecimientos

Agradezco al Consejo de Ciencia, Innovación y Tecnología del Estado de Yucatán (CONCIYTEY), y al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT), por otorgarme la beca y poder realizar este doctorado.

Al Dr. Herrera por sus aportaciones a este trabajo y ser uno de los principales apoyos para la realización de esta tesis.

A mis directores de tesis Dra. Margarita Menéndez y el Dr. Francisco Comín, por su paciencia y grandes aportaciones para realizar este trabajo.

A la Dra. Leopoldina Aguirre, al Dr. Norberto Ulises García-Cruz, al biólogo Carlos Alberto Caro Barahona, por el apoyo en el análisis de la comunidad bacteriana.

A la Dra. Daria Hernández por sus grandes aportaciones en los análisis estadísticos y por su gran amistad.

Al Dr. Jorge Montero por sus aportaciones en los análisis estadísticos

A la Dra. Betzabeth Palafox y al M. en C. Héctor Hernández por su asesoría y apoyo en el estudio de análisis del paisaje.

A la Dra. Vania Sánchez Trujillo por su apoyo en el análisis económico de la restauración.

En especial a Meritzel Abril, Sandra Garcés y al resto de la gente del departamento de ecología por su amistad y por hacer una estancia agradable.

Este tipo de trabajo no es posible realizarlo de manera individual, por lo que también es producto de la gran ayuda de la gente del laboratorio de Producción Primaria del Cinvestav, agradezco a Javier Ramírez, Octavio Cortes, Laura Carrillo, Eunice Pech, Julieta Gamboa, Juan Caamal, Ileana Osorio, Sara Morales, por su ayuda en las salidas de campo, análisis de muestras, por su paciencia de tenerlos que molestar a altas horas de la noche y días festivos.

Apoyo económico

Este estudio fue financiado por el laboratorio de producción primaria del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida), y por los proyectos de conservación de humedales en la Península de Yucatán, el cual fue realizado en coordinación y colaboración de la Comisión Nacional de Áreas Protegidas (CONANP), Agencia de Cooperación Internacional de Japón (JICA) y del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional, unidad Mérida (CINVESTAV-IPN, Unidad Mérida).

Así como del Proyecto Rehabilitación de manglares en el estado de Yucatán sometidos a diferentes condiciones hidrológicas a nivel de impacto: El caso de Celestún y Puerto Progreso (GH009), financiado por la Comisión nacional para el conocimiento y uso de la biodiversidad (CONABIO).

Gracias a la Dra. Margarita Menéndez López y al Dr. Francisco Comín.

Resumen general

En los últimos años los proyectos de restauración se han incrementado por todo el mundo, particularmente los de manglares degradados, pero no se dispone de información suficiente sobre el grado de éxito de las acciones ejecutadas por la falta de documentación en la literatura científica y en la general, donde la principal técnica de restauración es la reforestación de manglar con distintos grados de éxito. El objetivo de esta tesis fue evaluar el estado actual del conocimiento sobre restauración de manglares y evaluar el éxito de la restauración de un manglar restaurado en la laguna de Celestún (Yucatán, SE México) a tres escalas conceptuales-espaciales: de paisaje a partir de imágenes de satélite y métricas del paisaje; de estructura y funciones del ecosistema, comparando mediante datos biométricos de los árboles de manglar y del sedimento y agua intersticial recogidos durante una década en dos zonas, una restauración activa (reconexión hídrica y plantación) y una pasiva (solo mejora de la conectividad hídrica); de interacción poblacional, analizando la dinámica de la recolonización de árboles de manglar facilitada por herbáceas y el reciclado de sus nutrientes.

La revisión de 348 documentos (2362 datos de 11 tipos de variables ecológicas) muestra que solo el 5% consideran los aspectos social, ecológico y económico; son necesarios al menos 15 años para que, en general, el sitio restaurado, más comúnmente por reforestación solo, alcance características estructurales del bosque de manglar similares a las del sitio de referencia; y los costos de los proyectos varían entre 40 y 176,000 US \$-2015 ha⁻¹ en América y entre 35 y 6,670 US \$-2015 ha⁻¹ en Asia. Existe una clara necesidad de estudios ecológicos a largo plazo y mediciones cuantitativas en bosques de manglar restaurados y de referencia para obtener más información sobre los factores reguladores y las acciones más eficientes de restauración de manglares.

A escala de paisaje, los resultados muestran que la cobertura total de vegetación aumentó el 19.8 % del 2007 al 2016, después de las acciones de restauración. Pese a que existe un incremento de parches indicando la fragmentación del paisaje, el índice de diversidad aumenta indicando que la comunidad vegetal está en dinamismo y con una trayectoria de auto-organización regulada por las interacciones entre las distintas especies de mangle: aumenta el área cubierta por *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* en buen estado, el área de *Avicennia germinans*, y disminuyen las áreas sin vegetación o solo con las herbáceas *Batis marítima* y *Salicornia virginica*.

A escala de estructura, con una restauración activa (donde se reforestó con *R. mangle* y *A. germinans*) *L. racemosa* se estableció de manera natural, desplazando a las especies sembradas, mientras que donde se realizó una restauración pasiva se establecieron de manera natural las 3 especies de manglar. La densidad, altura y diámetro de los árboles son más similares respecto a sus respectivos sitios de referencia al cabo de cinco años con una restauración activa que con una pasiva. También se registró el mayor almacenamiento de carbono aéreo con una restauración activa (132 Mg C ha^{-1}) a los 8 años del inicio de las acciones de restauración frente a $4.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$ al cabo de 6 años de restauración pasiva, solo por apertura de canal y colonización espontánea de manglar. Estos resultados demuestran que con solo quitar o modificar las variables estresoras (falta de flujos de agua, excesiva salinidad del suelo e insolación), el ecosistema responde eficazmente sin necesidad de realizar costosas acciones de restauración, tales como reforestar o realizar modificaciones topográficas en el ecosistema. Si se quiere acelerar la recuperación de la estructura de manglar se puede reforestar y se recomienda hacerlo distribuyendo las especies de acuerdo a sus microhábitats adecuados.

A escala de interacción entre tipos de vegetación, nuestros resultados demuestran que después de una rehabilitación hidrológica en zonas de manglar fuertemente degradadas se desencadena un proceso de sucesión estableciéndose primero *B. marítima* y *S. virginica* seguido de las plántulas de manglar. La cobertura de estas especies herbáceas pioneras va disminuyendo conforme van adquiriendo altura los individuos de manglar debido probablemente al ensombrecimiento y la competencia por el espacio y los nutrientes disponibles en el sedimento. También se observa que el proceso de descomposición de estas especies es un proceso importante en el aporte de detritus al ecosistema restaurado.

Estos resultados corroboran la importancia de considerar diferentes escalas espaciales y conceptuales en los proyectos de restauración. Con nuestros resultados experimentales y los análisis de la restauración del manglar de Celestún, comprobamos que la aproximación a cada escala responde a diferentes preguntas que aportan un mayor entendimiento del proceso de restauración del manglar.

Palabras clave: Restauración activa, Restauración pasiva, análisis de paisaje, especies facilitadoras

Abstract

In recent years, restoration projects have increased worldwide, particularly in degraded mangrove forests, but insufficient information is available on the degree of success of actions implemented due to the lack of documentation in the scientific literature and in the literature. General, where the main restoration technique is mangrove reforestation with different degrees of success. The objective of this thesis was to evaluate the current state of knowledge on mangrove restoration and to evaluate the success of the restoration of a restored mangrove in the Celestún lagoon (Yucatan, SE Mexico) at three conceptual-spatial scales: Satellite images and landscape metrics; Ecosystem structure and functions, comparing biometric data from mangrove trees and sediment and interstitial water collected over a decade in two zones, active restoration (water reconnection and planting) and a passive (only improved water connectivity); Of population interaction, analyzing the dynamics of the recolonization of mangrove trees facilitated by herbaceous and the recycling of their nutrients.

The review of 348 documents (2362 data of 11 types of ecological variables) shows that only 5% consider the social, ecological and economic aspects; It is necessary at least 15 years for the restored site, more commonly by reforestation alone, to reach structural features of the mangrove forest like those at the site of reference; and project costs vary between 40 and 176,000 US \$ -2015 ha⁻¹ in America and between 35 and 6,670 US \$ -2015 ha⁻¹ in Asia. There is a clear need for long-term ecological studies and quantitative measurements in restored and reference mangrove forests for more information on regulatory factors and more efficient mangrove restoration actions.

At the landscape scale, the results show that total vegetation cover increased 19.8% from 2007 to 2016, after restoration actions. Although there is an increase in patches indicating the fragmentation of the landscape, the diversity index increases indicating that the plant community is dynamic and with a trajectory of self-organization regulated by the interactions between the different species of mangrove: it increases the area covered by *Rhizophora mangle* and *Laguncularia racemosa* in good condition, the area of *Avicennia germinans*, and diminish the areas without vegetation or only with the herbaceous *Batis maritime* and *Salicornia virginica*.

At the structure scale, with an active restoration (where it was reforested with *R. mangle* and *A. germinans*) *L. racemosa* was established in a natural way, displacing the seeded species, whereas where a passive restoration was made, they were established in a natural way the 3 species of mangrove. The density, height and diameter of the trees are more like their respective reference sites after five years with active restoration than with a passive restoration. The largest storage of aerial carbon was also recorded with an active restoration (132 Mg C ha⁻¹) at 8 years from the beginning of restoration actions, compared to 4.78 Mg C ha⁻¹ after 6 years of passive restoration, alone by canal opening and spontaneous mangrove colonization. These results show that only by removing or modifying the stress variables (lack of water flows, excessive soil salinity and insolation), the ecosystem responds efficiently without the need for expensive restoration actions, such as reforestation or topographic changes in the ecosystem. If it is desired to accelerate the recovery of the mangrove structure it can be reforested and it is recommended to distribute the species according to their appropriate microhabitats.

At the scale of interaction between vegetation types, our results show that after a hydrological rehabilitation in heavily degraded mangrove areas a process of succession is established, establishing first *B. maritima* and *S. virginica* followed by mangrove seedlings. The coverage of these pioneer herbaceous species is decreasing as mangrove individuals gain altitude, probably due to shadowing and competition for the space and nutrients available in the sediment. It is also observed that the decomposition process of these species is an important process in the contribution of detritus to the restored ecosystem.

These results corroborate the importance of considering different spatial and conceptual scales in restoration projects. With our experimental results and the analyzes of the restoration of the mangrove of Celestún, we verified that the approach to each scale responds to different questions that contribute a greater understanding of the process of restoration of the mangrove.

Key words: active restoration, passive restoration, landscape analysis, Facility species.

Contenido

Introducción general	1
Restauración ecológica en humedales costeros	1
Estructura y función de los bosques de manglar.....	5
Restauración de los ecosistemas de manglar	7
Objetivos y estructura de la tesis	8
Área de Estudio	9
Métodos generales	12
Capítulo 1: La restauración de manglares: análisis de los éxitos y expectativas futuras	17
Resumen	18
Introducción.....	19
Material y Métodos:.....	22
Resultados.....	25
Discusión	37
Capítulo 2: Análisis de la ecología del paisaje en una zona de restauración de manglar en Celestún, Yucatán, México.....	44
Resumen	45
Introducción.....	46
Material y métodos	48
Resultados.....	51
Discusión	56
Capítulo 3: Cambios estructurales del manglar en una restauración activa frente a una pasiva en la laguna de Celestún, Yucatán.....	61
Resumen	62
Introducción.....	63
Material y métodos	65
Resultados.....	72
Discusión	97
Capítulo 4: Efecto de la restauración sobre el proceso de sucesión de plántulas de manglar y el proceso de descomposición de materia orgánica.	107
Resumen	108
Introducción.....	109
Resultados.....	117
Discusión	129
Discusión general.....	138

La restauración de manglares: análisis de éxitos y expectativas futuras	139
Análisis de la ecología del paisaje en la zona de restauración de manglar en Celestún, Yucatán, México	142
Estudio de la variabilidad tipológica del bosque de manglar en la zona de rehabilitación en Celestún, Yucatán	143
Efecto de la restauración sobre el proceso de sucesión secundaria de plántulas de manglar y el proceso de descomposición de materia orgánica.	146
Propuesta del modelo de restauración ecológica de manglares	148
Conclusiones finales	153
Bibliografía	155

Introducción general

Restauración ecológica en humedales costeros

La pérdida neta de área y la degradación de los humedales costeros por los usos humanos y por causas naturales ha supuesto una disminución muy notable de su capacidad de proporcionar bienes y servicios ecosistémicos (MEA, 2005, Costanza *et al.*, 2014). A medida que estos impactos comprometen cada vez más la diversidad biológica, la salud humana y la seguridad alimentaria, por lo que su restauración ecológica es cada vez más solicitada (Ferraro y Pattanayak, 2006 en Suding 2011; Hobbs y Cramer, 2008). Los hábitats costeros de todo el mundo están bajo las presiones derivadas del crecimiento de la población y las presiones debidas al desarrollo económico (Giri *et al.*, 2001). La línea de costa y los humedales asociados en los países tropicales y subtropicales han representado una oportunidad tanto de crecimiento urbano como de actividades económicas (pesca, turismo) dependientes de la estructura y función de sus ecosistemas (Herrera-Silveira *et al.*, 2005).

Uno de los ecosistemas más impactados son los humedales, que en conjunto representan el 4 % de la superficie total de la tierra. La densidad de la población costera es casi 3 veces mayor que en las áreas interiores y está aumentando exponencialmente. La sostenibilidad a largo plazo de estas poblaciones depende de los ecosistemas costeros y de los servicios que prestan (amortiguamiento de tormentas, producción pesquera y la mejora de la calidad del agua, por ejemplo) (Barbier *et al.*, 2008). Se estima que la pérdida o degradación de cobertura vegetal en marismas es del 50%, en manglares del 35%, y en pastos marinos del 29% debido a las presiones antrópicas (Zhao *et al.*, 2016). Los humedales se presentan entre los ecosistemas más productivos y económicamente valiosos a escala mundial (Lieth y Whittaker, 1977)

La pérdida de cobertura y la degradación de los humedales costeros conducen a invasiones biológicas, mala calidad del agua, disminución de la protección frente a huracanes y tormentas y pérdida de pesca (Zhao *et al.*, 2016). Por otra parte, el deterioro de los humedales costeros provoca pérdidas notables de almacenamiento de carbono, lo que podría acelerar el cambio climático regional (DeLaune y White, 2012; Zhao *et al.*, 2016).

La restauración de los sistemas naturales requiere de una integración de distintas disciplinas (por ejemplo, la ecología, la hidrología, la ingeniería, la economía) a través de una amplia variedad de escalas (Allen y Hoekstra, 1987). Existe una necesidad urgente de desarrollar y mejorar métodos de restauración para humedales costeros degradados (Zhao *et al.*, 2016). A partir de 1960, se ha prestado atención a la degradación de los ecosistemas naturales, se han realizado grandes esfuerzos para restaurar ecosistemas dañados, y actualmente el interés por la restauración ecológica se fortalece por su interés para mitigar el cambio climático y la pérdida de la biodiversidad (Zhao *et al.*, 2016).

La restauración ecológica se ha definido como el proceso de ayudar a recuperar un ecosistema que ha sido dañado, degradado o destruido (SER, 2004); mientras que la ecología de la restauración se considera como la parte de la Ecología que aporta los fundamentos científicos para la restauración, sirviendo también como test experimental de las teorías ecológicas (Bradshaw, 1983; 1987; 2002; Jordan *et al.*, 1987; Hobbs y Norton, 1996; Choi, 2004; Temperton *et al.*, 2004; Harris *et al.*, 2006). En la evaluación de los atributos de un sitio restaurado, es necesario compararlo con valores de un sitio de referencia para estimar el éxito de restauración (Ruíz-Jaen y Aide, 2005), pudiendo ser el sitio de referencia una zona bien conservada. La información de los sitios de referencia es utilizada para definir objetivos de la restauración y determinar el potencial de los sitios restaurados, así como evaluar los esfuerzos de la restauración, esperando que el ecosistema restaurado sea autosostenible y tenga bajos costos de manejo (White y Walker, 1997).

El éxito de todo proyecto de restauración debe ser planificado sobre una base de conocimientos ecológicos, considerando las limitaciones económicas y sociales (Miller y Hobbs, 2007). Pese a esto muchos de los proyectos de restauración se centran en el pasado es decir su estado previo a la perturbación, por lo que muchas de las prácticas de la restauración contemporáneas tienen como finalidad tratar de reconstruir ecosistemas o hábitats que existieron (Choi *et al.*, 2008). La restauración ecológica ha avanzado debido a que las acciones se realizan en base a una condición específica de cada sitio (Hobbs y Norton, 1996).

Desde el punto de vista de la metodología, el procedimiento para la restauración de humedales costeros se puede agrupar en restauración pasiva y restauración activa (Zhao *et al.*, 2016). La restauración activa requiere una intervención física a través de acciones de

ingeniería que intencionalmente y específicamente recrean la estructura y proceso del humedal, para controlar e intervenir de forma regular con el fin de restaurar, volver a crear o mejorar la estructura de la comunidad y los procesos de los humedales (Simenstad *et al.*, 2006; Wagner *et al.*, 2008). La restauración pasiva se puede entender como la eliminación accidental o incidental de los obstáculos que degradan el proceso del ecosistema, o a la reposición de algunas condiciones físicas eliminadas o degradadas, pero sin intervenir directamente en la estructura de la comunidad biológica. En humedales la restauración pasiva esencial consiste en el restablecimiento de la hidrología, la cual implica la eliminación de factores que conducen a la degradación o destrucción de los humedales, por lo que se centra en la mejora de los procesos eco-hidrológicos para la reconstrucción de la hidrogeomorfología y la auto-reposición de la comunidad biológica, promoviendo la dinámica natural del ecosistema (Simenstad *et al.*, 2006; Zhao *et al.*, 2016). Aunque esta restauración pasiva implica cierta acción, y entre la activa y la pasiva puede haber un rango amplio de posibles tipos de intervenciones, nos seguiremos refiriendo a activa y pasiva como dos metodologías de restauración con, respectivamente, acciones directas de reposición de la comunidad biológica o no.

En la práctica la evaluación de los proyectos de restauración se da por medio de la medición del ecosistema mediante su estructura y/o funciones (Bradshaw, 1987). La estructura de la vegetación es determinada por la medición de la cobertura de la vegetación (herbácea, arbustiva, arbórea), densidad de plantas, biomasa o perfiles de vegetación, siendo estas las características más comunes para la evaluación de resultados en los proyectos de restauración (Enhrenfeld y Toth, 1997; Ruiz-jane y Aide, 2005). Las funciones del ecosistema se refieren a procesos, como los ciclos de nutrientes, interacciones biológicas, tasas de descomposición, así como la producción primaria, entre otros (Enhrenfeld y Toth, 1997).

Sin embargo, la evaluación del éxito de los proyectos de restauración es compleja, debido a que no solo se debe de evaluar el componente ecológico, sino que también se debe de incluir el componente social y económico (Comín *et al.*, 2005; Miller y Hobbs, 2007; Bullock *et al.*, 2011; Wortley *et al.*, 2013), aunque el aspecto más evaluado en los trabajos de restauración es el ecológico, mientras que los menos evaluados son el social y económico (Wortley *et al.*, 2013). Aunque se han llevado a cabo muchísimos proyectos de restauración

por todo el mundo, solo ahora, unos 30 años después del inicio de la disciplina de la Ecología de la Restauración se empieza a tener conocimiento del éxito de la restauración, particularmente en humedales (Moreno-Mateos *et al.*, 2012), en gran parte debido a la falta general de evaluación y transferencia de información relativa de los resultados del proyecto (Kondolf *et al.*, 2007; Tischew *et al.*, 2010 en Suding, 2011). Pese a la limitada información existente, una forma de evaluar los proyectos de restauración de manera cuantitativa es por medio de las curvas de funcionamiento (Kentula *et al.*, 1992), trayectorias de restauración (Hobbs y Norton, 1996) o trayectorias de equivalencia funcional (Simenstad y Thom, 1996). Esto se refiere al monitoreo de variables establecidas midiendo en el sitio restaurado y al mismo tiempo midiendo un sitio de referencia, lo cual es crucial para entender cuándo y por qué una técnica es exitosa y reducir la posibilidad fracaso. También el comparar las características del sitio degradado, antes de la restauración, y las del sitio una vez restaurado y lo largo del tiempo (BACI: “before-after”) ha sido una aproximación frecuente. Aunque la medición de atributos estructurales o de función pueden proporcionar una excelente evaluación del éxito de la restauración, pocos estudios tienen el recurso financiero para evaluar todos los atributos mencionados, y muchos de estos estudios requieren de un largo plazo, aunque se ha registrado que la fase de monitoreo de la mayoría de los proyectos de restauración rara vez dura más de 5 años (Wortley *et al.*, 2013).

Para establecer el criterio de que características se deben de medir en un proyecto de restauración, prácticamente se puede medir cualquier variable que pueda demostrarse que afecte a los patrones ecológicos. Aunque mostrar los efectos de la restauración es un paso inicial en la demostración práctica de la misma, la toma de decisiones requiere priorizar dónde y que procesos son importantes, ya que los modelos ecológicos clásicos predicen que el aumento de la heterogeneidad espacial y temporal aumenta la biodiversidad (Pacala y Tilman, 1994). Las evaluaciones cuantitativas de prácticas basadas en la evidencia son raras en la investigación de la restauración, sin embargo, son cruciales para entender cuándo y porque una técnica es exitosa y reducir la practica mal informada (Suding, 2011). La teoría ecológica puede apuntar la restauración hacia procesos importantes que necesitan manipulación, por ejemplo, reducir niveles de nutrientes, reducir la competencia de especies exóticas o aumentar los procesos de partición de nichos que mantienen la diversidad. Sin embargo, para que esta información sea relevante, la ecología de la restauración necesita

emplear evaluaciones basadas en evidencias que identifican prácticas que pueden alcanzar, o acercarse a, la meta establecida.

Para monitorear los cambios debidos a las acciones de restauración es necesario disponer de indicadores que se deben de seleccionar con respecto a la meta y/o hipótesis establecida. La medición de los indicadores debe ser relativamente fácil y barata (en particular en proyectos a largo plazo). Los indicadores no deben de presentar dificultad taxonómica o incertidumbre de medición, tienen que ser sensible a las medidas de la restauración que se necesitan para responder a diferentes velocidades de respuesta a través de distintos periodos de tiempo y de preferencia deben estar vinculados entre sí en su funcionamiento ecológico. En proyectos a gran escala es una buena táctica seleccionar parámetros bióticos y abióticos que responden a diferentes velocidades, a corto y largo plazo (Lake, 2001).

Estructura y función de los bosques de manglar

Dentro de los humedales, los ecosistemas de manglar se presentan entre los ecosistemas más productivos, ya que realizan funciones ecológicas fundamentales para la productividad y biodiversidad de los estuarios (Twilley, 1998). Tienen una relativa simplicidad estructural, debido a las pocas especies de árboles presentes, y están adaptados a la zona intermareal, lo que explica los mecanismos que rigen los patrones en los bosques de manglar, siendo el resultado de diversos factores ambientales que influyen en estos sistemas al mismo tiempo (Twilley, 1995; Saenger, 2002).

Los patrones espaciales y temporales de los manglares y otros humedales costeros son, mayoritariamente, resultado de la interacción entre la vegetación, suelo, agua y atmosfera (Twilley, 1995). Debido a la dureza del hábitat, la dinámica de la vegetación de manglar está fuertemente influenciada por los reguladores ambientales (luz, inundación, viento, lluvia, flujos de agua dulce) (Ball, 1996). En conjunto estos factores se engloban en procesos geomorfológicos, geofísicos y ecológicos (Twilley, 1995). Los procesos geofísicos y geomorfológicos determinan la firma ecológica del escenario costero, afectando el flujo de energía y ciclo de materia que controlan los recursos y los reguladores del medio ambiente en los bosques de manglar. Estos procesos tienen efectos en diferentes escalas espaciales.

El esquema de clasificación jerárquica en Twilley *et al.*, (1998), muestra la clasificación eco-geomorfológica de los ecosistemas de manglar, así como las escalas a las que diferentes procesos y restricciones operan en estos ecosistemas. A escala mundial la temperatura determina la distribución latitudinal de los ecosistemas de manglar (Fig. 1). A escala regional los factores geofísicos y geomorfológicos, tales como la amplitud de marea, entradas de agua dulce, cambios del nivel medio del mar y el oleaje, afectan el patrón de sedimentación, al aporte de nutrientes, a la salinidad, a la dispersión y a la exportación de propágulos. La combinación de estos factores refleja la clasificación geomorfológica de los ecosistemas de manglar en diferentes escenarios ambientales (deltas, delta/laguna, estuario y laguna). A escala local la micro topografía y la hidrología, y los factores asociados (gradientes de salinidad, nutrientes, potencial redox, sulfuros), determinan los diferentes tipos fisonómicos (manglar chaparro, de cuenca, de franja y riverino). Estos tipos fisonómicos difieren en los patrones de zonificación de la estructura, productividad y biodiversidad. A escala de sitio, las plantas responden a los efectos de los reguladores del suelo, recursos (nutrientes) y a la presencia de plantas vecinas. Los reguladores en los sedimentos de manglar son la salinidad, densidad y textura del sedimento, junto con la luz y los nutrientes (principalmente nitrógeno y fosforo).

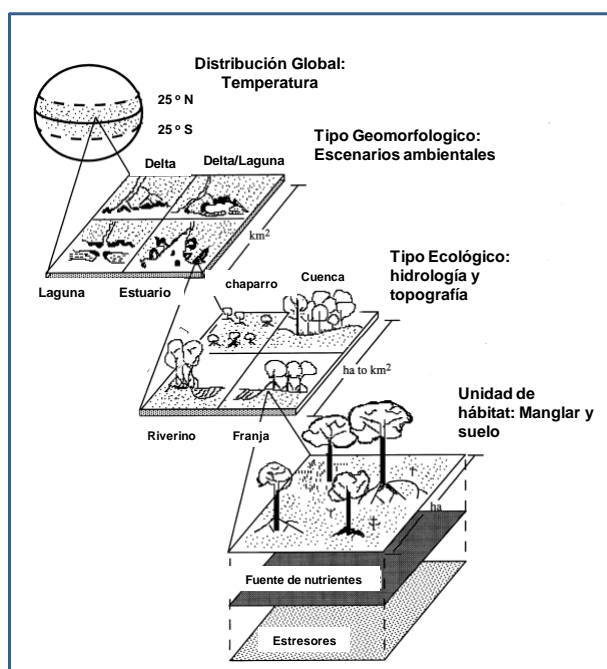


Figura 1. Clasificación jerárquica del sistema de manglar para describir patrones de estructura y función basados en factores globales, geomorfológicos (regional) y ecológicos (local), que controlan la concentración de recursos y estresores (Twilley *et al.* 1998).

Restauración de los ecosistemas de manglar

Los ecosistemas de manglar no están exentos de los impactos que provoca la necesidad de aumentar la seguridad alimentaria, impulsar las economías nacionales y mejorar los niveles de vida, por lo que muchos gobiernos a escala mundial han alentado el desarrollo de la camarinocultura, piscicultura, agricultura, producción de sal y arroz, urbanización, y usos forestales en las zonas de manglar (FAO, 2007; Valiela, 2001). En consecuencia, se observa la destrucción y degradación de los bosques de manglar globalmente.

La trayectoria de restauración de los ecosistemas de manglar va a depender del tipo y magnitud de la perturbación, así como del escenario ambiental en que se presenten (Twilley y Rivera, 2005). La limitada información de mecanismos específicos que regulan la estructura y función de estos ecosistemas ha detenido el desarrollo de los planes de manejo, así como también su conservación y restauración. Así, es necesario disponer de estudios básicos sobre los humedales, establecidos de forma previa a su rehabilitación (Lewis, 1995).

Se ha registrado que la recuperación de los humedales posterior a una restauración tal como se realiza actualmente, suele ser lenta e incompleta, sin embargo, en zonas cálidas relacionadas con flujos fluviales o mareales, esta puede ser más rápida porque los procesos biogeoquímicos transcurren con mayor celeridad. Sin embargo, el restablecimiento de los servicios ecosistémicos puede no recuperarse incluso cuando los humedales parecen ser restaurados biológicamente, por lo que se requiere de evaluaciones a largo plazo para identificar las limitantes que detienen la recuperación de los humedales a nivel mundial (Moreno-Mateos *et al.*, 2012) y las acciones de restauración que la favorecen.

Respecto a la restauración en los ecosistemas de manglar, se dispone de pocos estudios sobre la recuperación de la función como ecosistema, por ejemplo, los procesos de descomposición de materia orgánica, nutrientes, bacterias e interacción entre plantas en sistemas restaurados son escasos (Kristensen *et al.*, 1995). La mayoría de los estudios sobre la estructura del bosque de manglar y la regeneración se han centrado en sistemas conservados (Cole *et al.*, 1999; Kairo *et al.*, 2002), y son pocos los estudios que se presentan sobre el desarrollo forestal de los manglares restaurados: Los estudios existentes se refieren, la mayoría de ellos a la información de plantaciones de manglar en régimen de monocultivo (Bosire *et al.*, 2006). Existe información sobre trabajos que traten de la hidrología del

manglar (Kjerfve, 1990; Wolanski *et al.*, 1992), que se han enfocado en los flujos de marea y agua dulce dentro del bosque conservado. Una vez establecidos, los manglares pueden ser sometidos a stress, si la hidrología de las mareas o de agua dulce cambia, por ejemplo, con la construcción de diques (Brockmeyer *et al.*, 1997; Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005). Tanto el aumento de la salinidad, las inundaciones, el aumento de las condiciones de hipoxia o anoxia y la libre disponibilidad de sulfuro puede matar a los manglares existentes. Si por el contrario aumenta la disponibilidad de agua dulce puede resultar en un cambio en la composición de las especies (Dahdouh-Guebas *et al.*, 2005). Tampoco es usual considerar la escala de paisaje en los trabajos de restauración de humedales, aunque es una escala importante a considerar, especialmente en zonas costeras, por el intenso dinamismo de los ecosistemas costeros y porque las métricas del paisaje permiten analizar la estructura de las comunidades y su grado de auto-organización a lo largo del tiempo.

En los siguientes capítulos se introducirán más detalladamente los aspectos de interés para cada una de las escalas consideradas en esta tesis.

Objetivos y estructura de la tesis

A través de un proyecto de restauración hidrológica, iniciado en 2006 por parte de la CONANP (comisión nacional de áreas protegidas) junto con JICA (Japan international cooperation agency) inician un proyecto de rehabilitación (20 ha) de manglares en Celestún (sitio Ramsar, Reserva de la Biosfera, sitio AICA). En 2007 se continua la rehabilitación de 102 ha de manglar. Este proyecto fue dirigido a identificar las causas locales y regionales del deterioro y la muerte del manglar para proponer acciones que permitan rehabilitar las condiciones ambientales, favorecer la autorregulación del ecosistema de manglar y la recuperación de sus funciones. Durante el proyecto se propusieron acciones como construcción y/o rehabilitación de canales. El objetivo general de este trabajo es aplicar una aproximación de sucesivas escalas espaciales a la restauración de ecosistemas de manglar en la llamada zona de rehabilitación en Celestún. Así, se determina el proceso de sucesión secundaria, el cambio estructural del ecosistema rehabilitado, y la integración de esta información en un análisis de la ecología del paisaje.

Esta tesis se ha estructurado en 4 capítulos principales. El primero, mediante un metaanálisis basado en la literatura, tiene como objetivo obtener una idea general de los tipos de restauración de manglares que se realizan en el mundo. En concreto si siguen una estrategia y objetivos definidos precisamente, si integran aspectos sociales, económicos y científico-técnicos; conocer el grado de éxito que han alcanzado, incluyendo el tiempo que han tardado en recuperar características similares a las de un sitio o estado de referencia; y estimar los costos de la restauración. El siguiente tiene como objetivo determinar el grado de cambio posterior a las acciones de restauración a escala de paisaje por medio de la evaluación de las métricas del paisaje. El tercero tiene como objetivo comparar la eficiencia de una restauración activa en un ecosistema de manglar, en la que, además de recuperar la conectividad hídrica, se realizó la reforestación con *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, frente a una restauración pasiva en la que solo se actúa recuperando la conectividad hídrica. El cuarto capítulo presenta como objetivo determinar cuáles son las condiciones que permiten el establecimiento de *Batis marítima* y *Salicornia virginica*, así como el papel que juegan en la facilitación de la colonización y el desarrollo de las plántulas de manglar. En este último capítulo principal también se pretende evaluar el proceso de descomposición de *B. marítima*, para comprobar el papel que juega en el reciclado de nutrientes y en la disponibilidad de materia orgánica, mejorando las características del sedimento para el futuro asentamiento de las plántulas de manglar.

Área de Estudio

El área de estudio se conoce como “Zona de rehabilitación”, forma parte de la reserva de la Biosfera Ría Celestún, que pertenece a la CONANP (Comisión nacional de áreas naturales protegidas). Se localiza a un costado de laguna Celestún y dentro de la periferia de la zona urbana de Celestún (Fig. 2), que se ubica en la costa noroeste de la Península de Yucatán (PY), comprendida entre los municipios de Celestún y Maxcanú, en el estado de Yucatán, y Calkiní en el estado de Campeche. Forma parte de la Región terrestre prioritaria de México No. 145 (Arriaga *et al.*, 2000), es sitio RAMSAR (2004), así como región marina prioritaria de México No. 60-Champotón–El Palmar, región hidrológica prioritaria No. 102-Anillo de cenotes (Arriaga *et al.*, 2002) y área de Importancia para la Conservación de las Aves (AICAS) No. 183clave de la SE-38-Ría Celestún.

El clima en la región es cálido semi-seco con lluvias en verano y escasas el resto del año del tipo BS1 (h') w (c). La temperatura promedio anual es de 26.5 °C. La tasa de evaporación promedio para la región es de 1.400 mm durante el año y la precipitación promedio es de 767 mm, los vientos dominantes son del sureste (15 km h⁻¹). Entre noviembre y febrero se presentan vientos intensos entre 50-90 km h⁻¹, son llamados localmente “nortes” ya que están asociados con los frentes polares. Y algunos huracanes han pasado por esta zona. El clima de la región presenta tres épocas climáticas: secas (marzo-mayo), lluvias (junio-octubre) y nortes (noviembre-febrero).

El suelo de la zona de estudio se compone principalmente de rocas calizas del periodo terciario, lo que favorece que la lluvia se infiltre rápidamente disolviendo la roca formando un relieve denominado “karst” o cárstico, dando origen a los característicos cenotes/manantiales de esta región.

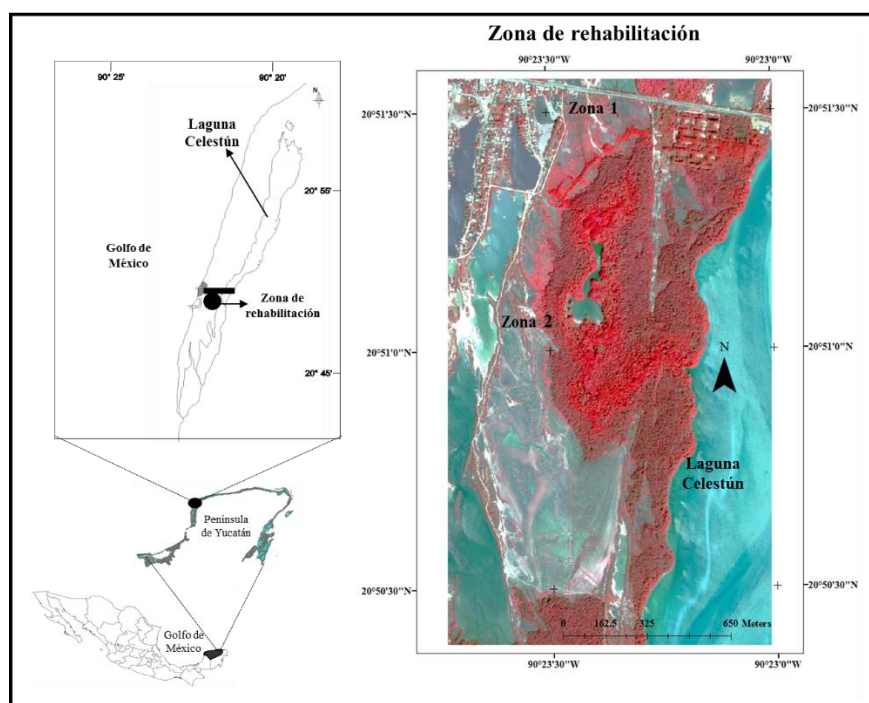


Figura 2. Ubicación del área de estudio.

La zona de rehabilitación presenta impactos antrópicos directos (depósitos de basura, extracción de madera, por ejemplo), sin embargo, las causas originales que habían producido la muerte del manglar fue la construcción de caminos y de la carretera (281 Kinchil-Celestún), única forma de ingresar a Celestún desde tierra, lo cual causó la interrupción del flujo de agua

superficial, provocando así un incremento de sal en el sedimento. La zona comprende un total de 102 ha, la cual fue dividida en 2 zonas, donde en la zona 1 se iniciaron primero las obras de restauración en el 2007 (Fig. 3), mediante una rehabilitación hídrica por medio de la apertura de un canal principal (de 700 m de longitud, con un ancho de 8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm), el canal conecta con la laguna y posteriormente se reforestó con un total de 40,000 plántulas de manglar (*Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*). La zona 2 abarca un total de 80 ha, donde como única medida de restauración se realizó la apertura del canal principal (1576 de longitud con un ancho de 0.8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm), con el fin de restablecer la entrada de agua (Fig. 4) en el 2009.



Figura 3. Zona 1 de la zona de rehabilitación.



Figura 4. Zona 1 de la zona de rehabilitación

Métodos generales

Para responder las preguntas específicas dirigidas en esta tesis, fueron usados varios métodos, los cuales van de acuerdo a los objetivos establecidos en cada capítulo los cuales son descritos a continuación.

Capítulo 1: Con el fin de obtener una idea general de los tipos de restauración que se realizan a nivel mundial, si estos siguen una estrategia y objetivos definidos, e integran aspectos sociales, económicos y científicos-técnicos, el grado del éxito alcanzado; y estimar el costo de la restauración, se realizó una búsqueda sistemática de literatura relacionada con restauración de ecosistemas de manglar, la cual constó de la investigación de archivos, publicaciones científicas, revisión de base de datos focalizados y una búsqueda manual sistemática de publicaciones especializadas, teniendo en cuenta también literatura gris (tesis e informes de proyectos). Se utilizó la “ISI Web of Science”, “Scimedirect”, “SCI-Expanded” y se utilizaron las palabras clave “Restoration mangrove”, “Mangrove restoration”, “Mangrove rehabilitation”, “Rehabilitation mangrove”, “Reforestation mangrove”, “Restauración de manglar”, “Rehabilitación de manglar”, “Manejo de manglar”, desde el año 1990 al 2015.

Capítulo 2: Para determinar el grado de cambio posterior a las acciones de restauración a escala de paisaje por medio de la evaluación de las métricas del paisaje, de la zona de rehabilitación de Celestún, se utilizaron tres imágenes de satélite: Ikonos del 17 de enero de 2007, Worldview del 28 de febrero de 2010 y Worldview del 7 de marzo de 2016, las cuales pertenecen al espectro visible (azul, verde y rojo), y tienen una resolución espacial de 1 m a 1.9 m por pixel. Para llevar a cabo la medición y cuantificación de las métricas del paisaje de la zona de rehabilitación se utilizó el programa Patch Analyst ArcGIS 10.1.

Capítulo 3: Con el fin de comparar la eficiencia de una restauración activa en un ecosistema de manglar, en la que, además de recuperar la conectividad hídrica, se realizó la reforestación con *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, frente a una restauración pasiva en la que solo se actúa recuperando la conectividad hídrica. Se evaluó la estructura de los sitios de referencia se establecieron 2 parcelas en la zona 1 y 4 parcelas en la zona 2, las parcelas fueron de 10 m x 10 m (0.01 ha.), las variables estructurales seleccionadas son las sugeridas por Schaeffer-Novelli y Cintrón (1990): diámetro a la altura de pecho (DAP), área

basal (AB), densidad, altura, índice de complejidad (IC), índice de valor de importancia (IVI). Posterior a las acciones de restauración mencionadas, se delimitaron parcelas en las dos zonas de actuación. En la zona 1, en el 2007, posterior a la apertura del canal se establecieron 14 parcelas de 1 x 1 m distribuidas en la zona de restauración de manera aleatoria, donde se etiquetaron todas las plántulas presentes. En el año 2010 se redefinieron las parcelas incrementando su tamaño a 5 x 5 m debido al crecimiento de alguna de las especies presentes en la parcela. En la zona 2 se delimitaron en el 2009 un total de 20 parcelas de 1 x 1m, y se etiquetaron todas las plántulas presentes.

Se realizó la medición de la salinidad intersticial e hidroperíodo, donde en cada parcela establecidas, se colectaron 2 muestras de agua intersticial a 40 cm de profundidad, estas mediciones se realizaron in situ al mismo tiempo que las mediciones de las plántulas de manglar para ambas zonas (zona 1 y zona 2). Para la evaluación del hidroperíodo se utilizó un medidor electrónico de nivel de agua (Levelogger gold, model 3001).

En cada una de las parcelas permanentes tanto en los sitios de restauración como en los sitios de referencia, se colectaron cada 6 meses, muestras de sedimento, con ayuda de un nucleador de PVC con un diámetro de 6 cm y 40 cm de largo. Para la medición de materia orgánica la muestra se calcinó a 550 °C durante 4 horas, calculándose el porcentaje de materia orgánica por diferencia de peso (Chen y Twilley, 1999).

El contenido en carbono y nitrógeno total del sedimento se midió con un auto-analizador elemental modelo FLASH-EA-1112, (Quest) de las muestras previamente molida y homogeneizadas (20 a 30 mg). El fósforo total se midió por colorimetría siguiendo la metodología descrita por Aspila *et al.*, (1976) y Parson *et. al.*, (1984).

Para determinar las reservas de carbono aéreas, se calculó la biomasa de cada componente tanto de plántulas, como juveniles y árboles adultos. Las reservas de carbono se obtienen multiplicando la biomasa de cada componente por la cantidad de carbono específica (en %) (Kauffman *et al.*, 2013). Para determinar la biomasa y carbono de individuos adultos, se consideró adulto a todos aquellos que presentaron un diámetro ≥ 2.5 cm. La biomasa se calculó mediante ecuaciones alométricas que relacionan el DAP con los atributos (volumen de carbono, biomasa y área foliar), las ecuaciones utilizadas fueron las establecidas por Howard *et al.*, 2014.

Con la finalidad de estandarizar y comparar los valores obtenidos en el sitio restaurado y el sitio de referencia, se utilizó la siguiente fórmula: $\ln(X_{rest}+1/X_{ref}+1)$, donde X_{rest} es el valor medio de la variable en el sitio restaurado y X_{ref} es el valor medio de la variable en el sitio de referencia. Para evitar “0” en el logaritmo a la ecuación se le suma “1”, en ambos términos de la fórmula (Moreno-Mateos *et al.*, 2012).

Capítulo 4: Con el fin de determinar cuáles son las condiciones que permiten el establecimiento de *Batís marítima* y *Salicornia virginica*, así como el papel que juegan en la facilitación de la colonización y el desarrollo de las plántulas de manglar. En este último capítulo principal también se pretende evaluar el proceso de descomposición de *B. marítima*, para comprobar el papel que juega en el reciclado de nutrientes y en la disponibilidad de materia orgánica, mejorando las características del sedimento para el futuro asentamiento de las plántulas de manglar.

El estudio se realizó con posterioridad de 5 meses a la apertura del canal construido como parte de las acciones de rehabilitación hidrológica, permitiendo que *B. marítima* y *S. virginica* se establecieran de manera natural. Para determinar el efecto del establecimiento de *B. marítima* y *S. virginica* en la colonización y desarrollo de las plántulas de manglar posterior a esta rehabilitación hidrológica, se establecieron 15 parcelas de 16 m² (4 x 4 m), en las que se observaron diferentes coberturas: 5 parcelas con una cobertura del 100%, 5 parcelas con una cobertura del 20 %, y 5 sin cobertura vegetal (0%). Las parcelas estaban situadas a una distancia de un metro del canal. En cada una de las parcelas se midieron las siguientes variables: Tasa relativa de crecimiento y supervivencia de las plántulas de manglar. La tasa relativa de crecimiento en altura (TRCA), se calculó restando de la altura alcanzada en un tiempo determinado (T_i) el valor de la altura anterior (T_{i-1}), dividiéndolo por el número de días transcurridos (n) (Ramírez y Rodríguez, 2004). Cabe señalar que la fórmula original contiene logaritmos, dada la tendencia sigmoideal del crecimiento en las plantas. Sin embargo, en la etapa inicial del crecimiento en la que se hicieron las mediciones la curva fue prácticamente lineal, por lo que se omitieron los logaritmos del modelo: $(TRCA) = (T_i - T_{i-1}) / n$.

La evaluación de la cobertura de *B. marítima* y *S. virginica* se llevó a cabo mediante el método del Braun-Blanquet (Fourqurean y Rutten, 2003). Estas medidas se realizaron al mismo tiempo que la medición de las plántulas de manglar ($n=8$).

En cada parcela se colectaron de muestras de agua intersticial para medir salinidad con ayuda de una sonda multiparametrica YSI 30 (YSI, Xylem Inc. Ohio, USA). Así mismo en cada una de las parcelas se colectaron 2 muestras de sedimento por año (de 2009 al 2012). Las muestras de sedimento fueron tomadas con ayuda de un nucleador de PVC con un diámetro de 6 cm y 40 cm de largo. Se determinaron la densidad aparente (bulk density), contenido en materia orgánica y nutrientes (C, N y P total), mediante la metodología descrita por Aspila *et al.*, 1976 y Parson *et al.*, 1984. Para determinar el tiempo, frecuencia y nivel de inundación se usó un registrador electrónico de nivel de agua (Levelogger gold, model 3001).

El proceso de descomposición fue estimado utilizando bolsas de descomposición (litter bags) de 17 cm de ancho por 15 cm de largo, con un tamaño de malla de 1 mm. En cada bolsa se introdujeron 45 g de material vegetal fresco (hojas y tallos) de *Batis marítima*. Para evaluar el proceso de descomposición en la zona de rehabilitación se establecieron 3 sitios (sitio 4, sitio 7 y sitio 6) a lo largo del área de estudio, donde se colocaron 56 bolsas por sitio con un total de 168 bolsas. Las bolsas se recolectaron a cabo de 0, 1, 2, 3, 8, 10, 12, 14 y 16 días del inicio del experimento. En cada colecta se tomaron 7 bolsas por muestreo de las cuales 2 bolsas se utilizaron para el análisis de la comunidad bacteriana y 5 para determinar la tasa de descomposición y el contenido en carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P), por el método ya descrito anteriormente. El material colectado fue secado en una estufa a 75 °C hasta alcanzar el peso constante (72 h).

En cada uno de los sitios y en el momento de la recolección de las bolsas se colectaron 5 muestras de agua intersticial a 40 cm de profundidad, con el fin de medir la salinidad y temperatura mediante una sonda multiparametrica YSI 30 (YSI, Xylem Inc. Ohio, USA). La temperatura superficial se midió en continuo con un sensor (HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger 64K - UA-002-64), el cual fue programado para tomar una lectura cada hora.

Las muestras colectadas fueron transportadas en bolsas ziploc[®], las cuales fueron refrigeradas a 9°C hasta su posterior procesado en el laboratorio de Microbiología. Para este trabajo se utilizó como medio de cultivo Agar Marino (AM), para la realización de conteos de unidades formadoras de colonias (ufc).

En la tabla 1 se describen las variables medidas en cada uno de los capítulos, así como la frecuencia y duración de la colecta de dato.

Tabla 1. Escala de los estudios en campo, datos de campo, número de sitios muestreados, frecuencia de muestreo de cada capítulo. Dónde: Área basal (AB), índice de complejidad (IC), índice de valor de importancia (IVI), salinidad (ups), temperatura (°C), carbono total (CT), nitrógeno total (NT), fosforo tota (PT), densidad aparente (DA), materia orgánica (MO), tasa de descomposición (k), unidades formadoras de colonias (ufc).

Capítulo	Escala	Variables	Zonas	Frecuencia	Duración
1	Mundial	Hidrología, componentes biológicos, macro invertebrados/vertebrados, plantas (estructura/función), procesos biogeoquímicos, almacenamiento y ciclo de carbono, agua intersticial, acumulación de materia orgánica. Tasa de respuesta	Todas las zonas restauradas a nivel mundial		
2	Hectáreas (ha)	Identificación de especies de manglar y especie asociadas.	1 y 2_Celestún	Anual	9 años
3	Plot (m2)	AB, densidad, altura, IC, IVI	1 y 2_Celestún	Anual	1 año
		Ups, °C. Nivel, frecuencia y tiempo de inundación. Biomasa aérea, C orgánico.	1 y 2_Celestún	Bimensual	9 años
	Plot (m2)	CT, NT, PT, DA, MO	1 y 2_Celestún	semestral	9 años
4	Plot (m2)	Cobertura, densidad, altura, TRC. Ups, °C, CT, NT, PT, DA, MO. Nivel, frecuencia y tiempo de inundación.	1_Celestún	4 y 6 meses	3 años
	Plot (m2)	Ups, °C, CT, NT, PT Grados-día, k. Ufc	1_Celestún	días	16 días

Capítulo 1: La restauración de manglares: análisis de los éxitos y expectativas futuras

Estrategia y objetivos

¿Los proyectos de restauración de manglares se realizan bajo un marco de una estrategia que involucre la parte social, económica y la parte técnico-científico?

Los proyectos de restauración de manglares, ¿tienen como objetivo restaurar la estructura o la función del ecosistema de manglar?

Acciones

¿Qué acciones se realizan para llevar a cabo la restauración de manglar?

Monitoreo

¿Qué variables se miden, se comparan con sitios de referencia para evaluar las acciones de restauración realizadas?

¿Cuál es la duración del tiempo de monitoreo de los resultados de las actuaciones de restauración?

¿Cuánto tiempo ha de transcurrir desde que se realizan las acciones de restauración para alcanzar resultados satisfactorios?

Coste

¿Cuál es el coste de la restauración?

¿Hay diferencias según el tipo de restauración?

Resumen

Los proyectos de restauración de manglar se han incrementado a nivel mundial en los últimos años. Siendo la principal técnica de restauración la reforestación de manglar con distintos grados de éxito, pese a que se tienen estrategias de cómo realizar los proyectos de restauración no se conoce el grado del éxito de la restauración y de cómo esta se realiza a nivel mundial, por lo que el objetivo de este capítulo es obtener una idea general de los tipos de restauración de manglares que se realizan en el mundo, si siguen una estrategia y objetivos definidos precisamente, si integran aspectos sociales, económicos y científico-técnicos; conocer el grado de éxito que han alcanzado y estimar los costos de la restauración. Para esto realizamos una revisión bibliográfica a nivel mundial, de tomando en cuenta artículos de investigación, tesis e informes de proyectos, nuestros resultados muestran que las acciones de restauración de manglar han aumentado en la últimas décadas, y solo el 5 % considera de forma integradora en su estrategia de restauración los aspectos social, ecológico y económico, respecto al éxito de la restauración considerando un sitio de referencia, a nivel estructural necesita pasar 10 a 15 años para alcanzar al sitio de referencial, pese a que los manglares son humedales las variables hidrológicas como el hidroperíodo se evalúa muy poco, el costo de los proyectos de restauración varían entre 40 y 176,000 US \$ ha⁻¹ en América y entre 35 y 6,670 US \$ ha⁻¹ en Asia, existe una clara necesidad de estudios ecológicos a largo plazo y mediciones cuantitativas en bosques de manglar restaurados y de referencia.

Introducción

Los humedales cubren el 4% de la superficie mundial, son uno de los ecosistemas más productivos y económicamente valiosos (Costanza *et al.*, 1997; Mitsch y Gosselink 2007; Zhao *et al.*, 2016), dentro de estos se ubican los ecosistemas de manglar que cubren más de 200,000 km² de los litorales tropicales y subtropicales (Duke *et al.*, 2007). Debido a su ubicación son considerados entre los ecosistemas más valiosos, ya que proporcionan numerosos servicios ecosistémicos tales como: protección frente a desastres (tifones, huracanes, tsunamis e inundaciones), son zonas de almacenamiento de nutrientes y presentan una alta disponibilidad de materia orgánica en los sedimentos y pesquerías (Walters *et al.*, 2008; Polidoro *et al.*, 2010; Alongi, 2011). Los manglares son cimientos económicos en algunas regiones costeras ya que proporcionan al menos 1.6 billones de dólares por año en servicios ecosistémicos a escala global (Costanza *et al.*, 1997; Field *et al.*, 1998; Polidoro *et al.*, 2010). Se ha estimado que al menos un 80% de la captura mundial de pescado depende directa o indirectamente de estos ecosistemas (Ellison, 2008; Polidoro *et al.*, 2010). Respecto a carbono (C) pueden almacenar hasta 1023 Mg C ha⁻¹, dos a tres veces más que los bosques terrestres (Adame *et al.*, 2013; Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011). Como resultado la conservación y restauración de manglares han sido reconocidas como componentes cruciales en las estrategias de mitigación y adaptación ante el cambio climático (Alongi, 2011; Donato *et al.*, 2011; Kauffman *et al.*, 2011; IPCC, 2014).

Pese a su importancia son uno de los ecosistemas más amenazados en los trópicos (Valiela *et al.*, 2001), al ser extensamente deforestados debido a su conversión para usos de agricultura, acuicultura, turismo, desarrollo urbano, y también por estar afectados por la sobreexplotación y los desastres naturales (Alongi, 2002; Giri *et al.*, 2008). Los bosques de manglar se han reducido en al menos un 35 % de su área total entre 1980-2005, lo que corresponde a una pérdida anual del 2.1 %, superando a las tasas de pérdida registrada para selvas tropicales y arrecifes de coral (Valiela *et al.*, 2001; FAO, 2007). Las predicciones indican que el 30-40 % de los humedales costeros (IPCC, 2007) y la mayor parte de los bosques de manglar se podría perder en los próximos 100 años si se continua con la misma tasa actual de pérdida (Duke *et al.*, 2007).

Las zonas de manglar, al reducirse o fragmentarse, ponen en riesgo su supervivencia a largo plazo, así como los servicios ambientales que presentan. Por lo que existe la necesidad de desarrollar y mejorar sus métodos de restauración (Bouillon *et al.*, 2008).

La trayectoria de restauración de los ecosistemas de manglar va a depender del tipo y magnitud de la degradación (Milbrandt y Tinsley, 2006). La escasa información sobre los mecanismos que regulan la estructura y función de los ecosistemas de manglar en cada sitio ha restringido el desarrollo de planes de gestión que rigen el uso, la conservación y la restauración de los recursos naturales (Twilley *et al.*, 1998).

Los proyectos de restauración de manglar se han enfocado en un principio a la recuperación de áreas de manglar, del paisaje, a la producción silvícola sustentable, a la protección de la línea de costa y a la mitigación ambiental o remediación; en muy pocos casos a la recuperación del ecosistema en conjunto, que debe llevar consigo los procesos ecológicos y las funciones como ecosistema (Ellison, 2000). El planteamiento práctico para llevar a cabo la restauración de los ecosistemas de manglar contempla identificar las causas de la degradación, ubicar la fuente de semillas y plántulas, el monitoreo y el mantenimiento de los factores reguladores de su dinámica (Field, 1999). Los proyectos de restauración de manglar se han incrementado a nivel mundial en los últimos años. Como resultado, en algunos países como Indonesia se ha observado el aumento del área de manglar (Alexandri *et al.*, 2013). En otros, los resultados han sido parciales debido a que se han abordado como plantaciones forestales en lugar de rehabilitar los factores reguladores de su dinámica ecológica; pese a esto las plantaciones han sido durante mucho tiempo el único paso para la restauración de estos ecosistemas.

Las técnicas de plantación se han desarrollado hace más de 70 años con distinto grado de éxito (Ellison, 2000). Si las condiciones hidrológicas son correctas los manglares pueden crecer en una amplia variedad de ambientes costeros; y se estima que, posterior a dos décadas, sus características estructurales y productividad se acercaran a las de los bosques en buen estado de referencia (Colonello y Medina, 1998; McKee y Faulkner, 2000; Twilley *et al.*, 2000 en Ellison, 2000). Otro tipo de restauración que se ha realizado en ecosistemas de manglar es restablecer las condiciones hidrológicas, acción que también se ha llevado a cabo como medida de restauración en otro tipo de humedales (Zedler y Callaway, 1999). Existe

más tecnología enfocada a la reforestación de manglar, pero muy poco esfuerzo en restaurar la función del ecosistema. Esto se observa en sitios rehabilitados los cuales son monocultivos o policultivos de baja diversidad que no tienen ningún parecido a su hábitat original, donde las especies comúnmente más utilizadas son *Rhizophora apiculata*, *Rhizophora mucronata*, *Rhizophora mangle*, *Avicennia marina* y *Sonneratia apetala* (Dale *et al.*, 2014). También Mckee y Faulkner (2000) refieren que los manglares pueden crecer y prosperar si las condiciones hidrológicas y geomorfológicas son óptimas, con casos donde la plantación de manglar puede acercarse a las características estructurales de un bosque bien conservado en 20 o 25 años.

Como la restauración requiere tiempo, se contradice con la premura de las prioridades políticas, culturales y económicas (Spalding *et al.*, 1997). Se ha observado que el poco o nulo éxito de los proyectos de restauración se debe a: tener información insuficiente, al método inadecuado de las acciones de restauración, no involucrar a las comunidades locales, y no seguir las experiencias descritas en la literatura.

De acuerdo a lo anterior, y considerando las experiencias documentadas, se recomienda que para llevar a cabo la restauración ecológica de manglares se deben de considerar los siguientes componentes: conocimiento (datos-información del ecosistema), actores (grupos interesados en un programa de este tipo), diagnóstico (análisis de las causas del deterioro), acciones (propuestas y mecanismos de ejecución), evaluación y aprendizaje (indicadores de éxito y monitoreo, ambiental y social) (Zaldivar *et al.*, 2010; Teutli-Hernández y Herrera-Silveira, 2016).

El desarrollo de políticas ambientales y su aplicación son importantes para las agencias gubernamentales, sin embargo, hay que considerar la viabilidad económica y ecológica de los proyectos de restauración de manglar. La viabilidad de los proyectos depende de los recursos económicos y del conocimiento disponibles para las metas, objetivos establecidos y la escala del proyecto de restauración (Dale *et al.*, 2014). Dependiendo del tipo de acciones a ejecutar los costos de la restauración de manglares varían mucho. Aunque no hay mucha información disponible al respecto, por algunos casos en Vietnam se sabe que la restauración de manglares puede variar entre 3,000 dólares y 510,000 dólares por hectárea (Tri *et al.*, 1998; Lewis, 2001). Esta variabilidad indica que no hay mucha información publicada y es parcial, con poco detalle de las acciones de restauración ejecutadas.

El objetivo de este capítulo es obtener una idea general de los tipos de restauración de manglares que se realizan en el mundo, si siguen una estrategia y objetivos definidos precisamente, si integran aspectos sociales, económicos y científico-técnicos; conocer el grado de éxito que han alcanzado, incluyendo el tiempo que han tardado en recuperar características similares a las de un sitio o estado de referencia; y estimar los costos de la restauración. Para ello se ha realizado una revisión de la información sobre la restauración de manglares, un metaanálisis de diversas fuentes de información.

Material y Métodos:

Búsqueda de información

Se realizó una búsqueda sistemática de literatura relacionada con restauración de ecosistemas de manglar, la cual constó de la investigación de archivos, publicaciones científicas, revisión de base de datos focalizados y una búsqueda manual sistemática de publicaciones especializadas, teniendo en cuenta también literatura gris (tesis e informes de proyectos). Se utilizó la “ISI Web of Science”, “Scienedirect”, “SCI-Expanded” y se utilizaron las palabras clave “Restoration mangrove”, “Mangrove restoration”, “Mangrove rehabilitation”, “Rehabilitation mangrove”, “Reforestation mangrove”, “Restauración de manglar”, “Rehabilitación de manglar”, “Manejo de manglar”, desde el año 1990 al 2015.

Para el caso del “Google academic”, se especificaron las palabras “Mangrove Project”, “Restoration mangrove”, “Mangrove restoration”, “Mangrove rehabilitation”, “Rehabilitation mangrove”, “Reforestation mangrove”, “Restauración de manglar”, “Rehabilitación de manglar”, “Manejo de manglar”, especificando los años desde 1980 a 2015.

Para el caso de México se solicitó información directamente a instituciones gubernamentales (secretaría de medio ambiente y de recursos naturales del estado de Yucatán, comisión nacional de áreas naturales protegidas, comisión nacional forestal) informes o documentos especificando todos aquellos temas relacionados con “Restauración de manglar”, “Rehabilitación de manglar”, “Reforestation mangrove”, “Rehabilitation mangrove” e indicando los años desde 1980 a 2015.

Se obtuvieron un total de 348 documentos de restauración de ecosistemas de manglar entre artículos, informes y tesis, más de la mitad (59%) están publicados en una amplia variedad de revistas científicas como son: Restoration Ecology, Pedosphere, Hydrobiologia, Wetlands Ecology and Management, Ecological Research, ECOTROPICOS, Ecological Engineering, Mangroves and Salt Marshes, Ecosystems, Ambio, Forest Ecology and Management, Estuarine, Coastal and Shelf Science, Aquatic Botany, Madera y Bosques, Revista Forestal Baracoa, Ocean and Coastal Management, Marine Pollution Bulletin, Biotropica, South African Journal of Botany, Journal of Plant Ecology, Ocean and Coastal Management, Trees, Applied Soil Ecology, Landscape and Ecological Engineering, Basic and Applied Ecology, Global Environmental Change, Australian Geographer, Journal of African Earth Science, Soil Biology and Biochemistry, Journal of the Human Environment, Human Ecology, Biodiversitas y Environmental Conservation.

Los documentos obtenidos se clasificaron utilizando el criterio de la tabla 1, que incluye detalles sobre los antecedentes y las acciones de los proyectos y sobre los métodos de evaluación utilizados. Dentro de la categoría ecológica se extrajeron las mediciones de los componentes estructurales y funcionales, y se registró el aspecto económico de los proyectos de restauración en manglares.

Tabla 1. Características usadas para clasificar los documentos registrados de la literatura buscada.

Características para la clasificación	
Tipo de documento	Tipo de documento (revistas, proyectos, tesis, literatura gris). Año de publicación
Características del proyecto de restauración	País, continente, tipo de degradación, métodos usados para la restauración
Evaluación/metodología del monitoreo	Años de restauración, utilización de sitio de referencia, atributos evaluados
Costos	Coste de los proyectos de restauración

Extracción de información para el cálculo de la tasa de respuesta

Se extrajeron los valores medios de todas las variables de cada uno de los documentos que comparan el sitio restaurado con uno de referencia, obteniéndose un total de 2,362 datos los cuales fueron agrupados en 3 tipos: 1) componentes hidrológicos, 2) componentes biológicos y 3) procesos biogeoquímicos (Tabla 2).

Tabla 2. Variables que integran a cada uno de los componentes medidos en manglares restaurados y de referencia. Donde N es el número de datos que conforman a cada componente.

Factor regulador/Estructura/Proceso	N	Variables
VARIABLES HIDROLÓGICAS	46	Frecuencia, nivel de inundación, tiempo de inundación, tiempo de residencia del agua
Componentes Biológicos		Macro invertebrados/vertebrados y plantas
Macro invertebrados/Vertebrados	522	Abundancia, biomasa, densidad, diversidad, especies, riqueza
Plantas (Función)	217	Caída de hojarasca, productividad de raíces, tasa de descomposición, fotosíntesis
Plantas (Estructura)	666	Altura, densidad, diámetro, área basal, especies, índice de complejidad, IVI.
Procesos biogeoquímicos		Almacén y ciclo del carbono, nitrógeno y fósforo, características del agua intersticial y acumulación de materia orgánica.
Almacenamiento y ciclo del carbono	64	Total, en sedimento, carbono orgánico, densidad de carbono
Almacenamiento y ciclo del nitrógeno	154	Nitrógeno total, nitrógeno orgánico, nitrificación.
Almacenamiento y ciclo del fósforo	94	Fósforo total, PO ₄ .
Agua intersticial	330	Salinidad, pH, potencial redox, temperatura, sulfhídrico, otros elementos.
Acumulación de materia orgánica	269	Materia orgánica del suelo, densidad, textura, humedad del sedimento.

Calculo del ratio de respuesta

Para estandarizar y comparar los datos obtenidos, de cada documento se extrajeron los valores medios de tablas y figuras, de los sitios restaurados y de referencia, para posteriormente calcular el ratio de respuesta mediante la fórmula: $\ln(X_{rest} + 1 / X_{ref} + 1)$, donde X_{rest} es el valor medio de la variable medida en el manglar restaurado y X_{ref} es el valor medio de la variable medida en el manglar de referencia. Para evitar el valor "0" al aplicar logaritmo natural se le suma "1" a cada uno de los valores medios obtenidos, habiéndose demostrado que esto tiene poco efecto sobre los cálculos (Hedges *et al.*, 1999). Los valores más cercanos a 1 indican más proximidad de la variable en el ecosistema restaurado a su valor en el sitio de referencia. Los valores menores de 1 se pueden interpretar que se encuentra en recuperación. Los valores superiores a 1 pueden indicar un estado transitorio de alguna variable en el proceso de restauración.

Análisis estadístico

Dado que los datos no siguen una distribución normal (de acuerdo a la prueba de Kolmogorov-Smirnoff_normalidad), se utilizó el rango de pruebas de Wilcoxon para detectar si existen desviaciones significativas de cero (no hay diferencia con las condiciones de referencia) para cada media estimada de los ratios de respuesta para las variables en cada intervalo de años de restauración del manglar. Para probar si existen diferencias significativas de la misma variable entre dos configuraciones de tiempo se usó la prueba de Kruskal-Wallis, los análisis se llevaron a cabo en el programa estadístico Statistica.

Análisis del costo de los proyectos de Restauración

Los datos del costo de los proyectos de restauración que se obtuvieron de la revisión bibliográfica fueron convertidos a dólares estadounidenses de acuerdo a la conversión de la moneda de cada país y del año en el que se llevó a cabo el proyecto de acuerdo a los datos del Banco Mundial. Debido a la variación de los años de las acciones de restauración todos los costos se estandarizaron al año 2015 teniendo en cuenta las tasas de inflación con datos del Banco Mundial (<http://datos.bancomundial.org/indicador/FP.CPI.TOTL.ZG>).

Resultados

Se observa una notable diferencia entre el número de documentos totales consultados y el número de trabajos publicados en revistas científicas (59% del total de documentos consultados). Lo cual indica que gran parte de la información sobre proyectos de restauración de manglar no se publica o publicita en el mundo. El número de publicaciones aumenta a partir de 1998 a 2015, registrándose la mayor cantidad de documentos en el 2014 (33) (Fig. 1).

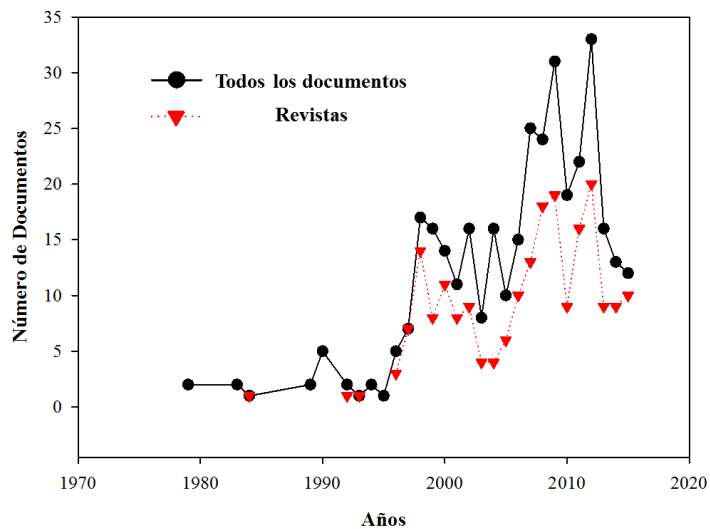


Figura 1. Número de documentos, todos los revisados y los publicados en revistas científicas, publicados desde 1979 a 2015.

Los proyectos de restauración revisados se han realizado en 43 países, siendo el continente asiático donde se ha observado el mayor número de documentos entre proyectos y publicaciones de restauración de manglar (143) (Fig. 2), seguido de América (Norteamérica, Centroamérica, Suramérica y el Caribe) (108). El continente africano, a pesar de ser segundo continente en extensión de manglares, no se ve reflejado en el número de documentos publicados sobre restauración en sus manglares. En Oceanía es donde se registró el menor número de proyectos (11).

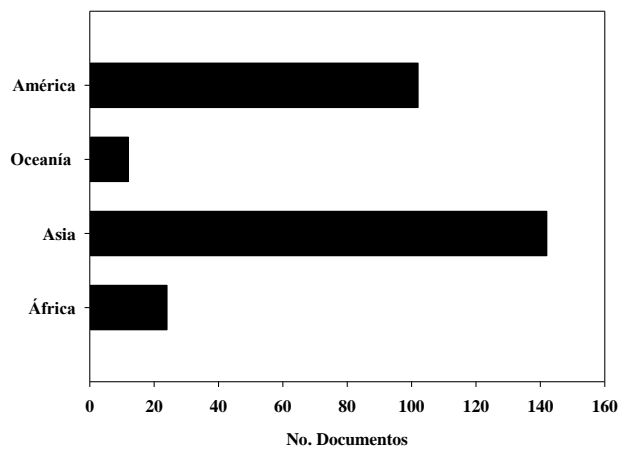


Figura 2. Número de documentos (informes y artículos) de restauración de manglar por continentes.

De entre los documentos registrados por países, en el continente asiático (143), China registró el mayor porcentaje de documentos (17%), seguido de Tailandia (16%), y Vietnam (13%) (Fig. 3a). En el continente Africano la mayor cantidad de documentos de restauración se observaron en Kenia (59%), seguido de Egipto (13%) (Fig. 3b). En Oceanía, Australia es el país con la mayor cantidad de documentos de restauración (67%), seguido de Samoa (25%) (Fig. 3c). En América la mayor cantidad de documentos han sido publicados en México (41%), seguido de Estados Unidos (24%) y Colombia (10%), pese a que Brasil registra la mayor cobertura de manglar en el continente americano, el porcentaje de publicaciones de restauración es muy bajo (3%) (Fig. 3d).

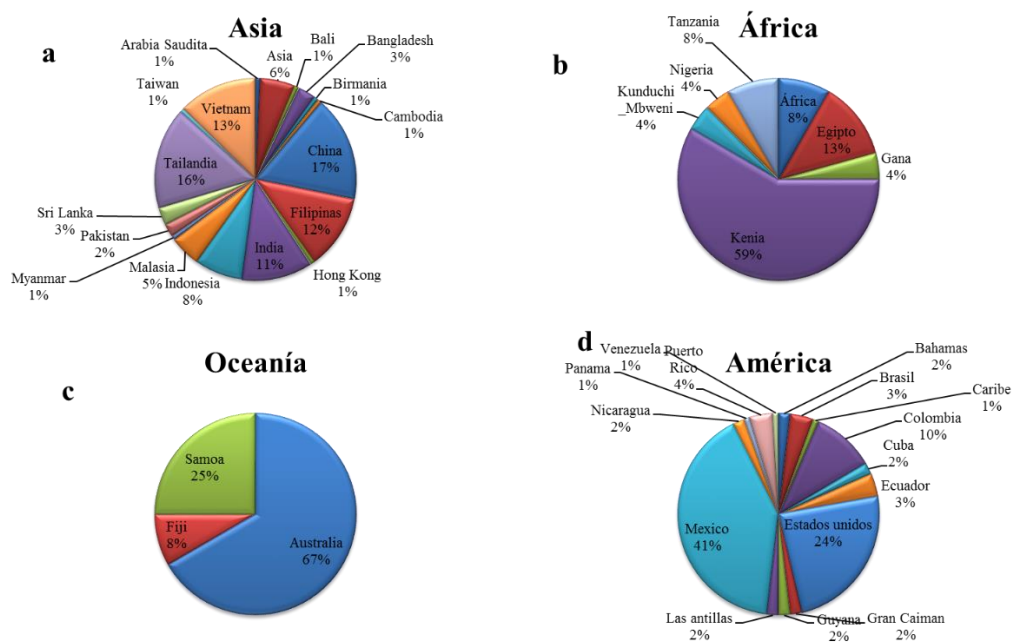


Figura 3. Porcentaje de documentos consultados sobre restauración de manglar en cada país por continente.

Las causas del deterioro en los ecosistemas de manglar están relacionados con la historia de cada lugar así como el desarrollo económico de cada país. Es, por ejemplo, el caso de Vietnam que registró un fuerte impacto en los ecosistemas de manglar debido a las construcciones de bases de guerra y por el vertido del agente naranja durante la guerra de Vietnam. También hay que destacar que Asia se ha caracterizado por las construcciones de granjas de camarón, mientras que en América es, además, el turismo el que ha tenido un

fuerte impacto en las comunidades de manglar, así como las construcciones de carreteras que obstruyen el flujo laminar de agua. A escala mundial es la tala indiscriminada de los bosques de manglar uno de los mayores impactos. El componente de la legislación tiene un papel muy importante respecto al deterioro de los ecosistemas de manglar, al no estar bien definida la tenencia de la tierra, se procede a la construcción de salineras, granjas de camarones, hoteles, etc. Las amenazas mencionadas en los documentos de restauración se resumen en la tabla 3.

Tabla 3. Amenazas comunes en los ecosistemas de manglar

Amenazas	
Cambio de uso de suelo	Salineras, pastoreo, acuacultura, turismo.
Extracción de productos maderables	Obtención de leña, carbón, taninos.
Desarrollo urbano	Construcción de viviendas, construcción de carreteras, turismo
Guerras	Construcción de diques marinos, vertido de productos químicos
Eventos naturales	Huracanes, tsunamis, azolvamiento de canales
Extracción de alimentos	Obtención de forraje para animales
Industrial	Derrame de petróleo, lixiviados tóxicos, metales pesados.

Estrategias seguidas en los proyectos de restauración

Se suele considerar que para que un proyecto de restauración sea exitoso tiene que incorporar los componentes económico, social y ecológico (Comín *et al.*, 2005). Sin embargo, en el 95% de los documentos no contempla estos componentes o los manejan de manera aislada. Los primeros proyectos de restauración de manglar fueron iniciados por comunidades locales de cada país y organizaciones no gubernamentales y trabajaron en áreas pequeñas siguiendo la metodología de prueba de ensayo y error, de acuerdo a las necesidades de cada comunidad. Conforme han avanzado los proyectos de restauración se han incorporado organizaciones gubernamentales y la parte de investigación (Fig. 4).

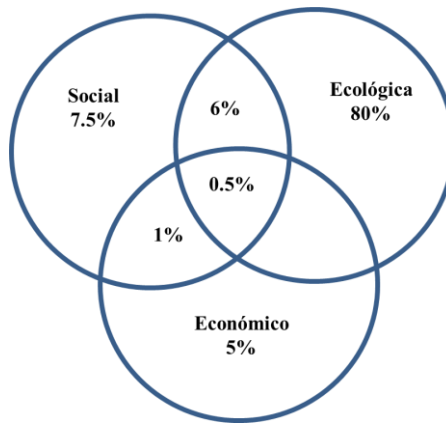


Figura 4. Desglose de los atributos incluidos en la literatura, donde se menciona el porcentaje de documentos que abordan los diferentes componentes social, económico y ecológico.

La revisión de la literatura ha mostrado que la mayor parte de los proyectos de restauración de manglar consultados han contemplado solo aspectos ecológicos en su planteamiento y realización (Fig. 4).

Acciones de Restauración:

A través de los años se han realizado grandes esfuerzos para recuperar los ecosistemas de manglar por medio de la restauración, principalmente enfocada a restablecer servicios ecosistémicos perdidos tales como recuperar la cobertura vegetal para extraer madera y para mitigar eventos naturales tales como huracanes, tifones y tsunamis. Una de las principales consecuencias que se dio a partir de la explotación del manglar es la declaración de Reservas y/o Áreas protegidas, debido a los problemas de la tenencia de tierra siendo el decreto legal más antiguo para la protección del manglar de 1964. La acción de restauración que se ha llevado a cabo más comúnmente a partir de los años 50's hasta el año 2015 es la reforestación seguida de la aforestación (plantación de manglar en zonas donde anteriormente no existía o no se tiene conocimiento de que existiera), teniendo los primeros registros en el continente asiático y posteriormente se extiende a los demás continentes (Tabla 4). A partir de los 90's se observa en la literatura consultada que comienzan a realizarse acciones de restauración hidrológica, consistentes en restablecer flujos de agua en los manglares y entre los manglares y los ecosistemas vecinos por medio de la apertura de canales o apertura de pasos de agua, realizándose las primeras acciones en el continente americano. Posteriormente se realiza una mezcla de acciones en Asia y África, donde conjuntamente con la rehabilitación hidrológica

se lleva a cabo una reforestación. Al encontrarse zonas cada vez más expuestas al oleaje se han establecido bordos de diferentes materiales (concreto y tierra), con el fin de amortiguar la fuerza del agua y, así, poder reforestar zonas donde había manglar (Tabla 4). Sin embargo, en zonas donde se ha disminuido la entrada y salida de agua, se forman condiciones de hipersalinidad creando una costra de sal, lo cual no permite el establecimiento de individuos de manglar, por lo que se realizan acciones de remoción del sedimento con el fin de romper la costra de sal. A partir del 2011 se incorporan a los proyectos de restauración trabajos de modificaciones topográficas, con el fin de amortiguar el nivel de inundación en zonas inundadas (Tabla 4), esta acción se realiza en cada uno de los continentes.

Tabla 4. Acciones tipo de restauración que se han llevado a cabo en ecosistema de manglar

Año	Continente	Acción	Referencias
1957 – 1967	Asia	Reforestación, aforestación	Lewis III <i>et al.</i> , 2000; Spalding <i>et al.</i> , 2010
1970 – 1989	Asia, África, América y Oceanía	Reforestación, aforestación y creación de reservas naturales	Erfteijer y Lewis III, 1999; Spalding <i>et al.</i> , 2010; Primavera y Esteban, 2008.
1990 - 2000	Asia, África, América y Oceanía	Reforestación, aforestación, viveros, se maneja el termino restauración hidrológica.	Spalding <i>et al.</i> , 2010; Powell <i>et al.</i> , 2011; Perry y Berkeley, 2009.
2001 - 2010	Asia, África, América y Oceanía	Reforestación, viveros, apertura de canales, restauración hidrológica, establecimientos de bordos y remoción de costras de sal.	Perry y Berkeley, 2009; Vyas <i>et al.</i> , 2012, Rovai <i>et al.</i> , 2013.
2011 - 2015	Asia, África, América y Oceanía	Reforestación, Modificación topográfica (elevación del sedimento) y construcción de barreras naturales.	Rovai <i>et al.</i> , 2013; Vyas <i>et al.</i> , 2012; Benítez-Pardo <i>et al.</i> , 2015

La escala espacial y de paisaje es un aspecto no considerado habitualmente en los proyectos de restauración. Se ha observado que, dependiendo del contexto, la escala (de paisaje, regional ó parcela) puede afectar la recuperación de estos ecosistemas. Los trabajos de restauración presentan una amplia variabilidad de escalas a nivel mundial ya que van de zonas menores a una hectárea a zonas de miles de hectareas, siendo las áreas pequeñas las más trabajadas (Fig. 5). Asia presenta la mayor variabilidad respecto al tamaño de hectáreas, donde la mayoría de los proyectos de restauración son mayores a 1000 ha (Fig. 5). En América pese a que se han realizados proyectos a diferentes escalas, las mayoría de los reportes han sido de zonas menores a 100 ha , al igual que en África y en Oceanía. Cabe

mencionar que la mayoría de los trabajos menores de 100 ha, son proyectos con fines de investigación que aportan al conocimiento de la restauración, mientras que los trabajos de mas de 100 ha, son proyectos por encargo cuyo fin es recuperar la mayor cobertura de manglar sin preguntas concretas.

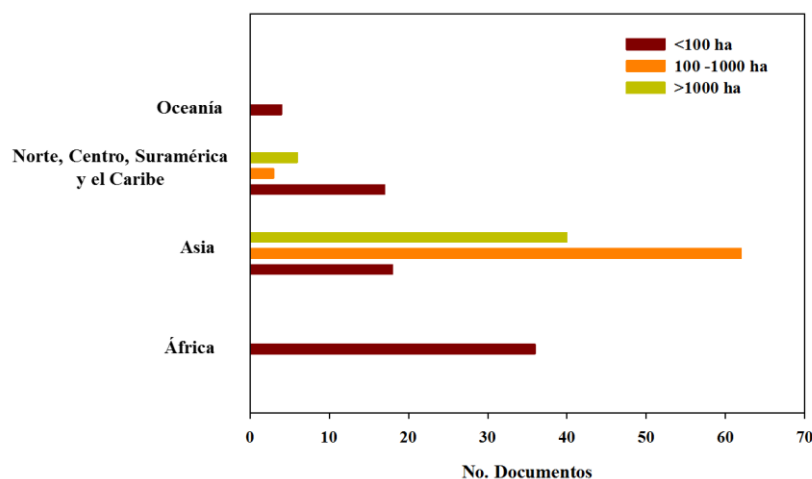


Figura 5. Escala espacial a la que han llevado a cabo acciones de restauración de manglar en cada continente.

Respecto a la recuperación del componente hidrológico se observó que las características hidrológicas (Tabla 2) fueron restauradas por medio de acciones físicas a través de la manipulación topográfica ó de permitir la entrada de agua a través de la apertura de canales. Las variables hidrológicas definidas para este análisis, muestran que, en general, el componente hidrológico se acerca a las condiciones de referencia dos años después de ejecutar las acciones de restauración (Fig. 6), y que los valores medios de las variables hidrológicas de los proyectos revisados superan las condiciones del sitio de referencia en 10 años de restauración (Fig. 6). Como se ve en la Fig. 6, la variabilidad (EE:Error Estandar) de los resultados es muy grande. Y, pese a que la hidrología es un factor regulador fundamental para el funcionamiento como ecosistema del manglar, no se tienen datos de proyectos con posterioridad a 10 años de restauración.

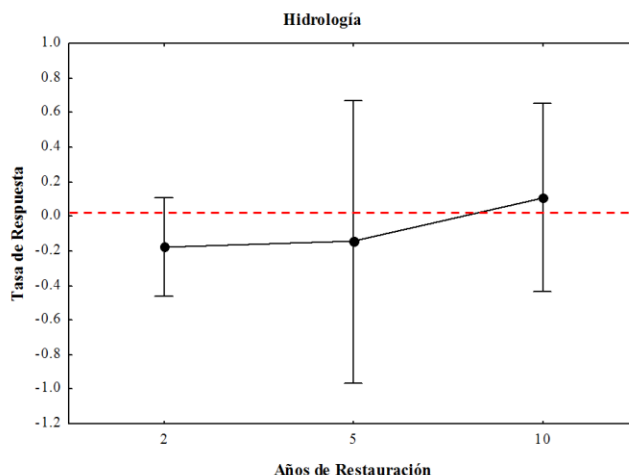


Figura 6. Trayectoria de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE), con respecto a la hidrología.

En contraste las comunidades de macro-invertebrados y vertebrados (Abundancia, densidad, riqueza de especies) muestran un valor relativo mayor en los sitios restaurados que en los de referencia inmediatamente (1 año) después de ejecutar las acciones de restauración (Fig. 7). Sin embargo, hay que recalcar que la abundancia, riqueza de especies y diversidad de macro-invertebrados y vertebrados disminuyen de manera progresiva con el paso del tiempo y de forma significativa ($P=0.001$) a los 10 años después de la restauración, aproximándose a los valores de los sitios de referencia (Fig. 7).

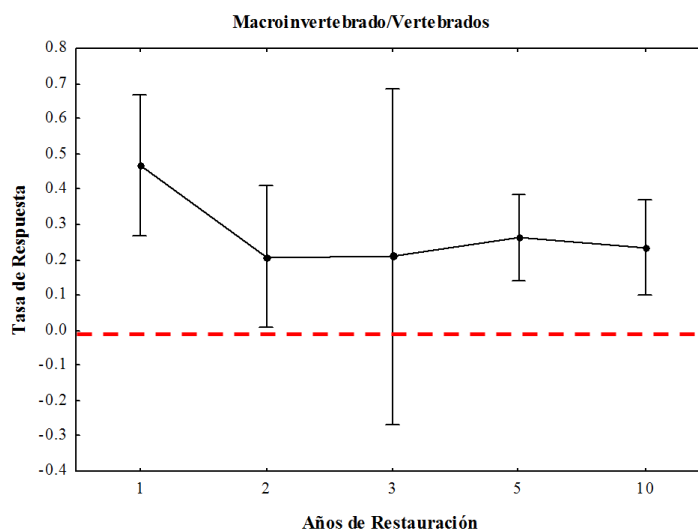


Figura 7. Trayectorias de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE) de macro invertebrados y vertebrados

Respecto a las variables estructurales de los individuos de manglar (densidad, altura, diámetro, área basal) y variables funcionales (caída de hojarasca, productividad de raíces, fotosíntesis) del manglar restaurado, se observa que las características estructurales se asemejan significativamente ($P=0.001$) al sitio de referencia después de 10 años de las acciones de restauración (Fig. 8a) y después aumentan progresivamente hasta los 20 años, cuando las medias de las observaciones indican que los valores estructurales de las plantas de manglares restaurados y de referencia son similares, aunque con bastante dispersión de los datos, es decir variabilidad de unos casos a otros. Las variables funcionales siguen una trayectoria similar a las estructurales, coincidiendo plenamente las de los sitios restaurados y de referencia a los 15 años de la restauración, y con una excepción en los resultados revisados a los 40 años de restauración (Fig. 8b).

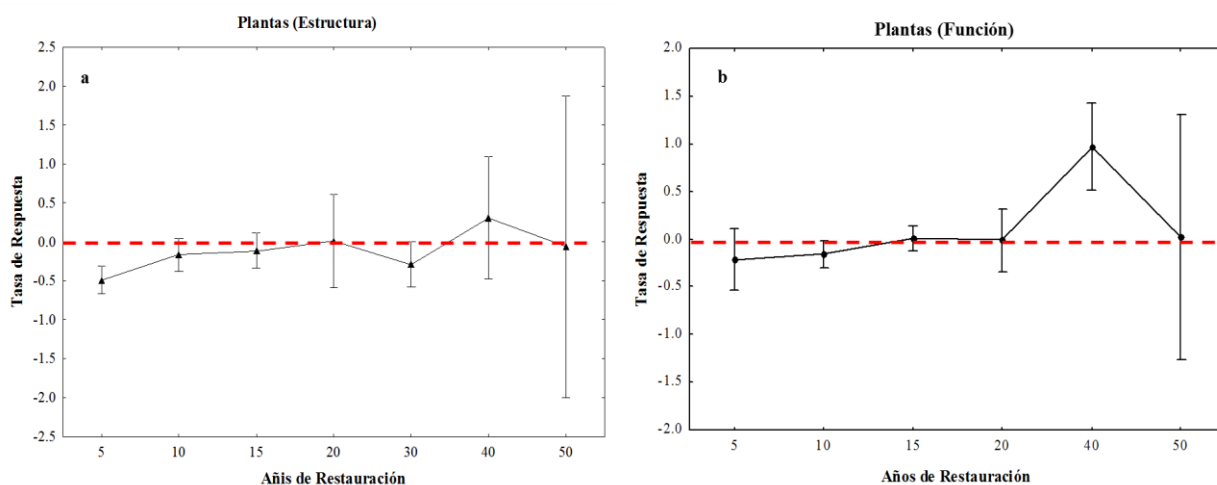


Figura 8. Trayectorias de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE), respecto a la estructura (a) y función (b) de los manglares restaurados.

En lo que se refiere al almacenamiento y ciclo de nutrientes en los sedimentos de manglar restaurados (carbono, nitrógeno y fosforo), se observó que experimentan grandes variaciones significativas ($P=0.001$) durante la primera década posterior a la restauración y que tardan varias décadas en alcanzar valores similares a los sitios de referencia, aunque hay pocos datos de restauraciones a largo plazo (Fig. 9).

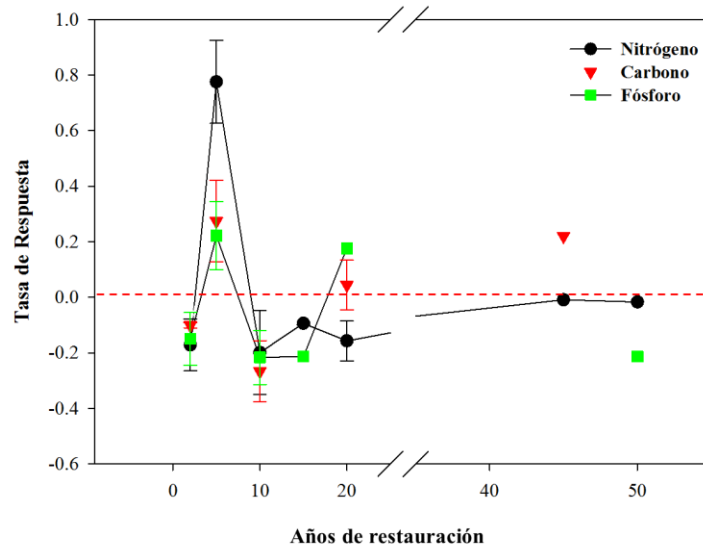


Figura 9. Trayectorias de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE) con respecto al almacenamiento de C, N y P en el sedimento de manglar.

La acumulación de materia orgánica en los manglares restaurados se asemeja pronto, a los tres años, al sitio de referencia (Fig. 10), presentando pequeñas variaciones significativas ($P=0.001$) durante las primeras décadas, aumentando la variabilidad entre los 40 y 50 años después de la restauración.

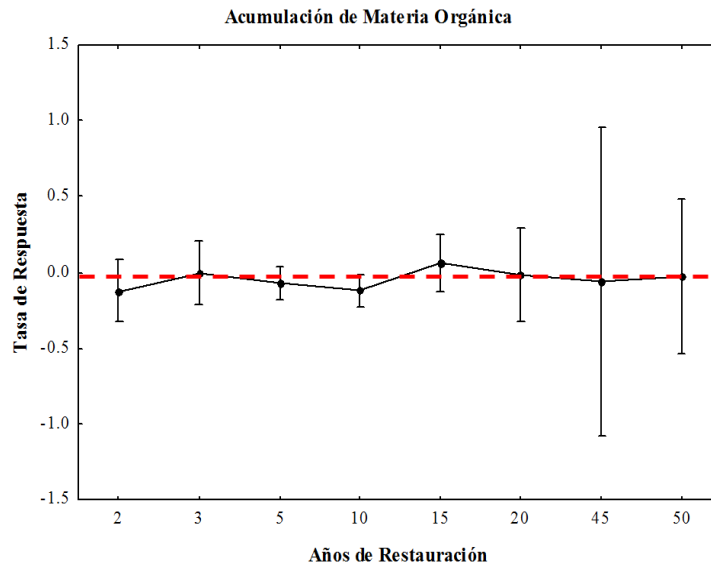


Figura 10. Trayectorias de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE), respecto a la acumulación de materia orgánica en sedimentos de manglares restaurados.

Pese a que las variables fisicoquímicas del agua intersticial (salinidad intersticial, pH, potencial redox) son variables importantes para estos ecosistemas, se miden muy poco, lo cual se ve reflejado en la baja cantidad de datos registrados (330). Esta puede ser la causa de la alta variabilidad de los datos registrados, aunque parece haber una confluencia de los sitios restaurados hacia los de referencia en el corto tiempo de seguimiento que han tenido los proyectos revisados (Fig. 11).

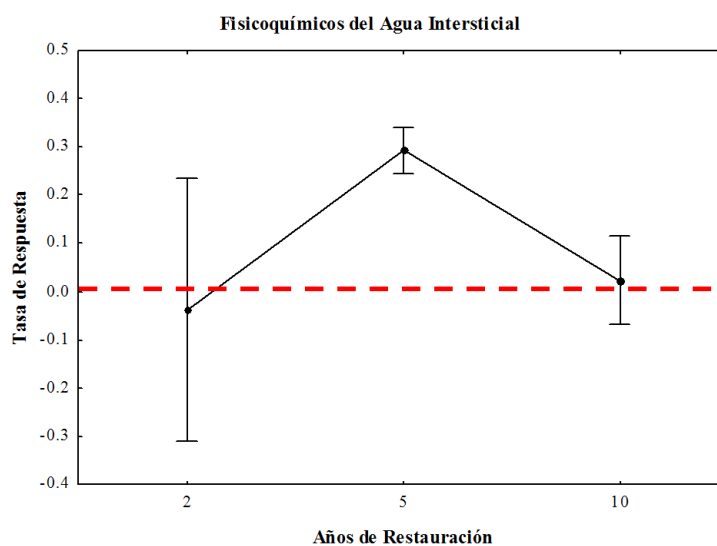


Figura 11. Trayectorias de recuperación de manglares restaurados. Cronosecuencias de la tasa de respuesta de manglares restaurados (medias \pm EE) de las variables fisicoquímicas del agua intersticial

Costo de la restauración.

Respecto a los costos de los proyectos de restauración hay una gran variabilidad entre el costo y las hectáreas restauradas. Cabe mencionar que los resultados mostrados integran los costos totales de los proyectos de restauración los cuales incluyen pago de jornales, acciones de restauración (reforestación y/o rehabilitación hidrológica), construcción de viveros si es el caso, etc. Solo se obtuvieron datos de los proyectos realizados en Asia y América (Norteamérica y Suramérica) (Fig. 12). El costo de las acciones de restauración en América varió entre 100 y 176,000 USA \$ ha⁻¹ (Fig. 12a). Respecto al continente asiático el costo de la restauración va de 1,000 a 6,670 USA ha⁻¹; en general menor que en América, probablemente debido al menor coste de la mano de obra y materiales (Fig. 12b).

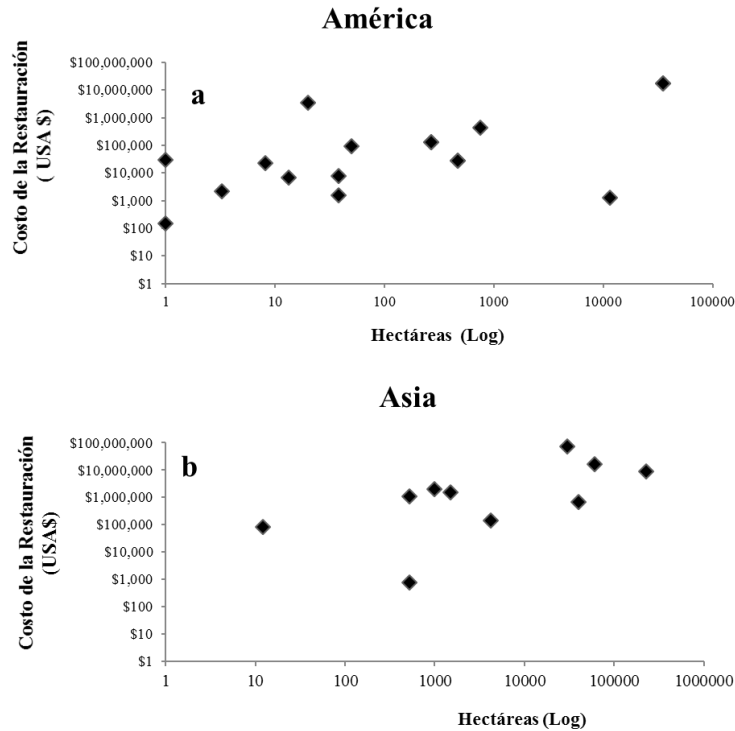


Figura 12. Costos totales de los proyectos de restauración de manglar: a) datos de proyectos en América (Norteamérica y Suramérica); b) datos de proyectos en el continente asiático. Obsérvese que en los ejes de las figuras se representan los datos en escala logarítmica.

Esta variabilidad entre los costos de restauración está relacionada con factores tales como el costo de la mano de obra de cada país y el tipo de acción de restauración. Así, en el caso de reforestación se elevan los costos por la elaboración y mantenimiento de viveros, el tipo de material para siembra (tubos de PVC, bambú, o arrecifes artificiales miniaturas), mientras que dentro del costo de la rehabilitación hidrológica está considerado el costo de la mano de obra, material para abrir canales (palas, picos, costales, lanchas pequeñas), y en la apertura de pasos de agua se considera los gastos de maquinaria, bases o tubos de concreto para formar los pasos de agua. Comparando éstas dos acciones de restauración se observó que hay una tendencia general lógica a aumentar el costo con la extensión de la restauración, pero esta tendencia no es clara para la rehabilitación hidrológica, que muestra mucha variabilidad en los costos independientemente de la extensión del proyecto, y sí para la reforestación (Fig. 13).

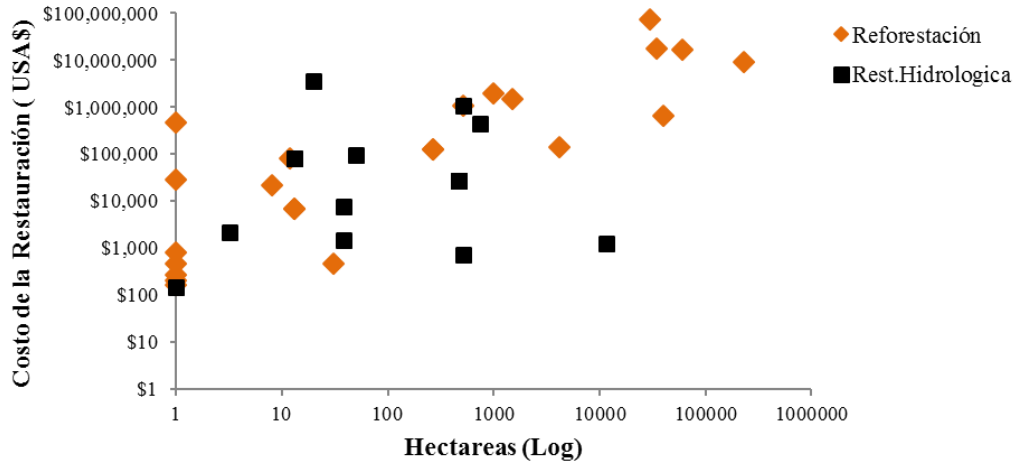


Figura 13. Costos de la reforestación y restauración hidrológica en ecosistemas de manglar.

Discusión

Los resultados presentados muestran que la restauración de manglares ha aumentado notablemente durante las últimas décadas, y también el reporte de datos sobre los resultados de la restauración. Se tienen registros a partir de 1979 (Lewis y Haines, 1979), y se incrementan a partir de 1998 (17), siendo mayores que los reportados por Turner, (2005), quien muestra que la restauración en humedales se viene documentado desde 1980 con un pico más alto en el año 2000.

Pese a que hay un incremento de proyectos, éstos no se realizan bajo el marco de una estrategia que involucre la parte social, económica y la parte técnico-científica, por lo que el éxito de los proyectos de restauración de manglares está limitado debido a la falta de integración de estos componentes, ya que la restauración ecológica es más exitosa cuando se integran estos componentes (Jackson *et al.*, 1995; Zalvidar *et al.*, 2010). La no consideración de alguno de estos aspectos puede limitar el potencial del proyecto de restauración, lo que se refleja en los proyectos de restauración de manglar ya que solo el 0.5 % considera de forma integradora en su estrategia de restauración los tres aspectos. Los demás documentos se enfocan a uno solo de estos aspectos, siendo el científico-técnico o ecológico el más frecuente en los proyectos de restauración de manglares.

Se han descrito diferentes estrategias para ejecutar proyectos de restauración de manglares, dando prioridad a diversos aspectos como identificar primero las causas del deterioro del manglar, o seleccionar el sitio, cultivar y sembrar plántulas, considerar el monitoreo y el mantenimiento del sitio y combinaciones de todas ellas (Field, 1999). Los objetivos principales de los proyectos de restauración de manglar han sido muy variados, pero ha sido primero la recuperación de la comunidad forestal hasta casi finales del siglo pasado y se han ampliado los objetivos en las dos últimas décadas tendiendo a recuperar procesos ecológicos como impulsores de servicios de los ecosistemas y de la biodiversidad o red trófica de los manglares.

La plantación o la reforestación del manglar son consideradas como la principal acción de restauración de la que se tiene registro hasta el 2015 (FAO, 1994; Field, 1996; Ellison, 2000; Alongi, 2002). Se ha realizado a escala mundial, pero esta acción ha llevado a crear monocultivos ya que se utilizan pocas especies tales como *Rhizophora apiculata*, *Rhizophora mucronata* y *Sonneratia apetala* en Asia, principalmente, y *Rhizophora mangle* en América, así como también se ha utilizado masivamente *Avicennia germinans* (Tomlinson, 1999; Ellison, 2000; Mckee y Faulkner, 2000; Alongi, 2002; Menhini *et al.*, 2011; Rovai *et al.*, 2012). Otras acciones de restauración frecuentes consisten en modificaciones topográficas y construcción de barreras para amortiguar la fuerza del oleaje, así como aperturas de canales.

Al llevarse a cabo más plantaciones, las evaluaciones del éxito de la restauración se basan más en mediciones de variables estructurales tales como altura, densidad (Bosire *et al.*, 2008; Walters, 2000), sin embargo, se ha observado que la restauración incrementa la riqueza de especies de peces (Valentine-rose y Craig, 2011) y otros organismos tales como moluscos, crustáceos, poliquetos, cangrejos y aves. Sin embargo, pese a la importancia de la hidrología en los ecosistemas de, debido a que controla las características biogeoquímicas, incluyendo propiedades físicas, químicas y biológicas del sedimento (Ramesh y Ronalds, 2008), son medidas muy poco frecuentes. Se espera que un bosque restaurado de manglar con éxito sea similar a un bosque bien conservado en términos de estructura y función. En todo proyecto de restauración se deben definir metas específicas y poder evaluar así la restauración, siendo estas comparadas con un sitio de referencia (White y Walter, 1997), sin embargo, en los proyectos de restauración de manglar son pocos los proyectos que lo realizan. Esta

variabilidad se debe a que muchos de los proyectos de restauración se ejecutaron mediante prueba y error y no se basaron en una estrategia bien definida que incluyese un plan de monitoreo, con una serie de variables bien definidas, posterior a la restauración.

Pese a que hay una clara necesidad de estudios ecológicos a largo plazo y mediciones cuantitativas en bosques de manglar restaurados y de referencia (Proffit y Devlin, 2005), nuestra revisión muestra que el tiempo más común de monitoreo es de 3 años. En contraste, los resultados de esta revisión indican que, en general, el tiempo que debe de transcurrir a partir de que se realizan las acciones de restauración para alcanzar valores similares a los sitios de referencia, respecto a las características estructurales y de función de los árboles de manglar es de 10-15 años, mostrando una amplia variabilidad en las respuestas de recuperación, por lo que es claro que futuros estudios detallados y diseñados a propósito para testar los factores que imponen la variabilidad en la respuesta serán muy interesantes. Sin embargo, se observan recuperaciones más lentas, que requieren hasta 30 años para converger con los estados de referencia (Donath *et al.*, 2003; Matthews *et al.*, 2010).

Considerando que se reconoce la pérdida de biodiversidad de especies asociadas tanto animales como de plantas después de una perturbación, los cambios de recuperación de este componente han sido poco estudiados (Chan, 1996; Allison, 2000). En zonas donde se ha llevado a cabo una restauración hidrológica, se detectaron cambios en la composición y diversidad faunística a los dos años de la restauración, sin embargo, los peces y las agrupaciones macro bentónicas no fueron registradas en los sitios control (Vose y Bell, 1994). Se ha descrito que otros organismos tales como moluscos, cangrejos, poliquetos y aves se recuperan después de las acciones de restauración (Llans *et al.*, 1998; Allison, 2000; Macintosh *et al.*, 2002; Shou-Chung *et al.*, 2012). Nuestros resultados muestran que el componente biológico referente a los macro-invertebrados/vertebrados, presentaron una respuesta positiva al año de realizarse las acciones de restauración, siendo este comportamiento diferente respecto a otros humedales restaurados en los que solo después de 5 años los vertebrados alcanzan o superan al sitio de referencia, mientras que los macro-invertebrados aún después de 20 años de la restauración, no se asemejan al sitio de referencia (Moreno-Mateos *et al.*, 2012). Esto puede estar regulado por la cercanía y el hidro dinamismo o por el intercambio de agua con otros cuerpos de agua ya que muchos macro-invertebrados y vertebrados pueden ser transportados por corrientes de agua u otros organismos o se

mueven por ellos mismos (Levin y Talley, 2002; Figuerola *et al.*, 2005). Así, en el caso de los manglares, si se recupera esa conectividad hídrica se acelera la recuperación de las comunidades que pueden ser transportadas desde otros ecosistemas o sitios próximos a las zonas de restauración.

El crecimiento del manglar está afectado por las condiciones del sedimento. Se ha identificado que los sedimentos en zonas restauradas de manglar se distinguen por reflejar las necesidades básicas de las plantas tales como: una estructura adecuada (textura, densidad) y estabilidad en el tiempo, humedad adecuada (efecto de las fluctuaciones de marea), disponibilidad de nutrientes (macro y micronutrientes), y grado de toxicidad (pH, potencial redox, sulfhídrico, salinidad) (Mackee y Faulkner, 2000). Nuestra revisión muestra que, respecto a los nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo), los sedimentos de manglares restaurados presentan una alta variabilidad y a los 5 años de restauración alcanzan condiciones semejantes al sitio de referencia. Sin embargo, no se puede ver una tendencia de recuperación debido a la baja disponibilidad de datos. En lo reportado por Moreno-Mateos *et al.*, (2012) para humedales en general, el fósforo se asemeja a las condiciones de referencia a los 2 años de restauración y éste se aleja de las condiciones de referencia conforme pasan los años, mientras que el carbono pese a los 20 años de restauración no se recupera. El nitrógeno requiere de 25 años para acercarse a las condiciones del sitio de referencia. No sería extraño que en manglares restaurados la recuperación de las características relativas a nutrientes sea más rápida que en otros humedales debido al intenso hidro dinamismo que, si están bien restaurados, debe regular su funcionamiento hidrológico.

En contraste, el contenido de materia orgánica en los sedimentos de los manglares restaurados se asemeja significativamente al de los sitios de referencia a los 2 años de restauración y así se mantiene a lo largo de los años. Dado que la acumulación de materia orgánica en el sedimento refleja los procesos de descomposición y estos requieren tiempo, podría ser que en estadios tempranos de la restauración (pocos años) se acumulara mucha materia orgánica pero no se establecieran todavía las condiciones ambientales que marcaran diferencias notables en los ciclos biogeoquímicos, siendo estas diferencias marcadas a partir de cierto tiempo en el que se establecieran condiciones para favorecer la precipitación de fósforo y la desnitrificación, por ejemplo, lo cual si marcaría diferencias en cuanto a estos nutrientes en el agua intersticial del sedimento (Ramesh y Ronald, 2008).

Uno de los componentes importantes en los ecosistemas de manglar es la hidrología, ya que uno de los servicios ecosistémicos más valorados es la regulación de las inundaciones. El proceso de inundación es importante debido a que influye en diferentes procesos que van desde el crecimiento individual de la planta hasta el desarrollo de la comunidad biológica y los aspectos paisajísticos del manglar (Feller *et al.*, 2010). El hidroperíodo (frecuencia, tiempo y nivel de inundación), controla la productividad de los humedales (Gosselink y Turner, 1978), y a escala local controla otras variables, como la salinidad, la disponibilidad de nutrientes en el sedimento y el potencial redox. Nuestros resultados muestran que la hidrología responde rápido a las acciones de restauración ya que en dos años este componente se asemeja al sitio de referencia, coincidiendo con lo reportado por Moreno-Mateos *et al.*, (2012), ya que las características hidrológicas se recuperan inmediatamente después de la restauración. En nuestro caso no se dispone de datos posteriores a 10 años de restauración, lo cual indica que es una variable que no se monitorea de forma generalizada, aun siendo la más relevante por su efecto regulador de todos los procesos y funciones del ecosistema de manglar.

Pese a que los manglares son halófilos, indicando que toleran condiciones salinas, la alta concentración de sal provoca consecuencias negativas en los procesos metabólicos y en las tasas de crecimiento de los árboles de manglar (Ball, 1988), y, en consecuencia, limita la altura de los individuos de manglar y su productividad (Feller *et al.*, 2010). La mayoría de los sedimentos de manglar carecen de oxígeno y presentan potenciales redox por debajo de 200 mV, (Twilley y Rivera-Monroy, 2009). El componente fisicoquímico del agua intersticial se mide muy poco en los proyectos de restauración, pero nuestros resultados indican que éstos responden rápidamente después de las acciones de restauración. En cualquier caso, no se puede determinar a partir de esta revisión si éstas variables responden a las acciones de restauración debido a la baja disponibilidad de datos.

Respecto al costo de la restauración de manglar se observó una gran variabilidad. Nuestros resultados indican que hay una tendencia lógica a aumentar el costo de la restauración con el tamaño del área restaurada, más clara en los casos de América que en los de Asia, pero no es una relación lineal. Varían entre 40 y 176,000 US \$ ha⁻¹ en América y entre 35 y 6,670 US \$ ha⁻¹ en Asia. Otros autores mencionan que los trabajos de restauración de manglar presentan un costo entre 1,000 US \$ ha⁻¹ y 100,000 US \$ ha⁻¹ (Bayraktarov *et al.*,

2016), otros van de 3,000 US \$ ha⁻¹ a 510,000 US \$ ha⁻¹ (Spurgeon,1998). Sin embargo, Lewis, (2001) muestra un rango de 225 US\$ ha⁻¹ a 216,000 US\$ ha⁻¹, aunque pueden alcanzar hasta 500.000 US\$ ha⁻¹. Esta variabilidad de costos depende de muchos componentes, tales como el costo de la mano de obra de cada país, el tipo de acción de restauración ya que la reforestación parece ser más cara que la rehabilitación hidrológica (Fig. 13) y a otros factores que se muestran en la Tabla 5.

Tabla 5. Factores que intervienen en el costo de la restauración de ecosistemas de manglar (modificado de Spurgeon, 1998).

1) Ubicación del sitio a restaurar
<ul style="list-style-type: none"> • La accesibilidad al sitio • Lejanía del sitio a restaurar • La cercanía e interconexión con otros ecosistemas
2) Uso potencial y actual del sitio a restaurar
<ul style="list-style-type: none"> • Pago de compensación de la tierra • Uso y el valor del sitio existente • Uso potencial que tiene el sitio para ejercer otros usos
3) Acciones de restauración
<ul style="list-style-type: none"> • Tipo ecológico de manglar a restaurar • Escala espacial a la que se realiza la restauración • La acción de restauración a ejecutar: reforestación (incluye viveros, acarreo de plántulas o propagulos de manglar); restauración hidrológica (apertura de canales o instalación de puentes); modificación topográfica (nivelación, acopio/retirada de sedimento). • personal involucrado en el proyecto (investigadores y ejecutores) • Plazos de tiempo • Materiales
4) Monitoreo
5) Inclusión de aspectos de comunicación social
6) Disponibilidad de fondos para ejecutar el proyecto

La evaluación de proyectos de restauración de manglares es complicada, debido a que a pesar de que hay documentos publicados, la información que proporcionan o es meramente ecológica, o incluyen aspectos sociales y económicos muy marginalmente, por lo que no se involucran todos los aspectos, debido a que hacer una integración es complejo y muy laborioso. Las normas de compensación para la mitigación se basan a menudo en criterios ecológicos (Matthews y Endress, 2008; Zedler y Callaway, 1999). La última meta de la restauración es crear un ecosistema autosostenible, que se auto-organice dentro de sus parámetros característicos y resiliente frente a perturbaciones, y que en el futuro no necesite asistencia (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). La restauración de los ecosistemas de manglar requiere de la integración de distintos componentes (instituciones gubernamentales y no

gubernamentales, sociedad civil, academia, financiadores), y ésta se tiene que realizar a diferentes escalas. Por lo que los proyectos de restauración deben ser bien fundamentados ecológicamente, económicamente viables y socialmente aceptables (Choi *et al.*, 2008). Sin embargo, en la práctica es complicada la interconexión entre estos aspectos, debido a que los objetivos, recursos y tiempos para alcanzar las metas son distintos entre ellos. No obstante, los esfuerzos para la restauración de manglares a escala mundial ofrecen oportunidades de direccionar preguntas científicas o líneas específicas de investigación a escalas de población, comunidad y procesos del ecosistema. Así, siguen existiendo huecos importantes de información en los proyectos de restauración de manglar tales como: 1) Existe una limitada o nula información de la trayectoria de recuperación del manglar a escala regional o paisajística ya que, como se ha referido, la mayoría de los proyectos son a pequeña escala; 2) Detalles del proceso de sucesión secundaria posterior a las acciones de restauración, más allá de la recuperación de la comunidad forestal; 3) Evaluación de la restauración como medida de mitigación ante el cambio climático; 4) Obtención de indicadores integrales de la restauración y monitoreo de la restauración a largo plazo; 5) Evaluación económica y social detallada de los proyectos de restauración.

Por ello, sugerimos que los actores que estén trabajando en la restauración ecológica de manglares deben basarse en la teoría de la restauración ecológica, entendiendo y aplicando conceptos básicos que permitan evaluar patrones y procesos de la recuperación del ecosistema de manglar. Este entendimiento de los procesos llevará a mejorar las estrategias, objetivos y técnicas de la restauración de manglares, y quizás a reducir la variabilidad de los resultados de su restauración.

Capítulo 2: Análisis de la ecología del paisaje en una zona de restauración de manglar en Celestún, Yucatán, México.

¿Cómo cambia la diversidad del paisaje con el tiempo?

¿Aumenta la cobertura total y de las clases de los parches de vegetación?

¿Se distribuyen de manera más uniforme los parches de las diferentes clases en la zona de restauración?

¿Aumenta la fragmentación de la vegetación en general y de cada una de las clases de vegetación?

¿Los parches de las diferentes clases manglar mantienen la misma forma con el tiempo?

¿Los parches de manglar se conectan con el tiempo?

Resumen

El uso de los manglares con el propósito de mejorar el paisaje es un ejemplo importante en la restauración, y es uno de los aspectos que no se suele evaluar debido a que los trabajos de restauración de manglares han sido enfocados mayoritariamente a la reforestación, aforestación, restauración hidrológica. Una de las formas de explorar el cambio estructural en un humedal restaurado a escala de paisaje, es a través de las métricas del paisaje, que explícitamente captan la estructura espacial de parches. Por lo que el objetivo de este capítulo es determinar el grado de cambio posterior a las acciones de restauración a escala de paisaje por medio de la evaluación de las métricas del paisaje. Para evaluar el efecto de la restauración a escala de paisaje se utilizaron tres imágenes de satélite (Ikono 2007, Worldview 2010 y 2016), para llevar a cabo la medición y cuantificación de las métricas del paisaje de la zona de rehabilitación se utilizó el programa Patch Analyst ArcGIS 10.1. Nuestros resultados muestran un incremento en la cobertura total de vegetación del 19.8 % del 2007 al 2016. Al mismo tiempo aumenta el número de parches del paisaje y disminuye el tamaño promedio de los parches indicando la fragmentación del paisaje de la zona de restauración. Pese a que existe un incremento de parches indicando la fragmentación del paisaje, el índice de diversidad va disminuyendo indicando que la comunidad vegetal está en dinamismo. Los cambios en el patrón del paisaje nos muestran el proceso de recuperación de la zona de rehabilitación, donde se observan los cambios de vegetación y/o crecimiento del manglar. El análisis de las métricas del paisaje permite comprender el proceso de restauración y los cambios de vegetación, sin embargo, hay que recalcar la escala a analizar y métricas que realmente muestren el cambio, sin embargo estudios de la restauración a escala de paisaje no son usuales, pese a que es uno de los atributos que se deben de evaluar para medir el éxito de la restauración, por lo que este estudio permite recalcar que el estudio a escala de paisaje puede desempeñar un papel importante en el monitoreo y manejo de los proyectos de restauración, y que la cartografía detallada y la caracterización de los manglares restaurados, y las métricas de patrones espaciales ofrecen información sobre los cambios de vegetación en el tiempo, informando sobre el proceso y grado de éxito de la restauración.

Introducción

Los ecosistemas de manglar cubren más de 200,000 km² de los litorales tropicales y subtropicales (Duke *et al.*, 2007). Debido a su ubicación intermareal son de los ecosistemas más productivos biológicamente y de mayor provisión de servicios ecosistémicos, como protección frente a eventos naturales, almacenamiento de nutrientes, materia orgánica y pesquerías (Walters *et al.*, 2008, Polidoro *et al.*, 2010, Alongi 2011).

Pese a su importancia son uno de los ecosistemas más degradados y amenazados globalmente (Valiela *et al.*, 2001), por deforestación con fines de conversión a usos de agricultura, acuicultura, silvicultura, turismo, y desarrollo urbano (Alongi, 2002; Giri *et al.*, 2008). A través de los años se han realizado grandes esfuerzos para recuperar los ecosistemas de manglar por medio de la restauración, pero su éxito ha sido incierto, reflejando la deficiencia en la integración entre el componente humano y el ambiental del sistema, ya que en particular hay grandes huecos de información para la toma de decisiones sobre los lugares y métodos de restauración y, por lo tanto, inconsistencias en las políticas y fracaso en las prácticas de recuperación de manglar (Dale *et al.*, 2014).

La restauración ecológica está basada en principios ecológicos en el contexto local y paisajísticos a una escala mayor (Matthews *et al.*, 2009). Pese a la influencia de los resultados de las acciones de restauración en el paisaje, muchos de los esfuerzos de restauración en humedales están enfocados a escala local y en la recuperación de componentes muy específicos de su estructura o su función. Este enfoque local, aunque es adecuado para alcanzar objetivos concretos en la restauración del ecosistema, a escala de paisaje la restauración con frecuencia no se consigue debido a que el territorio que rodea el sitio restaurado han sido degradados o muy alterados (Matthews *et al.*, 2009).

La restauración ecológica favorece manipulaciones del paisaje que proveen experimentos naturales de los cuales podemos obtener información acerca de la variación de las funciones ecológicas en relación con la escala espacial y temporal (Urban *et al.*, 1987; Michener, 1997). El uso de los manglares con el propósito de mejorar el paisaje es un ejemplo importante en la restauración, y es uno de los aspectos que no se suele evaluar debido a que los trabajos de restauración de manglares han sido enfocados mayoritariamente a la reforestación, aforestación, restauración hidrológica y la evaluación de estos proyectos se

han centrado en variables estructurales y fisicoquímicas a escala de parcela (capítulo 1; Field, 1998). El uso de la teledetección y los sistemas de información geográfica (SIG), en los proyectos de restauración es prácticamente inexistente, debido a que la escala espacial de los proyectos de restauración es generalmente pequeña (Field, 1999).

Al llevar a cabo la restauración de humedales costeros es necesario considerar su ubicación y tamaño en un contexto amplio del paisaje debido a que sus funciones van a depender de la escala espacial ya que la restauración del hidrociclo y /o atributos funcionales como la evapotranspiración o la acumulación de carbono pueden ser espacialmente explícitos, así como los posibles resultados y la sustentabilidad de un humedal restaurado dentro de un paisaje que puede haber sido altamente modificado (Simenstad *et al.*, 2006). Para entender como los manglares naturales y restaurados encajan dentro de una dinámica del paisaje, se requiere un sistema de monitoreo a largo plazo, ya que los ecosistemas no son estáticos y sus comunidades biológicas y características abióticas pueden seguir múltiples trayectorias (Choi, 2004). Uno de los aspectos más complejos de la restauración ecológica de los humedales costeros es definir la escala espacial adecuada, ya que se puede evaluar desde la escala regional o de cuenca hasta la de parcela, dependiendo del objetivo (Aronson *et al.*, 1995). El éxito de un proyecto de restauración se califica por las trayectorias y metas finales establecidas, que rara vez son definidas operacionalmente y usualmente se basan en el estado original del ecosistema (Brown y Lugo, 1994). Dadas las complejas interrelaciones bióticas y abióticas a diferentes escalas en un ecosistema, existen pocos diagnósticos que anticipen las trayectorias y los resultados finales del proyecto de restauración. De aquí la relevancia de considerar los resultados a escala de paisaje en los proyectos de restauración de manglares.

Una de las formas de explorar el cambio estructural en un humedal restaurado a escala de paisaje, es a través de las métricas del paisaje, que explícitamente captan la estructura espacial de parches. Las métricas se calculan utilizando ecuaciones que cuantifican las características espaciales de parches individuales, o una clase particular dentro de un paisaje, y el patrón espacial del paisaje como un todo, usando, por ejemplo, imágenes de percepción remota como sistema de observación y obtención de datos de entrada a la escala de paisaje (Kelly *et al.*, 2011).

Dado que los manglares ocupan grandes espacios con notables diferencias espaciales por la heterogeneidad de su estructura en relación con los factores ambientales y que pueden cambiar también notablemente a lo largo del tiempo a escalas decadales por su propia dinámica y la regulación que ejercen factores como los cambios hidro geomorfológicos y las tormentas atmosféricas, considerar la escala de paisaje es muy relevante para comprobar y entender la restauración de ecosistemas de manglar. El objetivo de este capítulo es determinar el grado de cambio posterior a las acciones de restauración realizadas en la zona de rehabilitación de la laguna de Celestún a escala de paisaje por medio de la evaluación de las métricas del paisaje.

Material y métodos

La zona de este estudio se ubica en la reserva de la Biosfera Ría Celestún en la costa noroeste de la Península de Yucatán (PY, Sureste de México), se conoce como la “Zona de rehabilitación” (Fig.1) y está situada entre la laguna de Celestún y el mar, en un amplio arenal de barra dunar que quedó desconectado de la laguna y perdió influencia mareal degradándose el manglar con pérdida generalizada de su cobertura. Comprende un total de 112 ha, en donde se realizó una rehabilitación hídrica mediante la apertura de un canal principal (de 700 m de longitud con un ancho de 0.8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm) conectando con la laguna, con el objetivo de recuperar la conectividad hídrica y el hidroperíodo del sitio, y disminuir la salinidad en el sedimento. El área de estudio se dividió en dos zonas (Fig.1). En la zona 1 (de 40 ha) se realizaron las acciones de restauración en el año 2007, mediante la apertura del canal y, se reforestó con 40,000 plántulas de manglar (*R. mangle* y *A. germinans*) distribuidas uniformemente. En la zona 2 (de 72.3 ha) como única acción de restauración, en el año 2009, se realizó la apertura del canal (1576 de longitud con un ancho de 0.8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm), con el fin de restablecer la entrada de agua (Fig. 1).

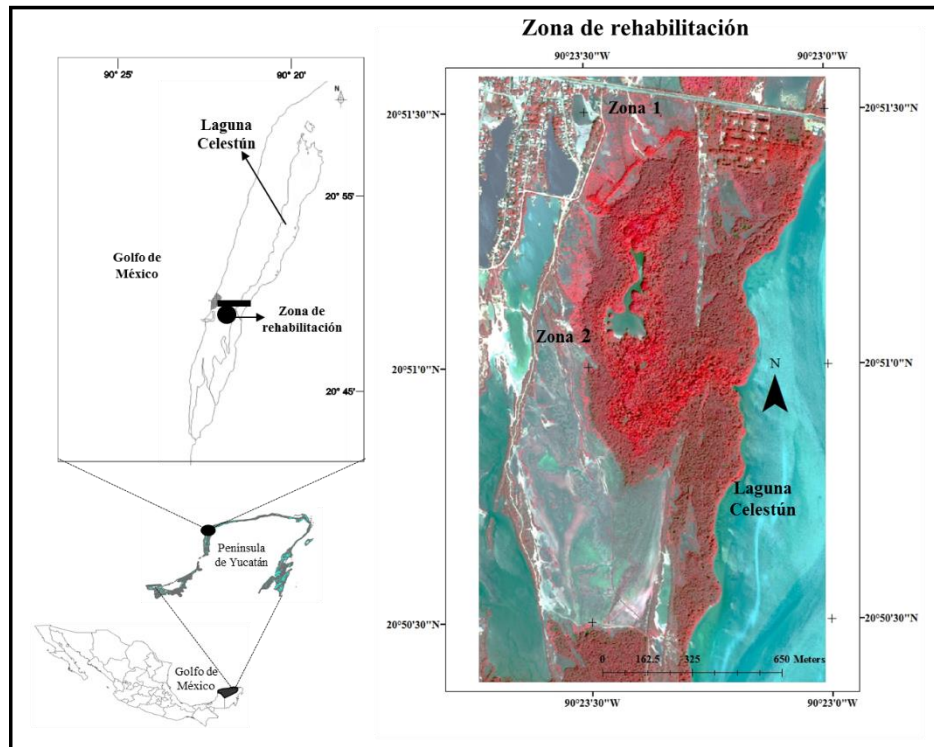


Figura 1. Ubicación de la zona de rehabilitación.

Metodología:

Para evaluar el efecto de la restauración a escala de paisaje se utilizaron tres imágenes de satélite: Ikonos del 17 de enero de 2007, Worldview del 28 de febrero de 2010 y Worldview del 7 de marzo de 2016, las cuales pertenecen al espectro visible (azul, verde y rojo), y tienen una resolución espacial de 1 m a 1.9 m por píxel.

El tratamiento de imágenes consistió en crear una máscara de la zona de restauración, incluyendo los sitios de referencia. El enmascaramiento se basó en asignar valores de cero a los píxeles de las áreas que no serán tomadas en cuenta y uno a los píxeles de las áreas de interés. Posteriormente se realizó la corrección atmosférica con el objetivo de remover los efectos causados por la reflexión y refracción de la luz causada por las partículas suspendidas en el ambiente, y que afectan la calidad de la imagen (Arce, 2005). Para este proceso se utilizaron todas las bandas: azul, verde y roja en el espectro visible (Mumby y Edwards, 2003). Con el fin de suprimir el ruido de la imagen, así como detectar y/o mejorar los bordes a las imágenes se les aplicó un filtro para reducir la confusión espacial (Karin *et al.*, 2011), debido a que el filtro espacial calcula un nuevo valor para cada celda de trama utilizando

valores de un grupo circundante de celdas, especifica la naturaleza de este grupo estableciendo la forma y el tamaño de la ventana del filtro (la ventana de filtro predeterminada es cuadrada y tiene un número impar de líneas y columnas).

Para llevar a cabo la clasificación de las imágenes y obtener el mapa temático, se realizó primero una clasificación no supervisada de las imágenes Ikonos y Worldview-2 con la finalidad de obtener una aproximación de clases espectrales. El mapa final se obtuvo de la clasificación supervisada de las imágenes y datos de campo. Se establecieron 6 clases temáticas de tipos de cobertura a partir de las clases espectrales: 1) con *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* en buen estado 2) con *Avicennia germinans* en buen estado, 3) vegetación de duna dominado por *A. germinans*, 4) con *Batis marítima* y plántulas y/o juveniles de manglar, 5) zona sin vegetación y 6) cuerpos de agua y/o blanquizales, que son zonas inundadas por agua, temporal o permanentemente, o de arena o fango sin vegetación superior.

Para llevar a cabo la medición y cuantificación de las métricas del paisaje de la zona de rehabilitación se utilizó el programa Patch Analyst ArcGIS 10.1. Las métricas utilizadas para este análisis se resumen en la tabla 1

Tabla 1. Resumen de las métricas del paisaje utilizadas en este estudio (basado en McGarigal *et al.*, 2002).

Variable	Algoritmo*	Tipo	Descripción
TLA (Área total de la cubierta por vegetación)	$TLA = A \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Paisaje	El área que ocupan un conjunto total de fragmentos es el área de todo el territorio de estudio
Composición NumP (número de parches)	$NumP = n_j$	Paisaje/Clase	Numero de parches que conforman la cobertura del suelo
MPS (Tamaño promedio de parches)	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^m a_{ij}}{n_i} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Paisaje/Clase	Relación entre el área ocupada por una clase y el número de fragmentos de esa clase
MPE (Borde promedio del parche)		Paisaje/clase	Cuál es el perímetro correspondiente a cada uno de los parches por clase.
SDI (Índice de diversidad de Shannon's)	$SDI = 1 - \sum_{i=1}^m P_i^2$	Paisaje	Mide la diversidad del paisaje; Es igual a 0 cuando el paisaje contiene sólo 1 parche y aumenta a medida que aumenta el número de tipos de parches diferentes y / o la distribución
SEI (Índice de equitatividad de Shannon's)	$SEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln m}$	Paisaje	Mide la uniformidad del paisaje: es igual a 0 cuando el paisaje contiene sólo un parche y se acerca a 0, ya que la distribución del área entre los diferentes tipos de parches se vuelve cada vez más desigual.

CA (Área de la clase)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Clase	Calcula el área correspondiente al conjunto de fragmentos que constituyen una clase.
PSSD (Desviación estándar del tamaño del parche)	$PSSD = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n a_{ij} \left[\frac{\left(\sum_{j=1}^n a_{ij} \right)^2}{n_i} \right]}{\sum_{j=1}^n a_{ij}}} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Clase	Medida de la variabilidad de tamaños de los parches.
PSCoV (Coeficiente de varianza del tamaño de parche)	$PSCoV = \frac{PSSD}{MPS} (100)$	Clase	Varianza del tamaño de los parches.
TE (Borde total)	$TE = \sum_{k=1}^{m'} e_{ik}$	Clase	Perímetro del ecotono a nivel de clase o del conjunto del paisaje.
ED (Borde en relación con el área del paisaje)	$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10,000)$	Clase	Perímetro del ecotono en relación con la superficie del paisaje)
MSI (Índice de forma promedio)	$MSI = \frac{\sum_{j=1}^n \left(\frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right)}{n_i}$	Clase	Calcula la forma media a nivel de clase y de paisaje.
AWMSI (Media ponderada del área Fractal)	$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}} \right) \left(\frac{a_{ij}}{\sum_{j=1}^n a_{ij}} \right) \right]$	Clase	Calcula la relación entre el área y el perímetro para el conjunto del paisaje

***A** = Área total del paisaje (m²), **j = 1= n** parches, **k = 1= m** o **m N** tipos de parches (clases), **n = ni** = número de parches en el paisaje del tipo de parche (clases)_i, **a_{ij}** = área (m²) del parche **ij**, **e_{ik}** = Longitud total (m) del borde en el paisaje entre los tipos de parches (clases) **i** y **k**; Incluye segmentos de contorno de paisaje que representan el borde verdadero sólo implican el tipo de parche **i**, **m'** = Número de tipos de parche (clases) presentes en el paisaje, incluyendo el borde del paisaje si está presente, **p_{ij}** = perímetro (m) del parche **ij**, **P_i** = Proporción del paisaje ocupado por el tipo de parche (clase) **i**.

Resultados

El análisis espectral permitió definir 6 clases de parches (Fig. 2), siendo la clase dominante para el 2007 zona sin vegetación (29.92% del área de estudio), seguida de las clases *Avicennia germinans* en buen estado (21.28%), *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* en buen estado (16.56%), duna dominada por *A. germinans* (10.88%), *Batis marítima* con plántulas y/o juveniles de manglar (12.49%), y la clase de agua y/o blanquizales (8.78%). En el 2010 los porcentajes de cobertura aumentan en las clases *R. mangle-L. racemosa* en buen estado (19.38%) y *A. germinans* en buen estado (21.93%), mientras que en las demás clases disminuye. En el 2016 la clase sin vegetación disminuye notablemente su cobertura (0.38%), al igual que la clase con *Batis marítima* con plántulas y/o juveniles de manglar (4.34%) (Fig. 2); las clases en buen estado incrementan su porcentaje de cobertura *A. germinans* en buen estado (28.57%), *Rhizophora mangle-Laguncularia racemosa* en buen estado (27.36%). El incremento de cobertura anual de manglar (clases 1 y 2) del 2007 al 2016, después de las acciones de restauración, es de 2.2 % (de 42.3 ha aumenta hasta 62.6 ha).

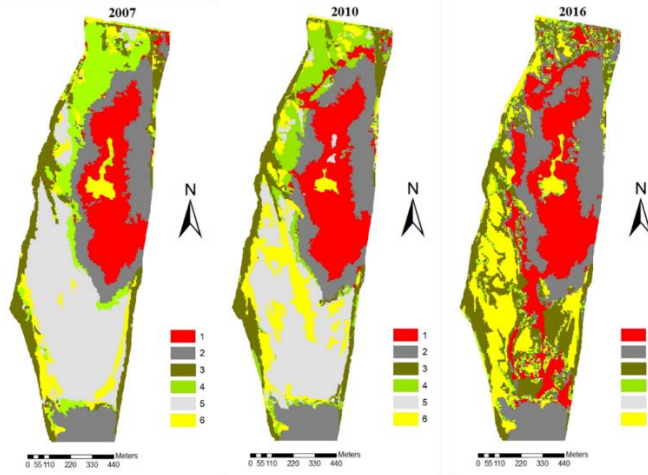


Figura 2. Clasificación supervisada de la zona de rehabilitación en los diferentes años de restauración. Donde 1) *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa* en buen estado 2) *Avicennia germinans* en buen estado, 3) vegetación de duna dominado por *A. germinans*, 4) *Batis marítima* con plántulas y juveniles de manglar, 5) zona sin vegetación y 6) cuerpos de agua y/o blanquiazales.

Se observó un incremento paulatino de la cobertura vegetal (todas las clases con vegetación) de 68.5 ha en 2007 a 69.5 ha en 2010, y el mayor incremento vegetación se registró en el 2016 con 88.6 ha (Fig. 3a). En el 2007 se registró el menor número de parches (723), aumentando conforme se fue recuperando la cobertura de manglar, y mostrando la mayor fragmentación del paisaje en el 2016 (3714 parches), considerando todos los parches de todas las clases el tamaño medio de los parches disminuyó, de 0.15 ha en el 2007 a 0.03 en el 2016 (Fig. 3c).

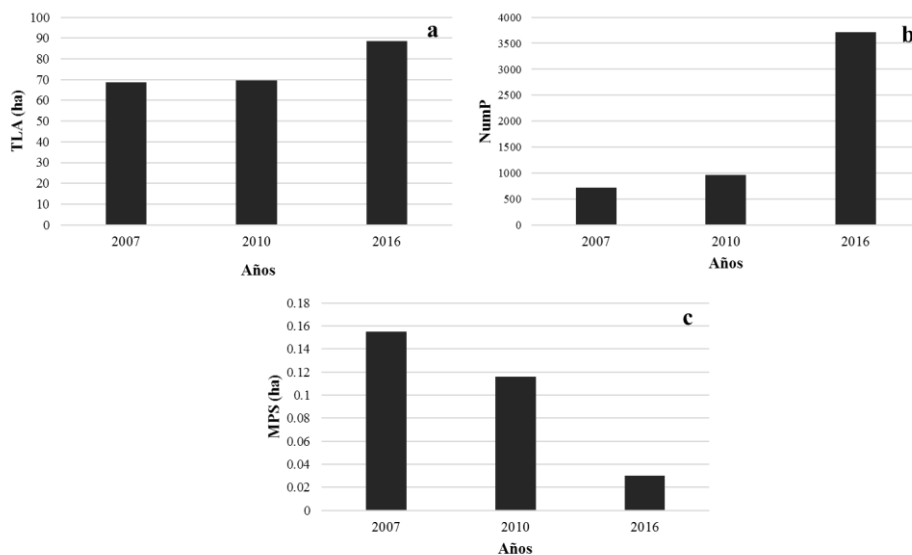


Figura 3. Cambios a escala de paisaje: a) Área total cubierta por vegetación (TLA), b) Número de parches (NumP), c) Tamaño promedio de los parches (MPS).

La media del perímetro del parche nos indica el grado de fragmentación y conectividad, valores reducidos muestran que el paisaje se encuentra más fragmentado y aislado y los valores altos indican que se encuentran menos fragmentados. En 2007 se registró el valor más alto (131.74), indicando que el paisaje esta menos fragmentado (Tabla. 2). Conforme avanza el tiempo el valor se reduce mostrando los valores mínimos en 2016 (Tabla 2), mostrando una alta fragmentación del paisaje (Tabla 2). Los índices de diversidad y el de equitatividad nos indican, que aumentó ligeramente el número de tipos de diferentes parches y/o la distribución proporcional del área entre los tipos de parches se vuelve más equitativa del 2007 al 2010 pero ocurrió lo contrario del 2010 al 2016 (Tabla 2).

Tabla 2. Resumen de métricas a escala de paisaje.

Año	MPE (Media del borde del parche)	SDI (Índice de diversidad de Shannon's)	SEI (Índice de equitatividad de Shannon's)
2007	131.74	1.70	0.95
2010	129.93	1.73	0.97
2016	53.79	1.50	0.84

La clase de parches sin vegetación registró la mayor cobertura en el 2007 (33.52 ha), seguido de las clases de *R. mangle-L. racemosa* en buen estado y *A. germinans* en buen estado (Fig. 4.3a). Conforme pasan los años después de restauración la clase sin vegetación disminuye su cobertura (en el 2016, 0.43 ha), mientras que las clases que presentan vegetación incrementan su cobertura siendo la clase conformada por *R. mangle* y *L. racemosa* la que incrementa más su extensión (de 18.5 a 30.64 ha), seguida de la clase *A. germinans* (de 23 a 32 ha) (Fig. 4a).

Conforme se incrementa el área de estas clases se observa un incremento en el número de parches, indicando la fragmentación de la zona de restauración, donde el menor número de parches en el 2007 se registró en la clase sin vegetación (45), seguido de la clase de *A. germinans* en buen estado (54), y el mayor número de parches lo presentó la clase de *B. marítima* y plántulas de manglar (205) (Fig. 3b). En el 2010 el menor número de parches lo registró la clase de *R. mangle-L. racemosa* en buen estado (64), la clase que más se fragmentó es la clase sin vegetación (275) (Fig. 4b), y sigue con el mismo comportamiento para el 2016, seguido de la clase de *B. marítima* (839) (Fig. 4b).

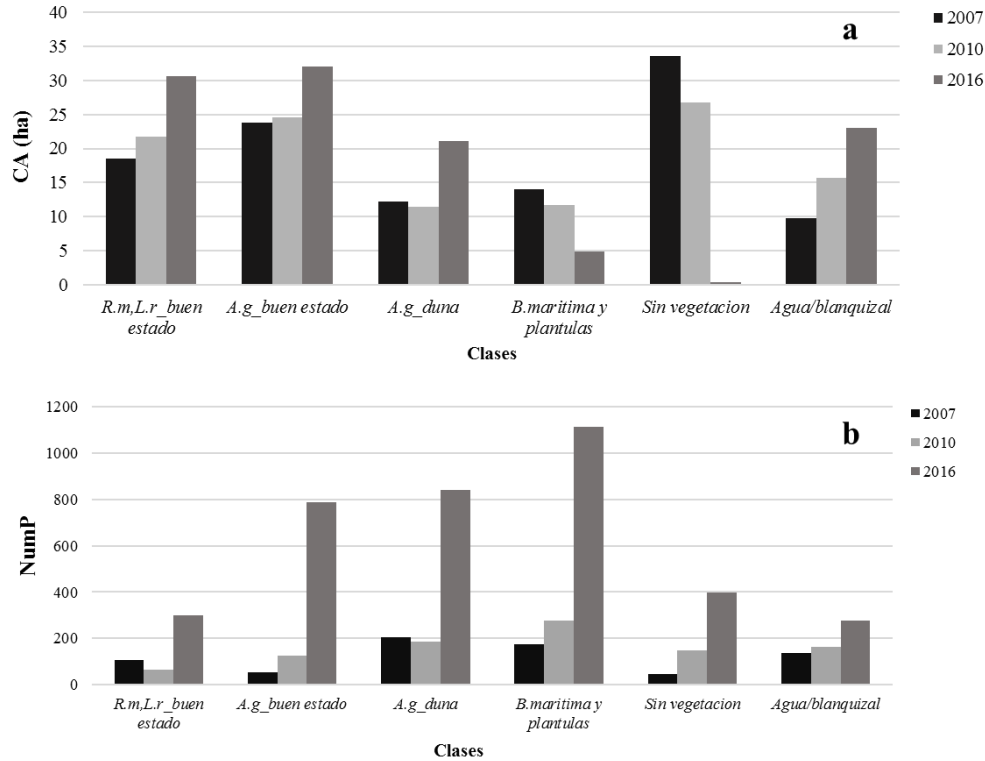


Figura 4. Representación gráfica de la dinámica de cambios de las clases identificadas en la zona de restauración: a) Área de la clase, b) Número de parches por clase.

Respecto a la media del tamaño del parche, en el 2007 la clase sin vegetación registró el mayor valor (0.74 ha), seguida de la clase *A. germinans* en buen estado (0.44 ha), y los valores medios menores se observaron en la clase *A. germinans* de duna (0.05) (Fig. 5a). En el año 2010, la clase *R. mangle-L. racemosa* en buen estado registra un incremento de 0.33 ha promedio en el tamaño de sus parches, al igual que la clase *A. germinans* de duna (0.06 ha) y la clase de agua y/o blanquizal (0.09 ha). En el 2016 se registró una disminución en el tamaño medio de todas las clases, indicando la fragmentación de parches. La desviación estándar del tamaño del parche nos indica la variabilidad de tamaños de los fragmentos, la cual disminuye en todas las clases del 2007 al 2016, a excepción de la clase agua y/o blanquizal la cual aumenta de 0.21 ha a 0.64 ha (Fig. 5b). El coeficiente de varianza del tamaño del parche aumenta del 2007 al 2016 en las clases *R. mangle-L. racemosa* en buen estado, *A. germinans* en buen estado y en la clase de agua y/o blanquizal (Fig. 5c), y éste aumenta respecto al aumento del número de fragmentos, mientras que en las clases de *B. marítima* y plántulas de manglar y en la clase sin vegetación baja el coeficiente de variación (Fig. 5 c).

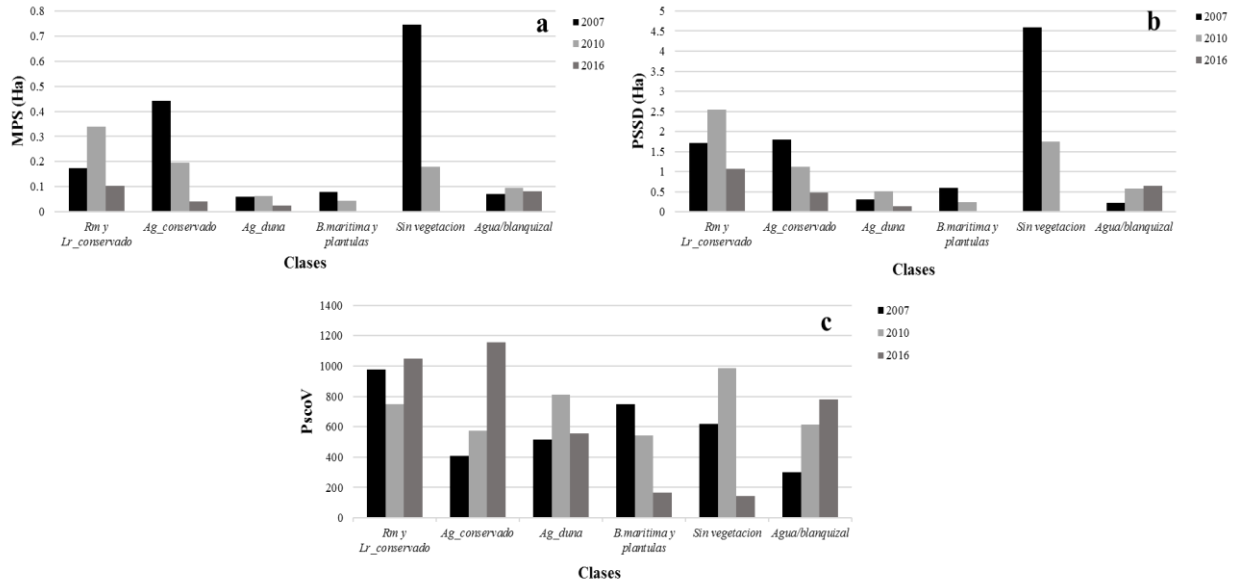


Figura 5. Representación gráfica de la tendencia del tamaño medio del parche (a), desviación estándar del tamaño del parche (b) y el coeficiente de varianza del tamaño del parche

Con respecto al borde total el valor más alto en el 2007 se registró en la clase de *A. germinans* de duna (20012 m), seguido de la clase *B. marítima* y plántulas de manglar (18064 m) (Tabla 3), y los menores valores se presentaron en la clase sin vegetación (11832 m). Para el 2010 los valores se incrementan observándose el valor más alto en la clase agua y/o blanquizal (27084 m), y para el 2016 el valor aumenta en todas las clases (Tabla 3). El borde en relación al área del paisaje presenta el mismo comportamiento, conforme pasa el tiempo aumenta. En el 2007 el valor más bajo lo presenta la clase sin vegetación (105.71 m/ha), y la más alta en la clase *A. germinans* de duna (178.79 m/ha) (Tabla 3), para el año 2016 la clase sin vegetación disminuye (47.21 m/ha), las demás clases aumentan su valor siendo la clase *A. germinans* de duna (462.93 m/ha) que presentó el valor más alto.

Todas las clases presentan valores mayores a 1 en el promedio del índice de forma todos los años. Los valores más altos en el 2007 se presentaron en las clases *R. mangle-L. racemosa* en buen estado (5.55) y *A. germinans* en buen estado (4.44). Para el 2010 el índice de forma disminuye en la clase *A. germinans* en buen estado (4.00) y en la clase *B. marítima* y plántulas de manglar (2.81). En el 2016 todas disminuyen siendo menor en la clase sin vegetación (1.34), mientras que la clase *R. mangle-L. racemosa* en buen estado (5.74) presentó el valor más alto (Tabla 3).

Tabla 3. Resumen de métricas a escala de parches: Borde total (TE), Borde en relación con el área del paisaje (ED), Borde promedio del parche (MPE), Índice de forma promedio (MSI), Media ponderada del área Fractal (AWMSI).

Año/Métrica	<i>R. mangle, L. racemosa</i> _conservado	<i>A. germinans</i> _con servado	<i>A. germinans</i> _duna	<i>B. marítima</i> y plántulas	Sin vegetación	Agua/blanquiazal
TE (m) (Borde total)						
2007	12604	15380	20012	18064	11832	17360
2010	14464	18404	18516	24216	22576	27084
2016	30988	44808	51892	32616	5292	34200
ED (m/ha) (Borde en relación con el área del paisaje)						
2007	112.60	137.41	178.79	161.39	105.71	155.10
2010	129.20	164.39	165.39	216.31	201.66	241.93
2016	276.44	399.73	462.93	290.96	47.21	305.09
MPE (Borde promedio del parche)						
2007	118.40	284.81	97.61	103.22	262.93	125.79
2010	226	147.23	99.54	88.05	150.50	165.14
2016	103.29	56.93	61.84	29.33	13.29	123.02
MSI (Índice de forma promedio)						
2007	1.39	1.51	1.48	1.52	1.49	1.59
2010	1.61	1.54	1.51	1.65	1.56	1.74
2016	1.44	1.42	1.46	1.37	1.21	1.58
AWMSI (Media ponderada del área Fractal)						
2007	5.55	4.44	3.08	3.22	3.91	2.62
2010	6.32	4.00	5.18	2.81	5.82	5.50
2016	5.74	3.53	2.99	1.71	1.34	4.98

Discusión

Nuestros resultados muestran un incremento en la cobertura total de vegetación (clases con vegetación) del 18 % del 2007 (68.5 ha) al 2016 (88.6 ha). Al mismo tiempo aumenta el número de parches del paisaje y disminuye el tamaño promedio de los parches indicando la fragmentación del paisaje de la zona de restauración. La media del borde del parche nos indica el grado de fragmentación y conectividad, y los valores más altos indican que el paisaje se encuentra menos fragmentado. Nuestros resultados muestran que en el 2007 los parches de vegetación no están fragmentados, sin embargo, en el 2016 el valor se reduce indicando la alta fragmentación de paisaje. Pese a que existe un incremento de parches indicando la fragmentación del paisaje, el índice de diversidad va disminuyendo. Todo esto indica que la comunidad vegetal está en dinamismo y como es la zona donde se ha realizado la restauración, está relacionada con ésta. Y este dinamismo se manifiesta en una disminución en el tamaño de los parches, un aumento de la fragmentación, consecuencia de la

colonización de más espacios por la vegetación. En cualquier caso, es clara la tendencia a una mayor cobertura vegetal total en el área de estudio en relación con las acciones de restauración a la escala de paisaje.

Respecto a los mayores incrementos de cobertura de manglar después de una restauración también se observaron en Indonesia. Después del tsunami del 2004, se realizó una reforestación y se permitió el repoblamiento natural del manglar teniendo un incremento del 94.2 % en 7 años. En otros sitios existen pérdidas de manglar, tal es el caso de Madagascar y Kenia que pese a las acciones de reforestación presentan una pérdida anual de 2.1 y 1.4 % (Tabla 4). En el caso de Celestún, nuestros resultados muestran que posterior a la restauración se observa un incremento anual del 1.9 %. Cabe mencionar que la mayoría de los estudios a escala de paisaje están enfocados a evaluar las pérdidas de las coberturas del manglar a escala mundial sin relación con acciones de restauración (Valiela *et al.*, 2001; Giri *et al.*, 2011).

Tabla 4. Resumen de los cambios de porcentajes de coberturas de manglar posterior a las de acciones de restauración.

Localidad	Acción de restauración	Años análisis información	Área inicial Ha	Área final Ha	Cambio (ha)	Cambio %	Cambio anual_%	Tipo de cambio	Cita
Dubái	Reforestación	200-2013	2061	3108	1046	50.7	5	Aumenta	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Madagascar	Reforestación	2003-2013	65.58	48.45	-17.13	-26.1	-2.1	Disminuye	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Kenia	Reforestación	2002-2011	1025.8	891	-134.8	-13.3	-1.4	Disminuye	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Bangladesh	Reforestación, regeneración natural	2002-2011	3109	3546.9	437.9	14	1.5	Aumenta	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Norte de Sumatra	Reforestación, regeneración natural	2005-2012	112.50	218.54	106.04	94.25	13.4	Aumenta	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Ace Besar	*ND	2005-2012	0	36.3	363	100	14.2	Aumenta	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Pulot	*ND	2004-2012	0	135	135	100	12.5	Aumenta	Alexandris <i>et al.</i> 2013
Celestún**	Restauración hidrológica	2007-2016	68.5	88.6	20	17.9	1.9	Aumenta	Este estudio

*No presenta información, ** Celestún se tomaron en cuenta todas las clases con vegetación.

La calidad del hábitat no se define únicamente por la composición y la cantidad de cobertura vegetal sino también por su configuración y su heterogeneidad, por lo que las métricas de patrones pueden desempeñar un papel crucial en el monitoreo y manejo de la restauración a largo plazo (Kelly *et al.*; 2011). Nuestros resultados (Tabla 5 y Figs. 4 y 5) muestran que las clases con vegetación de manglar y con agua o blanquizales incrementan

su extensión y su fragmentación en el paisaje, mientras que las clases sin vegetación y con *B. marítima* y plántulas disminuyen su extensión, y que todas las clases, en general disminuye el tamaño medio del parche y aumenta su número de parches, indicando con ello que la distribución de clases en el área de estudio sigue bajo un intenso dinamismo pero con una trayectoria clara de aumentar la cobertura total por vegetación de manglar y a mantener la interacción entre componentes estructurales de la vegetación y su relación con factores ambientales. Por esto se recomienda continuar el seguimiento de estas características durante un tiempo, puede ser otra década con imágenes satelitales de 5 en 5 años para comprobar la trayectoria que sigue.

Tabla 5. Resumen de los cambios de las diferentes clases desde el 2007 al 2016.

Clase	Cambio (ha)	Cambio (%)	Tipo de Cambio
<i>R. mangle</i> y <i>L. racemosa</i> en buen estado	12.09	10.7	Aumenta
<i>A. germinans</i> en buen estado	8.16	7.28	Aumenta
Duna dominada por <i>Av. germinans</i>	8.9	7.99	Aumenta
<i>B. marítima</i> con plántulas y juveniles de manglar	-9.12	-8.14	Disminuye
Sin vegetación	-33.08	-29.54	Disminuye
agua y/o blanquizaes	13.16	11.75	Aumenta

Posterior a la apertura del canal en el 2007, se presentó un incremento de parches de vegetación, los sitios con vegetación en buen estado se conectan entre si conforme pasa el tiempo y presentan una forma más compleja de los parches (Fig. 6 a). La recuperación de la vegetación se observa donde se realizó el canal, mientras que las zonas con vegetación de duna dominado por *A. germinans* incrementan su conectividad en el 2010, así como la complejidad de la forma de los parches. La zona *B. marítima* con plántulas y juveniles de manglar, presentó una disminución del 2007 al 2010, siendo los parches más irregulares (Fig. 6 b); esta disminución se debe a la sustitución de especies ya que, al ser zonas dominadas por *B. marítima* y plántulas de manglar, éstas crecen desplazando a *B. marítima*. Las zonas sin vegetación son desplazadas por vegetación o se vuelven zonas inundadas (Fig. 6 c). Estos cambios de las características de los parches de la clase *Batis* a favor de las otras clases con vegetación de manglar también indican a escala de paisaje la transición a modo de sucesión secundaria facilitada por *Batis* e impuesta por las especies de manglar al cabo del tiempo.

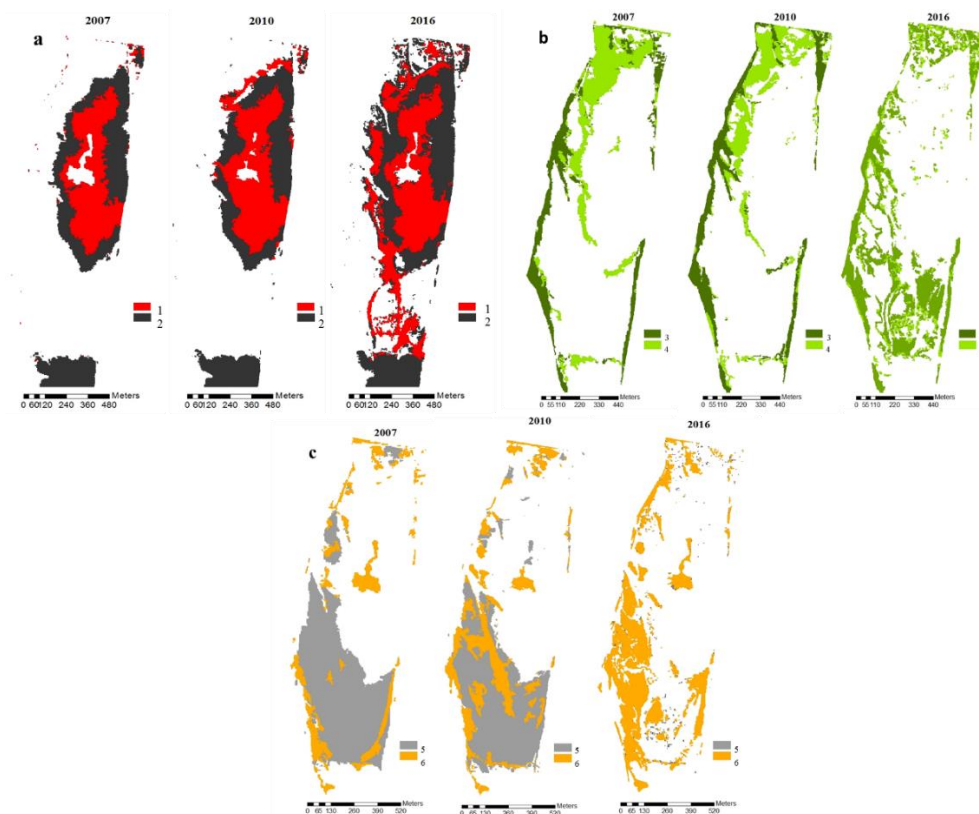


Figura 6. Cambios en el tiempo de cada una de las clases que conforman la zona de restauración, donde 1) *Rhizophora mangle-Laguncularia racemosa* en buen estado 2) *Avicennia germinans* en buen estado, 3) vegetación de duna dominado por *A. germinans*, 4) es *Batis marítima* con plántulas y juveniles de manglar, 5) zona sin vegetación y 6) cuerpos de agua y/o blanquiazales.

Los cambios en el patrón del paisaje nos muestran el proceso de recuperación de la zona de rehabilitación, donde se observan los cambios de vegetación y/o crecimiento del manglar. El análisis de las métricas del paisaje permite comprender el proceso de restauración y los cambios de vegetación, sin embargo, hay que recalcar la escala a analizar y métricas que realmente muestren el cambio (Kelly *et al.*; 2011; Alexandris *et al.*, 2013). Para este tipo de análisis en humedales restaurados y manglares se utilizan fotografías aéreas. Debido a que las áreas restauradas en nuestro caso de estudio son pequeñas, las imágenes utilizadas son WorldView, Quickbird e Ikonos, ya que estos sensores tienen una resolución de 45 cm, 60 cm y 100 cm, aunque al ser estos dispositivos bastante recientes las imágenes son limitadas porque las más antiguas son del 2000 (Alexandris *et al.*, 2013).

Se ha observado en la literatura que las evaluaciones de las acciones de restauración se han enfocado más usualmente a la medición estructural de los individuos reforestados, así como variables fisicoquímicas del sedimento y muy poco su hidrología (capítulo 1). Estudios

de la restauración a escala de paisaje no son usuales, pese a que es uno de los atributos que se deben de evaluar para medir el éxito de la restauración (Ruiz-Jaén y Aide, 2005). Por lo que nuestro estudio permite recalcar que el estudio a escala de paisaje puede desempeñar un papel importante en el monitoreo y manejo de los proyectos de restauración, y que la cartografía detallada y la caracterización de los manglares restaurados, y las métricas de patrones espaciales ofrecen información sobre los cambios de vegetación en el tiempo, informando sobre la trayectoria y grado de éxito de la restauración.

Capítulo 3: Cambios estructurales del manglar en una restauración activa frente a una pasiva en la laguna de Celestún, Yucatán.

Preguntas:

¿Cuál es la diferencia entre los resultados de una restauración activa y una pasiva en una zona de manglar?

¿Cómo es el desarrollo estructural de la comunidad vegetal de manglar que ha sido restaurada? ¿Hay diferencias entre las estructuras de las comunidades en una restauración activa y una pasiva?

¿Cuál es la productividad estimada a partir de la caída de hojarasca en un manglar restaurado?

¿Cuánto es la variación en el almacén de carbono aéreo posterior a una restauración activa y una pasiva?

¿Se observan diferencias significativas en las características ambientales y de la comunidad de manglar en la restauración activa y la pasiva, respecto a sistemas de referencia?

¿Se acelera la recuperación de un manglar degradado con una restauración activa, con revegetación, respecto a una restauración pasiva, solo mejorar la conectividad hídrica?

Resumen

La restauración de manglares degradados puede requerir la aplicación de diversas acciones para tratar de mejorar sus características físicas, químicas y biológicas. Reducir las acciones es de interés para optimizar los recursos a utilizar en la restauración. Este capítulo tiene como objetivo comparar la eficiencia de una restauración activa (recuperación de la conectividad hídrica y revegetación con plántulas de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*), con una restauración pasiva en la que solo se actúa recuperando la conectividad hídrica. Después de realizar una restauración activa, *Laguncularia racemosa* se estableció de manera natural, desplazando a las especies sembradas. Donde se realizó una restauración pasiva se establecieron las 3 especies de manglar, de manera natural. Realizando el análisis de la tasa de recuperación de la estructura forestal se observó que las variables estructurales se recuperan más rápido con una restauración activa, la tasa respuesta de las variables físico-químicas del sedimento muestra que en la zona de restauración activa la temperatura del agua intersticial disminuyó con posterioridad a la apertura del canal, sin embargo en la zona de restauración pasiva, la salinidad intersticial disminuye hasta mostrar valores más bajos que el sitio de referencia a los 6 años de restauración. La caída de hojarasca para medir la productividad de un bosque restaurado en comparación con un bosque de referencia muestra que el ecosistema restaurado se ha acercado a la productividad del sitio de referencia con ambos tipos de restauración. El almacén de carbono fue más alto con una restauración activa (132 Mg ha^{-1}) a las 8 años del inicio de las acciones de restauración, mientras que en la zona con una restauración pasiva con 6 años de restauración presentó una biomasa área mucho menor, nuestros resultados demuestran que con solo quitar o modificar la(s) variable(s) estresora (s), el ecosistema responde eficazmente sin necesidad de realizar costosas acciones de restauración, tales como reforestar o realizar modificaciones topográficas en el ecosistema. La recuperación del bosque de manglar se adelanta un par de años si se planta, pero es recomendable hacerlo con de las especies adecuadas conforme a sus preferencias ambientales.

Introducción

La disminución de la cobertura de manglar trae como consecuencia la acelerada pérdida o reducción de funciones tales como: sumideros de CO₂ atmosférico, protección contra la erosión costera, y muchas otras (Duke *et al.*, 2007). Debido a las altas tasas de destrucción que han sufrido (Proffit y Devlin, 2005), la restauración de los bosques de manglar es de gran importancia para la continuidad del funcionamiento ecológico de las zonas costeras tropicales y subtropicales y por la importancia de los manglares en la provisión de servicios ecosistémicos (Vegh *et al.*, 2014). Los esfuerzos de restauración van desde permitir su recuperación de forma espontánea, sin apenas intervención (restauración pasiva), o interviniendo activamente en un esfuerzo por dirigir la trayectoria y acelerar su recuperación (restauración activa) (Holl y Aide, 2011). De hecho, puede haber un gradiente de intervenciones: desde no actuar para nada en absoluto y dejar que los factores reguladores externos (oleaje, meteorología) reacondicionen el ecosistema, pasando por modificar o facilitar aspectos físicos (hidrología, el relieve, el suelo, la disponibilidad de nutrientes), hasta intervenir muy activamente modificando el relieve y añadiendo componentes químicos (fertilizantes) y biológicos (plantación intensa y extensa).

La restauración activa de manglar a menudo implica la plantación de propágulos o plántulas, así como el restablecimiento del régimen hidrológico (Lewis, 1990; Cintrón, 1992). Se ha observado que los ecosistemas de manglar se pueden recuperar de manera natural si las características morfológicas e hidrológicas del hábitat no han sido modificadas, o cuando se eliminan los factores de estrés proporcionando condiciones ambientales adecuadas tales como la hidrología, facilitando la regeneración natural (Kamali y Hashim, 2011).

Muchos proyectos de restauración o rehabilitación de manglares no están enfocados a la restauración ecológica, sino a responder a necesidades inmediatas o parciales de los ecosistemas y a tratar de regresar al ecosistema a sus condiciones originales (Field, 1999). En general no se han llevado a cabo estudios de seguimiento y, si los hay, no son estudios a largo plazo que evalúen propiedades funcionales (por ejemplo, el secuestro de carbono y la productividad primaria) (Twilley *et al.*, 1998; Samson y Rollon, 2008). En cualquier caso, existe una clara necesidad de estudios ecológicos a largo plazo en manglares restaurados.

Algunos estudios recientes indican que los ecosistemas de manglar restaurados pueden o no parecerse en su estructura y función a los ecosistemas conservados (Lewis, 2005; Kairo *et al.*, 2001), de ahí la necesidad de realizar estudios comparativos con manglares bien conservados.

El tiempo durante el cual se evalúa la restauración, en general, y de los manglares, en particular, es generalmente corto (Simenstad y Thom, 1996). Se ha observado que algunas características hidrológicas de los humedales se pueden recuperar en 5-10 años (Moreno-Mateos *et al.*, 2012). Alcanzar la madurez estructural de los bosques de manglar puede requerir varias décadas (Crewz y Lewis, 1991; Twilley *et al.*, 1998; Lugo, 1992; Luo *et al.*, 2010). Las mediciones realizadas en los trabajos de restauración en manglares se han centrado en la supervivencia de los árboles de manglar o en la recuperación de la estructura (Campo, 1996), y se asume que la recreación de la estructura conduce automáticamente a la restauración de la función del ecosistema, pero no siempre es así (Kusler y Kentula, 1989). La producción de materia orgánica, el establecimiento de redes tróficas, el almacenamiento de carbono y el reciclaje de nutrientes son aspectos funcionales importantes de los ecosistemas de manglar.

Para que un ecosistema de manglar pueda ser considerado como restaurado, no solo debe solo parecerse a un bosque natural en su estructura, sino que también debe desarrollar funciones similares, aunque esto no significa que el ecosistema restaurado deba funcionar exactamente como lo hacía antes de su perturbación (Mckee y Faulkner, 2000). Al menos el ecosistema restaurado debe seguir, una trayectoria que combinando su estructura y funciones ecológicas indique, que ya se está auto-organizando con y hacia el objetivo planteado en las acciones de restauración. Por lo tanto, el éxito de una siembra sencilla no debe considerarse como restauración ecológica, aunque lo parezca desde una perspectiva a corto plazo debido a la rápida respuesta de los individuos respecto a su crecimiento (Ellison, 2000; Lewis, 2009), ya que el lapso de tiempo necesario para evaluar el desempeño funcional puede ser más largo. Sin embargo, el establecimiento de la estructura puede acelerar el restablecimiento de algunos procesos ecológicos tales como el ciclo de nutrientes y el secuestro de carbono, lo cual puede ser abordado a través de la medición estructural a lo largo del tiempo y por el estudio de la dinámica de la hojarasca. La producción de hojarasca es una medida de la producción primaria neta (PPN) del ecosistema y está fuertemente correlacionada con el

incremento de la biomasa, la densidad de árboles y la apertura del dosel (Zou *et al.*, 1995; Oelbermann y Gordon, 2000), y todo está afectado por variables ambientales tales como la precipitación, la temperatura y la fertilidad del suelo (Vitousek y Sanford, 1986).

La degradación de los ecosistemas de manglar ocurre frecuentemente por la alteración de algunos procesos como el hidroperiodo, lo cual lleva generalmente asociado un incremento de salinidad y pérdida de nutrientes del agua intersticial. Por esto al realizar una restauración hidrológica se debe tender a disminuir el estresor limitante de la recuperación del ecosistema (por ejemplo, disminuyendo la salinidad intersticial y la pérdida de nutrientes lo cual se puede conseguir recuperando el hidroperiodo) y facilitando el proceso de sucesión secundaria lo cual contribuirá a la recuperación de la estructura del ecosistema y sus funciones reflejadas en su productividad por medio de la caída de hojarasca.

El objetivo de este apartado es comparar la eficiencia de una restauración activa en un ecosistema de manglar degradado, en la que, además de recuperar la conectividad hídrica, se realizó la reforestación con plántulas de *Avicennia germinans* y *Rhizophora mangle*, con una restauración pasiva en la que solo se actúa recuperando la conectividad hídrica.

Material y métodos

Área de Estudio:

La zona de este estudio se conoce como “Zona de rehabilitación” de la reserva de la Biosfera Ría Celestún, ubicada en la orilla oeste de la laguna de Celestún, que está situada en la costa noroeste de la Península de Yucatán (PY) (Fig. 1). La zona comprende un total de 112 ha, donde se realizó la restauración (por DUMAC, CINVESTAV-IPN y CONANP) porque se había producido la muerte del manglar por su aislamiento y la pérdida del intercambio de agua con la laguna la construcción de caminos y de un puente, para facilitar el acceso por la carretera 281 desde Kinchil en el interior a Celestún en la playa, construido a través de la laguna de Celestún, lo cual causó la interrupción del flujo de agua superficial al manglar, provocando así un incremento de sal en el sedimento. El objetivo de la restauración era recuperar el hidroperíodo y disminuir la salinidad del sedimento, además de recuperar el manglar. El área de estudio se dividió en dos zonas (Fig. 1). La zona 1 comprende un total de 40 ha, la cual fue subdividida en 3 bloques (Fig. 1) dónde se llevó a cabo en el

año 2007 la apertura de un canal de 700 m de longitud (ancho de 0.8 a 3 m y profundidad de 80 a 100 cm) y se reforestó con un total de 40,000 plántulas de manglar de *A. germinans* y *R. mangle*, las cuales fueron sembradas aleatoriamente, *L. racemosa* se estableció de manera natural. La zona 2 abarca un total de 72 ha (Fig. 1); en esta zona la única acción de restauración que se realizó fue la apertura de un canal en el 2009 (1576 de longitud con un ancho de 0.8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm), con el fin de restablecer la entrada de agua (Fig. 1).

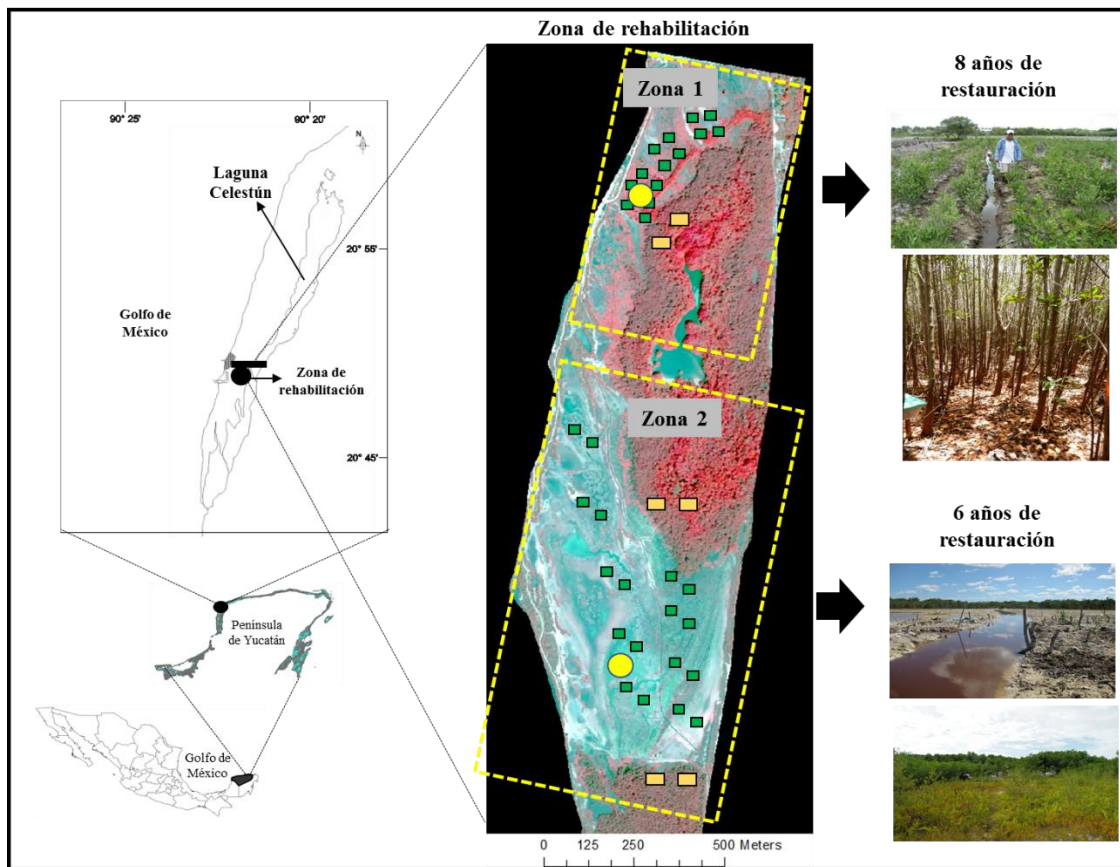


Figura 1. Zona de rehabilitación ubicada en la localidad de Celestún. Los cuadrantes en verde indican las parcelas establecidas para la medición de individuos de manglar en los sitios restaurados; los cuadrados amarillos son los sitios de referencia en buen estado; los círculos indican donde se instalaron los medidores electrónicos de nivel de inundación; las líneas azules son los canales abiertos para mejorar la conectividad hídrica de los sitios de restauración con la laguna de Celestún.

Diseño del muestreo de campo

Estructura del bosque de manglar en los sitios de referencia

La caracterización estructural de una comunidad de manglar, indica su grado de desarrollo y responde a las condiciones ambientales en las que se encuentra. La estructura de los sitios de referencia en buen estado se determinó utilizando la técnica de cuadrados (“parcelas”) de 10 m x 10 m (0.01 ha), estableciéndose 2 parcelas en la zona 1, y 4 parcelas en la zona 2.

Los atributos estructurales que se seleccionaron para este estudio fueron los sugeridos por Schaeffer-Novelli y Cintrón (1990), que han sido ampliamente utilizados para el estudio de los manglares, e incluyen:

-*Diámetro a la altura de pecho (DAP)*: a partir de esta medida se calcula el área basal que permite determinar la condición o estabilidad de la comunidad del manglar a través de la distribución de los diámetros de sus troncos (análisis de cohorte). Se utilizó una cinta diamétrica para medir todos los individuos con diámetros superiores o igual a 2.5 cm de diámetro.

-*Área basal (AB)*: se refiere al área que ocupan los troncos de manglar con respecto a la superficie del suelo, expresada en m² por hectárea (ha) para los árboles mayores o iguales a 2.5 cm de diámetro. Esta medida es un excelente índice del grado de desarrollo adquirido por una comunidad de manglar, ya que está relacionada con el volumen de los troncos y la biomasa de la comunidad arbórea. El área basal se obtuvo a partir de la fórmula descrita por Schaeffer-Novelli y Cintrón (1990), la fórmula es:

$$AB=(DAP)^2*0.78 \times 10^{-5}$$

-*Densidad*: es el número de árboles por unidad de área, se expresa en individuos (ind.) por hectárea (ha). La densidad de una comunidad de manglar es el reflejo de su edad y madurez. Los manglares pasan durante su desarrollo una etapa en que el espacio es ocupado por un gran número de árboles de pequeño diámetro, posteriormente en la etapa de mayor madurez, disminuye la densidad y aumenta el diámetro. Esta variable también funciona como indicador de vulnerabilidad y capacidad de respuesta ante las perturbaciones.

-*Altura*: es la distancia vertical entre la base del tronco a la punta de la copa. El instrumento utilizado fue una varilla telescópica graduada. Este método solo es práctico para árboles con alturas menores o iguales de 7 m, aquellos que sobrepasan esta altura fueron medidos con un láser (Trinble Laser Ace. Mod. 1000 Rangefinder con compas digital).

-*Índice de complejidad (IC)*: Es una medida descriptiva cuantitativa de la complejidad estructural de la vegetación tropical. La fórmula (Holdridge *et.al.*, 1971) es:

(Número de especies) *(densidad total) *(área basal total) * (altura media) * 0.00001. Este índice integra las características estructurales y florísticas, y cuantifica el grado de desarrollo de la estructura.

-*Índice de valor de importancia (IVI)*: indica la importancia de las especies de acuerdo a diferentes variables. La ecuación utilizada para calcular este índice es (Snedaker and Snedarker, 1984):

$IVI = (Densidad\ relativa + Dominancia\ Relativa) / número\ de\ especies$

Donde:

Densidad relativa = (número de individuos de una especie/número total de individuos de todas las especies) *100

Dominancia Relativa = (área basal de una especie/área basal de todas las especies) *100

Se aplica para cada especie presente

Medición de plántulas de manglar en la zona de rehabilitación

Después de las acciones de restauración mencionadas, se delimitaron parcelas en las dos zonas de actuación. En la zona 1, en el 2007, posterior a la apertura del canal se establecieron 14 parcelas de 1 x 1 m distribuidas en la zona de restauración de manera aleatoria, donde se etiquetaron todas las plántulas presentes. En el año 2010 se redefinieron las parcelas incrementando su tamaño a 5 x 5 m debido al crecimiento de alguna de las especies presentes en la parcela. En la zona 2 se delimitaron en el 2009 un total de 20 parcelas de 1 x 1m, y se etiquetaron todas las plántulas presentes. En algunos sitios el tamaño de las

parcelas se incrementó también a 5 x 5 m. En todas las parcelas se realizó la medición de altura y diámetro de las plántulas marcadas, esta medición se llevó a cabo cada 2 meses.

Medición del agua intersticial e hidroperíodo

Salinidad y temperatura intersticial: En cada una de las parcelas establecidas y en las parcelas permanentes en los sitios de referencia, se tomaron 2 muestras de agua intersticial a 40 cm de profundidad, con una jeringa y un tubo de acrílico, para medir salinidad y temperatura con una sonda multiparamétrica (YSI 30). Estas mediciones se llevaron a cabo *in situ* al mismo tiempo que las mediciones de las plántulas de manglar para ambos sitios de la zona de rehabilitación.

Determinación del hidroperíodo: Para medir la variación temporal del nivel de inundación se usó un medidor electrónico de nivel de agua (Levellogger gold, model 3001) programado para medir cada hora. Se colocó un sensor en el centro de la zona 1, y otro sensor en el centro de la zona 2 (Fig. 1). Los sensores fueron colocados en la parte superior de un tubo de PVC a 1.03 m sobre la superficie del suelo y enterrado a 0.85 m por debajo de la superficie. El periodo de la colecta de datos para ambos sitios fue a partir del mes de agosto de 2009 hasta febrero de 2014.

Caracterización del sedimento: En cada una de las parcelas permanentes tanto en los sitios de restauración como en los sitios de referencia, se colectaron cada 6 meses, muestras de sedimento, con ayuda de un nucleador de PVC con un diámetro de 6 cm y 40 cm de largo. En la zona 1 se colectó a partir del 2006 hasta el 2014, mientras que en la zona 2 la colecta se inició en el 2008 hasta el 2014. Las muestras de sedimento fueron secadas en el horno a 60°C durante un periodo de 72 horas, posteriormente se les llevó a cabo la medición de densidad aparente, contenido de materia orgánica y nutrientes (carbono, nitrógeno y fósforo total). La densidad aparente se calculó como el cociente entre el peso seco y el volumen de sedimento de la muestra. Se obtuvieron 10 cm de profundidad en el sedimento. Para la medición de materia orgánica la muestra se calcinó a 550 °C durante 4 horas, calculándose el porcentaje de materia orgánica por diferencia de peso (Chen y Twilley, 1999). El contenido en carbono y nitrógeno total del sedimento se midió con un auto-analizador elemental modelo FLASH-EA-1112, (Quest) de las muestras previamente molida y homogeneizadas (20 a 30

mg). El fósforo total se midió por colorimetría siguiendo la metodología descrita por Aspila *et al.*, (1976) y Parson *et al.*, (1984). Todas las determinaciones se hicieron de fracciones del sedimento de 0-10 cm de profundidad, desde la superficie.

Determinación de biomasa y almacén de carbono orgánico aéreo en plántulas y en arboles adultos.

Biomasa y almacén de carbono orgánico aéreo.

Como primer paso para determinar las reservas de carbono aéreas, es necesario calcular la biomasa de cada componente tanto de plántulas, como juveniles y árboles adultos. Las reservas de carbono se obtienen multiplicando la biomasa de cada componente por la cantidad de carbono específica (en %) (Kauffman *et al.*, 2013).

Determinación de la biomasa y carbono orgánico en plántulas: Se cosecharon plántulas de diferentes alturas y especies, cerca de la parcela de estudio. Las plántulas fueron secadas en una estufa a 60 °C por un periodo de 72 horas, para obtener la masa en seco. La biomasa de las plántulas se calculó multiplicando la densidad de individuos por la biomasa promedio. Para medir el contenido en carbono en las plántulas se utilizó la misma metodología que para el sedimento. El contenido de carbono se multiplica por la biomasa obtenida, y se hacen las extrapolaciones a toneladas por hectárea (Kauffman y Donato, 2012).

Determinación de la biomasa y carbono orgánico en individuos adultos: Para este cálculo se consideró adulto a todos aquellos que presentaron un diámetro ≥ 2.5 cm. La biomasa se calculó mediante ecuaciones alométricas que relacionan el DAP con los atributos (volumen de carbono, biomasa y área foliar), las ecuaciones utilizadas fueron las establecidas por Howard *et al.*, 2014 (Tabla 1).

Tabla 1. Ecuaciones alométricas para estimar la biomasa aérea de los árboles de manglar, donde B= biomasa (kg), DAP= diámetro a la altura de pecho (cm) (Howard *et al.*, 2014).

Especie	Ecuación alométrica	R ²
<i>Avicennia germinans</i>	$B=0.403 \cdot Dap^{1.934}$	0.95
<i>Laguncularia racemosa</i>	$B=0.362 \cdot Dap^{1.930}$	0.98
<i>Rhizophora mangle</i>	$B=0.722 \cdot Dap^{1.731}$	0.94

Posterior a calcular la biomasa el resultado se multiplica por el factor (0.5), para obtener el carbono, considerando que el 50% de la biomasa de los árboles es C (IPCC, 1996).

Tasa de respuesta: Con la finalidad de estandarizar y comparar los valores obtenidos en el sitio restaurado y el sitio de referencia, se utilizó la siguiente fórmula:

$\ln(X_{rest+1}/X_{ref+1})$, donde X_{rest} es el valor medio de la variable en el sitio restaurado y X_{ref} es el valor medio de la variable en el sitio de referencia. Para evitar “0” en el logaritmo a la ecuación se le suma “1”, en ambos términos de la formula (Moreno-Mateos *et al.*, 2012).

Análisis estadístico de la información:

Para determinar si existen diferencias significativas de salinidad, temperatura y nutrientes en el sedimento se llevó a cabo un análisis de medidas repetidas (ANOVA factorial). También para determinar diferencias con respecto a los nutrientes en el sedimento (carbono, nitrógeno y fósforo) entre parcelas y entre años. Debido a las violaciones en el supuesto de esfericidad requerida para mediciones repetidas ANOVA se utilizó la corrección de Greenhouse-Geisser. La normalidad se evaluó mediante gráficos de probabilidad, histogramas y pruebas de Shapiro-Wilk. Cuando se presentaron diferencias significativas, las comparaciones por pares se analizaron utilizando pruebas post-hoc de Bonferroni. Para todos los análisis estadísticos, se utilizó un valor de significación de $\alpha < 0,05$, y todos los valores se relacionan como media \pm error estándar. Estos análisis se llevaron a cabo con el programa STASTITICA 7.

Se realizó un análisis de ordenación por Análisis de componentes Principales (ACP), con el fin de obtener variables compuestas o componentes principales de los datos originales, utilizando la rotación VARIMAX. Estas componentes se identifican como los factores que regulan la recuperación del ecosistema de manglar. Se utilizó la prueba de Kolmogorov-Smirnov (K-S), para evaluar la aproximación de ajuste de los datos a una distribución normal, en el caso de ACP asume la multi-normalidad de los datos (Legendre & Legendre 1983). También se realizó un análisis cluster basado en el índice distancias euclidianas, como medida de similitud (Legendre y Legendre, 2012), donde los dendrogramas indican cual es la variable con mayor peso en cada uno de los años de muestreo. Este análisis se llevó a cabo con el programa “R” (<http://CRAN.R-Project.org/package=Textominer>).

Resultados

Restauración activa (con conectividad hídrica y plantación) en la zona 1.

Hidroperíodo.

La zona 1 de restauración activa se mantiene inundada durante casi todo el periodo de muestreo, registrándose los mayores niveles de inundación del 2009 al 2012, observándose alturas del agua sobre la superficie del suelo de hasta 0.48 m en el año 2011. En el año 2013 se registró un descenso en el nivel inundación por debajo de la superficie del suelo (Fig. 2a) volviendo a aumentar en el 2014 (0.06 m). En 2014 se registró el menor tiempo de inundación (292 ± 102 h año⁻¹), mientras que en el año 2011 se mantuvo durante más tiempo inundado (8760 ± 6.2 h año⁻¹) (Fig. 2b), siendo también durante 2011 cuando se presentó el mayor número de eventos de inundación del suelo (365 ± 0.25 # eventos año⁻¹), seguido del año 2012 (363 ± 0.25 # eventos año⁻¹) (Fig. 2c).

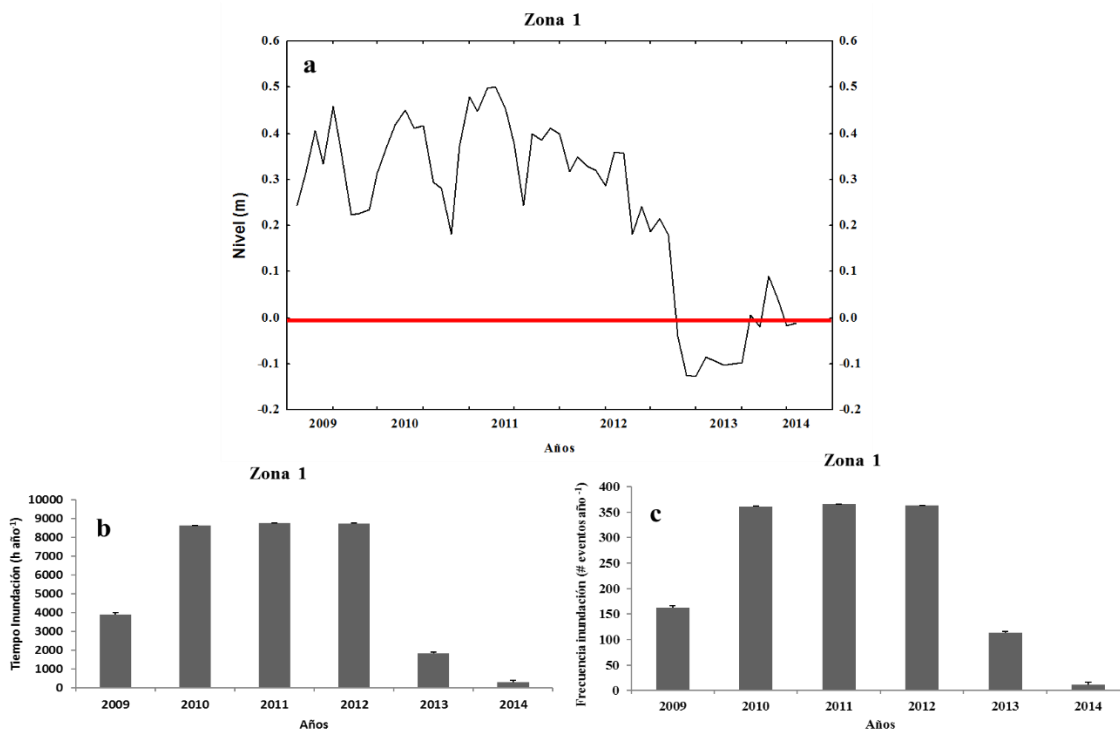


Figura 2. Hidroperíodo en la zona 1: a) nivel de inundación, b) tiempo de inundación, (tiempo durante el cual el nivel del agua es igual o superior al de la superficie del suelo) c) frecuencia de inundación (número de veces en que el nivel del agua es igual o superior al de la superficie del suelo).

Características fisicoquímicas de la zona 1:

La salinidad intersticial más alta se registró en el sitio de restauración previo a las obras de restauración (100 ± 2.4 ups) ($F_{1,1283}=60.6$; Bonferroni HSD test, $P<0.0003$, Tabla 2), donde después de la apertura del canal para restablecer la hidrología de la zona de restauración, la salinidad disminuyó drásticamente (38.8 ± 1.31 ups) (Fig. 3a). La salinidad intersticial posterior a la acción de restauración siguió el mismo patrón que el sitio de referencia presentando una variación entre 35 y 55 ups (Fig. 3a). Respecto a la temperatura, se registraron diferencias significativas entre sitios ($F_{1,1283}=77$; $P<0.0000$) (Tabla 2) con una mayor temperatura en el sitio de restauración que en el sitio de referencia durante todo el periodo de estudio (Fig. 2b). Cabe recalcar que se presentaron diferencias significativas entre ambos sitios y entre años ($F_{8,1283}=5$; $P<0.0000$) (Tabla 2).

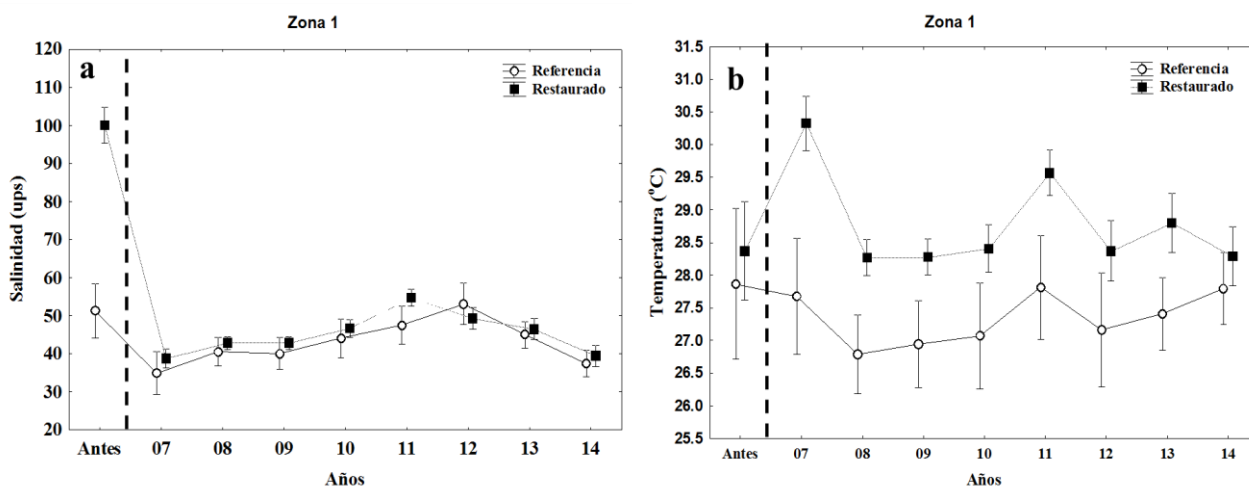


Figura 3. Salinidad (a) y temperatura (b) intersticial del sitio durante los 8 años de restauración.

Tabla 2. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la salinidad (g/kg) y temperatura (°C) intersticial comparando sitios (de referencia y restaurado) y entre años en la zona 1 (ns= no significativo, * = significativo, $P \leq 0.05$).

Fuente de variación	Df	F	P
Salinidad			
Año	8, 1283	38.8	*
Sitio	1,1283	60.6	*
Año x Sitio	8,1283	14.2	*
Temperatura			
Año	8, 1283	5.1	*
Sitio	1,1283	77.3	*
Año x Sitio	8,1283	1.8	ns

Respecto al contenido en materia orgánica del sedimento no se observaron diferencias significativas entre el sitio restaurado y el sitio de referencia ($F_{1,938}=0.012$, $P=0.911$) (Tabla 3), aunque la interacción entre años y sitios sí que es significativa ($F=7.36$, $P<0.05$) lo que indica que existen diferencias significativas en el contenido en materia orgánica en el 2009, con mayor contenido en el sitio de referencia (65.72 ± 2.8 %) y en el 2011 con mayor contenido en el sitio restaurado (72.11 ± 1.6 %) (Fig. 4a). En relación a la Densidad Aparente (DA) se registraron diferencias significativas entre el sitio restaurado y el sitio de referencia ($F_{1,938}=58.7$, $P<0.000$) (Tabla 3). En el sitio restaurado la DA del sedimento fue mayor (0.61 ± 0.04 g/cm³) previo a la apertura del canal, y disminuyó drásticamente con posterioridad a la acción de restauración (0.11 ± 0.01 g/cm³) hasta el año 2011 cuando volvió a aumentar observándose diferencias significativas hasta el 2013, siendo más elevada la DA en el sitio restaurado ($F_{1,938}=58.7$, Bonferroni HSD test, $P<0.00$) (Fig. 4b).

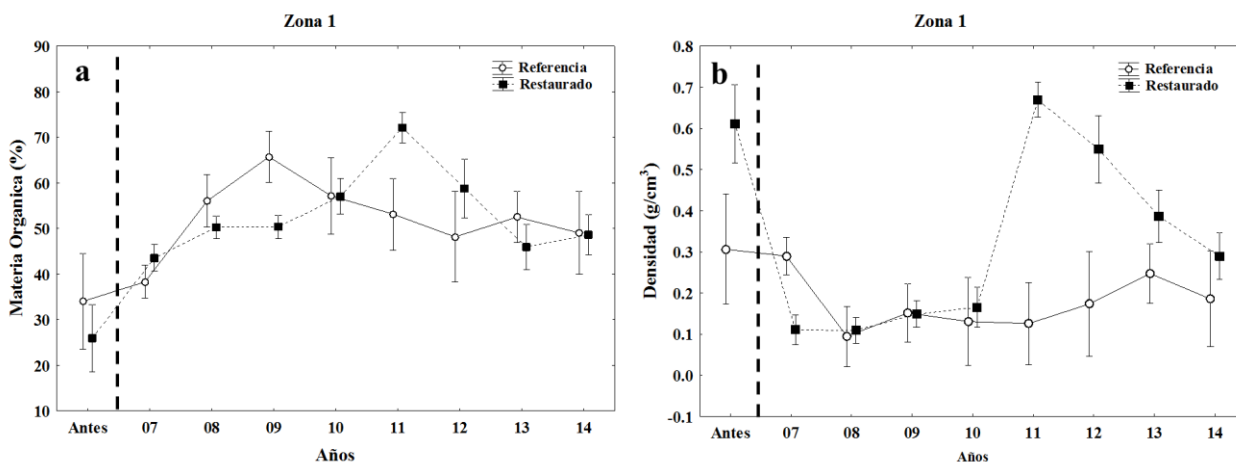


Figura 4. Porcentaje de materia orgánica (a) y densidad aparente (b) en los sedimentos en la zona 1.

El contenido de carbono no presentó diferencias significativas entre el sitio restaurado y el sitio de referencia ($F_{1,938}=0.849$; $P=0.35$) (Tabla 3, Fig. 5a). En ambos sitios fue menor antes de la apertura del canal, 22 y 23 % respectivamente (Fig. 5a), aumentando en el año 2008. Respecto al contenido de nitrógeno se presentan diferencias significativas entre sitios durante el año 2007 ($F_{1,938}= 0.268$, Bonferroni HSD test, $P<0.000$) (Tabla 3) observándose un contenido de N mayor en el sitio restaurado. Los valores registrados en el sitio de referencia se incrementan en 2009 (2.28 ± 0.12 %), a partir de este año no se observan diferencias significativas entre sitios ($F_{1,938}=0.268$; $P>0.35$) (Tabla 3, Fig. 5b). En lo relativo

al fósforo total se observaron diferencias significativas entre sitios antes de la apertura del canal ($F_{1,938}=110$; Bonferroni HSD test $P<0.02$) (Tabla 3, Fig. 5c), siendo mayor en el sitio restaurado. En el año 2011 se registró un valor más alto en el sitio de referencia (0.13 ± 0.007 %) que, en el sitio restaurado, sin embargo, en el año 2013, la concentración de P fue significativamente mayor en el sitio restaurado que en el de referencia ($F_{8,938}=36.5$; $P<0.000$) (Tabla 3).

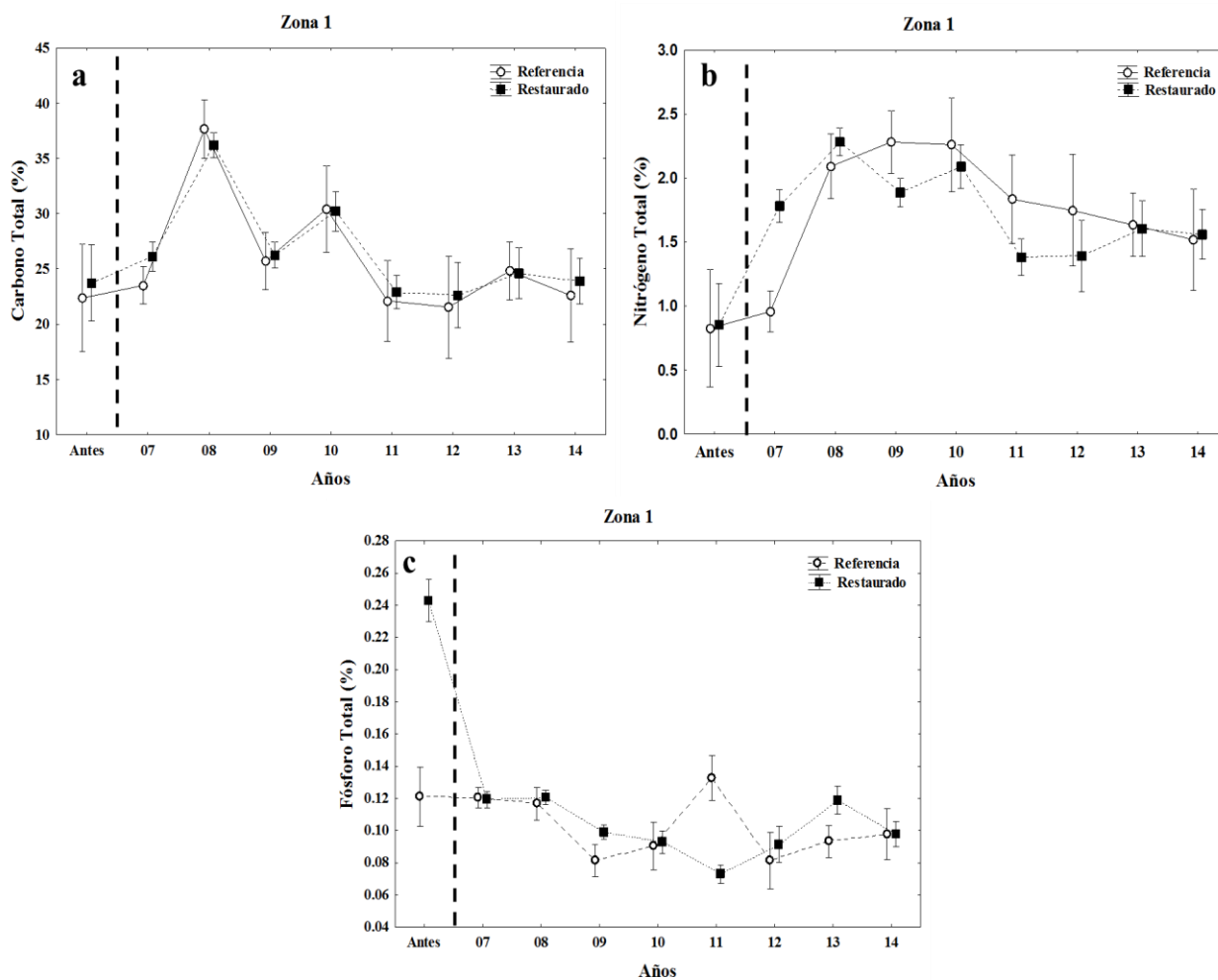


Figura 5. Contenido de Carbono total (a), nitrógeno total (b) y fósforo total (c) en el sedimento de manglar en la zona 1.

Tabla 3. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de Densidad Aparente (g/cm³), Materia orgánica (%), Carbono Total (%), Nitrógeno Total (%) y Fósforo Total (%) en el sedimento; ns= no significativo, * = significativo ($P<0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Densidad Aparente			
Año	8,938	20	*
Sitio	1,938	59	*
AñoxSitio	8, 938	21	*
Materia orgánica			
Año	8,938	22	*
Sitio	1,938	0.012	ns
AñoxSitio	8, 938	7	*
Carbono			
Año	8,938	33	*
Sitio	1,938	0.84	ns
AñoxSitio	8, 938	0.710	ns
Nitrógeno			
Año	8,938	23	*
Sitio	1,938	0.268	ns
AñoxSitio	8, 938	10	*
Fosforo			
Año	8,938	37	*
Sitio	1,938	25	*
AñoxSitio	8, 938	24	*

Estructura de la vegetación en las parcelas de restauración activa de la zona 1

En las parcelas de la zona 1 se registraron las 3 especies de manglar (*A. germinans*, *R. mangle*, *L. racemosa*; cabe mencionar que *L. racemosa* se estableció de manera natural). Se observaron diferencias significativas en la densidad de plántulas entre especies durante todo el periodo de muestreo ($F_{11,3209}=5.9$; $P<0.000$) (Tabla 4). *A. germinans* presentó una menor densidad (7.48 ± 1.03 plántula m⁻²) que *L. racemosa*, y esta diferencia se mantiene durante los 8 años (Fig. 6a). También se presentaron diferencias significativas entre años ($F_{4,806}=56$; $P<0.001$) (Tabla 4), *L. racemosa* registró la mayor densidad en el primer año de muestreo (19.3 ± 1.1 plántula m⁻²). *A. germinans* y *R. mangle* registraron la menor densidad el año inicial 2007 (3.5 ± 1.5 plántula m⁻²), *R. mangle* desapareció en el 2012 (Fig. 6a).

Respecto a la altura de plántulas se observaron diferencias significativas entre especies ($F_{1,806}=181$; $P<0.0001$) (Tabla 4), *R. mangle* registró la menor altura (38.5 ± 20.7 cm) durante los primeros años después de la restauración junto con *A. germinans*, alcanzando su altura máxima durante el año 2011 (411 ± 26.4 cm) el último año que se observó (Fig. 6b); *A. germinans* fue la especie de menor altura durante los últimos años después de la

restauración; y *L. racemosa* mostró la mayor altura de las tres especies durante todo el estudio, con el máximo de 766 cm al final del estudio (2014) (Fig. 6b).

En contraste, *A. germinans* presentó los mayores diámetros de las tres especies registrándose diferencias significativas ($F_{11,806}=14$; Bonferroni HSD test, $P < 0.001$) entre las tres especies en los últimos años (de 2008 a 2011) (Fig. 6c).

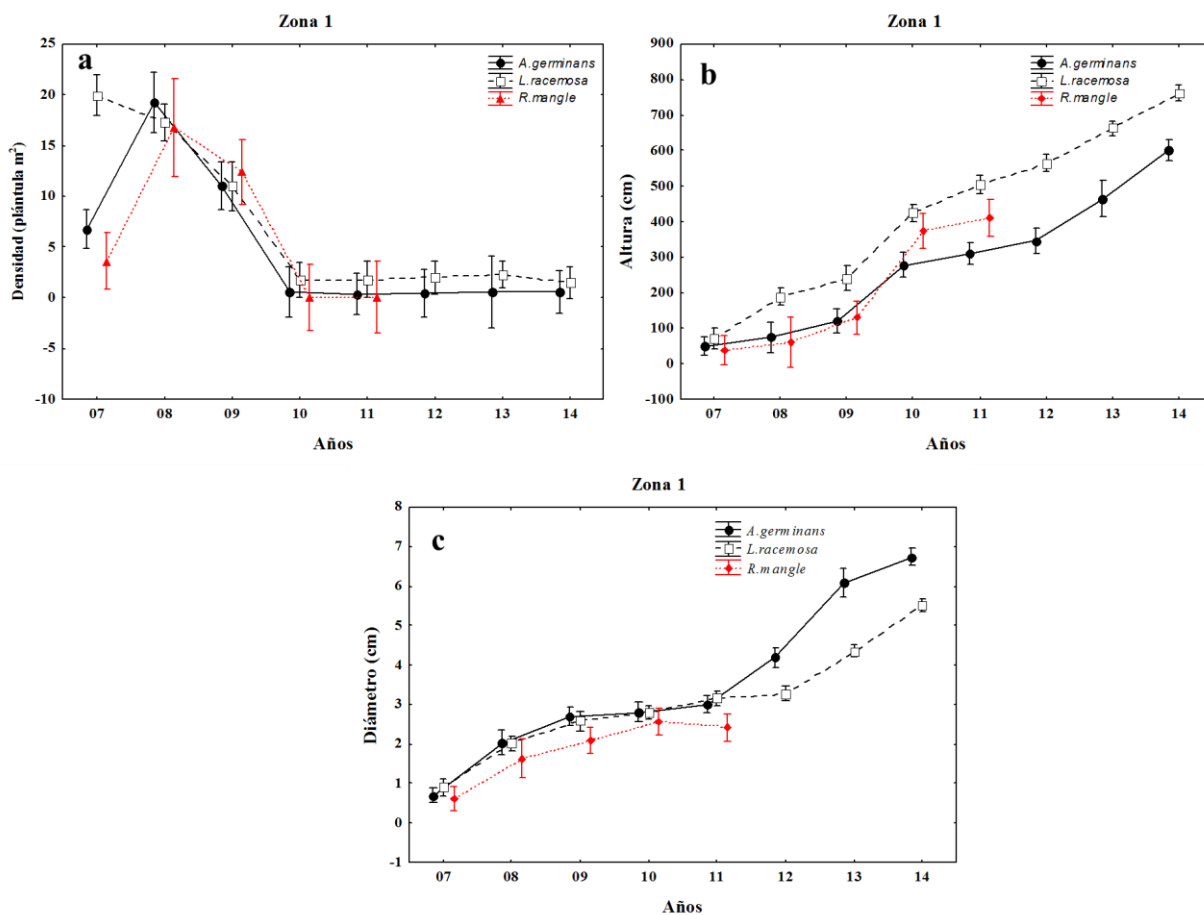


Figura 6. Densidad (a), altura (b) y diámetro (c) de las 3 especies de manglar en la zona 1

Tabla 4. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la densidad de plántulas (plántula m⁻²), altura (m) y diámetro (cm) de las 3 especies de manglar en la zona 1; ns= no significativo, * = significativo ($P < 0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Densidad			
Año	4, 806	56	*
Especie	1,806	28	*

Año*Especie	11,806	6	*
Altura			
Año	4, 806	107	*
Especie	1,806	181	*
Año*Especie	11,806	3	*
Diámetro			
Año	4, 806	151	*
Especie	1,806	83	*
AñoxEspecie	11,806	14	*

Estructura del bosque de manglar en el sitio de referencia de la zona 1.

En el sitio de referencia de esta zona 1 se observaron las tres especies de manglar, siendo *A. germinans* la especie marcadamente dominante en densidad, DAP y AB (Tabla 5). *L. racemosa* y *R. mangle* registraron el mismo diámetro (9.38 cm), sin embargo *L. racemosa* presenta una densidad mucho menor. *A. germinans* presentó la mayor aérea basal (Tabla 5).

Tabla 5. Características estructurales del manglar en el sitio de referencia de la zona 1 en el 2014.

VARIABLES/ESPECIE	¹ DAP (cm)	² AB (m ² ha ⁻¹)	DENSIDAD (Ind ha ⁻¹)	³ IC	⁴ IVI (%)
<i>A. germinans</i>	18.47	13.59	1650		55
<i>L. racemosa</i>	9.38	9.39	50		17
<i>R. mangle</i>	9.38	9.09	750		28
Total	9.25	27.3	2900	13.2	100

¹ DAP (Diámetro a la altura del pecho), ²AB (Área basal), ³ IC (Índice de complejidad) IC= área basal *densidad *altura *número de especies * 10⁻⁵, ⁴ Valor de importancia (IVI) es la suma de la densidad relativa y dominancia relativa dividido entre 3 (número de especies). Los valores son medias de cada variable.

Comparando las variables estructurales del sitio restaurado con el sitio de referencia en el año 2014, teniendo en cuenta el conjunto de individuos de todas las especies, se observa que en el sitio de referencia se presentaron las tres especies de manglar, mientras que en el restaurado solo se registraron *L. racemosa* y *A. germinans* (Fig. 7f). El sitio restaurado presenta una condición estructural mayor (93) con respecto al sitio de referencia (13) de acuerdo al IC (Fig. 7e). Sin embargo, los individuos de manglar con los mayores diámetros (9.5 ± 0.7 cm) y las menores densidades (2900 ± 36.5 ind ha⁻¹) se observaron en el sitio de referencia, mientras que los menores diámetros (5 ± 0.4 cm) y mayores densidades (2900 ± 36.5 ind ha⁻¹) se presentaron en el sitio restaurado (Fig. 7c).

Zona 1

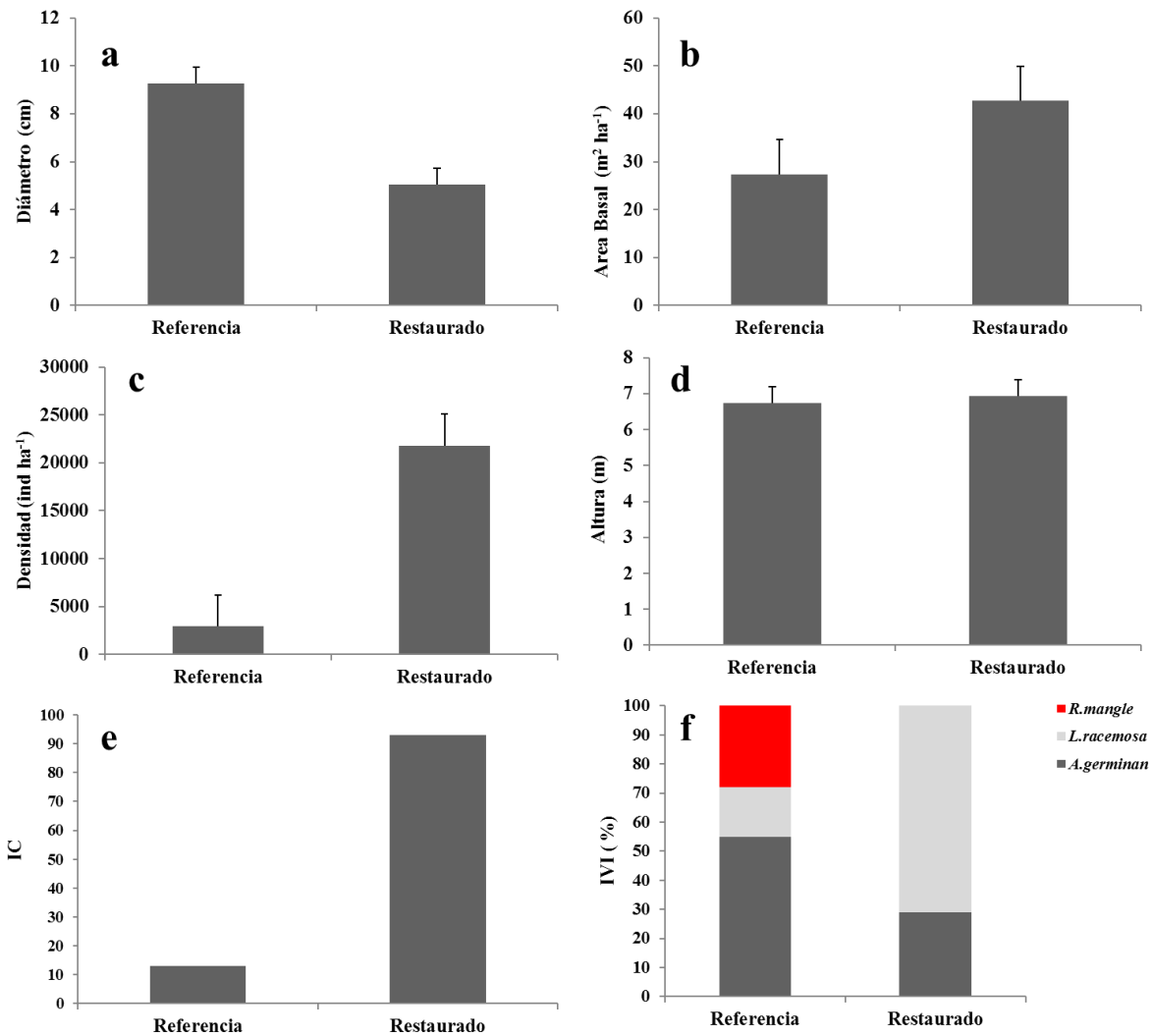


Figura 7. Variables estructurales del sitio de referencia y sitio restaurado de la zona 1. Los valores son media \pm EE.

De acuerdo al análisis multivariante (ACP), cuyas dos primeras componentes principales explican el 76.8% de la varianza, el primer componente (Dim 1) muestra que la altura, y el diámetro de las plántulas están relacionados negativamente con la densidad de plántulas y con el contenido en carbono, nitrógeno y fósforo en el sedimento. El segundo componente muestra que la densidad aparente, la materia orgánica del sedimento y la salinidad intersticial muestran una asociación negativa con el contenido de fósforo en el sedimento de manglar (Fig. 8).

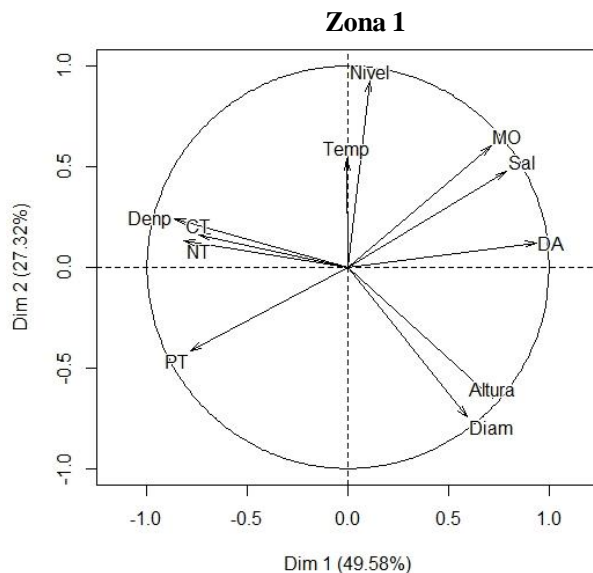


Figura 8. Análisis de componentes principales entre salinidad intersticial (Sal), temperatura (Temp), nutrientes en sedimento (CT, NT y PT), contenido de Materia orgánica (MO), Densidad Aparente (DA) y nivel de inundación con respecto a las variables de respuesta de las plántulas de manglar (Densidad de plántulas (Densp), Altura (Alt) y diámetro (Diam)) en la zona

Tabla 6. Análisis de componentes principales en la zona 1. Variables estructurales del manglar y fisicoquímicas del sedimento asociadas a cada componente principal.

Componentes principales	Dim.1	Dim.2
% varianza explicada	49.5	27.3
Salinidad	0.78	0.47
Temperatura	-0.00	0.53
Densidad Aparente	0.93	0.12
MO	0.70	0.60
CT	-0.74	0.16
NT	-0.81	0.13
PT	-0.78	-0.41
Inundación	0.10	0.92
Densidad Plántulas	0.44	0.24
Altura	0.71	-0.64
Diámetro	0.59	-0.74

Pese a la formación de grupos a partir del análisis de correspondencia, se muestra otra relación de variables proveniente del ACP, se presenta una relación entre la densidad de plántulas con los nutrientes de sedimento (CT, NT y PT), sin embargo, la altura y diámetro muestran una relación negativa con el nivel de inundación ($r^2 = -0.51$) (Tabla 7). Respecto a las variables del sedimento se observa una relación negativa entre la salinidad intersticial y

el contenido de nitrógeno y fósforo total (Tabla 7), sin embargo, la salinidad presenta una relación positiva con la densidad aparente y el contenido de materia orgánica.

Tabla 7. Correlaciones entre variables de todos los grupos de la zona 1. Donde los números en negritas son significativos.

Variables	Salinidad	Temperatura	DA	MO	CT	NT	PT	Inundación	Densidad	Altura	Diámetro
Salinidad	1.00										
Temperatura	0.23	1.00									
DA	0.87	0.06	1.00								
MO	0.88	0.10	0.72	1.00							
CT	-0.37	-0.18	-0.67	-0.21	1.00						
NT	-0.50	-0.19	-0.81	-0.32	0.95	1.00					
PT	-0.70	-0.00	-0.66	-0.88	0.46	0.46	1.00				
Inundación	0.46	0.24	0.15	0.69	0.10	0.12	-0.60	1.00			
Densidad plántulas	-0.57	0.02	-0.70	-0.48	0.56	0.61	0.59	0.14	1.00		
Altura	0.29	-0.39	0.56	0.18	-0.49	-0.54	-0.31	-0.51	-0.85	1.00	
Diámetro	0.10	-0.61	0.42	0.06	-0.43	-0.44	-0.26	-0.54	-0.60	0.94	1.00

Tomando en cuenta el variable tiempo en la zona 1, los resultados del cluster muestran que se forman 2 grupos (Fig. 9a, b). En estos dos grupos se separan los primeros años después de la restauración del 2008 al 2010 dónde el contenido en NT del sedimento determina la agrupación y los años posteriores del 2011 al 2014 cuando la Densidad Aparente del sedimento presenta un mayor peso.

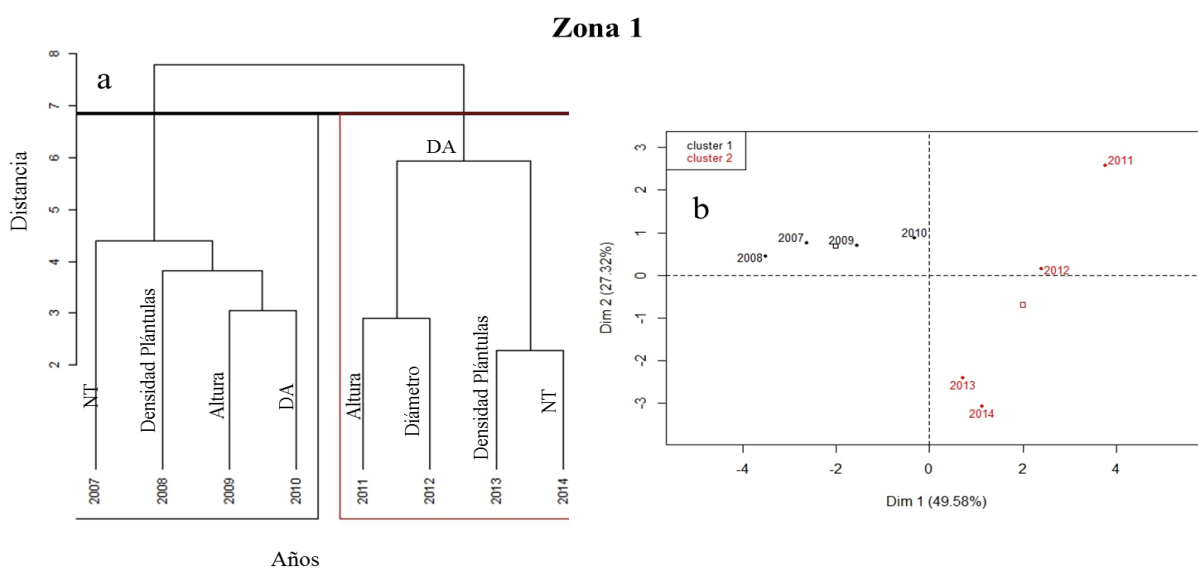


Figura 9. Dendrograma y representación de la distribución del tiempo en la zona 1.

Almacén de carbono orgánico en la zona 1 (restauración activa)

Respecto al almacén de carbono aéreo, se observa que al inicio de la reforestación los individuos de manglar presentan menor diámetro (0.75 ± 0.01 cm, todas las especies en conjunto), y que se incrementa conforme pasa el tiempo (Tabla 8). La altura muestra el mismo comportamiento observándose la máxima altura en el último año de muestreo (701.4 ± 13.6 cm) (Tabla 8). Los incrementos en altura y diámetro se ven reflejados en el incremento de biomasa; la relación alométrica entre diámetro y biomasa sigue una relación polinómica ($R^2=0.93$), indicando que a mayor diámetro mayor biomasa (Fig. 10), y que es adecuada para estimar el contenido de carbono en la zona de rehabilitación.

Tabla 8. Biomasa y contenido de carbono de los árboles del manglar en diferentes años de restauración en la zona 1. Los valores son media \pm EE.

Años	Diámetro (cm)	Altura (cm)	Biomasa (kg)	Contenido de Carbono (%)
1	0.75 ± 0.01	55.6 ± 2.73	0.04 ± 0.007	0.01 ± 0.003
2	1.96 ± 0.02	137.2 ± 6.72	1.00 ± 0.03	0.45 ± 0.01
3	2.53 ± 0.04	147.1 ± 7.74	1.81 ± 0.06	0.81 ± 0.03
4	2.75 ± 0.06	382.3 ± 16.03	2.30 ± 0.11	1.03 ± 0.05
5	3.03 ± 0.05	414.5 ± 13.14	2.76 ± 0.10	1.24 ± 0.47
6	3.69 ± 0.14	478.3 ± 18.12	5.04 ± 0.55	2.27 ± 0.25
7	4.57 ± 0.06	634.2 ± 9.95	7.01 ± 0.27	3.15 ± 0.12
8	5.97 ± 0.11	701.4 ± 13.64	13.23 ± 0.55	5.95 ± 0.24

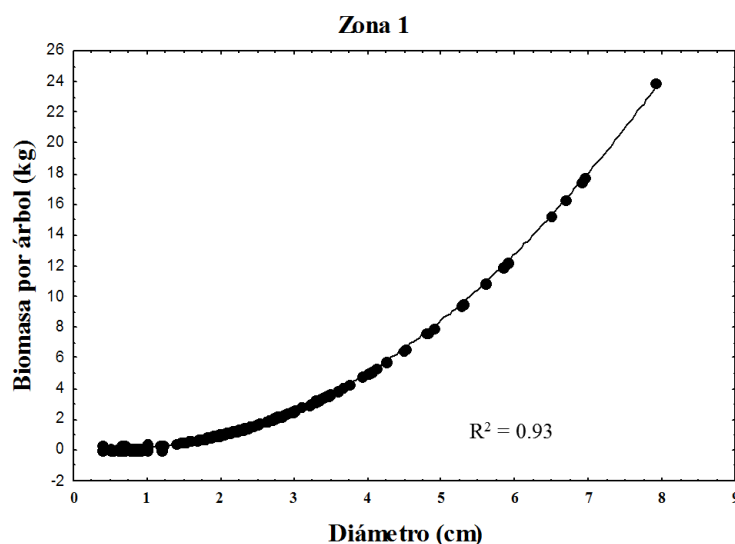


Figura 10. Relación alométrica entre la biomasa de las plántulas de manglar y su diámetro en la zona 1.

El almacén de carbono aéreo al inicio de las acciones de restauración fue menor (0.018 Mg ha^{-1}), observándose un incremento a lo largo del periodo de estudio, lo cual está relacionado con el incremento de la biomasa. Se obtiene un almacén de carbono de 59.5 Mg ha^{-1} al cabo de los 8 años después de las acciones de restauración (Fig. 11a). Se observa que el almacén de C orgánico en el año 2014 en la zona restaurada después de 8 años de la restauración, en la que además de aumentar la conectividad hídrica mediante la apertura de un canal se revegetó con plántulas de manglar, es menor (59.5 Mg ha^{-1}) que en el sitio de referencia (95 Mg ha^{-1}) (Fig. 11b) pero también que ha adquirido una trayectoria creciente exponencial (Fig. 11a).

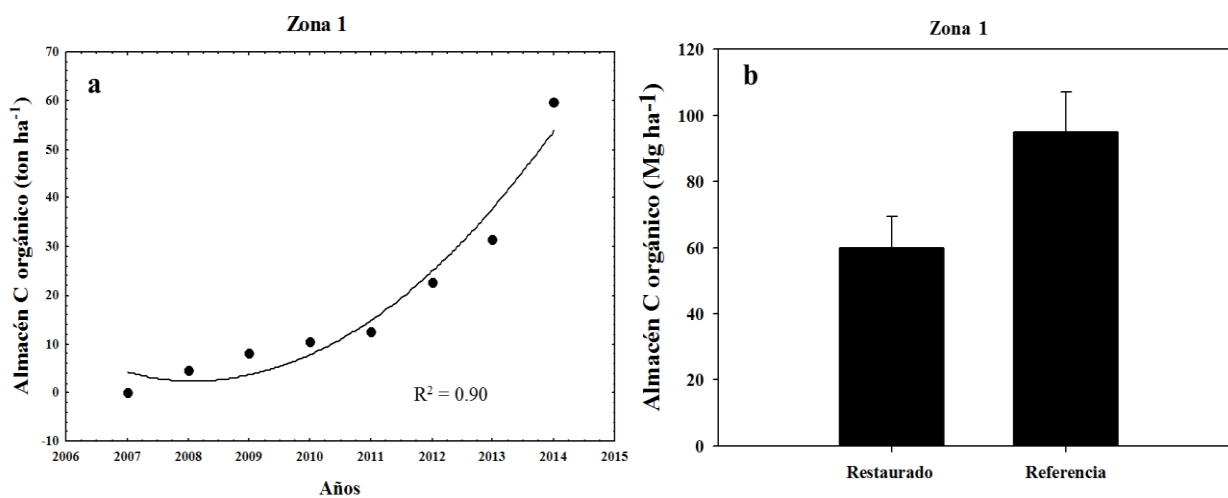


Figura 11. Curva de crecimiento polinómica expresado en términos de almacén de carbono orgánico Mg ha^{-1} en diferentes años de restauración (a) y almacén de carbono en el sitio de referencia y restaurado (b) de la zona 1.

Productividad de manglar por medio de la caída de hojarasca en la zona 1.

En la zona 1, la productividad anual en el sitio de referencia fue máxima durante el mes de mayo del 2013 ($105 \pm 17.9 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) y mayo del 2014 ($128 \pm 22.6 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) correspondiendo a la temporada de secas (Fig. 12), seguido de los meses de junio a agosto correspondiente a la temporada de lluvias de los mismos años (Fig. 12), registrándose diferencias significativas entre épocas ($F_{2, 76}=7; P<0.002$) (Tabla 9). En el sitio de restauración de la zona 1 se observó que durante la época de lluvias se registró la mayor productividad, siendo el mes de junio del 2013 el pico más alto ($123.6 \pm 26 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$), seguido del mes de octubre ($111.7 \pm 18.9 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) del 2012 (Fig. 12). No se observaron

diferencias significativas entre el sitio de referencia y el de restauración ($F_{1,38}=2.64$; $P>0.09$) (Tabla 9).

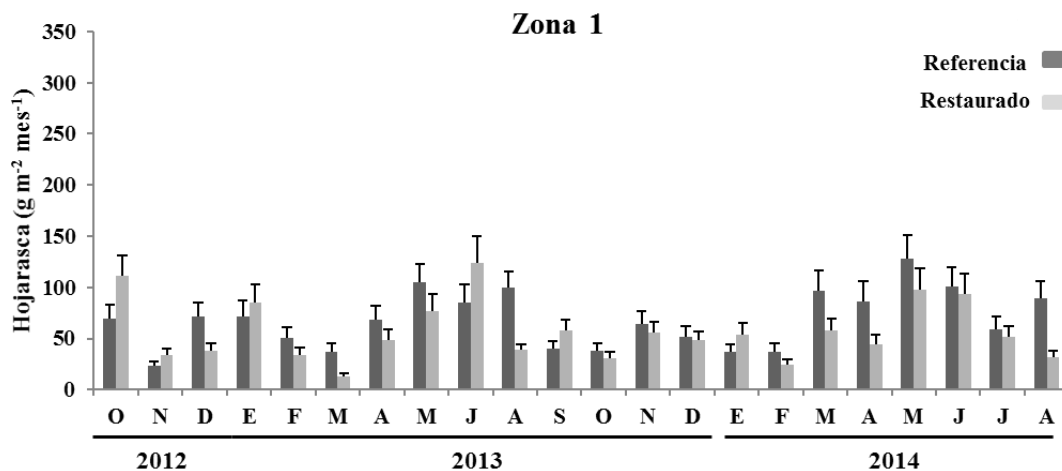


Figura 12. Patrón de producción de hojarasca de manglar en el sitio de referencia y sitio restaurado en la zona 2 (a) y Patrón de producción de hojarasca de manglar en el sitio de referencia y sitio restaurado en la zona 1 (b). Las barras representan la media \pm error estándar mensual

Tabla 9. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la productividad ($\text{g m}^{-2} \text{mes}^{-1}$) de la zona 1; ns= no significativo * = significativo ($P<0.05$).

Fuente de variación	Df	F	P
Productividad			
Sitio	1,38	2.64	ns
Época	2,38	3.32	*
SitioxÉpoca	2,38	0.96	ns

Restauración pasiva (rehabilitación hídrica) en la zona 2.

Hidroperiodo.

La zona 2 de rehabilitación presentó una mayor variabilidad en cuanto al nivel de inundación que la zona 1, registrándose valores desde -10 cm hasta +30 cm de inundación (Fig. 13). En el 2010 el nivel de inundación registró los valores mínimos por debajo del sedimento, aumentando en 2011 hasta el valor máximo (Fig. 13a), manteniéndose inundado durante los siguientes años, registrando un descenso en el 2014 (+20cm). El menor tiempo de inundación se mostró en el 2010 ($576 \pm 47 \text{ h año}^{-1}$), seguido del año 2014 ($752 \pm 280 \text{ h año}^{-1}$), mientras que en el 2012 la zona mantiene inundada durante más tiempo (8505 ± 13.3

h año⁻¹) (Fig. 13b). El número de eventos al inicio del periodo de estudio fue de 65 ± 4.2 h año⁻¹, disminuyendo al año siguiente (25 ± 2.02 h año⁻¹). El año 2013 se registró el mayor número de eventos (335 ± 47 h año⁻¹) (Fig. 13c). Se observa una coincidencia entre la duración de la inundación y el número de eventos de inundación por año durante el periodo de estudio (Fig. 13).

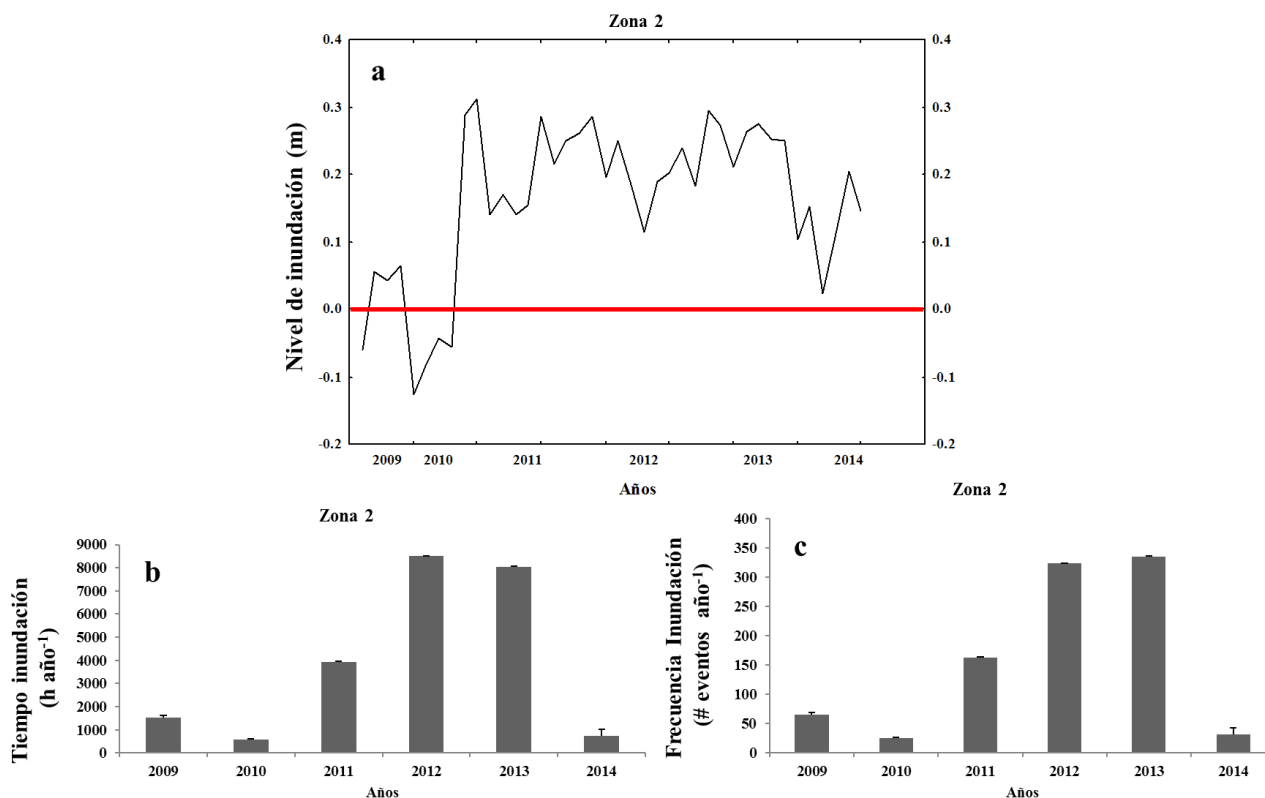


Figura 13. Hidroperíodo en la zona 2, donde a) nivel de inundación, b) tiempo de inundación y c) frecuencia de inundación.

Características fisicoquímicas de la zona 2:

La salinidad del agua intersticial presentó diferencias significativas entre años ($F_{6,970}=3$; $P<0.006$) (Tabla 10), registrándose la mayor salinidad en el sitio restaurado previo a la apertura del canal (96 ± 1.1 ups), y disminuyendo paulatinamente hasta el año 2013 (46.6 ± 1.4 ups). Entre sitios se presentaron diferencias significativas ($F_{1,970}=13$; $P<0.0003$) (Tabla 10). El sitio de referencia registró las menores salinidades al inicio del estudio (41.7 ± 11.9 ups) (Fig. 14a), aumentando en los años 2013 (66.4 ± 2.1 ups) y 2014 (66.3 ± 3.7 ups) y superando los valores del sitio restaurado. La temperatura del agua intersticial presentó

diferencias significativas entre el sitio de referencia y el sitio restaurado durante el último año de muestreo respecto a los demás años ($F_{1,970}=32$; Bonferroni HSD test $P<0.001$) (Tabla 10). Las temperaturas más altas se registraron en el sitio restaurado obteniendo el valor máximo al final del periodo de muestreo (33.1 ± 0.62 °C) (Fig. 14b). En general las menores temperaturas se observaron en el sitio de referencia, siendo significativamente más bajas que en el sitio restaurado ($F_{6,970}=10$, $P<0.01$) en los años 2011 y 2013 (Fig. 14b).

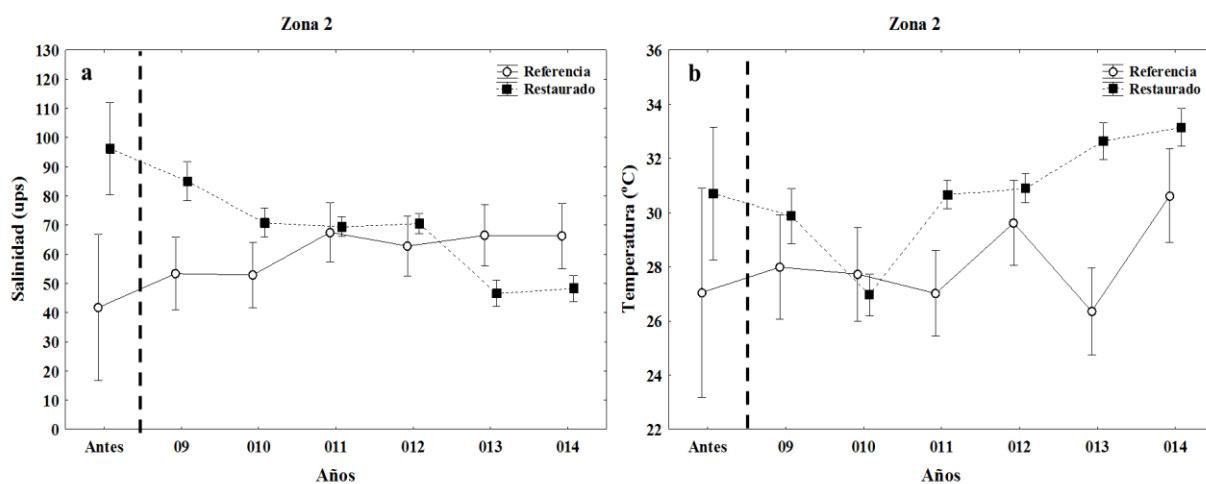


Figura 14. Salinidad (a) y Temperatura (b) intersticial en la zona 2.

Tabla 10. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la salinidad (g/kg) y temperatura (°C) intersticial de la zona 2; ns= no significativo, * = significativo ($p<0.05$), **= muy significativo ($p<0.01$).

Fuente de variación	Df	F	P
Salinidad			
Año	6, 970	3	*
Sitio	1,970	13	*
AñoxSitio	6,970	10	**
Temperatura			
Año	6, 970	9	**
Sitio	1,970	32	**
AñoxSitio	6,970	6	**

Respecto al contenido de materia orgánica en el sedimento de manglar, se registraron diferencias significativas entre el sitio de referencia y el sitio restaurado ($F_{1,10691}=32$, $P<0.000$) (Tabla 11). En general el contenido de materia orgánica es mayor en el sitio de referencia que en el restaurado, aumentando en éste paulatinamente a medida que transcurre el tiempo (Fig. 15a). Se registraron diferencias significativas entre años respecto a la densidad

aparente del sedimento en ambos sitios ($F_{6,18,2}=39$, $P<0.000$). En todo momento fue mayor en el sitio restaurado que en el de referencia (Fig. 15 b), con los valores más altos antes de la apertura del canal, disminuyendo drásticamente justo después de la apertura del canal, estabilizándose en ambos sitios con ligeras oscilaciones después del año 2009-2010 y tendiendo a converger disminuyendo en el sitio restaurado al final del periodo de estudio (Fig. 15 b).

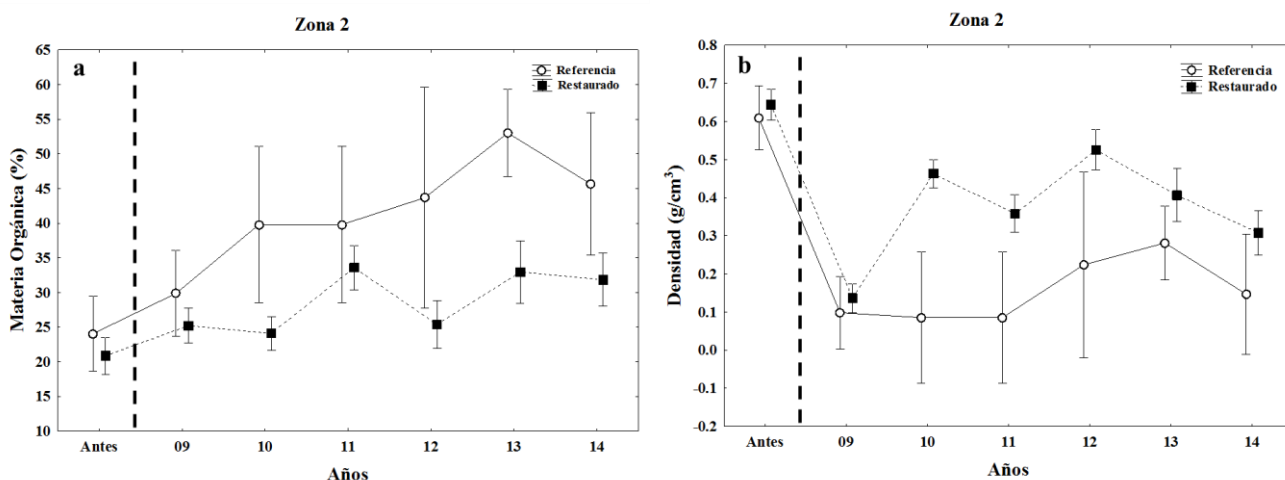


Figura 15. Porcentaje de materia orgánica (a) y densidad aparente (b) en los sedimentos en la zona 2.

Los contenidos de carbono y nitrógeno muestran diferencias significativas entre años ($F_{6, 1115}= 22$; $P<0.000$ y $F_{6, 1115}= 10$; $P<0.000$ respectivamente), con una ligera tendencia al aumento en ambos sitios, de referencia y restaurado, y sin diferencias significativas entre ellos durante la mayor parte del tiempo estudiado en aumento desde los valores medios observados justo antes de la apertura del canal, (con un dato excepcionalmente alto del carbono en el sitio de referencia en el 2009) (Fig. 16a). En lo relativo al fósforo se observaron diferencias significativas entre el sitio de referencia y el sitio restaurado ($F_{6, 1115}=16$; $P<0.000$) (Tabla 11, Fig. 16c). Con excepción del año 2009 el valor en el sitio de restauración es mayor que en el sitio de referencia, siguiendo respectivamente una tendencia decreciente y ascendente para llegar a ser similares al final del periodo de estudio (Fig. 16 c).

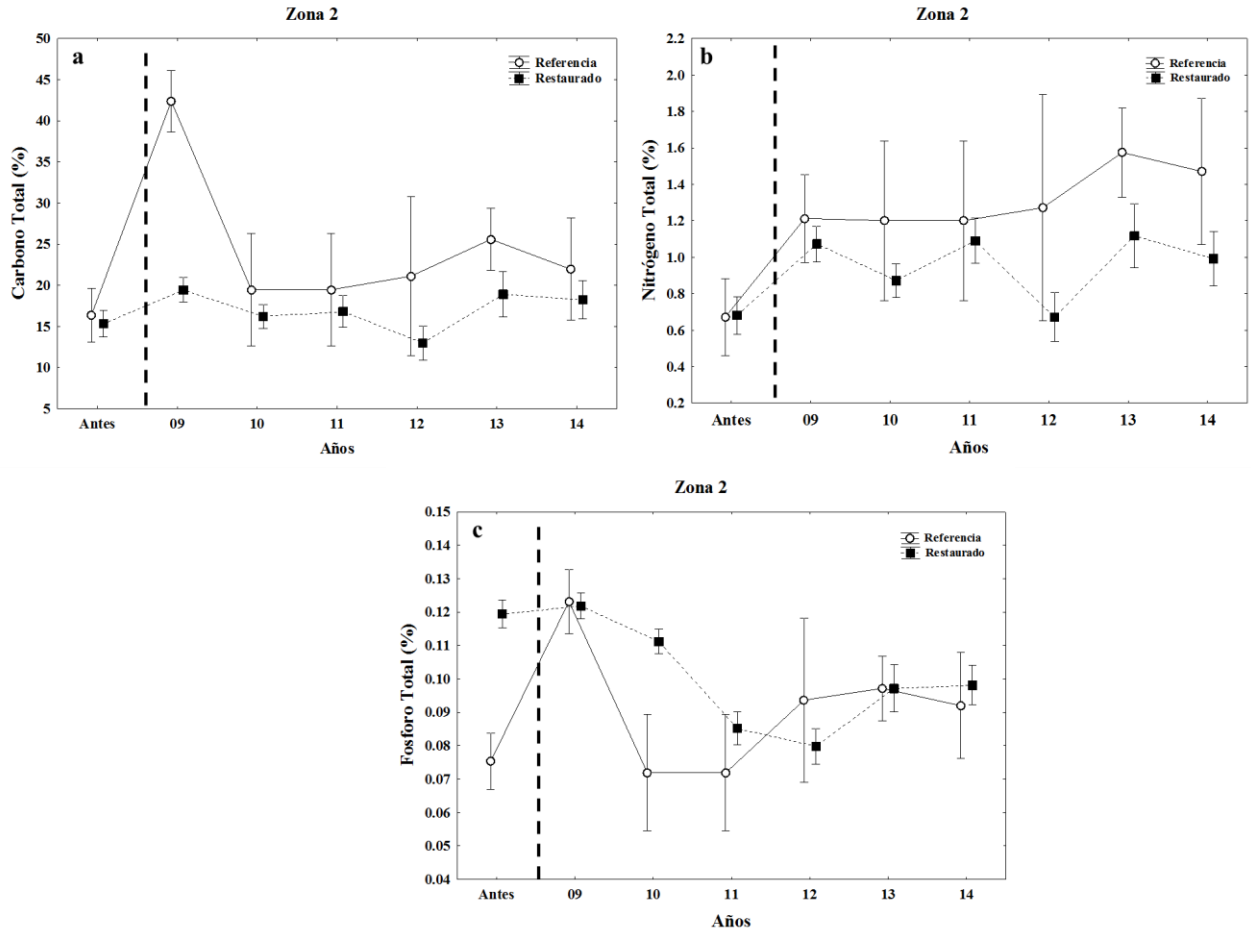


Figura 16. Contenido de Carbono total (a), nitrógeno total (b) y fósforo total (c) en el sedimento de manglar en la zona 2.

Tabla 11. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de Densidad (g/cm^3), Materia orgánica (%), Carbono Total (%), Nitrógeno Total (%) y Fósforo Total (%) en el sedimento de manglar; ns= no significativo, * = significativo ($P < 0.05$), **= muy significativo ($P < 0.01$).

Fuente de variación	Df	F	P
Densidad			
Año	6,1115	39	**
Sitio	1,1115	35	**
AñoxSitio	6, 1115	3	*
Materia orgánica			
Año	6,1115	14	**
Sitio	1,1115	32	**
AñoxSitio	6, 1115	3	*
Carbono			
Año	6,1115	22	**
Sitio	1,1115	31	**
AñoxSitio	6, 1115	12	**
Nitrógeno			
Año	6,1115	10	**

Sitio	1,1115	14	**
AñoxSitio	6, 1115	2	ns
Fosforo			
Año	6,1115	18	**
Sitio	1,1115	16	**
AñoxSitio	6, 1115	11	**

Estructura de la vegetación en las parcelas de restauración pasiva de la zona 2

En la zona 2, en la que solo se favoreció con la conectividad hídrica mediante la apertura del canal, se registraron las 3 especies de manglar (*A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa*), durante todo el periodo de muestreo (Fig. 17). Las tres especies se establecieron de manera espontánea, y mostraron densidades, alturas y diámetros similares al comienzo, y conforme avanza el periodo de estudio aumentan las tres variables distinguiéndose *L. racemosa* que aumenta su densidad y altura más que las otras especies (Fig. 17). Se observaron diferencias significativas en cuanto a la densidad de individuos ($F_{2, 258}=25$; $P<0.000$) (Tabla 12). *L. racemosa* presentó la menor densidad al inicio del periodo de estudio (0.2 ± 0.1 plántula m^2), aumenta respecto a las otras dos especies conforme pasa el tiempo y registra la mayor densidad en 2014 (2.1 ± 0.3 plántulas m^2) (Fig. 17a). *R. mangle* es la especie que presentó las menores densidades, mínimas, durante todos los años, con un máximo en 2014 (0.39 ± 0.12 plántula m^2) (Fig. 17a).

Respecto a la altura se registraron diferencias significativas entre años ($F_{5, 258}=45$; $P<0.000$) (Tabla. 12), sin embargo *A. germinans* y *R. mangle* muestran alturas similares durante los primeros años. En el año 2013 *A. germinans* (91.6 ± 10.7 cm) supera a *R. mangle* (89.7 ± 22.9 cm) pero sin diferencias significativas (Fig. 16b). *L. racemosa* presentó mayores alturas que las otras especies a partir del 2013 (148.2 ± 22.3 cm), aumentando la diferencia conforme pasan los años, al igual que ocurrió con la densidad poblacional. La mayor altura en *L. racemosa* se observó en el último año de muestreo (209.3 ± 26.7 cm), con diferencias significativas sobre las otras dos especies (Fig. 17 b).

En relación al diámetro de las plántulas de manglar no se registraron diferencias significativas entre especies durante el periodo de estudio ($F_{2, 258}=6$ $P> 0.72$). Todas las especies de manglar presentaron diámetros menores al inicio del periodo de estudio y estos van incrementando, a partir del 2010 *R. mangle* mantiene valores ligeramente más bajos (0.46 ± 0.13 cm) respecto a las otras 2 especies (Fig. 17 c).

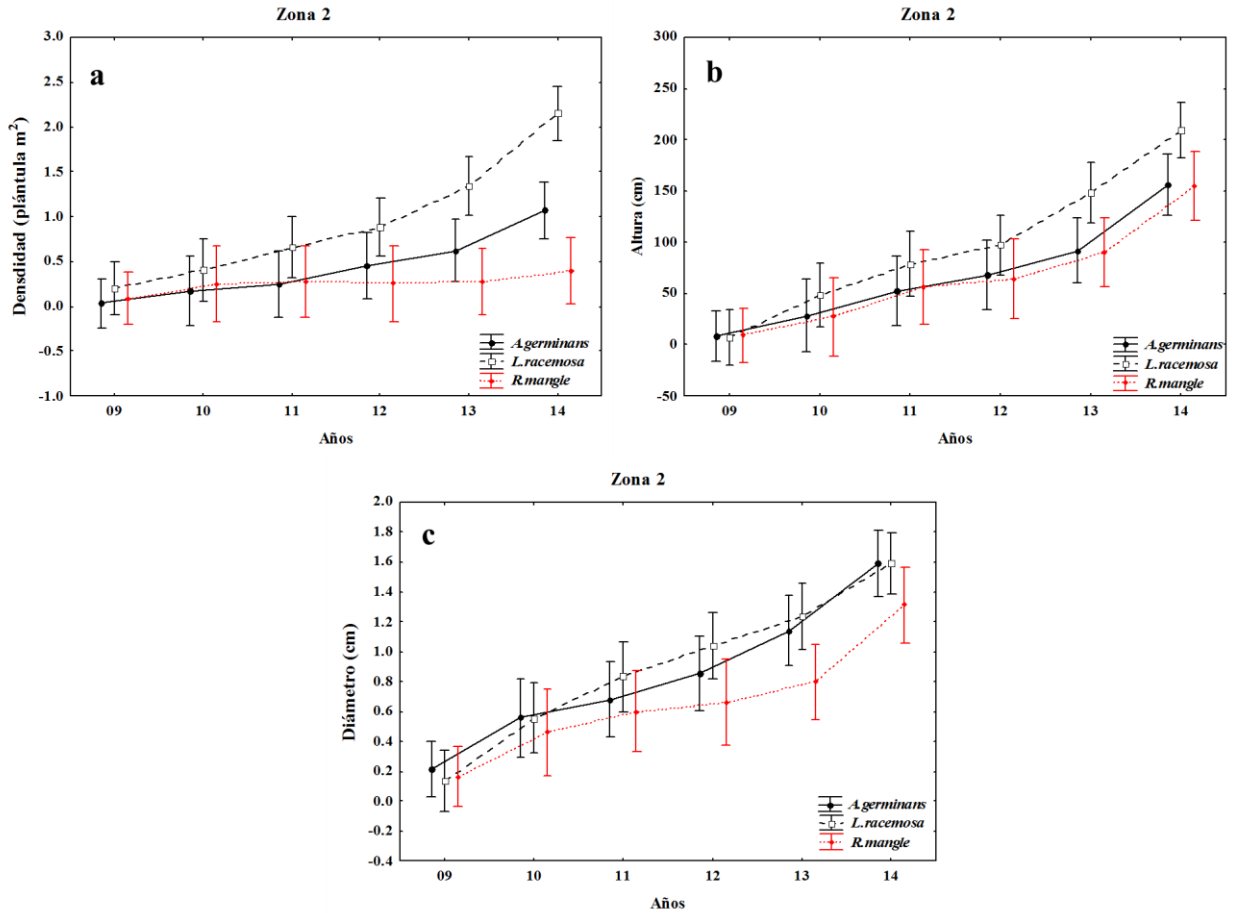


Figura 17. Variaciones de altura (a), densidad (b) y diámetro (c) de las 3 especies de plántulas de manglar en la zona restaurada 2.

Tabla 12. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la densidad de plántulas de la zona 2 (plántula m⁻²), altura (m) y diámetro (cm) en el sitio de restauración; ns= no significativo * = significativo ($P < 0.05$), **=muy significativo ($P < 0.01$).

Fuente de variación	Df	F	P
Densidad			
Año	5, 258	17	**
Especie	2,258	25	**
AñoxEspecie	10,258	3	**
Altura			
Año	5, 258	45	**
Especie	2,258	8	**
AñoxEspecie	10,258	0.78	**
Diámetro			
Año	5, 258	52	**
Especie	2,258	6	ns
AñoxEspecie	10,258	1	ns

En resumen, en la zona 2 se produce una colonización espontánea por las tres especies al inicio de la rehabilitación hídrica y un crecimiento relativo mayor de *L. racemosa* en altura y densidad poblacional comparado con las otras dos especies. *A. germinans* crece con menor densidad de individuos, pero mantiene un diámetro similar al de *L. racemosa*. *R. mangle* coloniza inicialmente igual que las otras dos especies, pero aumenta menos en densidad que las otras dos especies, persisten muy pocos individuos que mantienen el crecimiento en altura y grosor, aunque con menor tasa, especialmente durante 2011-2013.

Estructura del bosque de manglar en el sitio de referencia de la zona 2.

De acuerdo al índice del valor de importancia *A. germinans* es la especie dominante (84%) en el sitio de referencia de la zona 2 de rehabilitación, seguido de *R. mangle*, mientras que *L. racemosa* se presenta en menor proporción (5%) (Tabla 13). Los mayores diámetros se observaron en individuos de *R. mangle* (22.36 cm), mientras *L. racemosa* registró los menores diámetros (7.44 cm). Respecto a la densidad *A. germinans* mostró las mayores densidades (2720 ind ha⁻¹) con respecto a las otras 2 especies (Tabla 13).

Tabla 13. Características estructurales del sitio de referencia de la zona 2 en el 2014.

Variabes/Especie	¹ DAP (cm)	² AB (m ² ha ⁻¹)	Densidad (Ind ha ⁻¹)	³ IC	⁴ IVI (%)
<i>A. germinans</i>	8.16	12.37	2720		84
<i>L. racemosa</i>	7.44	4.85	1000		5
<i>R. mangle</i>	22.36	41.11	1000		11
Total	9.49	20.75	3120	7.79	100

¹ DAP (Diámetro a la altura del pecho, ²AB (Área basal), ³IC (índice de complejidad) = (área basal) (densidad) (altura) (número de especies) (10⁻⁵), ⁴ Valor de importancia es la suma de la densidad relativa y dominancia relativa dividido entre 3 (número de especies). Los valores son medias de cada variable.

Comparando las variables estructurales de individuos del sitio de referencia con el sitio restaurado en la zona 2 del año 2014, se observa que en el sitio de referencia se presentaron las tres especies de manglar al igual que en el sitio restaurado (Fig. 18f), siendo *A. germinans* la especie dominante en sitio de referencia, mientras que *L. racemosa* fue la especie dominante en el sitio restaurado (Fig. 18 f). Los individuos de manglar con mayores diámetros se observaron en el sitio de referencia (9.5 ± 0.5 cm) (Fig. 17a), así como también las mayores aéreas basales (20.7 ± 1.02 m² ha⁻¹) (Fig. 18b). Sin embargo, la mayor densidad de individuos se registró en el sitio restaurado (11575 ± 1499 ind ha⁻¹) (Fig. 18c). Respecto

a la altura, el sitio de referencia mostró los individuos más altos (5.9 ± 0.24 m) (Fig. 18c). En lo referente a la condición estructural, el índice de complejidad muestra que el sitio restaurado presenta un valor mayor (20.9) (Fig. 18e), por la influencia de las altas densidades de individuos sobre este índice.

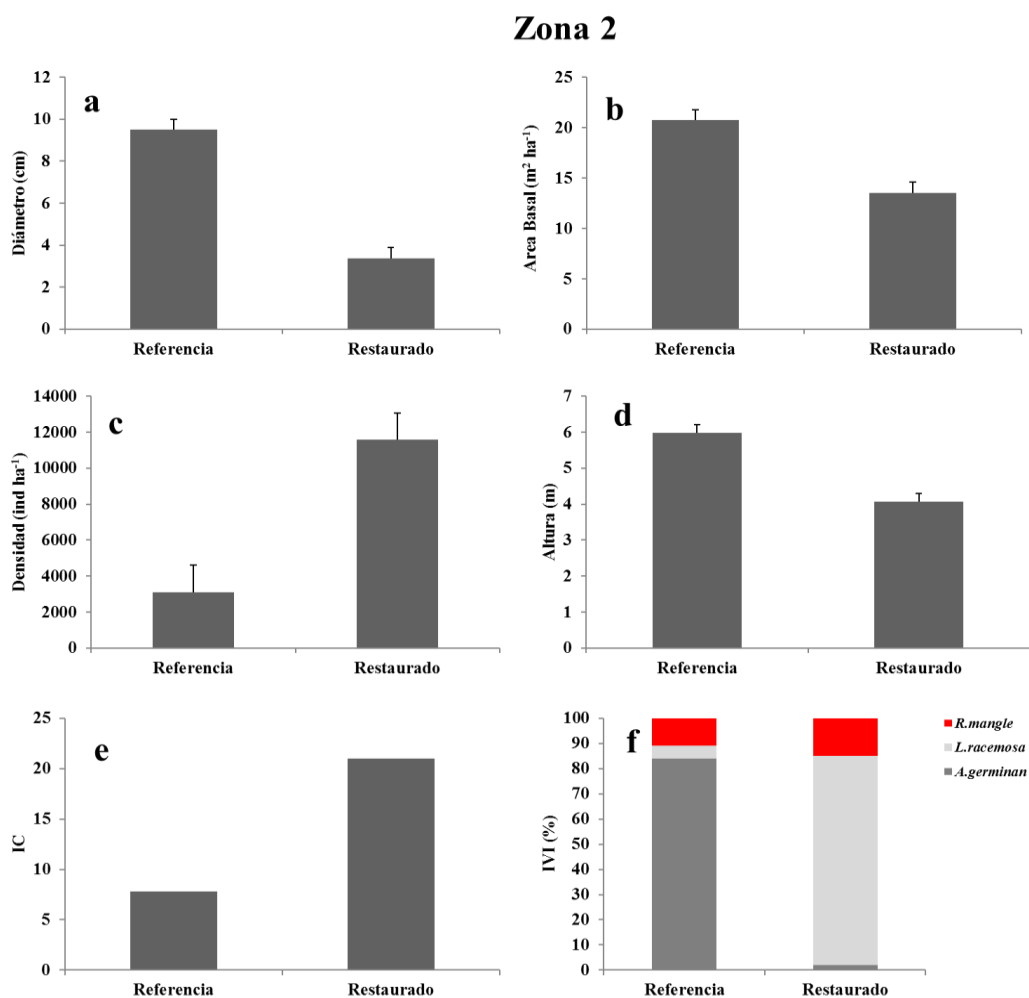


Figura 18. Variables estructurales del sitio de referencia y sitio restaurado de la zona 2. Los valores son media \pm EE.

De acuerdo al análisis multivariante (ACP), los primeros dos componentes explican el 84.37 % de la varianza (Fig. 18). El primer componente (Dim 1) muestra que la salinidad del agua intersticial y el contenido en fósforo total del sedimento muestran una relación negativa con el nivel de inundación y el diámetro, altura y densidad de las plántulas de manglar, (Fig. 19). A partir del segundo componente se observa que la densidad aparente del

sedimento está negativamente relacionada con el contenido de materia orgánica y nutrientes del sedimento (Fig.19).

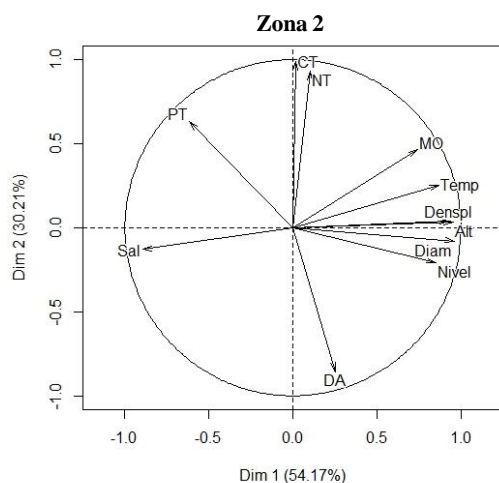


Figura 19. Análisis de componentes principales con rotación VARIMAX entre salinidad intersticial (Sal), temperatura (Temp), nutrientes en sedimento (CT, NT y PT), contenido de Materia orgánica (MO), Densidad Aparente (DA) y nivel de inundación con respecto a las variables de respuesta de las plántulas de manglar (Densidad de plántulas (Denspl), Altura (Alt) y diámetro (Diam)) en la zona 2.

Tabla 14. Análisis de componentes principales en la zona 2. Variables estructurales del manglar y fisicoquímicas del sedimento asociadas a cada componente principal.

Componentes principales	Dim.1	Dim.2
% varianza explicada	54.1	30.2
Salinidad	-0.89	-0.12
Temperatura	0.86	0.25
DA	0.25	-0.85
MO	0.74	0.46
CT	0.01	0.99
NT	0.10	0.92
PT	-0.61	0.63
Inundación	0.85	-0.20
Densidad plántulas	0.92	0.04
Altura	0.95	0.03
Diámetro	0.95	-0.07

Pese a que la formación de grupos a partir del ACP, presenta una asociación entre las variables, se muestra una relación negativa entre las variables estructurales con la salinidad

intersticial y una relación positiva con la temperatura (Tabla. 15). El nivel de inundación de la zona 2 muestra una relación positiva con las variables estructurales del manglar (densidad, altura y diámetro). Los nutrientes del sedimento de manglar (CT, NT, PT), muestran una relación negativa con la Densidad Aparente del sedimento y el contenido de materia orgánica presenta una relación negativa con la salinidad intersticial, pero no tienen relación con las variables estructurales del bosque de manglar (Tabla 15).

Tabla 15. Correlaciones entre variables de todos los grupos de la zona 2. Donde los números en negritas son significativos

Variab	Salinidad	Temperatura	DA	MO	CT	NT	PT	Inundación	Densidad	Altura	Diámetro
Salinidad	1.00										
Temperatura	-0.69	1.00									
DA	-0.27	-0.13	1.00								
MO	-0.68	0.70	-0.13	1.00							
CT	-0.19	0.24	-0.80	0.43	1.00						
NT	-0.21	0.27	-0.68	0.67	0.91	1.00					
PT	0.34	-0.41	-0.67	-0.36	0.66	0.39	1.00				
Inundación	-0.57	0.83	0.29	0.63	-0.23	-0.04	-0.84	1.00			
Densidad	-0.87	0.77	0.15	0.55	0.07	0.01	-0.38	0.64	1.00		
Altura	-0.89	0.79	0.19	0.60	0.06	0.04	-0.44	0.68	0.99	1.00	
Diámetro	-0.90	0.75	0.31	0.58	-0.04	-0.04	-0.52	0.70	0.98	0.99	1.00

Tomando en cuenta la variable del tiempo en la zona 2, los resultados del clúster muestran que se forman 2 grupos (Fig. 20a, b). En estos dos grupos se separan los primeros años después de la restauración del 2009 al 2010 dónde el nivel de inundación determina la agrupación y los años posteriores del 2011 al 2014. Así como también el fosforo es un factor de importancia para esta zona.

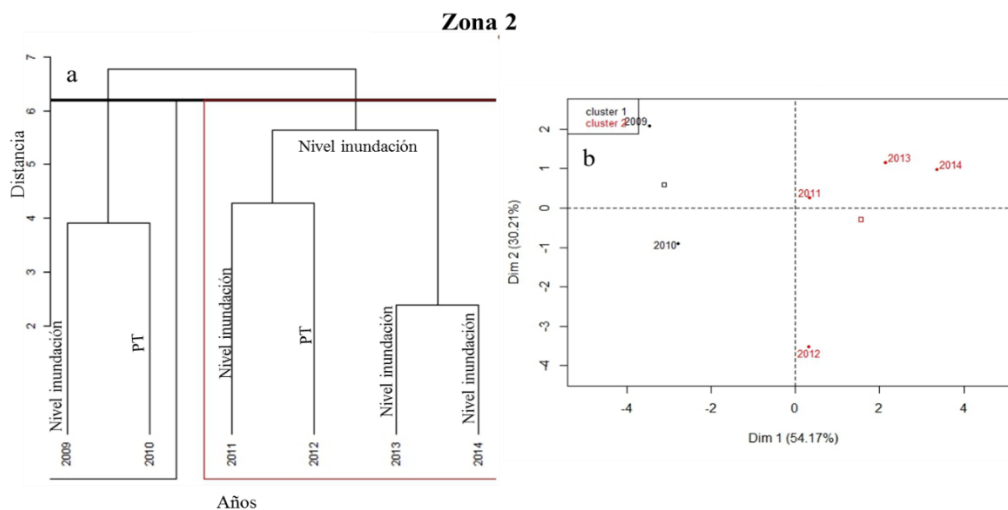


Figura 20. Dendrograma y representación de la distribución del tiempo en la zona 2.

Almacén de carbono orgánico en la zona de restauración pasiva de la zona 2 (solo rehabilitación hidrológica).

En la zona 2, donde se establecieron las plántulas de manglar de manera espontánea después de la apertura del canal, se observaron los menores diámetros durante el primer año (0.62 ± 0.01 cm), incrementando conforme avanza el tiempo hasta valores de 1.58 ± 0.01 cm (Tabla 16). El mismo comportamiento se detecta en la evolución de la altura de los individuos de manglar observándose la altura máxima en el sexto año (184.25 ± 14.7 cm), último del periodo de estudio. Este incremento en diámetro y en altura de los individuos de manglar se ve reflejado en la biomasa (Tabla 16) y, en concordancia, en el mayor contenido de carbono (0.34 ± 0.05 %). Se observa que existe una relación alométrica entre el diámetro y biomasa, mostrando que al incrementar el diámetro la biomasa aumenta ajustándose a una tendencia polinómica ($R^2=0.90$), cabe mencionar que por la heterogeneidad de especies y tamaño de individuos se presenta una variabilidad en diámetros que van de 0.03 a 2 cm (Fig. 21).

Tabla 16. Biomasa y contenido de carbono de todos los individuos de manglar en diferentes años de restauración en la zona 2. Los valores son media \pm EE.

Años	Diámetro (cm)	Altura (cm)	Biomasa (kg)	Contenido de Carbono (%)
1	0.62 ± 0.01	30.3 ± 1.88	0.003 ± 0.0006	0.001 ± 0.0002
2	0.65 ± 0.03	44.7 ± 4.2	0.01 ± 0.005	0.006 ± 0.002
3	0.77 ± 0.04	69.2 ± 7.9	0.05 ± 0.01	0.02 ± 0.006
4	0.95 ± 0.06	86.00 ± 8.44	0.04 ± 0.007	0.02 ± 0.003
5	1.12 ± 0.06	117.70 ± 11.77	0.33 ± 0.05	0.15 ± 0.02
6	1.58 ± 0.10	184.25 ± 14.7	0.76 ± 0.12	0.34 ± 0.05

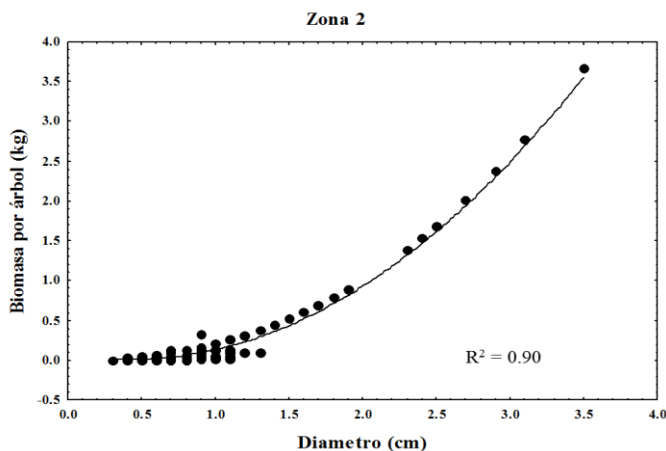


Figura 21. Relación alométrica entre diámetro y biomasa de manglar en la zona 2.

Se observa que en esta zona 2, donde solo se llevó a cabo la apertura del canal y el crecimiento del manglar tuvo lugar por colonización espontánea, en el 2009 el almacén de carbono aéreo fue relativamente bajo ($0.0057 \text{ Mg C ha}^{-1}$), incrementándose de manera muy notable en el 2013 ($0.135 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 22a). Este incremento está relacionado con el incremento de la biomasa, que está en relación con la variación en las variables estructurales y el incremento de la densidad de los individuos. Al final del periodo de estudio, al cabo de 6 años después de la restauración, el almacén de carbono aéreo mostró valores de $4.78 \text{ Mg C ha}^{-1}$ (Fig. 21a). Comparando el almacén de C orgánico del año 2014 del sitio restaurado con el sitio de referencia, se observa que pese a los 6 años de restauración este almacén es muy bajo con respecto al sitio de referencia que presenta valores superiores al sitio de restauración ($125.6 \text{ Mg C ha}^{-1}$) (Fig. 22b) aunque si se observa una tendencia creciente exponencial (Fig. 22a).

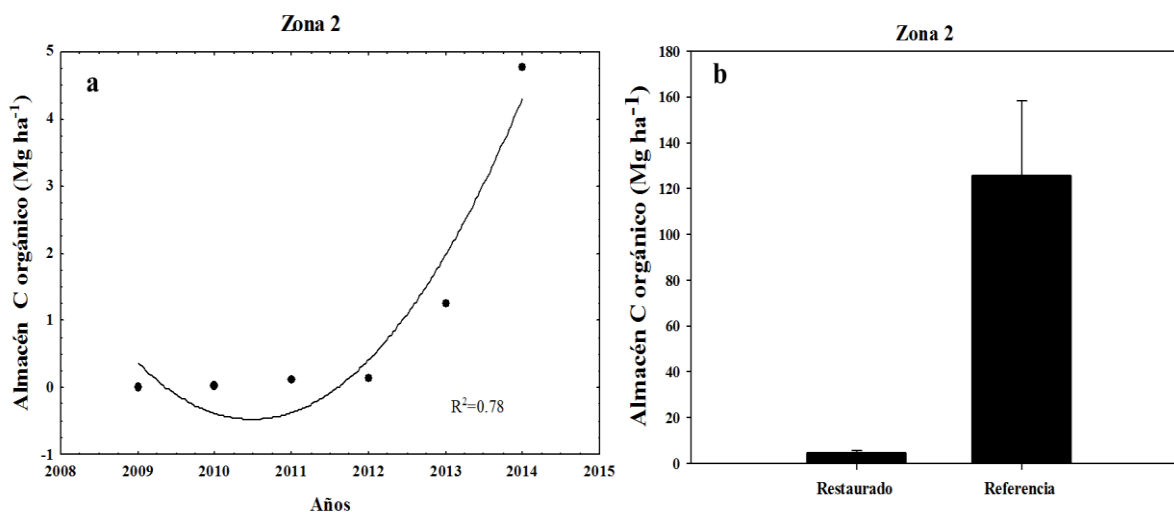


Figura 22. Curva de crecimiento polinómica expresado en términos de almacén de carbono orgánico Mg ha^{-1} en diferentes años de restauración (a) y almacén de carbono en sitio de referencia y en el sitio restaurado (b).

Productividad de manglar por medio de la caída de hojarasca en la zona 2.

En la zona 2 no se registraron diferencias significativas entre sitios (Tabla 17), sin embargo, el sitio de referencia presentó menor productividad en la temporada de Nortes del 2012, siendo el mes de noviembre cuando se registró la productividad más baja ($4.8 \pm 1 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$), en febrero del 2104 se registra la mayor productividad ($143.8 \pm 26.8 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) (Fig. 5.23b). En el sitio de restauración la menor productividad se presentó en el mes de

marzo ($21.9 \pm 4.9 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) correspondiendo a la temporada de secas, los picos más altos se observaron en el mes de junio ($227 \pm 51.8 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) del 2013 y en el mes de mayo ($251.7 \pm 58 \text{ g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) del 2014 (Fig. 23 b), estos meses son la transición entre la temporada de secas y lluvias, registrándose diferencias significativas entre épocas ($F_{2, 76}=7$; $P<0.002$) (Tabla 17).

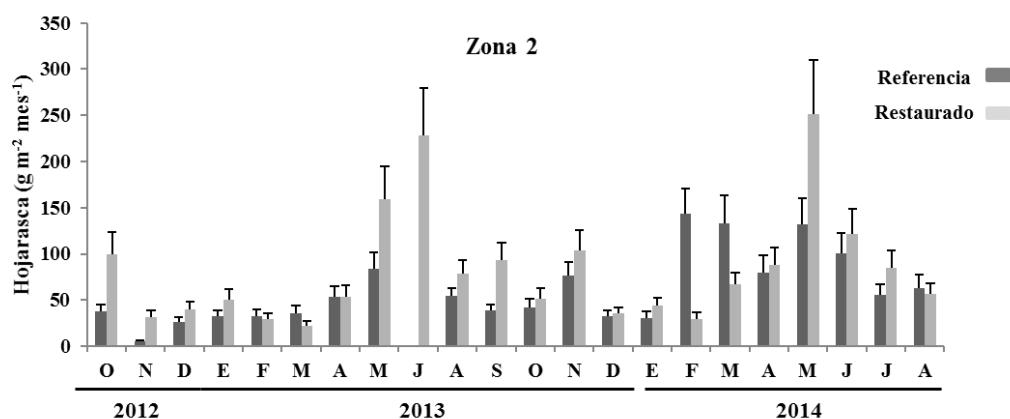


Figura 23. Patrón de producción de hojarasca de manglar en el sitio de referencia y sitio restaurado en la zona 2 (a) y Patrón de producción de hojarasca de manglar en el sitio de referencia y sitio restaurado en la zona 1 (b). Las barras representan la media \pm error estándar mensual.

Tabla 17. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de la productividad ($\text{g m}^{-2} \text{ mes}^{-1}$) de la zona 2; ns= no significativo * = significativo ($P<0.05$).

Fuente de variación	Df	F	P
Productividad			
Sitio	1,38	2.62	ns
Época	2,38	3.81	*
SitioxÉpoca	2,38	1.30	ns

Discusión

Después de haber llevado a cabo una restauración activa (reforestación además de apertura de un canal) en la zona 1, y una restauración pasiva (solamente apertura de un canal) zona 2, se observó que en la zona 1 donde se realizó la reforestación con *R. mangle* y *A. germinans*, *L. racemosa* se estableció de manera espontánea superando en densidad a las

especies plantadas y desplazando a *R. mangle* en los puntos de monitoreo. En la zona 2 se establecieron de manera espontánea las 3 especies de manglar siendo *L. racemosa* la especie dominante. *L. racemosa* es una especie conocida por su capacidad de dominar ambientes perturbados (Tomlinson, 1999; Mckee y Faulkner, 2000; Menghini *et al.*, 2011; Rovai *et al.*, 2012). Es posible que en la zona 2 el establecimiento posterior a la apertura del canal de manera natural de *Batis marítima* y *Salicornia virginica* creara microhábitats (capítulo 4), que favorecieron a la disminución de la salinidad y el establecimiento de las 3 especies, pero dominando *L. racemosa*. Se ha registrado que en zonas donde se ha llevado una reforestación con especies como *R. mangle* y *A. schaueriana*, *L. racemosa* se estableció también de manera natural presentando valores muy altos de densidad, lo cual se ha observado que es típico de bosques de manglar en condiciones de estrés (Pellegrini *et al.*, 2009; Soares *et al.*, 2012).

Realizando el análisis de la tasa de recuperación de la estructura forestal del manglar para ambas zonas se observa que donde se realizó una restauración activa, las variables estructurales se recuperan más rápido respecto a la zona donde se realizó una restauración pasiva (Fig. 24). La densidad de individuos después de una restauración activa supera en los primeros años al sitio de referencia, y el diámetro de los individuos de manglar al cabo de los 8 años de restauración se aproxima al de los individuos en el sitio de referencia (Fig. 24a).

En la zona donde se realizó una restauración pasiva el proceso de recuperación es más lento. La densidad de individuos de manglar en el sitio restaurado también es superior a la del sitio de referencia con valores muy similares a los del sitio restaurado en la zona de restauración activa (Fig. 24 b). Pero la altura y el diámetro de los árboles están más alejados de los del sitio de referencia que en la zona 1 en el año equivalente (al cabo de 6 años de la restauración, 2012 en la zona 1). No obstante, si muestran una tendencia a la recuperación y a la similitud con las características de los sitios de referencia. Hay que hacer notar que, de acuerdo con los resultados del capítulo 1 donde se revisaron numerosos casos de restauración de manglar, se necesitan al menos 15 años para asemejarse al sitio de referencia.

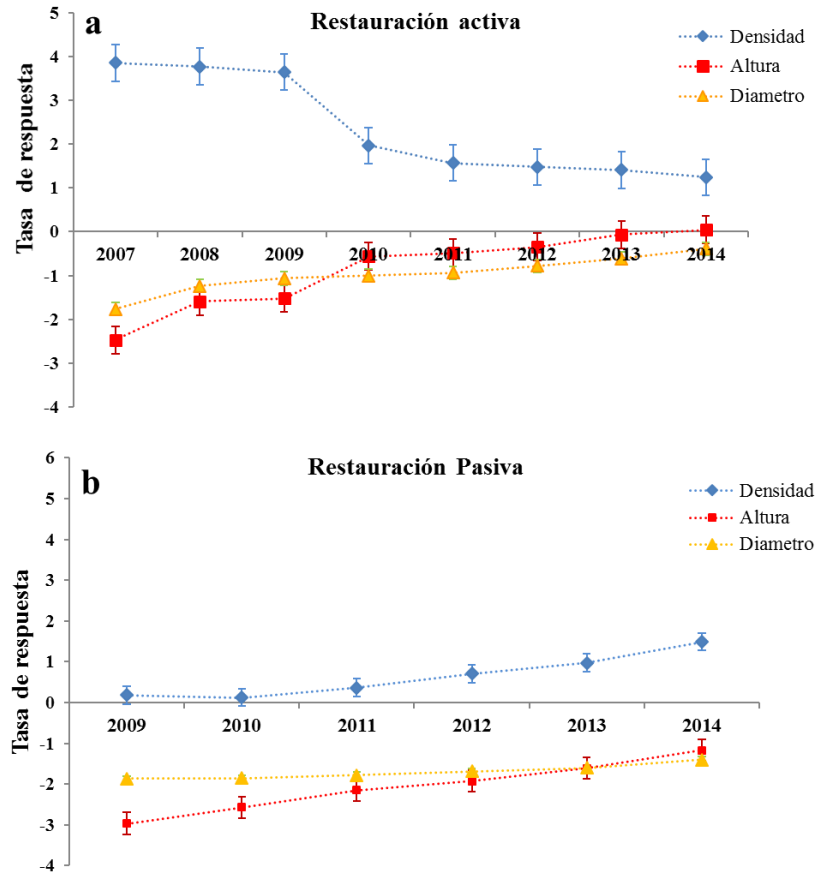


Figura 24. Tasa de respuesta de las variables estructurales de la zona con una restauración activa (zona 1) (a) y una zona con una restauración pasiva (zona 2) (b).

La apertura del canal con el fin de restablecer el hidropériodo y disminuir la salinidad del sedimento, muestra resultados positivos para ambas zonas donde se observaban salinidades por encima de 100 ups, disminuyendo posteriormente a la apertura del canal a valores por debajo de 50 ups en la zona 1 (Fig. 3), mientras que en la zona 2 disminuye paulatinamente, siendo en el 2011 cuando se observa el mayor descenso de la salinidad, y llegando a 50-60 ups al final del estudio en el 2014 (Fig. 13). Estudios empíricos a escala regional han demostrado que el restablecimiento del flujo de marea en sistemas fragmentados de manglares costeros puede recuperar la estructura del ecosistema en 1 o 3 años, incluyendo peces, invertebrados, biodiversidad vegetal, y características abióticas y morfológicas (Burdick *et al.*, 1997; Raposa, 2002; Lewis y Gilmore, 2007). En manglares la acción de la apertura de canales ha funcionado con respecto a la disminución de la salinidad (Rivera-Monroy *et al.*, 2006), en la ciénaga grande de Santa Marta donde la salinidad era superior a

90 ups, ya que 5 años después de la restauración hidrológica la salinidad disminuyó a 2-20 ups, lo que permitió el establecimiento de plántulas de las 3 especies de manglar, siendo también *L. racemosa* la especie dominante. Estos resultados concuerdan con los observados en nuestro estudio en la zona 2. Nuestros resultados muestran indudablemente que la variable salinidad intersticial es clave y bien correlacionada con las demás del sedimento en relación con la dinámica de la vegetación de manglar (Figs. 8, 19 y Tablas 6, 14).

Respecto a la respuesta de las variables fisicoquímicas del sedimento en ambas zonas se observa que presentan comportamientos diferentes. En la zona de restauración activa la temperatura del agua intersticial disminuyó en el sitio restaurado con posterioridad a la apertura del canal, sin observarse diferencias en la salinidad con respecto al sitio de referencia (Fig. 25 a). Sin embargo, en la zona de restauración pasiva, la salinidad intersticial disminuye hasta mostrar valores más bajos que el sitio de referencia a los 6 años de restauración (Fig. 25 b).

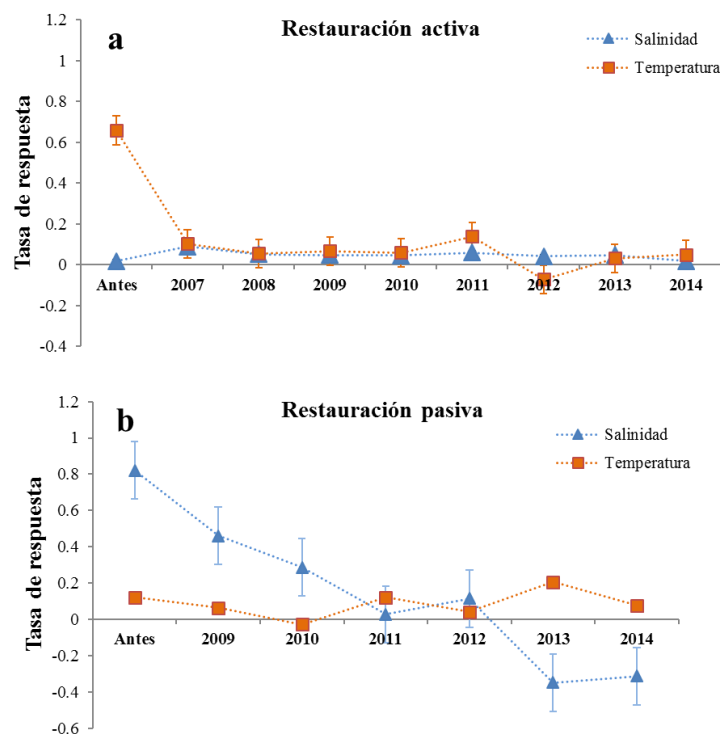


Figura 25. Tasa de respuesta de las variables de salinidad y temperatura intersticial de la zona con una restauración activa (zona 1) (a) y una zona con una restauración pasiva (zona 2) (b).

La disponibilidad de nutrientes para las plantas es importante en la comprensión e interpretación de las inferencias en el crecimiento y productividad de las plantas en los sitios restaurados. La concentración de nutrientes disponible puede ser baja en bosques maduros o de referencia debido a la absorción por los árboles y el reciclaje rápido por las plantas y por los microorganismos (Mckee y Faulkner, 2000). En nuestro estudio la zona 1, con una restauración activa, muestra que no existen diferencias significativas entre las características del sedimento (MO, CT y NT), entre el sitio restaurado y el sitio de referencia. En la zona donde se realizó una restauración pasiva, zona 2, se detectaron diferencias significativas entre sitios respecto al contenido de materia orgánica del sedimento, siendo mayor en el sitio de referencia, lo cual concuerda con otros estudios (Mckee y Faulkner, 2000; Bosire *et al.*, 2003; Vovides *et al.*, 2010). En general el contenido de nutrientes en el sedimento muestra que en la zona 1, de restauración activa, los nutrientes se asemejan a las condiciones de sitio de referencia, sin embargo, no muestran una tendencia (Fig. 26 a). En la zona 2, de restauración pasiva, la densidad aparente del sedimento mantiene valores cercanos a los de referencia, mientras que las demás variables muestran una ligera tendencia a presentar valores más bajos con respecto al sitio de referencia a lo largo de los años (Fig. 26 b).

De acuerdo a los resultados de Moreno-Mateos *et al.*, (2012) en humedales los nutrientes en el sedimento se reducen drásticamente con posterioridad a una degradación, excepto el fósforo que no presenta cambios. Estos autores mostraron que la respuesta de la concentración de nutrientes en el sedimento posterior a una restauración es variable. Se ha observado que la degradación de los humedales oxida almacenes de CO₂ acumulado del carbono orgánico y este se libera a la atmosfera, dado por las condiciones aeróbicas que aceleran el proceso de la respiración microbiana (Mitsch y Gosselink, 2007; Knops y Tilma, 2000). Posterior a la recuperación hidrológica, las condiciones anaeróbicas permiten que el carbono orgánico se acumule lentamente en el suelo. En nuestro estudio, en la zona 2 las concentraciones de C se mantienen por debajo del sitio de referencia coincidiendo con los resultados de Moreno-Mateos *et al.*, (2012) que indica que el carbono en sedimentos de humedales restaurados es menor que en los sitios de referencia.

Las condiciones aeróbicas en humedales degradados afectan el almacenamiento y ciclo del nitrógeno, permitiendo la mineralización del nitrógeno orgánico y la transformación de amonio a nitrato (Mitsch y Gosselink, 2007). El nitrato se procesa rápidamente por los microorganismos y plantas, dejando agotado el reservorio original de nitrógeno en el suelo o no está disponible. Nuestros resultados muestran que para ambas zonas el nitrógeno en un inicio presenta valores cercanos a los de referencia y conforme pasa el tiempo este disminuye siendo menores que los de referencia. Resultados similares observó Moreno-Mateos *et al.*, (2012), los cuales muestran que el almacenamiento de nitrógeno se mantuvo significativamente menor en humedales restaurados. En nuestro estudio ni en los resultados Moreno-Mateos *et al.*, (2012) no se observan diferencias en el caso del contenido en P en el sedimento siendo similar en el sitio restaurado que en el de referencia.

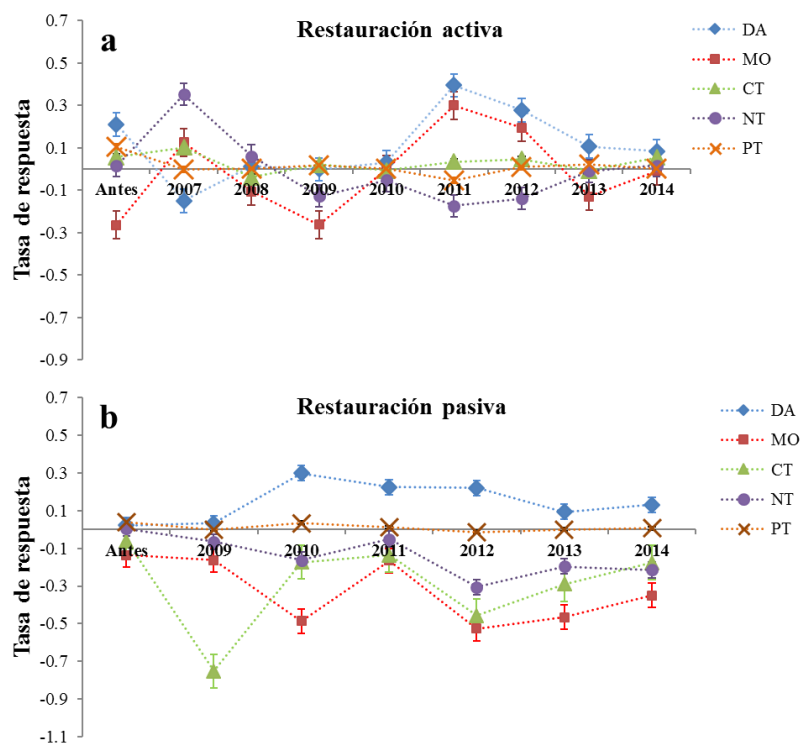


Figura 26. Tasa de respuesta de las variables fisicoquímicas del sedimento de la zona con una restauración activa (zona 1) (a) y una zona con una restauración pasiva (zona 2) (b). Donde densidad aparente (DA), materia orgánica (MO), carbono total (CT), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT).

En cualquier programa de restauración es importante determinar empíricamente la recuperación de los servicios ecosistémicos y de la productividad, un indicador importante de la dinámica del ecosistema. En general, los sistemas bien constituidos y dinámicos de acuerdo a factores reguladores no alterados muestran una mayor productividad en comparación con los sistemas degradados. Además, se ha comprobado que los ecosistemas de manglar juegan un papel importante en la mitigación del cambio climático a través de la captura y almacenamiento de carbono (Mcleod *et al.*, 2011). Se ha señalado que, para una misma superficie, los manglares secuestran 3-5 veces más carbono que los bosques terrestres productivos (Donato *et al.*, 2011).

En nuestro estudio se ha utilizado la hojarasca para medir la productividad de un bosque restaurado en comparación con un bosque de referencia. Los resultados muestran que en este aspecto el ecosistema restaurado se ha acercado a la productividad del sitio de referencia. Se mostraron tendencias estacionales en la producción de material reproductivo (flores, frutos) en el sistema restaurado y de referencia. El componente que más contribuye en ambas zonas son las hojas de manglar. En nuestro caso los picos observados de productividad están relacionados con periodos de lluvias, secas o nortes, mientras que otros autores los atribuyen a un patrón estacional, el cual está asociado a las condiciones climáticas locales (Delgado *et al.*, 1996; Arreola-Lizarraga *et al.*, 2004). La tasa de producción por medio de la caída de hojarasca no difiere significativamente entre sitios restaurados y sitios de referencia en ambas zonas de restauración. En zonas donde se han realizado reforestaciones se ha observado que la productividad no difiere entre zonas reforestadas y zonas naturales al cabo del tiempo (Duke, 1998; Clough *et al.*, 2000; Wang' Ondu *et al.*, 2014); sin embargo, rodales con 5 años de restauración de *Rhizophora mucronata* presentan valores más bajos respecto a zonas naturales (Wang' Ondu *et al.*, 2014).

Respecto al almacén de carbono en los ecosistemas de manglar no existe mucha información sobre proyectos que tengan como objetivo evaluar la retención de carbono a través de la restauración, sin embargo, consideramos que es un buen indicador de la evolución de la restauración y un indicador funcional del éxito de la misma al proveer de un importante servicio ecosistémico. Existen estimaciones de biomasa aérea en manglares plantados que varían entre años de restauración (Tabla 18), donde se muestra que en sistemas relativamente jóvenes la biomasa es mayor. Nuestros resultados muestran que en la zona 1

donde se llevó a cabo la reforestación (restauración activa) se obtuvo una biomasa de 132 Mg ha⁻¹ a los 8 años del inicio de las acciones de restauración, mientras que la zona 2 con una restauración pasiva con 6 años de restauración presentó una biomasa área mucho menor, de 11 Mg ha⁻¹. Estas variaciones se pueden atribuir a la edad de las plantaciones, a la gestión que se han llevado en cada zona y a las condiciones climáticas (Bosiree *et al.*, 2008). Se ha observado que un bosque joven puede almacenar de 2.4 a 5.8 Mg C ha⁻¹ en biomasa aérea, mientras que en la biomasa radicular se han observado valores de 21 a 36 Mg C ha⁻¹. Estos valores son aproximaciones de primer orden sobre el contenido de carbono de material vegetal (Bouillon *et al.*, 2009). La mayoría de las estimaciones de biomasa aérea y almacén de carbono se han realizado en zonas donde se han llevado a cabo plantaciones de manglar, principalmente en zonas donde hacen usos maderables de los manglares como Malasia, Tailandia, Filipinas y Vietnam (Tabla 18).

Tabla 18. Estimaciones de Biomasa aérea y almacén de carbono en diferentes años y sitios obtenidos de la bibliografía.

Acción restauración	Años de Restauración	Biomasa (Mg ha⁻¹)	Almacén C orgánico (Mg ha⁻¹)	Lugar	Referencia
Reforestación	15	312	140.4	Filipinas	Camacho <i>et al.</i> , 2011
	20	219.1	98.6		
	40	556.9	250.6		
	Referencia	236.3	106.4		
Reforestación	80	5.1	nd	Malasia	Putz y Chan, 1986
Reforestación	12	12	nd	Kenia	Kairo <i>et al.</i> 2008
Reforestación	1		0.09	Tailandia	Kridiborworn <i>et al.</i> , 2012
	12		140.4		
Reforestación	10	46	Nd	Ecuador	DelVecchia <i>et al.</i> , 2014
	20	24	nd	Ca Mau, Vietnam	
Reforestación	5	41.9	nd	Ca Mau, Vietnam	Tan, 2002
	10	143.4	nd	Ca Mau, Vietnam	Tan, 2002
	15	202.8	nd	Ca Mau, Vietnam	Tan, 2002
	25	277.6	nd	Ca Mau, Vietnam	Tan, 2002
	35	326.9	nd	Tailandia	Tan, 2002
	25	344	nd	Tailandia	Alongi, 2009

	15	159	nd	Malasia	Christensen ,1978
Reforestación/ Rehabilitación hidrológica	1	0.403	0.18	Celestún, México	Este estudio
	8	132.3	59.53		
	Referencia	5678	95.2		
Rehabilitación hidrológica	1	0.012	0.0057	Celestún, México	Este estudio
	6	10.62	4.782		
	Referencia	6075	125.6		

Se ha observado que los bosques de manglar presentan un papel importante a través de la captura y almacenamiento de carbono (Mcleod *et al.*, 2011). Dada la escasez de estudios de casos, sería prematuro proponer directrices específicas para cuestiones de gestión o restauración de manglares, con respecto a su potencial para secuestrar carbono, o de proporcionar otros servicios ecosistémicos, ya que la información disponible de los éxitos de las acciones de restauración con esta perspectiva es escasa (Field *et al.*, 1998, Kairo *et al.*, 2001). Sin embargo, unas relaciones sencillas entre la biomasa, y la acumulación de carbono, y el tiempo transcurrido de restauración, parecen indicar el potencial a acumularse carbono en los manglares restaurados, pero también que es necesario un buen número de décadas para que la biomasa y el carbono acumulados sean notables (Fig. 27).

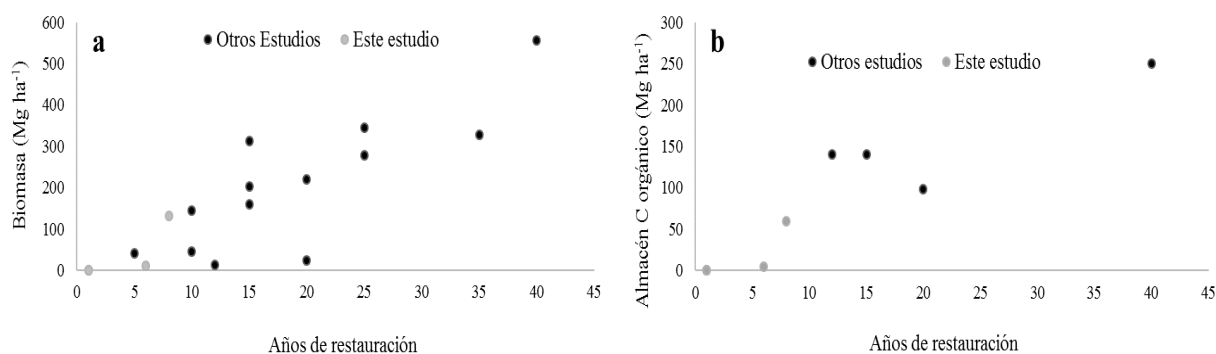


Figura 27. Biomasa aérea y almacén de carbono orgánico en manglares restaurados en diferentes años de restauración de trabajado obtenido de la bibliografía.

Las estrategias inadecuadas de plantación pueden conducir a fracasos de la restauración a gran escala (Samson y Roll, 2008). Nuestros resultados demuestran que con solo quitar o modificar la(s) variable(s) estresora (s), el ecosistema responde eficazmente sin

necesidad de realizar costosas acciones de restauración, tales como reforestar o realizar modificaciones topográficas en el ecosistema. Aunque es muy posible que en manglares degradados con otros factores estresores (por ej., acumulación de contaminantes) no sea suficiente una restauración pasiva y si sea necesaria una restauración activa (por ej., descontaminación, plantación selectiva) para restaurar el manglar.

Capítulo 4: Efecto de la restauración sobre el proceso de sucesión de plántulas de manglar y el proceso de descomposición de materia orgánica.

¿Pueden algunas especies pioneras facilitar la colonización y desarrollo de especies de manglar y, con ello, la restauración del ecosistema?

¿Cuáles son las condiciones que favorecen el establecimiento de *Batis marítima* y *Salicornia virginica*?

¿Cuánto tardan en descomponerse las especies pioneras que colonizan el manglar con posterioridad a una restauración pasiva?

¿Cómo varía la composición en carbono, nitrógeno y fósforo en el detritus de las especies pioneras a lo largo del proceso de descomposición?

¿Cuál es la dinámica en las colonias bacterianas a lo largo del proceso de descomposición?

Resumen

La recuperación de la vegetación nativa posterior a una perturbación a gran escala es esencial para prevenir la erosión del suelo y la invasión de especies exóticas. Se ha registrado que las primeras especies colonizadoras pueden funcionar como plantas facilitadoras las cuales pueden disminuir los efectos negativos de factores ambientales extremos. Sin embargo, los efectos asociados a la presencia de plantas herbáceas en las comunidades de manglar están relativamente poco estudiados, por lo que el objetivo de este apartado es determinar cuáles son las condiciones que permiten el establecimiento de *B. marítima* y *S. virginica*, así como el papel que juegan en la facilitación de la colonización y el desarrollo de las plántulas de manglar. También se ha evaluado el proceso de descomposición de *B. marítima*, para comprobar el papel que juega en el reciclado de nutrientes y en la disponibilidad de materia orgánica, mejorando las características del sedimento para el futuro asentamiento de las plántulas de manglar. Nuestros resultados muestran que después de llevar a cabo una reconexión hídrica como única medida de rehabilitación, se favoreció el establecimiento y crecimiento de *B. marítima* y *S. virginica*, cambiando las condiciones del sedimento, disminuyendo la salinidad y la densidad aparente, creando microambientes que favorecieron la germinación y el crecimiento de las plántulas de manglar. La presencia temprana de estas especies herbáceas también contribuyó al incremento de materia orgánica y al contenido de nutrientes en el sedimento por medio del proceso de descomposición. La cobertura de estas especies herbáceas pioneras disminuyó a medida que iban creciendo los individuos de manglar debido probablemente al ensombrecimiento y la competencia por espacio y los nutrientes disponibles en el sedimento. Se muestra que la rehabilitación hidrológica puede promover el proceso de sucesión en zonas de manglar fuertemente degradadas, constituyendo una alternativa a la revegetación directa con plántulas de mangle.

Introducción

Las comunidades de manglar a menudo contienen especies herbáceas, que se observan comúnmente en playas tropicales, en comunidades salinas y otras comunidades costeras (Tomlinson, 1994). En asociación con los ecosistemas de manglar pueden aparecer naturalmente como sotobosque, en los ecotonos, o establecerse en zonas perturbadas. Su presencia puede influir positivamente en el restablecimiento y el crecimiento del manglar, lo cual es susceptible de ser utilizada para acelerar la recuperación natural de un sitio perturbado, aunque otros factores influyen como la presencia de depredadores de semillas y plántulas (McKee, 1995; Lindsquit y Carroll, 2004), las inundaciones, la alta salinidad (McKee, 1995a; Elster *et al.*, 1999; Sherman *et al.*, 2000) así como la acumulación de sedimentos (Elster, 2000). Sin embargo, los efectos asociados a la presencia de plantas herbáceas en las comunidades de manglar están relativamente poco estudiados (Flores, 2004; Milbrant y Tinsley, 2006). Los manglares pueden ser extremadamente lentos en recolonizar y desarrollarse, especialmente en ambientes hostiles (por ejemplo, zonas áridas o hipersalinas) por lo que el establecimiento pionero de herbáceas puede ejercer una influencia positiva en la restauración de los ecosistemas de manglar, mejorando las condiciones ambientales del sedimento y facilitando la colonización y el crecimiento de las especies de manglar.

Muchos ecosistemas de manglar se ven afectados por una gran variedad de perturbaciones naturales y antropogénicas que varían en escala, intensidad y frecuencia (Sherman *et al.*, 2000). La recuperación de la vegetación nativa posterior a una perturbación a gran escala es esencial para prevenir la erosión del suelo y la invasión de especies exóticas, así como para la recuperación de las numerosas funciones y servicios que proporcionan los manglares. Los cambios en la hidrología se han identificado como una de las principales causas de la degradación de las zonas de manglar, lo que ha dado lugar a grandes esfuerzos en su recuperación mediante el restablecimiento de las características hidrológicas (rehabilitación hidrológica) (Turner y Lewis III, 1997). Sin embargo, en la mayoría de los casos, la restauración de los manglares se ha centrado en la plantación de propágulos o plántulas de mangle (Proffitt y Devlin, 2005; Lewis III, 2005). Hay muy poca información

acerca de cómo las primeras especies colonizadoras (pioneras) favorecen el establecimiento de las semillas de especies de mangle (Mckee *et al.*, 2007; Mckee y Rooth, 2008). En general, la sucesión secundaria en los ecosistemas donde las condiciones ambientales han cambiado dramáticamente puede iniciarse a través de la colonización por especies herbáceas que mejoran las condiciones físicas del sitio y la disponibilidad de recursos (Milbrandt y Tinsley, 2006). El establecimiento de estas especies pioneras, que funcionan como plantas facilitadoras, disminuye los efectos negativos de los factores ambientales extremos (Nieting *et al.*, 1963 en Padilla y Pugnaire, 2006). En las zonas donde los manglares han sido dañados, se ha observado la pronta creación de comunidades de vegetación no leñosa, por ejemplo, especies de los géneros *Salicornia*, *Batis*, *Borrchia* y *Sesuvium* (Milbrandt y Tinsley, 2006; Lewis III, 2011).

Lewis, (1982) describió cómo *Spartina alterniflora* actúa como una "planta nodriza" que se establece inicialmente en el suelo desnudo y facilita la sucesión a una comunidad dominada por árboles de mangle. También se ha observado que *Batis maritima*, tanto en las áreas de manglares muertos como en zonas de restauración, es una colonizadora exitosa, lo que contribuye al establecimiento de los manglares (Brandt y Tinsley, 2006). Sin embargo, no se han descrito cuales son las condiciones ambientales que favorecen el establecimiento de estas especies, las cuales posteriormente modifican y favorecen la recuperación de las especies de manglar. *B. maritima* se considera como una especie pionera tolerante a condiciones ambientales severas, como las que se dan en humedales caracterizados por sedimentos con salinidad y temperatura elevadas (Linnaeus *et al.*, 2011; Pennings y Callaway, 2000). Es de gran interés dilucidar si se comporta como una especie facilitadora de la colonización de especies de manglar por su potencial aplicación en la restauración de manglares degradados.

Además del enfoque estructural un enfoque sobre los procesos ecológicos en el contexto de la restauración ofrece una visión diferente del estado y la dinámica del ecosistema y de los servicios que puede ofrecer. La medición del funcionamiento de un ecosistema requiere de la evaluación de procesos ecológicos tales como la descomposición, al poner de manifiesto la velocidad de la degradación de la materia orgánica por los organismos descomponedores y los detritívoros, dejando nutrientes disponibles para el resto del ecosistema. Por este motivo es un indicador útil, debido a que la velocidad de

descomposición de un sustrato integra tanto los efectos del entorno físico (humedad disponible, temperatura y textura del sedimento), como las condiciones químicas del sustrato, la composición y actividad de la biota del suelo, además de la estructura y composición del material en descomposición. La tasa de descomposición determina la tasa de liberación de nutrientes, que pueden quedar disponibles para otros organismos y también ayuda a determinar la acumulación potencial de materia orgánica en el ecosistema (Falk *et al.*, 2006). En el caso de los manglares asociados a ambientes kársticos, los sedimentos son pobres en nutrientes, particularmente fósforo, y presentan una estrecha relación con la hidrología subterránea de los ecosistemas cercanos (lagunas costeras, surgencias del agua, litoral) (Feller, 1995; Feller *et al.*, 2002; Feller *et al.*, 2003, Feller *et al.*, 2007). En estos entornos, hay una dependencia de insumos alóctonos o del reciclaje de nutrientes autóctonos (Koch, 1997), por lo tanto, la regeneración (establecimiento y crecimiento de las semillas y plantas forestales de manglar) puede estar limitada por la disponibilidad de nutrientes (Thom, 1982; Koch, 1997).

En bosques de manglar, además, la descomposición también es un proceso de suma importancia no solo por lo que significa para la exportación de materia y energía a los ecosistemas vecinos (Middleton y Mckee, 2001), sino particularmente por su contribución a los procesos de acreción y estabilidad del propio sistema, especialmente cuando el aporte de sedimento es limitado, como en el caso de los manglares situados en islas pequeñas (Galeano *et al.*, 2010).

El objetivo de este apartado es determinar cuáles son las condiciones que permiten el establecimiento de *B. marítima* y *S. virginica*, así como el papel que juegan en la facilitación de la colonización y el desarrollo de las plántulas de manglar. También se pretende evaluar el proceso de descomposición de *B. marítima*, para comprobar el papel que juega en el reciclado de nutrientes y en la disponibilidad de materia orgánica, mejorando las características del sedimento para el futuro asentamiento de las plántulas de manglar.

Material y Métodos

Área de estudio:

La zona de este estudio se conoce como “Zona de rehabilitación” presente en la reserva de la Biosfera Ría Celestún (Fig.1) que abarca un total de 72 ha. En esta zona la única acción de restauración que se realizó fue la apertura del canal (1576 de longitud con un ancho de 0.8 a 3 m y una profundidad de 80 a 100 cm), con el fin de restablecer la entrada de agua en el 2009.

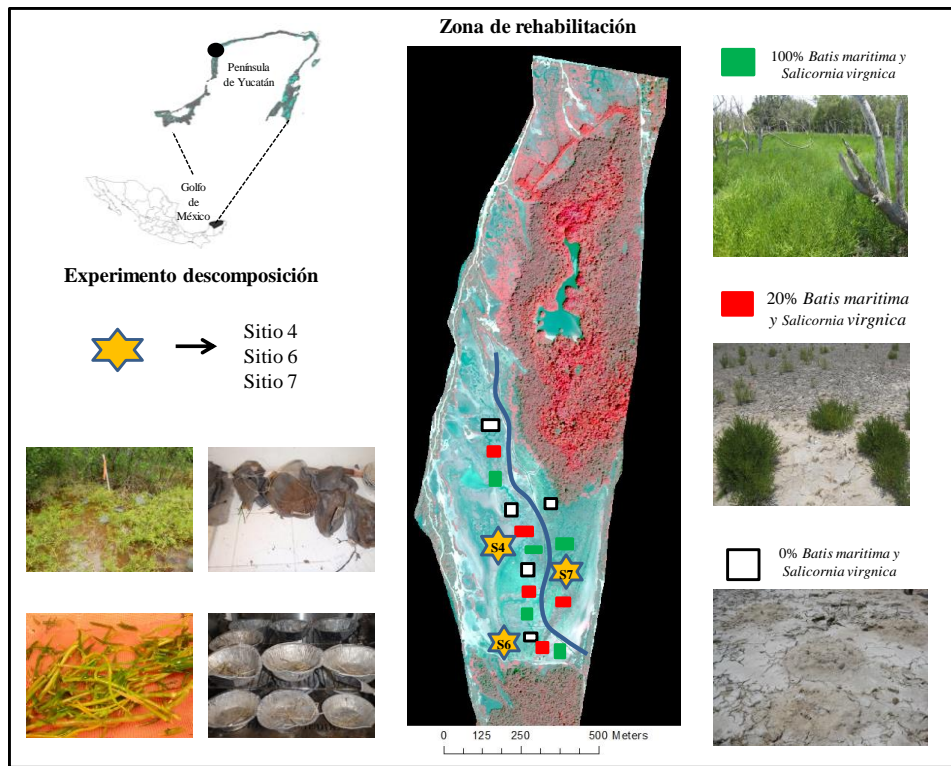


Figura 1 Área de estudio indicando el diseño experimental, donde los cuadros muestran la distribución de las parcelas experimentales con diferentes coberturas de *B. maritima* y *S. virginica*. La estrella muestra los sitios donde se realizó el experimento de descomposición de *B. maritima*.

Diseño experimental

El estudio se realizó con posterioridad de 5 meses a la apertura del canal construido como parte de las acciones de rehabilitación hidrológica, permitiendo que *B. maritima* y *S. virginica* se establecieran de manera natural. Para determinar el efecto del establecimiento de *B. maritima* y *S. virginica* en la colonización y desarrollo de las plántulas de manglar

posterior a esta rehabilitación hidrológica, se establecieron 15 parcelas de 16 m² (4 x 4 m), en las que se observaron diferentes coberturas: 5 parcelas con una cobertura del 100%, 5 parcelas con una cobertura del 20 %, y 5 sin cobertura vegetal (0%). Las parcelas estaban situadas a una distancia de un metro del canal. En cada una de las parcelas se midieron las siguientes variables:

Tasa relativa de crecimiento y supervivencia de las plántulas de manglar: Se denominó plántula al individuo ya germinado y establecido en el sedimento con una altura menor a 49 cm. Se etiquetaron todas las plántulas presentes en cada una de las parcelas establecidas de manera natural, a las cuales se les midió la altura a partir el nivel del suelo hasta el ápice de la plántula. Se realizaron 8 mediciones cada 4 o 6 meses, la primera medición se realizó en abril del 2009 y la última en agosto del 2012. La tasa relativa de crecimiento en altura (TRCA), se calculó restando de la altura alcanzada en un tiempo determinado (T_i) el valor de la altura anterior (T_{i-1}), dividiéndolo por el número de días transcurridos (n) (Ramírez y Rodríguez, 2004). Cabe señalar que la fórmula original contiene logaritmos, dada la tendencia sigmoideal del crecimiento en las plantas. Sin embargo, en la etapa inicial del crecimiento en la que se hicieron las mediciones la curva fue prácticamente lineal, por lo que se omitieron los logaritmos del modelo: $(TRCA) = (T_i - T_{i-1}) / n$.

Cobertura de *B. maritima* y *S. virginica*: Para llevar a cabo el registro de la cobertura de las especies “facilitadoras” en las parcelas, se utilizó el método del Braun-Blanquet (Fourqurean y Rutten, 2003). Estas medidas se realizaron al mismo tiempo que la medición de las plántulas de manglar ($n=8$).

Salinidad y temperatura intersticial: En cada una de las parcelas se tomaron 3 muestras de agua intersticial a 40 cm de profundidad con ayuda de un tubo acrílico y una jeringa. Para medir la salinidad y la temperatura se usó una sonda multiparamétrica YSI 30 (YSI, Xylem Inc. Ohio, USA). Estas mediciones se realizaron cada 2 meses desde febrero del 2009 a agosto del 2012.

Caracterización del sedimento: En cada una de las parcelas permanentes se colectaron 2 muestras de sedimento por año (de 2009 al 2012). Las muestras de sedimento fueron tomadas con ayuda de un nucleador de PVC con un diámetro de 6 cm y 40 cm de largo. Se determinaron la densidad aparente (bulk density), contenido en materia orgánica y nutrientes (C, N y P total). Para determinar la densidad aparente se dividió cada muestra en intervalos de 10 cm, se secaron a 60 °C para obtener el peso seco y se calculó la densidad aparente a partir del cociente entre el peso seco y el volumen. El contenido en materia orgánica del sedimento se determinó por gravimetría después de calcinar cada porción en una mufla a 550 °C durante un periodo de 4 horas (Chen y Twilley, 1999). Para la determinación de carbono y nitrógeno total, las muestras fueron molidas y homogeneizadas, posteriormente se pesaron de 20 a 30 mg en cápsulas de estaño por triplicado y se analizaron con un auto-analizador elemental modelo FLASH-EA-1112, (Quest). El fósforo total se midió por colorimetría después de una digestión ácida siguiendo la metodología descrita por Aspila *et al.*, 1976 y Parson *et al.*, 1984.

Determinación del hidropериодо: Para determinar el tiempo, frecuencia y nivel de inundación se usó un registrador electrónico de nivel de agua (Levellogger gold, model 3001), el cual fue programado para tomar una lectura cada hora. El registrador se colocó a un costado de las parcelas experimentales, con ayuda de un tubo de PVC de 7.6 cm de diámetro que fue insertado en el sedimento a una profundidad de 1 m y sobresaliendo 1.03 m sobre la superficie del suelo, evitando de esta manera la entrada de agua al tubo al subir la marea. El registrador fue colocado a 0.85 m por debajo de la superficie del suelo y el periodo de registro fue de agosto del 2009 a marzo del 2012. La duración se estimó como el número de horas que permanece inundado, y la frecuencia de inundación como el número de eventos de inundación por mes en el que se completa un ciclo de inundación/desecación.

Experimento de descomposición

El proceso de descomposición fue estimado utilizando bolsas de descomposición (litter bags) de 17 cm de ancho por 15 cm de largo, con un tamaño de malla de 1 mm. En cada bolsa se introdujeron 45 g de material vegetal fresco (hojas y tallos) de *Batis marítima*. Para evaluar el proceso de descomposición en la zona de rehabilitación se establecieron 3 sitios (sitio 4, sitio 7 y sitio 6) a lo largo del área de estudio (Fig. 1), donde se colocaron 56

bolsas por sitio con un total de 168 bolsas. Las bolsas se recolectaron a cabo de 0, 1, 2, 3, 8, 10, 12, 14 y 16 días del inicio del experimento. En cada colecta se tomaron 7 bolsas por muestreo de las cuales 2 bolsas se utilizaron para el análisis de la comunidad bacteriana y 5 para determinar la tasa de descomposición y el contenido en carbono (C), nitrógeno (N) y fósforo (P). El material colectado fue secado en una estufa a 75 °C hasta alcanzar el peso constante (72 h).

Análisis de nutrientes

Para la determinación del contenido en C, y N total del detritus, las muestras ya secas fueron molidas y homogeneizadas. Posteriormente se pesaron de 20 a 30 mg en cápsulas de estaño por triplicado y se analizaron con un auto-analizador elemental modelo FLASH-EA-1112, (Quest). El contenido en P total del detritus se midió como en el caso del sedimento por colorimetría siguiendo la metodología descrita por Aspila *et al.*, 1976 y Parson *et al.*, 1984.

Parámetros ambientales

En cada uno de los sitios y en el momento de la recolección de las bolsas se colectaron 5 muestras de agua intersticial a 40 cm de profundidad con ayuda de un tubo acrílico y una jeringa (n=140). Para medir la salinidad y la temperatura se usó una sonda multiparamétrica YSI 30 (YSI, Xylem Inc. Ohio, USA). La temperatura superficial se midió en continuo con un sensor (HOBO Pendant Temperature/Light Data Logger 64K - UA-002-64), el cual fue programado para tomar una lectura cada hora.

Temperatura acumulada (grados-día)

Con los datos de temperatura obtenidos con el sensor se estimaron los grados-día acumulados multiplicando la temperatura media del agua superficial durante cada periodo de incubación por el tiempo transcurrido (Petersem y Cummins, 1974).

Análisis de la comunidad bacteriana

Las muestras colectadas fueron transportadas en bolsas ziploc[®], las cuales fueron refrigeradas a 9°C hasta su posterior procesado en el laboratorio de Microbiología. Para este trabajo se utilizó como medio de cultivo Agar Marino (AM), para la realización de conteos de unidades formadoras de colonias (ufc). Como primer paso se homogenizó la muestra en

un equipo mezclador Interscience. Debido a que los muestreos se hicieron por duplicado, se tomaron cada vez 5 g de *B. marítima* por muestra, para así obtener al final 10 g de materia vegetal por muestreo. Posteriormente se agregaron a una bolsa BagFilter®, agregando 20 mL de solución salina al 9% para finalmente dejarlas durante 10 min en un homogeneizador Bagmixer (400 SW). El sobrenadante se recuperó en un frasco de copro y se refrigeró a 9°C hasta su uso.

Procedimientos analíticos en el proceso de descomposición.

La tasa de descomposición (k), se estimó utilizando un modelo exponencial simple (Olson, 1963). Se cuantificó la dinámica del contenido en C, N y P del detritus a lo largo del proceso de descomposición en relación a la biomasa remanente en cada colecta mediante la siguiente fórmula: $(\% \text{Nut}_t * \text{Biomasa}_t) / (\% \text{Nut}_{t_0} * \text{Biomasa}_{t_0})$, donde %Nut_t es el contenido en nutrientes (C, N o P) de la colecta en el tiempo t, Biomasa_t es el peso seco remanente de la colecta en el tiempo t, Nut_{t₀} es el contenido en nutrientes inicial de *B. marítima* con que fueron llenada las bolsas y Biomasa_{t₀} es el peso seco inicial con que fue llenada cada bolsa.

Análisis estadístico:

Para determinar si existen diferencias significativas en la salinidad intersticial y la temperatura del sedimento entre tratamientos, y entre años se llevó a cabo un análisis de la varianza de medidas repetidas (ANOVA factorial). También se utilizó este tipo de análisis para determinar las diferencias en el contenido en nutrientes en el sedimento (C, N y P) entre parcelas y años. Debido a las violaciones en el supuesto de esfericidad requerida para mediciones repetidas de ANOVA se utilizó la corrección de Greenhouse-Geisser (Greenhouse y Geisser, 1959). La normalidad se evaluó mediante gráficos de probabilidad, histogramas y pruebas de Shapiro-Wilk test (Legendre y Legendre, 1998). En los casos en que se presentaron diferencias significativas, las comparaciones por pares se analizaron utilizando pruebas “post-hoc” de Tukey. Para todos los análisis estadísticos se utilizó un valor de significación de $P < 0.05$. A lo largo de los resultados todos los valores se relacionan como media ± error estándar. Los análisis se realizaron con el programa STATISTICA 7 (Statsoft inc. 2004).

Se realizó un análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS) para determinar la trayectoria de la cobertura de *B. marítima* y *S.*

virginica en el tiempo, entre tratamientos y examinar las correlaciones entre las variables ambientales (Kruskal, 1964; McCune y Grace, 2002).

Para determinar si existen diferencias significativas en las tasas de descomposición se llevó a cabo un ANCOVA utilizando el tiempo como covariable. Se realizaron 2 análisis de medidas repetidas (ANOVA) para comparar el contenido de nutrientes entre el tiempo y entre sitios, así como las variables ambientales (salinidad y temperatura intersticial y temperatura superficial). Los datos de nutrientes fueron transformados ($\log(x+1)$) para garantizar la normalidad y homogeneidad de varianza con la prueba de Levene test (Legendre y Legendre, 1998).

Con el fin de registrar diferencias significativas entre sitios y tiempos de colectas respecto a la presencia de especies se realizó un análisis de varianza multivariado permutacional usando matrices de distancia (ADONIS) (Oksanen *et al.*, 2013) y su significancia es evaluada con permutaciones.

ADONIS analiza y particiona la suma de cuadrados usando matrices de distancia y disimilitudes basado en un ajuste de modelos lineales y utilizando pruebas de permutaciones con pseudo-F (Oksanen *et al.*, 2013). En caso en que la matriz esté compuesta por datos mixtos (cuantitativos y binarios) la opción es *Gower*. Para visualizar gráficamente los taxones significativos al análisis INDVAL en un espacio de dimensión reducida, se realizó un MDS (Multidimensional Scaling) sobre el logaritmo ($x+1$) de la matriz de abundancia utilizando la distancia de Bray-Curtis. Esto se realizó en el programa estadístico R: <http://vegan.r-forge.r-project.org> o <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/>

Resultados

Hidroperíodo

Durante el año 2009, el nivel de inundación en la zona de rehabilitación fue mayor durante la temporada de lluvias (junio-octubre), alcanzando valores de hasta 50 cm. En el 2010, los valores máximos se presentaron en los meses de mayo y junio (hasta 55 cm), en el periodo de transición de la temporada de secas a lluvias. Los niveles de agua por debajo de la superficie del sedimento coinciden con la temporada de nortes (desde noviembre hasta febrero) y secas (de marzo a mayo) (Fig. 2a). En los meses de octubre 2009 y junio 2010, el

tiempo de inundación fue más prolongado (729 y 675 h mes⁻¹ respectivamente, Fig. 2c), mientras que en la temporada de Nortes y Secas el tiempo de inundación es menor o nulo en ciertos meses (Fig.2b). El mayor número de eventos o número de veces de inundación por mes (30) en el que se completa un ciclo de inundación/desecación en el sitio coincide con los meses de mayor tiempo de inundación (Fig. 2b, c).

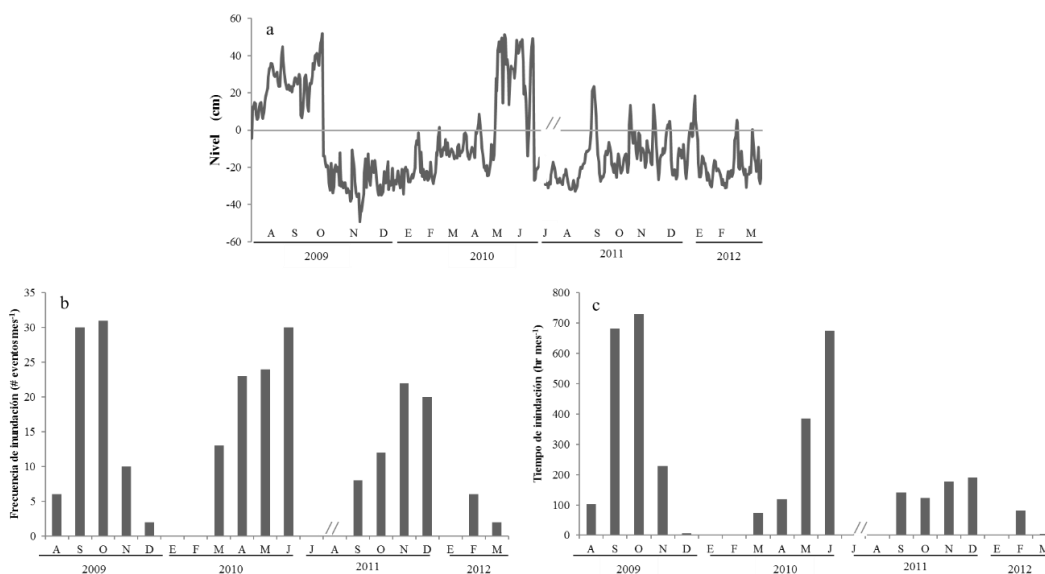


Figura 2. Hidroperíodo de la zona 2 de rehabilitación, donde a) es el nivel de inundación, b) frecuencia de inundación y c) tiempo de inundación.

Variables fisicoquímicas del sedimento

La salinidad del agua intersticial presentó diferencias significativas ($F_{2,233}=77.7$; $P < 0.001$) entre los tres grupos de parcelas (100 %, 20% y 0% de cobertura de *B. marítima* y *S. virginica*) (Tabla 1), registrándose la salinidad más alta en las parcelas con el 0% de cobertura (90.3 ± 3.09 ups), mientras que en la parcela con cobertura del 100% se registró la menor salinidad (50.1 ± 1.5 ups) (Fig. 3a). Se observaron diferencias en la salinidad entre años en las diferentes parcelas ($F_{3, 233} = 3.5$; $P < 0.001$), llegando a los valores mínimos en 2010. Con respecto a la temperatura del agua intersticial no se registraron diferencias entre parcelas ($F_{2,233} = 2.3$; $P > 0.09$) (Fig.3b, Tabla 1) pero si entre el año 2010 y los otros años ($F_{3,233} = 50$; $P < 0.001$) (Tukey HSD test, $P < 0.001$), registrándose la temperatura más baja, entre 26 y 28 °C, mientras que en los demás años la temperatura alcanza los 30 °C.

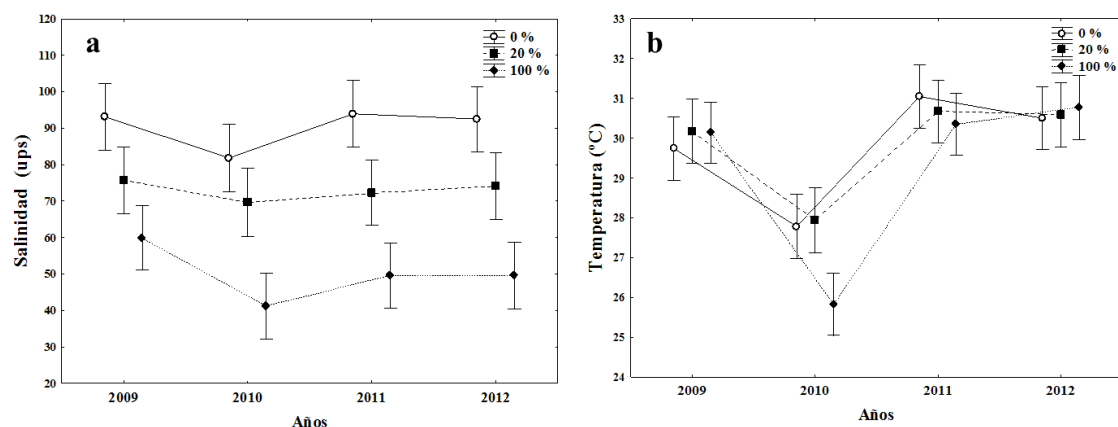


Figura 3. Variación de la salinidad anual media (n=30) y la temperatura intersticial anual media (n=30) a lo largo del periodo de estudio y diferencias entre tratamientos. Las barras verticales indican el error estándar.

Tabla 1. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de medidas repetidas de la salinidad (ups) y temperatura (°C) intersticial; ns= no significativo, * = significativo ($P < 0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Salinidad			
Año	3, 233	3.5	*
Tratamiento	2,233	77.7	*
Año*Tratamiento	6,233	0.5	ns
Temperatura			
Año	3, 233	50	*
Tratamiento	2,233	2.38	ns
Año*Tratamiento	6,233	2.48	*

En relación a la densidad aparente se registraron diferencias significativas entre los tratamientos ($F_{2,65}=5.3$, $P < 0.006$) (Tabla 2), observándose la mayor densidad en la parcela del 20% de cobertura (0.6 ± 0.04 g cm⁻³) (Fig. 4a). La parcela con 100% de cobertura presentó la mayor variación entre años aumentando un 77.7 % desde el 2009 al 2012 (Fig. 4a), mientras que en las parcelas con 0% de cobertura la densidad aparente disminuyó significativamente un 51.2 % entre años (Interacción año*parcela $F_{6,65}=4.4$, tukey HSD test, $P < 0.001$). Respecto al contenido en materia orgánica del sedimento se observaron diferencias significativas entre tratamientos ($F_{2,65}=5.1$, $P < 0.008$) (Tabla 2), registrándose el mayor contenido en la parcela del 100% de cobertura (47.1 ± 4.7 %) (Fig. 4b) durante el primer año de estudio. El contenido en materia orgánica disminuye desde el año 2009 a los años posteriores solamente en la parcela con el 100 % de cobertura, presentando diferencias significativas entre los años 2009 y 2012 ($F_{3,65}=1.2$, Tukey HSD test, $P < 0.001$) (Tabla 2).

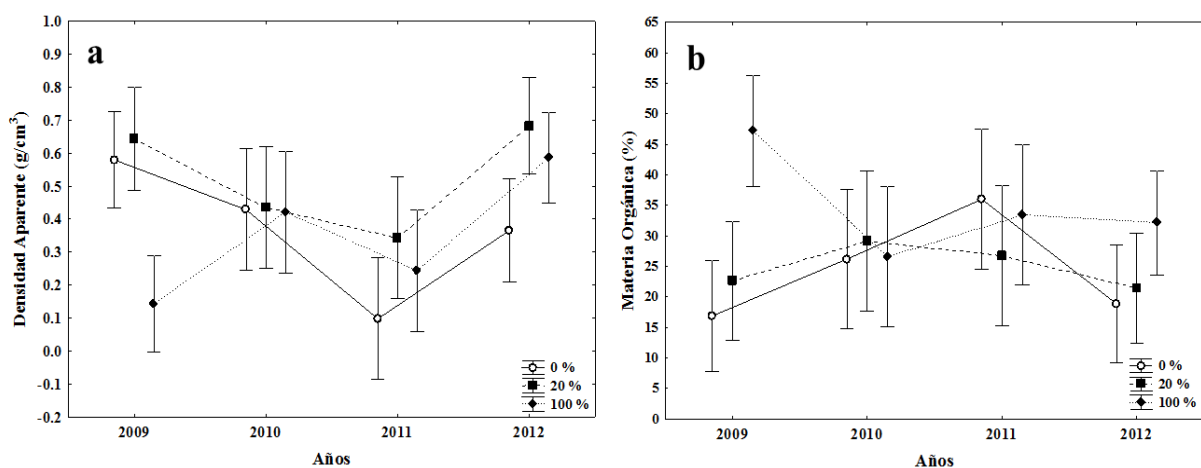


Figura 4. Variación del valor medio anual de la Densidad Aparente y el contenido en materia orgánica en los sedimentos ($n=24$) en las parcelas con diferentes coberturas de *B. maritima* y *S. virginica*. Las barras verticales indican el error estándar

Con respecto al contenido en carbono se registraron diferencias entre tratamientos ($F_{2,65}=8$; $P<0.007$) (Tabla 2), observándose el mayor contenido en la parcela con coberturas del 100% (24.09 ± 1.6 %) en el año 2009 (Fig. 5a). Se han detectado diferencias significativas entre años únicamente en las parcelas con el 100% de cobertura ($F_{2,65}=21$, Tukey HSD test, $P<0.001$), disminuyendo un 34 % en 2012 con respecto al 2009. El contenido de nitrógeno presentó diferencias significativas entre tratamientos ($F_{2,65}=8.5$; $P < 0.005$) (Tabla 2, Fig. 5b) observándose el valor más elevado en la parcela con el 100% de cobertura (1.6 ± 0.14 %) también en el año 2009. No se presentaron diferencias significativas entre años ($F_{3,65}=2.3$; $P>0.07$). En lo relativo al fósforo total no se observaron diferencias significativas entre tratamientos ($F_{2,65}=1.14$; $P=0.32$) (Tabla 2, Fig. 5c), pero si entre años, en 2009 y 2012 el contenido en N es menor que en 2010 y 2011 en las parcelas con un 0% de cobertura (Fig. 5c).

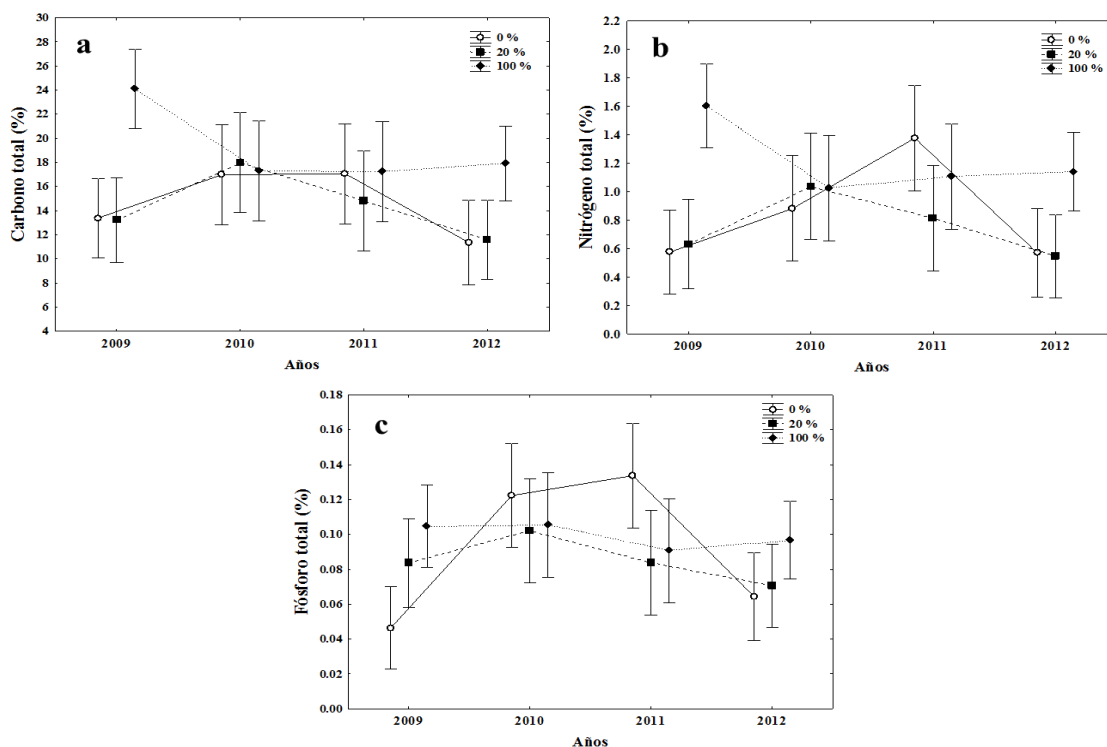


Figura 5. Variación del valor medio anual de carbono total (a), nitrógeno total (b) y fósforo total (c) (n=24) a lo largo del periodo de estudio en el sedimento de las parcelas con diferentes coberturas de *B. maritima* y *S. virginica*. Las barras verticales indican el error estándar

Tabla 2. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de medidas repetidas de Densidad Aparente (g/cm^3), materia orgánica (%), carbono total (%), nitrógeno total (%) y fósforo total (%) en el sedimento; ns= no significativo, * = significativo ($P < 0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Densidad			
Año	3,65	7.3	*
Tratamiento	2.65	5.3	*
Año*Tratamiento	6,65	4.4	*
Materia orgánica			
Año	3,65	1.2	ns
Tratamientos	2.65	5.1	*
Año*Tratamiento	6,65	2.5	*
Carbono			
Año	3,65	2.8	*
Tratamiento	2.65	8	*
Año*Tratamiento	6,65	2.5	*
Nitrógeno			
Año	3,65	2.3	ns
Tratamiento	2.65	8.5	*
Año*Tratamiento	6,65	3.4	*
Fosforo			
Año	3,65	4.5	*
Tratamiento	2.65	1.14	ns
Año*Tratamiento	6,65	3.3	*

Crecimiento de las plántulas de manglar

Las plántulas de manglar solo se establecieron en las parcelas con 100% de cobertura de *B. maritima* y *S. virginica*. Se presentaron tres especies de manglar, *Rhizophora mangle*, *Avicennia germinans* y *Laguncularia racemosa*. Respecto a la densidad de plántulas se registraron diferencias significativas entre especies ($F_{2,60}= 3337$; $P<0.007$) (Tabla 3), siendo *L. racemosa* la que registró la mayor densidad durante todo el periodo de estudio (Fig. 6a), mientras que *R. mangle* y *A. germinans* mostraron las menores densidades. Respecto al porcentaje de supervivencia, *R. mangle* registró los mayores valores durante todo el periodo de estudio, presentando diferencias entre especies ($F_{2,60}= 67$; $P<0.006$) (Tabla 6.3), y entre años ($F_{3,60}=255$, Tukey HSD test, $P<0.03$) (Fig. 6b). Se detectaron diferencias significativas entre las especies de manglar respecto a la altura ($F_{2,60}=11$, Tukey HSD test, $P<0.01$), siendo *L. racemosa* la especie que presentó la mayor altura al final del periodo de estudio (237 ± 13 cm) (Fig. 6c).

Tabla 3. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de medidas repetidas relativa a las características de las plántulas de manglar, densidad (plántula m⁻²), supervivencia (%) y altura (cm); ns= no significativo, * = significativo ($P<0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Densidad			
Año	3,60	89	*
Especie	2,60	3337	*
Año*especie	6,60	31	*
Supervivencia			
Año	3,60	255	*
Especie	2,60	67	*
Año*especie	6,60	8	*
Altura			
Año	3,60	161	*
Especie	2,60	11	*
Año*especie	6,60	2	*

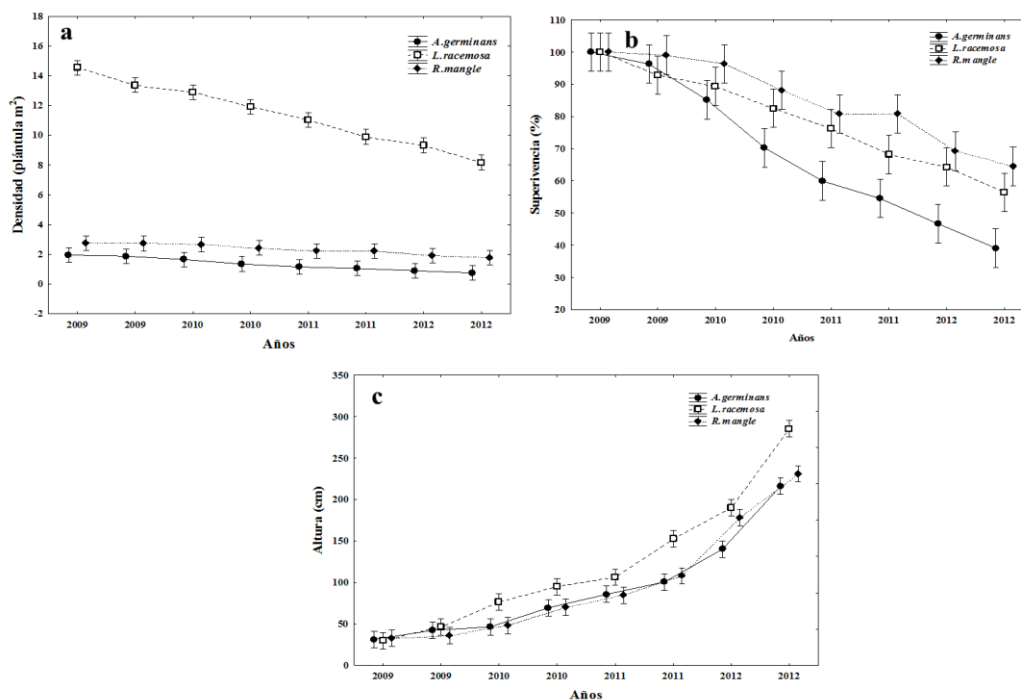


Figura 6. Variación del valor medio anual en la densidad (a), la supervivencia (b) y la altura (c) de las plántulas de manglar en las parcelas con 100% de cobertura de *B. marítima* y *S. virginica* a lo largo del periodo de muestreo. Las barras verticales indican el error estándar.

Con respecto a la tasa relativa de crecimiento (TRC) de las plántulas de manglar por especie, *L. racemosa* presentó los mayores valores durante todo el periodo de muestreo, observándose el mayor crecimiento entre el muestreo T0 y T2 (0.24 cm día^{-1}) (Tabla 4). *A. germinans* registró la menor TRC durante todo el periodo de estudio con respecto a las demás especies estudiadas, presentando una tasa relativa de crecimiento final de 0.15 cm día^{-1} . En el caso de *R. mangle* se observó la menor tasa de crecimiento durante los muestreos iniciales aumentando posteriormente llegando a 0.16 cm día^{-1} si consideramos todo el periodo de estudio (T0-T7).

Tabla 4. Tasa relativa de crecimiento (TRC, cm día^{-1}) en altura, de las plántulas de manglar durante el periodo de estudio.

Intervalo	<i>A. germinans</i>	<i>L. racemosa</i>	<i>R. mangle</i>
T0-T1 (0-77 días)	0.14	0.21	0.04
T0-T2 (0-187 días)	0.08	0.24	0.07
T0-T3 (0-383 días)	0.09	0.16	0.09
T0-T4 (0-446 días)	0.12	0.17	0.11
T0-T5 (0-601 días)	0.11	0.20	0.12
T0-T6 (0-803 días)	0.13	0.19	0.18
T0-T7 (0-1218 días)	0.15	0.20	0.16

Variación de la cobertura de *B. marítima* y *S. virginica* en los diferentes tratamientos.

El patrón de variación de la cobertura de *B. marítima* y *S. virginica* fue diferente durante el periodo de estudio en los diferentes tratamientos experimentales. Al inicio del muestreo en la parcela con el 100 % de cobertura se observaron las dos especies, siendo *B. marítima* la especie dominante con una cobertura media del 73 %. A medida que avanza el tiempo, disminuye la cobertura de *B. marítima* y la de *S. virginica* aumenta a un 48%. Sin embargo, en el año 2012 ambas especies desaparecen (Tabla 5). En las parcelas con el 20 % de cobertura inicial, se observaron ambas especies dominando *S. virginica* (14 %) sobre *B. marítima* (6 %) en el año 2009 (Tabla 5), aumentando progresivamente la cobertura de *B. marítima* hasta el 12 % pero disminuyendo en *S. virginica* hasta el 8% en 2012 (Tabla 5). En el caso de las parcelas con 0 % de cobertura inicial, *S. virginica* se establece en el 2010 (Tabla 5), llegando al 68 % de cobertura al final del período de muestreo (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de cobertura por tratamiento y año en la zona de rehabilitación.

Tratamiento	<i>B. marítima</i>				<i>S. virginica</i>			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
0 %	0	0	0	0	0	45	53	68
20 %	6	9	9	12	14	11	11	8
100%	73	52	10	0	27	48	0	0

Relación entre la cobertura de *B. marítima* y *S. virginica* con las variables fisicoquímicas del sedimento.

El escalamiento multidimensional no paramétrico (NMDS), muestra una clara división entre tratamientos y entre años, el tratamiento con 0 % de cobertura se separa de los tratamientos con 20 y 100 % de cobertura. En el plano vertical, en el caso del tratamiento con 0 y 20 % de cobertura, se intuye el aumento de la cobertura en el tiempo a lo largo de la sucesión y el cambio en las condiciones fisicoquímicas (Fig.7). El Tratamiento con 100% de cobertura muestra una disminución de la cobertura de *B. marítima* y *S. virginica*, a lo largo del tiempo (Fig.7).

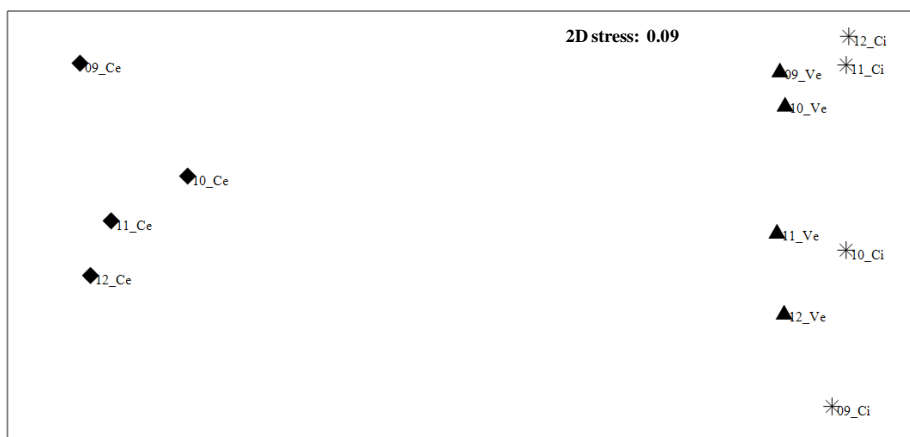


Figura 7. Escalamiento multidimensional no métrico (N-MDS), agrupando los tratamientos en los diferentes años con las variables fisicoquímicas del sedimento. Donde Ce= 0% de cobertura, Ve= 20% de cobertura y Ci= 100% de cobertura.

Descomposición de *B. marítima* en la zona de restauración.

De acuerdo a los parámetros fisicoquímicos del sedimento en los sitios donde se realizó el experimento de descomposición, en el sitio 6 se registró la menor salinidad media máxima (Tabla 6), presentando diferencias significativas entre sitios (Tabla 7; Tukey HSD test, $P < 0.002$). Respecto a la temperatura intersticial se observó una variabilidad importante a lo largo del periodo de muestreo entre 28 y 36°C, siendo mayor esta variabilidad en el sitio 6. Las menores temperaturas se registraron a los 14 días del experimento, presentando diferencias significativas entre días de colecta (Tabla 7; Tukey HSD test, $P < 0.002$). En lo relativo a la salinidad del agua superficial se presentaron diferencias significativas entre sitios ($F_{2,27} = 1620$, Tukey HSD test, $P < 0.0003$) y entre días ($F_{8,27} = 1084$, Tukey HSD test, $P < 0.0003$) (Tabla 7). Se presentaron diferencias significativas entre días de muestreo en el pH y también entre sitios siendo significativa también la interacción Días*sitio (Tabla 7), donde el pH más bajo se observó en el sitio 7 en el segundo día de muestreo (Tukey HSD test, $P < 0.03$) aumentando hasta 8.2 a los diez días. Respecto al potencial redox se registraron también diferencias significativas entre sitios, entre días y la interacción Días*sitio (Tabla 4.7, Tukey HSD test, $P < 0.02$).

Tabla 6. Variables fisicoquímicas de los sitios en la zona de rehabilitación. Valores (media \pm EE) mínimos y máximos en negritas.

Sitio	Salinidad intersticial (g/kg)	Temperatura intersticial (°C)	Salinidad superficial (g/kg)	Temperatura Superficial (°C)	pH	Eh (mV)
4	47.4 \pm 3.1	28 \pm 0.1	9.5 \pm 0.9	25.8 \pm 0.9	6.6 \pm 0.1	-387 \pm 4.1
	65 \pm 3.7	32.4 \pm 0.5	18.9 \pm 1.7	33.1 \pm 2.4	7.03 \pm 0.01	-439 \pm 0.6
6	48.8 \pm 0.2	29.6 \pm 0.3	8.2 \pm 0.8	28.3 \pm 1	6.5 \pm 0.02	-339 \pm 1
	59.5 \pm 0.9	36.2 \pm 0.5	40.6 \pm 3.8	36.5 \pm 1.05	8.2 \pm 0.09	-483 \pm 0.2
7	47.7 \pm 2.6	28 \pm 0.09	7.05 \pm 0.9	27 \pm 1	6.4 \pm 0.1	-327 \pm 2.3
	67.2 \pm 3.1	31.9 \pm 0.2	22.5 \pm 1.8	36.1 \pm 1.05	7.1 \pm 0.1	-438 \pm 19.7

Tabla 7. Resultados de las pruebas estadísticas ANOVA de medidas repetidas de salinidad intersticial (g kg⁻¹), temperatura intersticial (°C), salinidad superficial (g kg⁻¹), temperatura superficial (°C), pH y Redox (mv); ns= no significativo, * = significativo (P<0.05).

Fuente de variación	df	F	P
Salinidad intersticial			
Días	8,27	9	*
Sitio	2,27	7	*
Días*Sitio	16,27	2	ns
Temperatura intersticial			
Días	8,27	21	*
Sitio	2,27	18	*
Días*Sitio	16,27	3	*
Salinidad superficial			
Días	8,27	1084	*
Sitio	2,27	1620	*
Días*Sitio	16,27	252	*
Temperatura superficial			
Días	8,27	222	*
Sitio	2,27	150	*
Días*Sitio	16,27	9	*
pH			
Días	8,27	9	*
Sitio	2,27	17	*
Días*Sitio	16,27	6	*
Eh			
Días	8,27	88	*
Sitio	2,27	23	*
Días*Sitio	16,27	40	*

No se han observado diferencias significativas en la tasa de descomposición de *B. marítima* entre sitios (Tabla 8 y 9, Fig. 8a). Respecto a la variabilidad en el porcentaje de nitrógeno remanente a lo largo del proceso de descomposición, se presentan diferencias significativas entre sitios (Tabla 9, Tukey HSD test, P<0.01) (Fig. 8b). En general se observa

un aumento del N remanente durante el primer día de descomposición (28 grados-día), disminuyendo progresivamente a los 3 días (81 grados-día) y aumentando de nuevo por encima del 100% a los 8 (190 grados-día) y 10 (235 grados-día) días en el sitio 7 y 6 respectivamente. (Fig. 8b). El porcentaje de fósforo remanente a lo largo del proceso de descomposición disminuye progresivamente, siendo esta disminución más drástica a los 3 días del experimento (81.5 grados-día) en el sitio 6 y 7 y a los 8 días (190 grados-día) en el sitio 4, presentando diferencias significativas entre sitios (Tabla 9, Tukey HSD test, $P < 0.004$) (Fig. 8c). Posteriormente el porcentaje de P remanente aumenta hasta el final del experimento, manteniéndose entre el 50 y el 60 % del valor inicial. En lo que respecta a la relación atómica N:P a los 190 grados-día, disminuye el contenido en P con respecto al N en el detritus en los sitios S6 y S4 (Fig. 8d).

Tabla 8. Tasa de descomposición de *B. marítima* en cada uno de los sitios de la zona de rehabilitación. Las letras diferentes indican diferencias significativas a partir del test de Tukey entre sitios.

	Sitio	$k d^{-1}$	r^2
<i>B. marítima</i>	4	0.035 ^a	0.95
	6	0.039 ^a	0.99
	7	0.044 ^a	0.96

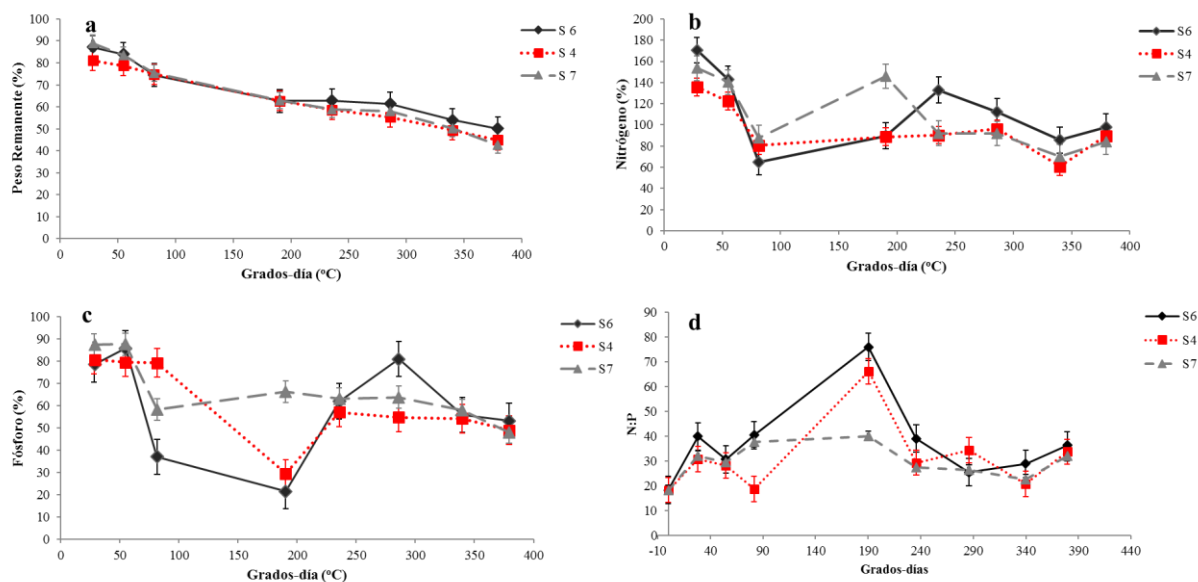


Figura 8. Variación del porcentaje de biomasa remanente en peso seco de *B. marítima* (a), del porcentaje de nitrógeno remanente (b), del porcentaje de fósforo remanente (c) y de la relación atómica N:P en el detritus (d) a lo largo del proceso de descomposición.

Tabla 9. Resultados de las pruebas estadísticas ANCOVA peso remanente de *B. marítima* (%) y ANOVA para carbono (%), nitrógeno (%) y fósforo (%); ns= no significativo, * = significativo ($P<0.05$).

Fuente de variación	df	F	P
Peso remanente			
Grados-día	7,108	32	*
Sitio	2,108	1.3	ns
Grados-día*sitio	14,108	0.3	ns
Nitrógeno			
Grados-día	7,108	19	*
Sitio	2,108	5	*
Grados-día*sitio	14,108	2	*
Fósforo			
Grados-día	7,108	15	*
Sitio	2,108	3	*
Grados-día*sitio	14,108	3	*
N:P			
Grados-día	7,108	11	*
Sitio	2,108	1	*
Grados-día*sitio	14,108	2	*

Respecto a la comunidad bacteriana el sitio 6 presentó la mayor densidad bacteriana al segundo día de muestreo (74556 ufc g^{-1} peso seco) a los 55 grados-día, presentando diferencias significativas entre sitios ($F_{1,16}=4.4$, Tukey HSD test, $P<0.003$), aunque a los 285 días esta relación cambia, siendo mayor la densidad de bacterias en el sitio 4 (Fig. 9). Los valores más bajos en ambos sitios se presentan entre los 190 y 235 grados-día.

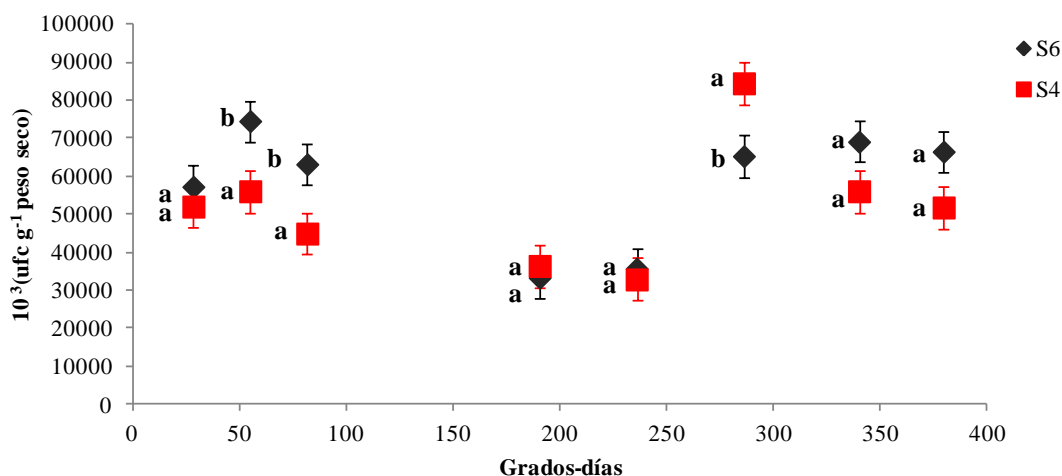


Figura 9. Variación de las unidades formadoras de colonias de bacterias (ufc g^{-1} peso seco), a lo largo del proceso de descomposición de *B. marítima* en los sitios 4 y 6 de la zona de rehabilitación. Se muestran las medias \pm EE, los símbolos con diferentes letras son estadísticamente diferentes (Tukey, $P<0.05$)

De acuerdo al análisis de varianza multivariado permutacional (ADONIS), respecto a la presencia de especies de bacterias a lo largo del proceso de descomposición, utilizando el índice de diversidad beta, no se presentaron diferencias significativas entre sitios (Tabla 10), sin embargo, entre tiempos de colecta sí se registraron diferencias significativas ($F_{7,15}=2.89$, $P<0.004$), indicando cambio de la comunidad con el tiempo. De acuerdo al índice de similaridad por grados-días (Bray-curtis), durante los primeros tiempos de colecta (T1, T2 y T3) se presentan las mismas especies (*Enterobacter aerogene*, *Enterobacter Cloaca*, *Flavimonas Oryzihabtians*, *Klebsiella spp*, *K. pneum. pneumoniae*, *K. pneum. rhinosclero*, *Pseudomonas cepacia*, *Ps. vesicularis*, *Serratia odorifera*, *Shewanella putrefacien*) de las 28 especies registradas, y a medida que pasa el tiempo la composición de la comunidad varía.

Tabla 10. Resultados de las pruebas estadísticas ADONIS respecto a la presencia de especies, ns= no significativo, * = significativo ($P<0.05$).

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F model	R ²	Pr(>F)
Sitio	1	0.23	0.23	1.17	0.04	n.s.
Grados-días	7	4.06	0.58	2.89	0.71	*
Residuales	7	1.40	0.20		0.24	
Total	15	5.70			1.00	

Discusión

Los resultados de este estudio muestran que, después de llevar a cabo una reconexión hídrica como única medida de rehabilitación, se ha favorecido el establecimiento y progreso de dos especies pioneras halófilas, *B. marítima* y *S. virginica*.

En nuestros resultados solo se observaron plántulas de manglar en las parcelas con cobertura del 100% de *B. marítima* y *S. virginica*, registrándose la presencia de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, lo que sugiere que el establecimiento de estas especies herbáceas ha favorecido la colonización de las plántulas de manglar, actuando como especies nodrizas (Tabla 3). En este sentido Garcés-Ordoñez y Castellanos-Martínez, (2016) observaron en Río Ranchería, en Colombia que *B. marítima* favorece al anclaje de propágulos y semillas de manglar, actuando como estructuras de retención. Sin embargo, Mckee *et al.*, (2007) en Belice, describieron que la presencia de *B. marítima* no tenía un efecto positivo en las plántulas de *R. mangle*, pero si la presencia de herbáceas tales como *Distichlis spicata* y

Sesuvium portulacastrum favoreciendo el reclutamiento y la supervivencia de las plántulas de manglar.

Brockmeyer *et al.*, (1997) y Stevenson *et al.*, (1999) muestran el éxito de la restauración en zonas de manglar después de la conexión hídrica con el estuario adyacente ; entre sus resultados observaron que las especies de herbáceas rastreras funcionan como plantas facilitadoras en las áreas de manglar en restauración. Estos autores mencionan que estas especies favorecieron el establecimiento natural de las plántulas de manglar sin necesidad de reforestar. Sin embargo, no indican o sugieren la razón por la que el proceso de sucesión secundaria se vio favorecido, y con ello se imposibilita su replicación y entendimiento.

Las condiciones fisicoquímicas del sedimento son un factor importante en el establecimiento de especies pioneras. Debido a que estas especies generan los primeros cambios en las condiciones abióticas favoreciendo la germinación de otra especie en un hábitat previamente intolerable, se les conoce como “especies facilitadoras” (Connel y Slayter, 1977). En este sentido en nuestro sitio de estudio la salinidad intersticial del sedimento fue menor en los sitios con el mayor porcentaje de cobertura de *B. marítima* y *S. virginica*, mientras que en los sitios desprovistos de vegetación la salinidad fue mayor creando condiciones de estrés: este efecto en la disminución de la salinidad intersticial facilitaría el establecimiento de las plántulas de manglar. Estas especies halófilas se caracterizan por la acumulación de sal que es secuestrada en las vacuolas celulares como mecanismo de osmoregulación (Yensen, 2008), modificando en algunos casos la química del suelo (Ungar, 1998). Por ejemplo, Mckee *et al.*, (2007) en Belize registran salinidades intersticiales en sitios desprovistos de vegetación ≥ 45 ups, mientras que en parches con presencia de *D. spicata* estos valores son inferiores a 40 ups. En nuestro estudio se ha observado una disminución de la salinidad del agua intersticial, de entre un 33 y un 55 %, en las parcelas cubiertas con el 100 % de *B. marítima* y *S. virginica* con respecto a las parcelas con el 20 y el 0 % de cobertura, lo que sugiere que estas especies son capaces de cambiar las condiciones del suelo. Respecto a la temperatura del suelo, no se ha observado efecto de la colonización de *B. marítima* y *S. virginica*, aunque Milbrant y Tisley, (2006) mencionan que la temperatura registrada en áreas cubiertas por *B. marítima* es significativamente menor

(<35 °C) que en las zonas desprovistas de vegetación (43 °C), lo que podría facilitar el establecimiento de semillas y plántulas de manglar.

Se ha registrado que la disponibilidad de nutrientes influye en la composición, distribución, crecimiento y abundancia de las plántulas de manglar (Mckee, 1995; Koch, 1997). En nuestro estudio el contenido en nutrientes (C, N y P) y materia orgánica en el sedimento fue mayor en las parcelas con el 100% de cobertura de *B. marítima* y *S. virginica*, mientras que las menores concentraciones se observaron en el sitio desprovisto de vegetación. La disminución tanto en la concentración de C y N como en materia orgánica en el sedimento entre 2009 y 2012 en las parcelas con el 100 % de cobertura, puede deberse a la fragmentación de la materia orgánica muerta de las especies herbáceas (principalmente *S. virginica*) a lo largo del proceso de sucesión por los detritívoros (cangrejos más abundantes en la zona del 100% de cobertura, (observación personal). Esta fragmentación del detritus favorecería la descomposición y posterior pérdida durante el flujo-reflujo del agua que entra por el canal construido y que inunda las parcelas experimentales de forma natural. Posiblemente la ausencia de diferencias entre años en el contenido en P del sedimento se deba a que la pérdida del P total sea menor a causa de la naturaleza calcárea del mismo, permitiendo la acumulación de P precipitado con el Ca. Hasta el momento no se encuentran en la literatura estudios que cuantifiquen los cambios en el contenido de nutrientes en sitios donde se presentan *B. marítima* y *S. virginica*, o algún tipo de herbáceas posterior a una acción de restauración y no existen trabajos a largo plazo en zonas de manglar restauradas donde se pueda comparar el efecto de este proceso de sucesión en las características del suelo.

Se ha observado que *S. virginica* es una especie competitiva con respecto a *B. marítima* en hábitats perturbados donde la salinidad del sedimento es alta (Zedler, 1977). Sin embargo, la cobertura de *S. virginica* está limitada por la competencia con *B. marítima* en condiciones de inundación y reducción en la salinidad del sedimento (Rey, Crossman y Kain, 1990 en Lineaus *et al.*, 2011). Dahoud *et al.*, (2013) describe que el crecimiento de *B. marítima* disminuye a salinidades superiores al 50% de la salinidad del agua del mar. Esto sugiere que *B. marítima* requiere salinidades relativamente elevadas, pero no tan altas como en el caso de *S. virginica*. En nuestro estudio, el porcentaje de cobertura de *S. virginica* cambia con el tiempo: en la parcela que inicia con 100% de cobertura, dónde se observó la salinidad del agua intersticial menor, *S. virginica* disminuye progresivamente desapareciendo

al final del periodo de estudio. Sin embargo, en las parcelas con 0 % de cobertura inicial, caracterizada por una salinidad mayor, la cobertura de *S. virginica* aumenta. También cuando la salinidad del agua intersticial disminuye ligeramente en las parcelas con el 20 % de cobertura en 2012, aumenta la cobertura de *B. maritima* y disminuye la de *S. virginica*.

López-Portillo y Ezcurra, (1989), registraron que la competencia desempeña un papel importante en la zonificación de *A. germinans* en México. La estructura de *A. germinans* cambia de arbusto a árbol haciendo disminuir la cobertura de *B. marítima*, tanto por el ensombrecimiento como por la competencia radicular, ya que *B. marítima* requiere de espacios abiertos y alta incidencia de luz (Ungar, 1998; Whigham *et al.*, 2009) además de no competir eficazmente por nutrientes en los sedimentos (Lonard *et al.*, 2011). La disminución y posterior desaparición de *B. marítima* a lo largo del tiempo en la parcela de 100 % de cobertura inicial puede deberse a que conforme los individuos de manglar fueron incrementando su altura, se crearon condiciones de sombra inhibiendo el crecimiento de *B. marítima*.

En nuestro trabajo se observa que de manera natural se establecieron las 3 especies de manglar, aunque la especie dominante fue *L. racemosa* durante todo el periodo de muestreo, seguida de *R. mangle* y con menor densidad *A. germinans*. *R. mangle* presenta un mejor desarrollo en zonas con mayor inundación, aunque puede establecerse en condiciones con salinidades de 0 a 90 ups (Smith y Snedaker, 1995).

Algunos autores (Suarez *et al.*, 1998), han descrito que *A. germinans*, aunque tolera grandes fluctuaciones en la salinidad y tiene mayor resistencia a condiciones hipersalinas, ésta limita el desarrollo de las plántulas y su posterior crecimiento. Mckee *et al.*, (2007) en Belice observaron que en parches de herbáceas tales como *Sesuvium* y *Distichlis*, así como en áreas desprovistas de vegetación, se establecieron de manera natural *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa*, registrando también las mayores densidades de plántulas en los sitios con herbáceas, siendo *R. mangle* la especie dominante, seguido de *A. germinans* y *L. racemosa* en menor densidad. *L. racemosa* se caracteriza por establecerse de manera natural en áreas después de una perturbación y puede crecer en sitios con un amplio rango de salinidad, desde agua dulce a marina (Sobrado, 2005). En nuestro estudio hemos observado que *L. racemosa* presenta la mayor tasa de crecimiento al inicio del periodo de muestreo, en

comparación con *A. germinans* y *R. mangle*, lo que sugeriría que *L. racemosa* se comporta como una especie pionera en nuestra zona de rehabilitación. Nuestros resultados y los de Mckee *et al.*, (2007) reflejan las diferencias adaptativas entre las diferentes especies de manglar y las distintas especies herbáceas pioneras susceptibles de colonizar cada sitio en función de las características de cada hábitat, por lo que es necesario contar con información específica de cada sitio antes y después de la actuación de rehabilitación, en nuestro caso hidrológica.

La descomposición es un importante proceso que controla los flujos de carbono y nutrientes. Debido a que en los procesos de descomposición se integran varios factores como la caída la hojarasca, las condiciones ambientales y la actividad biótica, la medición de las tasas de descomposición es muy útil en la evaluación funcional de los humedales restaurados. Las diferencias entre las tasas de descomposición pueden reflejar tanto diferencias en la composición química de la hojarasca, así como en las condiciones ambientales susceptibles de controlar la descomposición microbiana (Twilley *et al.*,1986; Robertson, 1988). En nuestros resultados no se presentaron diferencias significativas en la tasa de descomposición entre sitios, lo que nos indica que el proceso de descomposición de *B. marítima* es el mismo en toda la zona de restauración. Nuestros resultados no se pueden comparar con otros trabajos en zonas de restauración, pero si en zonas conservadas en otros ecosistemas costeros (Tabla 11). Nuestros resultados muestran que el proceso de descomposición es más rápido en relación a otros sitios conservados.

Tabla 11. Tasa de descomposición de halófilas en diferentes humedales.

Especie	Ecosistema	Condición	Sitio	k (día ⁻¹)	Referencia
<i>B. marítima</i>	Manglar	Restaurado	4	0.035	Este trabajo
			6	0.039	
			7	0.044	
<i>Spartina</i>	Salt marsh	Conservado		0.0036-0.0049	Marsh, 2010
<i>Sarcocornia fruticosa</i>	Salt marsh	Conservado		0.0038 – 0.00079	Curcó <i>et al.</i> , 2002
<i>Atriplex portulacoides</i>	Salt marsh	Conservado		0.021	Simões <i>et al.</i> , 2011
<i>Spartina densiflora</i>				0.006	
<i>Limoniastrum monopetalum</i>				0.014	
<i>Arthrocnemum macrostachyum</i>				0.009	

Pese a que los ecosistemas de manglar son ricos en materia orgánica, en general son deficientes en nutrientes, especialmente en N y P (Sengupta y Chaudhuri, 1991; Holguín *et al.*, 1992; Alongi *et al.*, 1993; Vázquez *et al.*, 2000). A pesar de esto, los manglares son altamente productivos. Esta paradoja se explica por un reciclaje de nutrientes muy eficiente en el que los escasos nutrientes esenciales se conservan y nuevos nutrientes se regeneran a partir de la descomposición de las hojas de mangle. La actividad microbiana es responsable de importantes transformaciones de nutrientes en los ecosistemas de manglar (Alongi *et al.*, 1993; Holguín *et al.*, 1999) aunque no se conoce cuál es el comportamiento de la comunidad bacteriana en las zonas de manglar restauradas (Tabla 12). Nuestros resultados muestran un cambio en la comunidad microbiana a medida que transcurre el proceso de descomposición. Las especies que se presentaron durante los primeros 3 días son: *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter cloacae*, *Flavimonas oryzihabitans*, *Klebsiella sp.*, *K. pneum. pneumoniae*, *K. pneum. rhinosclero*, *Pseudomonas cepaci*, *Ps. vesiculari*, *Serratia odorifera*, *Shewanella putrefaciens*, siendo algunas de ellas bacterias tipo fosfato-solubilizantes como *E. aerogenes* (Corrales *et al.*, 2014) y fijadoras de nitrógeno como es el caso de *Klebsiella* (Sengupta y Chaudhuri, 1990, 1991). Este cambio en la comunidad coincide con el incremento del nitrógeno remanente, lo que puede deberse a que los nutrientes no se liberan inmediatamente durante los primeros días del proceso de la descomposición. Por ejemplo, el nitrógeno puede acumularse durante los primeros días de la descomposición como resultado de la inmovilización y la colonización por bacterias del detritus, que es liberado lentamente durante la segunda fase del proceso de descomposición (Magee, 1993).

Tabla 12. Especies de bacterias en diferentes tipos y especies de manglar.

Especie	Tipo de Bacteria	Estructura analizada	Ecosistema conservado/r restaurado	Cita
<i>Bacillus amyloliquefaciens</i>	Fostato-solubilizante	Raíces <i>A. germinans</i>	Conservados	Holgin <i>et al.</i> , 2001
<i>B. atrophaeus</i>	Fostato-solubilizante			
<i>Paenibacillus macerans</i> ,	Fostato-solubilizante			
<i>Xanthobacter agilis</i>	Fostato-solubilizante			
<i>Vibrio proteolyticus</i>	Fostato-solubilizante			
<i>Enterobacter aerogenes</i>	Fostato-solubilizante			
<i>E. taylorae</i>	Fostato-solubilizante			
<i>E. asburiae</i>	Fostato-solubilizante			

<i>Kluyvera cryocrescens</i>	Fosfato-solubilizante			
<i>Bacillus licheniformis</i>		Raíces <i>L. racemosa</i>	Conservados	
<i>Chryseomonas luteola</i>				
<i>Pseudomonas stutzeri</i> , <i>Xanthobacter sp</i> , <i>Kluyvera sp</i> , <i>Chryseomonas sp.</i>		Raíces_manglares	Conservados	
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i> <i>aestuarii</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfovibrio salexigens</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfovibrio sapovorans</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfotomaculum orientis</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfotomaculum</i> <i>acetoxidans</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfosarcina variabilis</i>	Sulfato-reductora			
<i>Desulfococcus multivorans</i>	Sulfato-reductora	Rizosfera <i>A. germinans</i>		
<i>Azospirillum sp.</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar		Sengupta y Chaudhuri, 1990, 1991
<i>Azotobacter sp</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar		
<i>Rhizobium sp.</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar		
<i>Clostridium sp.</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar		
<i>Klebsiella sp.</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar		
<i>Vibrio campbelli</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar	<i>Rhizophora</i> <i>mangle</i>	Holguin <i>et al.</i> 1992
<i>Listonella anguillarum</i>	Fijación de nitrógeno	Sedimentos, rizosfera y raíces aéreas de varias sp de manglar	<i>Rhizophora</i> <i>mangle</i>	
<i>Vibro aestuarianus</i>		<i>A. germinans</i>		Rojas <i>et al.</i> 2001
<i>Phyllobacterium sp.</i>		<i>L. racemosa</i>		
<i>Microcoleus chthonoplastes</i>	Fijación de nitrógeno	<i>A. germinans</i>		Toledo <i>et al.</i> 1995

<i>Staphylococcus sp.</i>	Helper bacterium	<i>A. germinans</i>	Holguín y Bashan, 1996
<i>Bacillus amyloliquefaciens</i>	Fosfato-solubilizante	<i>A. germinans</i>	Vázquez et al., 2000
<i>Bacillus atrophaeus</i>			
<i>Paenibacillus macerans</i>			
<i>Xanthobacter agili</i>			
<i>Vibrio proteolyticus</i>			
<i>Enterobacter aerogene</i>			
<i>Enterobacter taylorae</i>			
<i>Enterobacter asburiae</i>			
<i>Kluyvera cryocrescens</i>			
<i>Bacillus licheniformis</i>	Fosfato-solubilizante	<i>L. racemosa</i>	Vázquez et al., 2000
<i>Chryseomonas luteola</i>			
<i>Pseudomonas stutzeri</i>	Anoxigénica fotosintética		
Families: Chromatiaceae y Rhodospirillaceae	Bacterias del azufre		Vethanayagam, 1991; Vethanayagam y Krishnamurthy et al., 1995.
<i>Chloronema sp, Chromatium sp, Beggiatoa, sp Thiopedia y Leucothiobacteria sp.</i>	Anoxigénica fotosintética Bacterias del azufre		Dhevendaran, 1984; Chandrika et al., 1990
<i>Chromatium sp</i>	Anoxigénica fotosintética Bacterias del azufre	<i>A. germinans</i>	Soberer y Silver, 1978
<i>Rhodobacter sp y Rhodopseudomonas sp</i>	Anoxigénica fotosintética Bacterias del azufre	<i>A. germinans</i>	Shoreit et al., 1994
<i>Acineto. Iwoffii</i>	Acinetobacter-Gram negativa		Restaurado Este trabajo
<i>Chromo. violaceum</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Escherichia coli</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Enterobacter aerogenes</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Enterobacter cloacae</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Enterobacter durans</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Enterobacter raffinosus</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Flavimonas oryzihabitans</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Klebsiella spp.</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Klepsiella pneum. pneumoniae</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Klepsiella pneum. rhinosclero</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Pantoea agglomerans</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Pseudomonas cepacia</i>			Restaurado Este trabajo
<i>Pseudomonas fluorescens</i>			Restaurado Este trabajo

<i>Pseudomonas mendocina</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Pseudomonas putida</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Pseudomonas vesicularis</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Serratia liquefaciens</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Serratia marcescens</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Serratia odorifera</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Serratia plymuthica</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Shewanella putrefaciens</i>	Restaurado	Este trabajo
<i>Xanthomonas campestris</i>	Restaurado	Este trabajo

Con los resultados de este estudio se demuestra que después de una rehabilitación hidrológica en zonas de manglar fuertemente degradadas se desencadena un proceso de sucesión estableciéndose primero *B. marítima* y *S. virginica* seguido de las plántulas de manglar. La cobertura de estas especies herbáceas pioneras va disminuyendo conforme van adquiriendo altura los individuos de manglar debido probablemente al ensombrecimiento y la competencia por el espacio y los nutrientes disponibles en el sedimento. También se observa que el proceso de descomposición de estas especies es un proceso importante en el aporte de detritus al ecosistema restaurado.

Esta investigación corrobora que *B. marítima*, *S. virginica*, funcionan como “especies facilitadoras” colonizando inicialmente el suelo desnudo y modificando sus condiciones (disminuyendo la salinidad intersticial y aumentando la concentración de nutrientes en el suelo), lo cual facilita la colonización por plántulas de manglar y su crecimiento posterior. Esta investigación demuestra que es posible la recuperación de la comunidad característica de bosque de manglar, al menos en sus etapas primarias, mediante la rehabilitación hidrológica en zonas fuertemente degradadas. Estos resultados también muestran que la rehabilitación hidrológica puede promover el proceso de sucesión en zonas de manglar fuertemente degradadas, constituyendo una alternativa a la revegetación directa con plántulas de mangle.

Discusión general

A pesar de que se han realizado muchos proyectos de restauración por todo el mundo, en humedales se tiene registro a partir de los años 80 (Turner, 2005; Wortley *et al.*, 2013). El conocimiento del éxito de la restauración se ve obstaculizada por la falta general de evaluación y transferencia de información relativa a los resultados del proyecto (Suding, 2011). Como la restauración de ecosistemas degradados requiere tiempo, de años a décadas, se contradice con la premura de las prioridades políticas, culturales y económicas (Spalding *et al.*, 1997), incluso con los programas habituales de investigación que suelen ser de mucho más corto plazo. Se ha observado que el poco o nulo éxito de los proyectos de restauración se debe a: tener información insuficiente sobre las causas de degradación, al método inadecuado de las acciones de restauración, no involucrar a las comunidades locales, y no seguir las experiencias descritas en la literatura. Además, se ha de tener en cuenta que todo proyecto de restauración debe ser económicamente viable y socialmente aceptable (Miller y Hobbs, 2007).

En general, pese a que hay un incremento de proyectos de restauración, no se realizan bajo el marco de una estrategia que involucren la parte social, económica y la parte técnico-científica, por lo que el éxito de los proyectos de restauración es limitado debido a la falta de integración de estos componentes, la restauración ecológica es más exitosa cuando se integran estos componentes (Jackson *et al.*, 1995; Comín, 2002; Zalvidar *et al.*, 2010). Una de las tareas más difíciles en la restauración de ecosistemas es el criterio de utilización de escalas espaciales adecuadas desde la regional, hábitat, plot, etc. Ésto tampoco suele ser considerado en los proyectos de restauración (Twilley *et al.*, 1999).

Por lo que esta discusión general se centra en 4 de las principales contribuciones de la presente disertación: 1) La restauración de manglares: análisis de los éxitos y expectativas futuras, 2) Análisis de la ecología del paisaje en una zona restaurada de manglar en Celestún, Yucatán, México, 3) Comparación de la variabilidad tipológica del bosque de manglar entre dos tipos de restauración, pasiva y activa, en la zona de Celestún y, en la misma zona, 4) Efecto de la restauración sobre el proceso de sucesión de la vegetación y el proceso de descomposición de la materia orgánica.

La restauración de manglares: análisis de éxitos y expectativas futuras

En nuestro metaanálisis se ha observado que se han realizado cientos de proyectos de restauración de manglar por todos los continentes, teniéndose registros desde los años 50 (Lewis III *et al.*, 2000; Spalding *et al.*, 2010), incrementándose hasta el 2015 (Rovai *et al.*, 2013; Vyas *et al.*, 2012; Benítez-Pardo *et al.*, 2015). Y siendo la reforestación la acción más generalizada que se pone en práctica para la restauración de manglares. Esta acción se suele realizar sin un diagnóstico previo, como consecuencia, no han tenido el éxito esperado. Esto es debido a que los proyectos no se realizan bajo el marco de una estrategia que considere los fundamentos científico-técnicos de la restauración de manglares y que involucren la parte social y económica. La no consideración de alguno de estos aspectos puede limitar el potencial del proyecto de restauración, lo que se refleja en el hecho de que solo el 0.5 % de los proyectos considera de forma integradora en su estrategia de restauración los tres aspectos. Los demás documentos se enfocan a uno solo de estos aspectos, siendo el científico-técnico o ecológico el más frecuente en los proyectos de restauración de manglares. Existe una gran importancia en delimitar explícitamente la escala espacial y temporal, ya que la escala espacial en un proyecto de investigación queda definida a través de la dimensión de la zona de estudio y de los componentes del ecosistema incluidos en esta zona (López de Casenave *et al.*, 2007). Las variables seleccionadas para el seguimiento del proyecto también complementan la escala de observación. Además, algunos parámetros del ecosistema dependen de la escala y este aspecto no suele considerarse en los proyectos de restauración de manglar. En nuestra revisión observamos que existe una limitada o nula información de la trayectoria de recuperación del manglar a escala regional o paisajística; como se ha referido, la mayoría de los proyectos son a pequeña escala (<100 ha).

También se ha observado que la recuperación de los ecosistemas de manglar posterior a una restauración es lenta, tomando en cuenta que la restauración de manglar pretende recuperar su estructura y su función.

Se observó que la recuperación de las variables consideradas como indicadoras de funciones del ecosistema (contenido de nutrientes en el sedimento, acumulación de materia orgánica), ocurre a unas tasas más rápidas que las de estructura del ecosistema. Pero debe

tenerse en cuenta que la mayoría de los registros de resultados de restauración que se tienen corresponden a periodos de tiempo cortos, de hasta unos 3 años, aunque también hay algunos de hasta 50 años.

Aunque el monitoreo posterior a las acciones de restauración debe estar vinculado a los objetivos del proyecto de restauración (Shuman y Ambrose, 2003), prácticamente no es así. Todos los documentos evaluados de restauración de manglares utilizan las variables estructurales (altura, diámetro, densidad de los árboles), como indicadores del éxito de la restauración. El monitoreo de la restauración de manglares ha recibido poca atención en la literatura, y también son pocos los trabajos que han evaluado al mismo tiempo un sitio de referencia.

Pese a que es ampliamente conocido que las condiciones hidrológicas proporcionan el control básico de la estructura y función de los manglares, y que el crecimiento del manglar está afectado por las condiciones del sedimento (Chen y Twilley 1998; Mackee y Faulkner, 2000), éstas son variables que se miden muy poco, demostrando que se tiene poco entendimiento de que variables controlan la estructura y función de los ecosistemas de manglar. Es desconocido el grado en que otros aspectos de los regímenes hidrológicos naturales deben imitarse para restaurar la estructura y función del ecosistema de manglar a escala local, ya que los regímenes hidrológicos difieren en frecuencia, duración y nivel de inundación (hidroperiodo). Se empieza a ver reflejado en los documentos a partir de los años 90's, por lo que falta conocimiento de cómo el hidroperiodo en un manglar restaurado influye en la recuperación de su estructura y función.

Sorprendentemente las estimaciones de costos de los proyectos de restauración de manglar no se consideran en el seguimiento de la restauración, aunque es un aspecto importante ya que de ello depende la ejecución de las acciones de restauración, así como de las evaluaciones del éxito, y se debe de realizar una evaluación económica de los servicios ecosistémicos recuperados por la restauración, de la cual no se cuenta con información. Nuestros resultados muestran que el costo de la restauración de manglar presentó una gran variabilidad, indicando una tendencia lógica a aumentar el costo de la restauración con el tamaño del área restaurada, y este costo varía entre continentes donde el costo en América va de 100 a 176,000 USA ha⁻¹ mientras que en Asia va de 1000 a 6,670 USA ha⁻¹.

De acuerdo a lo anterior, y considerando las experiencias documentadas, proponemos que durante la ejecución de todo proyecto de restauración en ecosistemas de manglar se deben de considerar los componentes (Fig. 1): **Social** ya que todo proyecto debe ser socialmente aceptable, y debe realizarse una evaluación de la percepción social respecto a los resultados de la restauración; **económico** debido a que todo proyecto de restauración debe ser económicamente eficiente, por lo que se debe realizar un análisis costo-beneficio de la restauración, posiblemente incorporando como beneficios la valoración de los servicios de los ecosistemas, y se debe de incorporar dentro del costo total de elaboración un monto para la evaluación del éxito (monitoreo); **ecológico**, el cual debe de realizarse en el siguiente orden: 1) identificación del sitio y establecer metas u objetivos, 2) realizar una caracterización del sitio a restaurar identificando los estresores causantes de la degradación del ecosistema, 3) definir y ejecutar las acciones de restauración, 4) realizar el monitoreo del éxito de la restauración, de las variables establecidas (sitio de referencia y sitio restaurado), y 5) vinculación de la información mediante informes, artículos, pláticas con la comunidad(Fig. 1). Para que todo esto funcione y poder integrar cada uno de los componentes debe de existir primero ajustes a la normativa y arreglos con las instituciones gubernamentales y no gubernamentales o de grupo, ya que muchas veces por falta de acuerdos no se pueden realizar.

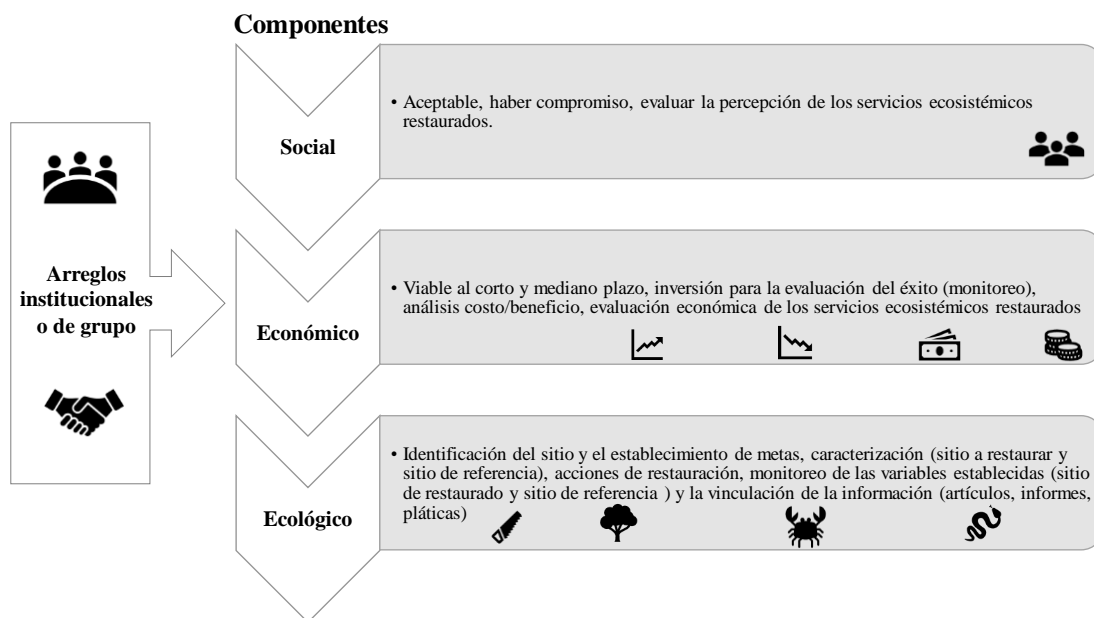


Figura 1. Aspectos a considerar en todo proyecto de restauración de manglar.

Análisis de la ecología del paisaje en la zona de restauración de manglar en Celestún, Yucatán, México

Una de las tareas más difíciles en la restauración de ecosistemas como los humedales costeros es utilizar escalas espaciales adecuadas para seleccionar un sitio que se va a restaurar (Twilley *et al.*, 1999), debido a la complejas interrelaciones bióticas y abióticas que se presentan a diferentes escalas jerárquicas en un ecosistema. Los proyectos de manglar no suelen tener en cuenta la escala espacial a trabajar, aunque es esencial considerarla en los objetivos establecidos desde un inicio en los proyectos de restauración.

Un camino para simplificar la comparación a través de escalas es ordenar las dinámicas a en relación con la escala espacial. Suelen ser respuestas “rápidas” a escala de sitio o de población, a pequeñas escalas espaciales. Y suelen ser respuestas “lentas” las que ocurren a escala de paisaje, a gran escala espacial

Pese a que en el pasado las imágenes aéreas eran, en la mayoría de los casos, la única fuente de información sobre el alcance y la condición de los manglares, éstas eran utilizadas para realizar seguimientos de los cambios temporales, medir áreas y pérdidas de manglar (Kuenzer *et al.*, 2011). Sin embargo, en áreas que se han restaurado no hay estudios a escala de paisaje donde se observe el avance del proyecto. En otros humedales se ha observado que una de las mejores maneras de explorar el componente adicional del cambio estructural, es a través del uso de métricas del paisaje, debido a que captan la estructura espacial de parches, clases y paisaje (Kelly *et al.*, 2011).

Nuestros resultados de la restauración en Celestún muestran una tendencia clara al incremento en la cobertura total de vegetación del 18 % del 2007 al 2016. Al mismo tiempo aumenta el número de parches del paisaje y disminuye el tamaño promedio de los parches, indicando la fragmentación del paisaje de la zona de restauración y que la comunidad vegetal está en dinamismo. Y este dinamismo, consecuencia de la colonización de más espacios por la vegetación, se manifiesta también en el aumento del borde total de los parches y de la relación entre el borde total y el área del paisaje estudiado, y de los índices de diversidad y equitatividad en una zona inicialmente dominado por grandes extensiones de blanquiales y sin vegetación que acaba, en el último año de observación con una clara extensión del área y

dominancia de las clases del paisaje ocupadas por *A. germinans* y por, *R. mangle-L. racemosa*

Así, este tipo de análisis da información relevante sobre el proceso de dinámicas del paisaje y, en nuestro caso, de la dinámica de la cobertura vegetal, lo que no es frecuente observar en los proyectos de restauración a esta escala, ya que solo se centran en la cobertura total y si se presenta un incremento o pérdida de la cobertura de manglar, como por ejemplo los estudios reportados por Alexandris *et al.*, (2013), donde se muestra el ejemplo de varias zonas restauradas de manglar y se menciona que en la mayoría hubo pérdidas y muy pocas ganancias de cobertura de manglar

Otro factor importante a considerar es la falta de imágenes históricas antes de las acciones de restauración, ya para estos estudios son necesarias imágenes de satélite de alta resolución. Se deben de utilizar imágenes con estas características (por ejemplo, IKONOS, WorldView, Quickbird) pero una limitante de estas imágenes es que son recientes, ya que no se tienen de antes del año 2000.

Lo que se propone en este estudio con el fin de realizar un monitoreo a esta escala de paisaje, sino hay imágenes de satélite disponibles o no se pueden obtener es el uso de fotos aéreas por medio de un dron, ya que se pueden hacer vuelos antes, y después de la restauración.

Estudio de la variabilidad tipológica del bosque de manglar en la zona de rehabilitación en Celestún, Yucatán.

Pese a que se han realizado gran cantidad de proyectos de restauración de manglar por todas las zonas de su distribución (capítulo 1), existe una limitada información sobre como mecanismos específicos regulan la estructura y función de estos ecosistemas, limitando los planes de manejo que regulan el uso, conservación y la restauración de los ecosistemas de manglar (Twilley *et al.*, 1999).

Los esfuerzos de restauración van desde permitir su recuperación de forma espontánea, sin apenas intervención o mínimamente (con la apertura o reapertura de canales naturales que favorezcan la conectividad hídrica) que podemos denominar restauración pasiva, hasta intervenir activamente en un esfuerzo por dirigir la trayectoria y acelerar su

recuperación (por ejemplo, revegetando, añadiendo nutrientes), o restauración activa (Holl y Aide, 2011). En todos los proyectos de restauración existe una falta general de estudios a largo plazo de crecimiento y sucesión, lo que dificulta la comprensión de los procesos de restauración y la escala de tiempo a la que tiene lugar la recuperación de las características del ecosistema. Puede llevar décadas que en las parcelas restauradas se desarrollen completamente los árboles de manglar, así como los regímenes de dominancia, de biomasa y productividad característicos (Proffit y Devlin, 2005).

Nuestros resultados muestran que posterior a la restauración activa (reforestación además de apertura de un canal) en la zona de Celestún, donde se realizó una reforestación con *R. mangle* y *A. germinans*, *L. racemosa* se estableció de manera espontánea superando en densidad a las especies plantadas y desplazando a *R. mangle* en los puntos de monitoreo. Donde se realizó una restauración pasiva (solamente apertura de un canal), se establecieron de manera espontánea las 3 especies de manglar siendo *L. racemosa* la especie dominante, seguido de *A. germinans*. *L. racemosa* es una especie conocida por su capacidad de dominar ambientes perturbados (Tomlinson, 1999; Mckee y Faulkner, 2000; Menghini *et al.*, 2011; Rovai *et al.*, 2012). Lo que falta en los proyectos de restauración es un monitoreo a largo plazo, ya que la mayoría de los proyectos de restauración se centran en la reforestación creando monocultivos y no se evalúa el proceso de cambio de especies, la dinámica de la comunidad, en el tiempo.

Respecto al tiempo de recuperación registramos que donde se realizó una restauración pasiva el proceso de recuperación es más lento (2 años más lento), pero las dinámicas de las comunidades (con cambios en la densidad y tamaño de las poblaciones de manglar) indican que en ambos casos se está auto-organizando la comunidad vegetal, y el ecosistema en su conjunto, y están siguiendo adecuadas trayectorias para establecerse una comunidad característica del sitio de referencia. Hay que hacer notar, de acuerdo con los resultados del capítulo 1 donde se revisaron numerosos casos de restauración de manglar, que se necesitan al menos 15 años para asemejarse al sitio de referencia y nuestro seguimiento para este trabajo lleva 8 años desde la restauración.

En nuestro estudio se ha utilizado la hojarasca para medir la productividad de un bosque restaurado en comparación con un bosque de referencia. Los resultados muestran que en este aspecto el ecosistema restaurado se ha acercado a la productividad del sitio de

referencia (grado de cumplimiento), en la zona de restauración activa presentó un 82 % de cumplimiento, mientras que la zona con la restauración pasiva supera al sitio de referencia presentando un 130 % del grado de cumplimiento de la restauración.

Estas diferencias en la recuperación de la comunidad vegetal del manglar están relacionadas con las características del sedimento. Uno de los factores esenciales por los que el manglar se recupera es por la disminución de la salinidad intersticial que tuvo lugar al aumentar la conectividad hídrica con la apertura del canal, que disminuyó de 100 a 50 ups en ambas zonas al final del estudio, pero más lentamente en la zona de restauración pasiva. Similarmente, otras características del sedimento (materia orgánica, carbono y nitrógeno total) no muestran diferencias significativas con las del sitio de referencia en la restauración activa y son menores que las del sitio de referencia en la restauración pasiva.

En las últimas décadas, la restauración de humedales y los esfuerzos de creación se han utilizado cada vez más para compensar los bienes y servicios ecosistémicos perdidos (Osland *et al.*, 2012). Respecto al almacén de carbono en los ecosistemas de manglar no existe mucha información sobre proyectos que tengan como objetivo evaluar la retención de carbono a través de la restauración, sin embargo, consideramos que es un buen indicador de la evolución de la restauración y un indicador funcional del éxito de la misma al contribuir al importante servicio ecosistémico de regulación climática.

Nuestros resultados muestran que en donde se llevó a cabo una restauración activa, se obtuvo una biomasa aérea de 132 Mg ha⁻¹ a los 8 años del inicio de las acciones de restauración, mientras con una restauración pasiva con 6 años de restauración presentó una biomasa aérea mucho menor, de 11 Mg ha⁻¹.

La mayoría de las estimaciones de biomasa aérea y almacén de carbono se han realizado en zonas donde se han llevado a cabo plantaciones de manglar, principalmente en zonas donde hacen usos maderables de los manglares como Malasia, Tailandia, Filipinas y Vietnam, donde hay una tendencia a acumularse carbono en los manglares restaurados. En algunos casos, como en Filipinas, posterior a 40 años de restauración supera al sitio de referencia.

Lo que falta en los proyectos de restauración de manglar es la comprensión de que los manglares son humedales, donde un componente importante es la hidrología del sitio, ya

que se ha identificado que la hidrología controla las características biogeoquímicas de los humedales, incluyendo las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, la productividad de las comunidades bióticas y la calidad del agua (Reddy y DeLaune, 2008).

Las estrategias inadecuadas de plantación pueden conducir a fracasos de la restauración a gran escala (Samson y Roll, 2008). Nuestros resultados demuestran que con solo quitar o modificar la(s) variable(s) estresora(s) (la excesiva salinidad intersticial, la falta de nutrientes) el ecosistema responde eficazmente sin necesidad de realizar costosas acciones de restauración, tales como reforestar o realizar modificaciones topográficas en el ecosistema. Aunque es muy posible que en manglares degradados con otros factores estresores (por ej., acumulación de contaminantes) no sea suficiente una restauración pasiva y si sea necesaria una restauración activa (por ej., descontaminación, plantación selectiva) para restaurar el manglar. Estos y otros aspectos ecológicos también deben ser considerados en toda acción de rehabilitación o restauración.

Por lo que se propone que en todo proyecto de restauración se considere un programa de monitoreo evaluando variables específicas tanto estructurales como de función de acuerdo a los objetivos del proyecto, para entender más el proceso de sucesión secundaria posterior a una acción de restauración.

Efecto de la restauración sobre el proceso de sucesión secundaria de plántulas de manglar y el proceso de descomposición de materia orgánica.

La mayoría de los proyectos de restauración se han enfocado a realizar plantaciones y, además, se han evaluado muy poco los resultados de las acciones de restauración (Bosire *et al.*, 2008). Por otra parte, los efectos asociados a la presencia de plantas herbáceas en las comunidades de manglar están relativamente poco estudiados (Milbrant y Tinsley, 2006). Los manglares pueden ser extremadamente lentos en recolonizar y desarrollarse, especialmente en ambientes hostiles (por ejemplo, en suelos áridos o hipersalinos) por lo que el establecimiento pionero de herbáceas puede ejercer una influencia positiva en la restauración de los ecosistemas de manglar, mejorando las condiciones ambientales del sedimento y facilitando la colonización y el crecimiento de las especies de manglar. Esta es la hipótesis del efecto de facilitación de la colonización de unas plantas ejercidas por algunas

especies pioneras, o facilitadoras de las condiciones ambientales del ecosistema para que colonicen o sobrevivan y crezcan otras (Zamora *et al.*, 2001; Allen *et al.*, 2012). Se ha registrado que las interacciones negativas y positivas entre las plantas son mecanismos importantes que impulsan la dinámica poblacional y de la comunidad. Se ha demostrado que los efectos de la facilitación desempeñan un papel crucial en los ecosistemas con condiciones ambientales severas como desiertos, costas rocosas y humedales (Vogt *et al.*, 2014).

Nuestros resultados muestran que, después de llevar a cabo una restauración pasiva mediante una reconexión hídrica como única medida de rehabilitación, se ha favorecido el establecimiento y progreso de dos especies pioneras halófilas, *B. marítima* y *S. virginica*, y el establecimiento de plántulas de manglar en las parcelas con cobertura del 100%, 20 % y 0% de *B. marítima* y *S. virginica*, registrándose la presencia de *R. mangle*, *A. germinans* y *L. racemosa* solo en las parcelas de 100% de cobertura. La salinidad intersticial disminuyó entre un 33 y un 55 %, en las parcelas cubiertas con el 100 % de *B. marítima* y *S. virginica* con respecto a las parcelas con el 20 y el 0 % de cobertura. Y el contenido de nutrientes (C, N y P) y materia orgánica en el sedimento fue mayor en las parcelas con el 100% de cobertura de *B. marítima* y *S. virginica*. Lo que sugiere que el establecimiento de estas especies herbáceas ha favorecido la colonización de las plántulas de manglar, actuando como especies facilitadoras.

Para que un manglar pueda considerarse como restaurado, no solo debe parecerse en su estructura de la comunidad vegetal a un bosque de referencia, sino también debe de ofrecer funciones similares (Mckee y Faulkner, 2000). La descomposición es un importante proceso que controla los flujos de carbono y nutrientes. Debido a que en los procesos de descomposición se integran varios factores como la caída la hojarasca, las condiciones ambientales y la actividad biótica, la medición de las tasas de descomposición es muy útil en la evaluación funcional de los humedales restaurados. Las diferencias entre las tasas de descomposición pueden reflejar tanto diferencias en la composición química de la hojarasca como de las condiciones ambientales susceptibles de controlar la descomposición microbiana (Twilley *et al.*, 1986; Robertson, 1988).

En nuestros resultados no se presentaron diferencias significativas en la tasa de descomposición entre sitios, lo que nos indica que el proceso de descomposición de *B. marítima* es similar en toda la zona de restauración. Nuestros resultados no se pueden

comparar con otros trabajos en zonas de restauración porque no hemos encontrado información sobre ello, pero sí en zonas de manglar bien conservadas en otros ecosistemas costeros. Nuestros resultados muestran que el proceso de descomposición es más rápido en comparación con trabajos realizados en zonas templadas en el mediterráneo (Marsh, 2010, Curcó *et al.*, 2002, Simões *et al.*, 2011). Sin embargo, nuestros resultados muestran que hay un reciclado de nutrientes y la disponibilidad de materia orgánica procedentes de la hojarasca de *Batis*, lo que favorece las condiciones para el establecimiento de las plántulas de manglar. Nuestros resultados hacen ver que se requieren hacer más experimentos de descomposición de esta misma especie y así como de manglares, tomando en cuenta el sitio de referencia.

La actividad microbiana es responsable de importantes transformaciones de nutrientes en los ecosistemas de manglar (Alongi *et al.*, 1993; Holguín *et al.*, 2001), pero no hay estudios detallados sobre la composición y el comportamiento de la comunidad bacteriana en zonas de manglar restauradas.

Nuestros resultados indican un cambio en la comunidad microbiana a medida que transcurre el proceso de descomposición, mientras que en sus abundancias no registraron diferencias significativas. Sin embargo, pese a nuestros resultados se requiere hacer experimentos de descomposición tanto de especies pioneras como con la comunidad de manglar en diferentes condiciones climáticas, en combinación con el análisis de la comunidad bacteriana, para conocer mejor el proceso de reciclado de nutrientes y su contribución a la dinámica de comunidad.

Propuesta del modelo de restauración ecológica de manglares

Se ha contribuido a contestar con nuestros estudios experimentales y con el metaanálisis a cuestiones clave de la restauración ecológica de manglares. En base a ello, se proponen aquí en dos modelos el proceso de restauración, considerando los resultados de las acciones de restauración en Celestún.

Resumiendo, en general, los proyectos de restauración se proyectan y realizan sin considerar la escala espacial o conceptual de interés en relación con los factores reguladores de la degradación del ecosistema. Nuestros resultados sobre las métricas del paisaje muestran que el análisis a escala de paisaje es de interés para conocer el dinamismo de la comunidad

de manglar en su recuperación y, con ello, si la trayectoria de la estructura del manglar progresa adecuadamente y de forma auto-organizada (capítulo 3).

A la escala de comunidad se ha mostrado que mediante una simple restauración pasiva, con solo el restablecimiento de la conectividad hídrica, en un periodo de tiempo corto se mejoran las condiciones del suelo (disminución de la salinidad, densidad aparente, hay un aumento en el contenido de nutrientes) que permiten que se establezca *B. marítima* y *S. virginica* (Fig. 2), a mediano plazo la salinidad sigue bajando, hay una disminución en el contenido de nutrientes en el sedimento, y continua el establecimiento de especies pioneras (*B. marítima* y *S. virginica*), que permiten el establecimiento de plántulas de manglar, y que a largo plazo (6 años), la cobertura de las especies pioneras desaparece debido a que crecen las plántulas en altura y densidad (Fig. 2). Mientras que con la restauración activa (recuperación de la conectividad hídrica y reforestación), las condiciones fisicoquímicas del sedimento cambian durante un periodo de tiempo corto (1 año) (disminuye la salinidad, baja la densidad aparente y del fósforo total, pero hay un incremento en el contenido de nitrógeno y de materia orgánica), *L. racemosa* se establece de manera natural (Fig. 3); a largo plazo (8 años) la salinidad del sedimento sigue bajando, desciende la temperatura, baja el contenido de nitrógeno y fósforo, pero hay incremento en el contenido de materia orgánica en el sedimento, lo que da lugar a que *L. racemosa* aumente en densidad y altura, mientras que *A. germinans* disminuye en densidad pero incrementa en altura y *R. mangle* baja su densidad y no presenta incremento en altura, por lo que a los 8 años de restauración es un manglar dominado por *L. racemosa* seguido de *A. germinans* (Fig. 3).

Restauración pasiva (rehabilitación hídrica)

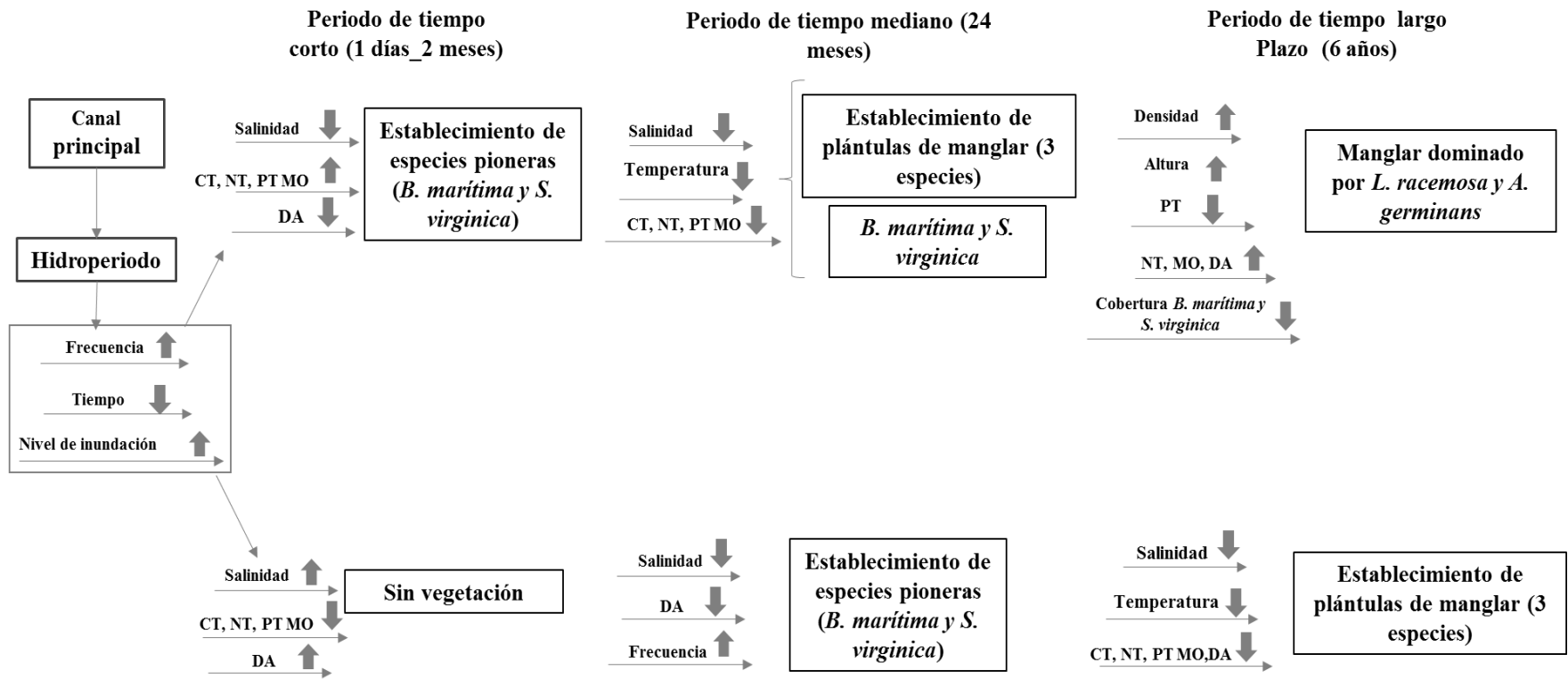


Figura 2. Proceso posterior a una restauración pasiva en un ecosistema de manglar restaurado.

Restauración activa (Reforestación y rehabilitación hídrica)

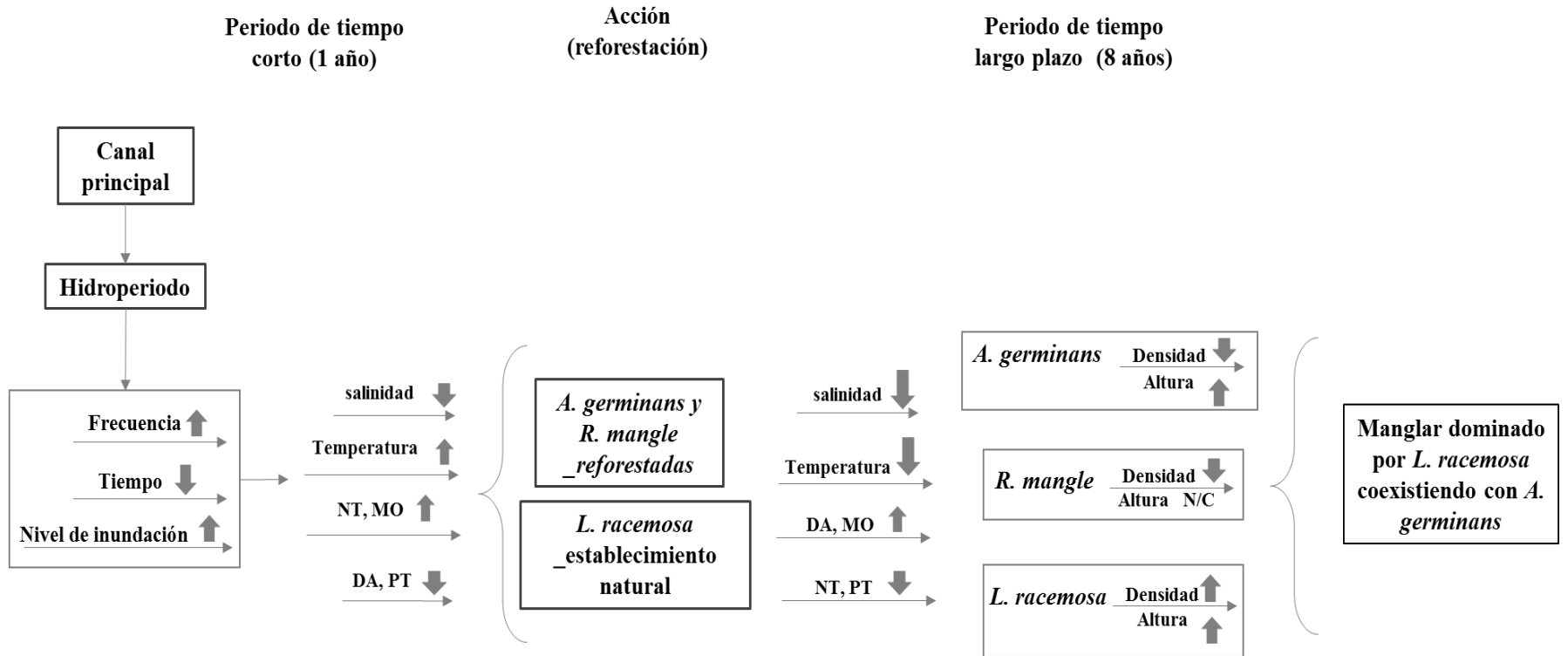


Figura 3. Proceso posterior a una restauración activa en un ecosistema de manglar restaurado.

Nuestros resultados corroboran la importancia de considerar diferentes escalas espaciales y conceptuales en los proyectos de restauración. Con nuestros resultados experimentales y los análisis de la restauración del manglar de Celestún (Fig. 4), comprobamos que la aproximación a cada escala responde a diferentes preguntas que aportan un mayor entendimiento del proceso de restauración del manglar. La escala de paisaje, además del dinamismo de la comunidad vegetal, nos muestra la tendencia o trayectoria general de la restauración; junto con la escala de estructura de la comunidad, muestra la relación con la hidro geomorfología del territorio. De manera que se puede concluir de nuestros resultados la tendencia a recuperarse la comunidad de manglar con sus especies características y que no está acabada porque existe una notable fragmentación de esta comunidad indicativa de cambios en su composición y extensión. Pero con una trayectoria marcada hacia la dominancia por *L. racemosa*, por lo que estas dos escalas conceptuales, de paisaje y estructural de la comunidad, se pueden corresponder a escalas espaciales y temporales relativamente grandes (km^2 y décadas) y medianas (unidades-decenas de km^2 , años) (Fig. 4). La escala poblacional, que puede corresponderse con escalas espaciales y temporales pequeñas (unidades-miles de m^2 , 1-2 años, Fig. 4), indica el resultado de procesos posteriores a la acción de restauración, tal como el establecimiento de plantas facilitadoras que crean condiciones para el establecimiento de plántulas de manglar, en parte por el aporte de nutrientes de la propia descomposición de estas plantas facilitadoras que transcurre en periodos de tiempo inferiores a pocos meses (Fig. 4).

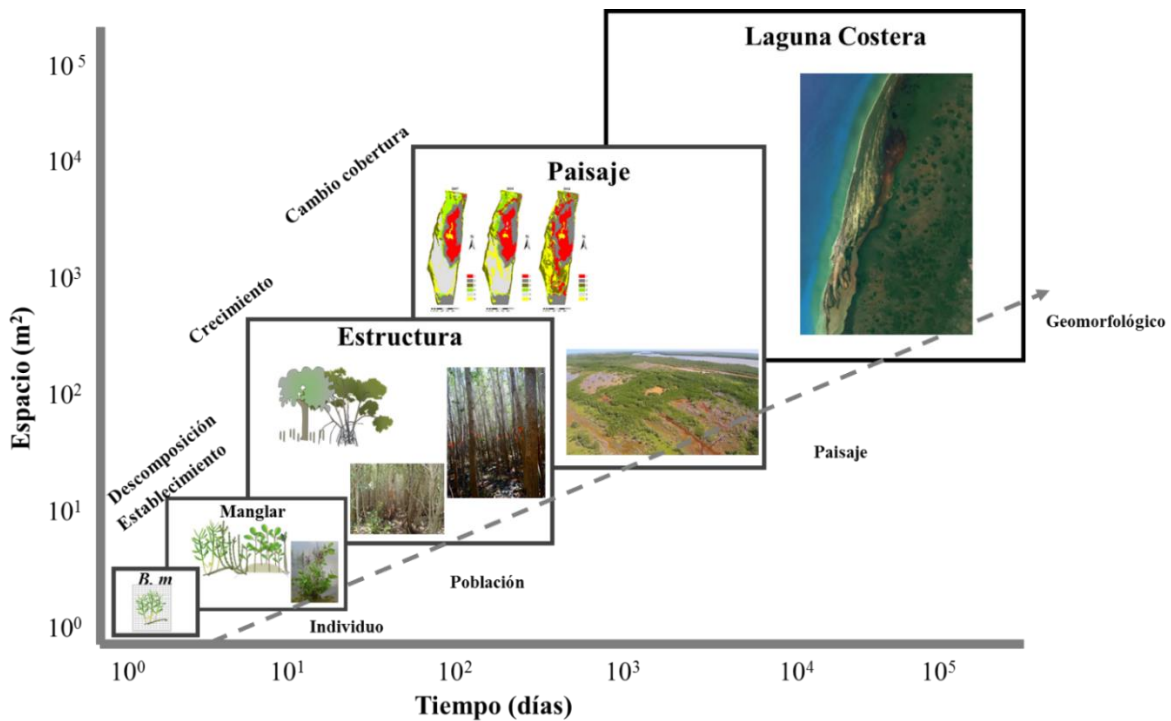


Figura 4. Organización de la propuesta jerárquica para los proyectos de restauración de manglar.

Conclusiones finales

-La restauración de manglares no se ha enfocado, en general, con perspectivas de ecosistema sino como una replantación sin tener en cuenta los factores reguladores de las condiciones ambientales. De aquí el fracaso habitual en la restauración de manglares.

-Se observa, en la escasa literatura detallada, que la restauración de manglar puede tardar de 10 a 15 años en recuperar la estructura del bosque de manglar. Y que los costes de la restauración varían ampliamente (siendo los más entre 100 y 100.000 US \$-2015/ha).

-Los resultados experimentales de la restauración del manglar de Celestún muestran un aumento de la cobertura por árboles de manglar en el área de estudio del 18 % al cabo de 7-8 años de la restauración; la comunidad vegetal sigue su dinámica, aumentando el número de parches y la diversidad, pero con una tendencia clara a aumentar la cobertura vegetal total.

-La restauración activa de manglar mediante la rehabilitación hídrica y la revegetación sigue al cabo de 8 años de la restauración una trayectoria a estabilizar la comunidad de árboles con paso a la dominancia de *L. racemosa* y en condiciones ambientales del sedimento similares a los del sitio de referencia, siendo esenciales la disminución de la salinidad, así como la productividad de hojarasca alcanza valores similares al sitio de referencia.

-La restauración pasiva, solo mediante rehabilitación hídrica, muestra un retardo de 2 años respecto a la activa, pero se observa la tendencia a recuperarse la comunidad de árboles de manglar de las 3 especies, dominando *L. racemosa*, aunque las características del sedimento no se asemejen a las del sitio de referencia.

-Mediante una restauración pasiva se ha observado un patrón de sucesión secundaria caracterizado por la importancia de poblaciones de especies pioneras facilitadoras (*B. marítima* y *S. virginica*), y la gran capacidad de colonización y crecimiento rápido de *Laguncularia*, con un paso posterior a la dominancia por *Avicennia* y *Rhizophora*.

-Para restaurar manglares a gran escala espacial en una laguna costera del tipo de Celestún, recomendamos una rehabilitación hídrica con el fin de recuperar el hidropериodo de forma extensiva en el área degradada, permitiendo el proceso de sucesión secundaria con la cual se recupera la comunidad vegetal característica del manglar, si no se dispone de suficientes fondos para la revegetación y si no se tiene urgencia en la recuperación. Si se dispone de suficiente financiación y se quiere acelerar la recuperación del bosque de manglar, se recomienda la rehabilitación hídrica extensiva y la revegetación selectiva en el espacio distribuyendo las especies de mangle con respecto a sus condiciones ambientales más favorables.

-Para el monitoreo de la restauración de manglares recomendamos integrar el estudio a distintas escalas conceptuales (desde hidrológicas hasta de paisaje) que se han de abordar a las escalas espaciales y temporales a las que mejor se manifiesten cambios en las variables características de cada escala conceptual.

Bibliografía

- Adame, M.F., Kauffman, J.B., Medina, I., Gamboa, J.N., Torres, O., Caamal, J.P., Torres O., Reza M., y Herrera-Silveira, J.A. 2013. Carbon stocks of tropical coastal wetlands within the karstic landscape of the Mexican Caribbean. *PLoS One*, 8(2):1-13.
- Alexandris, N., Chatenoux, B., Lopez Torres, L. y Peduzzi, P. 2013. Monitoring mangrove restoration from space, UNEP/GRID-Geneva.
- Allen, J.H, Duvander J., Kubiszewski I., Ostrom E., 2012 Institutions for managing ecosystem services. *Solutions*, 2(6):44-49.
- Alongi, D.M., Christoffersen, P. y Tirendi F.1993. The influence of forest type on microbial-nutrient relationships in tropical mangrove sediments. *J Exp Mar Biol Ecol*, 171:201-223.
- Alongi, D.M., Boto, K.G., y Robertson, A.I. 1993. Nitrogen and phosphorus cycles. *American Geophysical Union*. 251-292.
- Alongi, D.M. 2002. Present state and future of the world's mangrove forests. *Environmental conservation*, 29(3):331-349.
- Alongi, D.M .2009. *The energetics of mangrove forests*. Springer Science and Business Media BV, New York
- Alongi, D.M. 2011. Carbon payments for mangrove conservation: ecosystem constraints and uncertainties of sequestration potential. *Environmental Science & Policy*, 14:4, 462-470.
- Arriaga, C. L., J. Espinoza-Rodríguez, C. Aguilar-Zúñiga, E. Martínez-Romero, L. Gómez-Mendoza y E. Loa (coords.) 2000. *Regiones terrestres prioritarias de México*. Comisión Nacional Para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México, D.F.
- Arreola-Lizárraga, J.A., Flores-Verdugo, F.J. y Ortega-Rubio, A. 2004. Structure and litterfall of an arid mangrove stand on the Gulf of California, Mexico. *Aquatic botany*, 79(2):137-143.
- Aronson, J., S. Dhillion, E. Le Floc'H. 1995. On the need to select an ecosystem of reference, however imperfect: a reply to Pickett and Parker. *Restoration Ecology*, 3:1-3.

- Allen, T. F. H. and Hoekstra, T. W. 1987. Problems of scaling in restoration ecology: a practical application. In *Restoration Ecology: a Synthetic Approach to Ecological Research*, eds. W. R. Jordan, M. E. Gilpin and J. D. Aber, pp. 289 -299 pp. Cambridge University Press, Melbourne.
- Aspila, K.I., H. Agemian, y A.S.Y. Chau. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst* 101:187-197.
- Aspila, K.I., Agemian, H., y Chau, A.S.Y. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *Analyst*. 101: 187-197
- Ball, M., Cowan, I. R., y Farquhar, G. D. 1988. Maintenance of leaf temperature and the optimisation of carbon gain in relation to water loss in a tropical mangrove forest. *Functional Plant Biology*, 15(2):263-276.
- Bayraktarov, E., Saunders, M.I., Abdullah, S., Mills, M., Beher, J., Possingham, H.P., Munby P.J., y Lovelock, C.E. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological Applications*, 26(4): 1055-1074.
- Barbier, E.B., Koch, E.W., Silliman, B.R., Hacker, S.D., Wolanski, E., Primavera, J., Granek, E.F., Polasky S., Aswani S., Cramer R., Stoms D.M., Kennedy C.J., Bael D., Kappel C.V., Perillo M.E., Reed D.J.2008. Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, 319 (5861): 321-323.
- Benítez-Pardo, D., Flores-Verdugo, F.J., Casas-Valdez, M., Hernández-Carmona, G., Valdez-Hernández, J.I., y Gómez-Muñoz, V. 2015. Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. *Botanical Sciences*, 93(1):165-174.
- Bradshaw, A.D. 1983. The importance of evolutionary ideas in ecology. *Evolutionary Ecology* (Ed. by B. Sharrocks) (in press). Symposium of British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Bradshaw, A.D. 1987. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Edited by W.R. Jordan, M.E. Gilpin, and J.D. Aber. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.

- Bradshaw, A. D. 2002. Introduction and philosophy. En M. R. Perrow, and A. J. Davy, editors. *Handbook of ecological restoration: vol. 1. Principles of restoration*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Brown S. y Lugo A. E. 1994. Rehabilitation of tropical lands: a key to sustaining development. *Restoration ecology*. 2: 97-111
- Brockmeyer Jr., R.E., Rey, J.R., Virnstein, R.W. y 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: 93–109.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Kairo, J. G., y Koedam, N. 2003. Colonization of non-planted mangrove species into restored mangrove stands in Gazi Bay, Kenya. *Aquatic Botany*, 76(4):267-279.
- Bosire, J. O., Dahdouh-Guebas, F., Walton, M., Crona, B. I., Lewis III, R. R., Field, C., Kairo J. G., y Koedam, N. 2008. Functionality of restored mangroves: a review. *Aquatic Botany*, 89(2):251-259.
- Bouillon, S., Abril, G., Borges, A., Dehairs, F., Govers, G., Hughes, H., Merck R., Meysman F.J., Nyunja J., Osburn C. Y Middelburg, J. J. 2009. Distribution, origin and cycling of carbon in the Tana River (Kenya): a dry season basin-scale survey from headwaters to the delta. *Biogeosciences*, 6:2475-2493.
- Bullock, J. M., Aronson, J., Newton, A. C., Pywell, R. F., y Rey-Benayas, J. M. 2011. Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26:541-549.
- Burdick D.M., Dionne M., Bromans R. M. y short F.T. 1997. Ecological responses to tidal restorations of two northern New England salt marshes. *Wetland Ecology and Management*. 4:129-144.
- Camacho, L.D., Gevaña, D.T., Carandang, A.P., Camacho, S.C., Combalicer, E.A., Rebugio, L.L., y Youn, Y.C. 2011. Tree biomass and carbon stock of a community-managed mangrove forest in Bohol, Philippines. *Forest Science and Technology*, 7(4):161-167.
- Campo F.M .1996. Restoring a repressed swamp: the relative effects of a saltwater in flux on an immature stand of baldcypress (*Taxodium distichum* (L.) Richard). M.S. thesis, Southeastern Louisiana University.

- Chan, H.T. 1996. Mangrove reforestation in peninsular Malaysia: a case study of Matang. Pages 64-75. In C. Field editor. Restoration of mangrove ecosystems. International tropical timber organization and international society for mangrove ecosystem, Okinawa, Japan.
- Chandrika, V., Nair, P.V., y Khambadkar, L.R. 1990. Distribution of phototrophic thionic bacteria in the anaerobic and micro-aerophilic strata of mangrove ecosystem of Cochin. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 32: 77-84.
- Change, I. C. 2007. Mitigation of climate change. Summary for Policymakers, 10(5.4).
- Chen, R., y Twilley, R.R. 1998. A gap dynamic model of mangrove forest development along gradients of soil salinity and nutrient resources. *Journal of Ecology*, 86(1): 37-51.
- Chen, R., y Twilley, R.R. 1999. Patterns of mangrove forest structure and soil nutrient dynamics along the Shark River estuary, Florida. *Estuaries and Coasts*, 22(4), 955-970.
- Christensen, B. 1978. Biomass and Primary Production of *Rhizophora apiculata* Bl. in a Mangrove in Southern Thailand. *Aquatic Botany* 4: 43-52
- Choi, Y.D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research*, 19(1):75-81.
- Choi, Y.D., Temperton, V.M., Allen, E.B., Grootjans, A. P., Halassy, M., Hobbs, R. J., Naeth M.A. y Torok, K. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Ecoscience*, 15(1):53-65.
- Choi, Y. D. 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: toward 'futuristic' restoration. *Ecological Research*, 19(1):75-81.
- Cintrón-Molero, G., y Schaeffer-Novelli, Y. 1992. Ecology and management of New World mangroves. *Coastal plant communities of Latin America*, 233-257.
- Clough, B., Tan, D. T., & Buu, D. C. 2000. Canopy leaf area index and litter fall in stands of the mangrove *Rhizophora apiculata* of different age in the Mekong Delta, Vietnam. *Aquatic Botany*, 66(4):311-320.
- Comin FA. 2002. Restauración ecológica: teoría versus práctica. *Ecosistemas* XI (1):1-5.
- Comín, F. A., Menéndez, M., Pedrocchi, C., Moreno, S., Sorando, R., Cabezas, A., García M., Rosas V., Moreno D., Gonzales E., Gallardo B., Herrera S. J., y Ciancarelli C.

2005. Wetland restoration: integrating scientific-technical, economic, and social perspectives. *Ecological Restoration*, 23(3), 182-186.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., Oneill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., Van den Belt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.
- Costanza R., Kubiszewski I., Giovannini E., Lovins H., McGlade J., Pickett K.E., Ragnarsdottir K.V., Roberts D., De Vogli R. y Wilkinson R. 2014. Changes in the global value of ecosystem service. *Nature*, 505: 283-285.
- Colonnello G, Medina E .1998. Vegetation changes induced by dam construction in a tropical estuary: the case of the Mánamo river, Orinoco Delta (Venezuela). *Plant Ecology* 139:145-154.
- Connell J. H., y Slatyer R. O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The american naturalist*. 111:1119-1144.
- Corrales C. L., Arévalo G. Z., Moreno B. V. 2014. Solubilización de fosfatos: una función microbiana importante en el desarrollo vegetal. *Nova*. 12:21.
- Crewz, D.W., y R.R. Lewis III .1991. An Evaluation of Historical Attempts to Establish Emergent Vegetation in Marine Wetlands in Florida', Florida Sea Grant Technical Publication No. 60. Gainesville: Florida Sea Grant
- Cunha-Lignon, M., Kampel, M., Menghini, R. P., Schaeffer-Novelli, Y., Cintrón, G., y Dahdouh-Guebas, F. 2011. Mangrove forests submitted to depositional processes and salinity variation investigated using satellite images and vegetation structure surveys. *Journal of coastal research*, 64: 344.
- Curcó, A., Ibàñez, C., Day, J.W., y Prat, N. 2002. Net primary production and decomposition of salt marshes of the Ebre Delta (Catalonia, Spain). *Estuaries*, 25(3):309-324.
- Daoud, S., Koyro, H. W., y Harrouni, M. C. 2013. Salt response of halophytes with potential interest in food crops and reclamation of saline soils: growth, water relations, mineral content and anatomical adaptations. In *Developments in Soil Salinity Assessment and Reclamation* (pp. 543-560). Springer Netherlands.

- Dale, P.E.R., Knight, J.M., y Dwyer, P.G. 2014. Mangrove rehabilitation: a review focusing on ecological and institutional issues. *Wetlands ecology and management*, 22(6): 587-604.
- DeLaune, R. D., y White, J. R. 2012. Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level?: a case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain. *Climatic Change*, 110(1): 297-314.
- DelVecchia, A.G., Bruno, J.F., Benninger, L., Alperin, M., Banerjee, O., Morales, J.D., 2014. Organic carbon inventories in natural and restored Ecuadorian mangrove forests. *PeerJ*, 2-18.
- Dhevendaran, K. 1984. Photosynthetic bacteria in the marine environment at Porto-Novo. *Fishery Technology*, 21(2):126-130.
- Donato, D. C., Kauffman, J. B., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., y Kanninen, M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4(5):293-297.
- Donath, T.W., Holzel N., y Otte, A. 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Applied Vegetation Science* 6:13–22.
- Duke, N.C., Benzie, J.A., Goodall, J.A., y Ballment, E.R. 1998. Genetic structure and evolution of species in the mangrove genus *Avicennia* (Avicenniaceae) in the Indo-West Pacific. *Evolution*, 1612-1626.
- Duke, N.C., Meynecke, J.O., Dittmann, S., Ellison, A.M., Anger, K., Berger, U., Cannicci S., Diele K., Ewel C., Field D., Koedam N., Lee Y. S., Marchand C., Nordhaus I., dahdouh-Guebas F. 2007. A world without mangroves?. *Science*, 317(5834): 41-42.
- Ehrenfeld J.G y Toth L. A. 1997. Restoration ecology and the ecosystem perspective. *Restoration ecology*, 5 (4):307-317.
- Ellison, A. M. 2000. Mangrove Restoration: Do We Know Enough?. *Restoration Ecology*, 8: 219–229.
- Ellison, A. M. 2000. Mangrove restoration: do we know enough?. *Restoration Ecology*, 8(3): 219-229.
- Ellison, J. C. 2008. Long-term retrospection on mangrove development using sediment cores and pollen analysis: a review. *Aquatic Botany*, 89(2): 93-104.

- Elster, C., Perdomo, L., y Schnetter, M.L. 1999. Impact of ecological factors on the regeneration of mangroves in the Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Hydrobiologia*, 413:35-46.
- Elster, C. 2000. Reasons for reforestation success and failure with three mangrove species in Colombia. *Forest Ecology and Management*, 131(1): 201-214.
- Erfteimeijer P.L. y Lewis III R.R. 1999. Planting mangroves on intertidal mudflats: Habitat restoration or hábitat conversión. ECOTONE-VIII seminara on enhancing coastal ecosyte restortion for the 21 st century. Ranong & Pukhet.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. The world's mangroves 1980–2005. FAO Forestry Paper 153. FAO, Rome.
- FAO. 1994. Mangrove forest management guidelines. 319 pp. Rome
- Feller, I.C., Lovelock, C.E., Berger, U., McKee, K.L., Joye, S.B., y Ball, M.C. 2010. Biocomplexity in mangrove ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, 2:395-417.
- Field, C.D. (Ed.). 1996. Restoration of Mangrove Ecosystems. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.
- Field, C.D. 1999. Rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Marine Pollution Bulletin*, 37(8), 383-392.
- Field, C.D. 1999. Mangrove rehabilitation: choice and necessity. *Hydrobiologia*, 413:47-52.
- Field C., Osborn J., Hoffman L., Polsenberg J., Ackerly D., Berry J., Mooney H. 1998. Mangrove biodiversity and ecosystem function. *Global Ecology & Biogeography Letters*, 7(1):3-14.
- Figuerola, J. y A. J. Green. 2002. Dispersal of aquatic organisms by waterbirds: a review of past research and priorities for future studies. *Freshwater Biology* 47:483–494.
- Galeano E.G., Pineda J.E.M. y Caldero'n J.H.M. 2010. Efecto del sustrato sobre la descomposicio'n de hojarasca en tres especies de mangle en la reserva de biosfera Seaflower, Caribe Colombiano. *Caldasia*, 32:411–424.
- Garcès-Ordoñes O. y Castellanos-Martinez M.L. 2016. Sobrevivencia de propágulos de *Rhizophora mangle* bajo tensores ambientales en el brazo calancala del río ranchería, Caribe colombiano. *Bol. investig. Mar. Costeras*.45(2): 345-353.

- Giri, C., Ochieng, E., Tieszen, L. L., Zhu, Z., Singh, A., Loveland, T., Masek J., y Duke, N. 2011. Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1): 154-159.
- Greenhouse, S.W., y Geisser, S. 1959. On methods in the analysis of profile data. *Psychometrika*, 24:95–112.
- Gosselink, J.G. y R.E. Turner. 1978. 'The role of hydrology in freshwater wetland ecosystems', pp, 63-78. In R.E. Good, D.F. Whigham, and R.L. Simpson (eds.), *Freshwater Wetlands: Ecological Processes and Management Potential*. Academic Press, New York.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E., y Aronson, J. 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restoration Ecology*, 14(2):170-176.
- Hedges, L.V., Gurevitch J., y Curtis P. 1999. The meta- analysis of response ratios in experimental ecology. *Ecology* 80:1150-1156
- Herrera-Silveira, J.A., Comín F.A., y Capurro F. L. 2005. Los Usos Y Abusos De La Zona Costera En La Península De Yucatán, 387-396. En: Rivera, A.E., G. Villalobos-Zapata, M. F. Rosado, y A. I. Azuz, (Eds). *El Manejo Costero en México*. Univ.Autón. De Campeche-SEMARNAT-CETYS Univ.-Univ.de Quintana Roo, 654p.
- Hobbs, R.J., y Cramer, V.A. 2008. Restoration ecology: interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 33: 39-61.
- Hobbs, R.J., y Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration ecology*, 4(2):93-110.
- Holdridge, L.R., Grenke, W.C., Hathaway, W.H., Liang, T., Tosi, J. 1971. *Forest environments in tropical life zones, a pilot study*. Pergamon press, New York.
- Holguin, G., Vazquez, P., y Bashan, Y. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biology and fertility of soils*, 33(4):265-278.

- Holguin G., Bashan Y., Mendoza-Salgado R.A., Amador E., Toledo G., Vazquez P., Amador A. 1999. La Microbiología de los manglares. Bosques en la frontera entre el mar y la tierra. *Ciencia Desarrollo* 144:26-35.
- Holguin G, Guzman MA, Bashan Y. 1992. Two new nitrogen-fixing bacteria from the rhizosphere of mangrove trees: their isolation, identification and in vitro interaction with rhizosphere *Staphylococcus* sp. *FEMS Microbiol Ecol* 101:207–216.
- Holguin, G., y Bashan, Y. 1996. Nitrogen-fixation by *Azospirillum brasilense* Cd is promoted when co-cultured with a mangrove rhizosphere bacterium (*Staphylococcus* sp.). *Soil Biology and Biochemistry*, 28(12):1651-1660.
- Holguin G., Vazquez P., Bashan Y. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of the mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils* 33:265-278
- Holl, K.D., y Aide, T.M. 2011. When and where to actively restore ecosystems?. *Forest Ecology and Management*, 261(10): 1558-1563.
- Howard, J., S. Hoyt, K. Isensee, E. Pidgeon, and M. Telszewski. 2014. Coastal Blue Carbon: Methods for assessing carbon stocks and emissions factors in mangroves, tidal salt marshes, and sea grass meadows. Conservation International, Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO, International Union for Conservation of Nature. Arlington, VA, USA
- Huang, S.C., Shih, S.S., Ho, Y.S., Chen, C.P., y Hsieh, H.L. 2012. Restoration of Shorebird-Roosting Mudflats by Partial Removal of Estuarine Mangroves in Northern Taiwan. *Restoration Ecology*, 20(1):76-84.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1996. *The IPCC Second Assessment: Climate change 1995*, Cambridge, Cambridge University Press.
- IPCC, 2014: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. Von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

- Jackson, L.L., Lopoukhine, N., Hillyard, D. 1995. Ecological restoration: a definition and comments. *Restoration Ecology*, 3(2): 71- 75
- Jordan, W.R., Gilpin M.E., y Aber J.D., editors. 1987. *Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research*. Cambridge University Press, Cambridge, England.
- Kamali, B., y Hashim, R. 2011. Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering*, 37(2):387-391.
- Kairo, J.G., Dahdouh-Guebas, F., Bosire, J., y Koedam, N. 2001. Restoration and management of mangrove systems—a lesson for and from the East African region. *South African Journal of Botany*, 67(3): 383-389.
- Kairo, J.G., Lang'at, J.K.S., Dahdouh-Guebas, F., Bosire, J. O. y Karachi, M. 2008. Structural development and productivity of replanted mangrove plantations in Kenya. *Forest Ecology and Management*, 255: 2670-2677
- Kauffman, J.B., Heider, C., Cole, T.G., Dwire, K.A., y Donato, D.C. 2011. Ecosystem carbon stocks of Micronesian mangrove forests. *Wetlands*, 31(2):343-352.
- Kauffman, J.B., y Donato, D. 2012. Protocols for the measurement, monitoring and reporting of structure, biomass and carbon stocks in mangrove forests (No. CIFOR Working Paper no. 86, p. 40p). Center for International Forestry Research (CIFOR), Bogor, Indonesia.
- Kauffman J.B., Donato D.C., y Adame M.F. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Documento de Trabajo 117. Bogor, Indonesia: CIFOR
- Kelly M., Tuxen K. A., Stralberg D. 2011. Mapping changes to vegetation pattern in restoring wetland: finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time. *Ecological indicators*. 11(2): 263-273.
- Kelly, A. L., Franks A. J., y Eyre T. J. 2011. Assessing the assessors: quantifying observer variation in vegetation and habitat assessment. *Ecological Management and Restoration*, 12:144–148
- Kentula ME, Brooks RP, Gwin SE, Holland CC, Sherman AD, Sifness JC. 1992. *Wetlands: an approach to improving decision making in wetland restoration and creation*. Washington, DC: Island Press

- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., y Marchand, C. 2008. Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: a review. *Aquatic Botany*, 89(2):201-219.
- Kuenzer, C., Bluemel, A., Gebhardt, S., Quoc, T.V., y Dech, S. 2011. Remote sensing of mangrove ecosystems: A review. *Remote Sensing*, 3(5): 878-928.
- Knops, J. M. H., y D. Tilman. 2000. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. *Ecology* 81:88–98.
- Koch S.M. 1997. *Rhizophora mangle* L. Seedling Development into the Sapling Stage across Resource and Stress Gradients in Subtropical Florida. *Biotropica*. 29 :427-439.
- Kruskal J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling. *Psychometrika*, 29: 115-129.
- Kondolf, G. M., Anderson, S., Lave, R., Pagano, L., Merenlender, A., y Bernhardt, E. S. 2007. Two decades of river restoration in California: what can we learn?. *Restoration ecology*, 15(3), 516-523.
- Kridiborworn P., Chiddthaisong A., Yuttiham M., Tripetchkul S. 2012. Carbon sequestration by mangrove forest planted specifically for charcoal production in Yeesarn, Samut Songkram. *J. Sustain. Energy Environ.* 3:87–92.
- Kusler, J.A., y Kentula, M.E. (Eds.). 1989. *Wetland creation and restoration: the status of the science* (Vol. 1). United States Environmental Protection Agency, Research and Development, Environmental Research Laboratory.
- Lake, P.S. 2001. On the maturing of restoration: linking ecological research and restoration. *Ecological Management & Restoration*, 2(2):110-115.
- Legendre, L. y P. Legendre. 1983a. *Numerical ecology. Developments in environmental modelling*, 3. Elsevier Scientific Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands. xvi + 419 pp.
- Legendre, P., y L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Legendre, P., y Legendre, L. 2012. *Numerical ecology*. Oxford, New York: Elsevier.
- Levin, L.A., y Talley, T.S. 2002. Natural and manipulated sources of heterogeneity controlling early faunal development of a salt marsh. *Ecological Applications*, 12(6):1785-1802.
- Lewis, R.R. 1982. Mangrove forests. In: Lewis, R.R. (Ed.), *Creation and Restoration of Coastal Plant Communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida. 153–172.

- Lewis III, R. R. 1990. Creation and restoration of coastal wetlands in Puerto Rico and the US Virgin Islands. *Wetland creation and restoration: The status of science*, 1: 103-123.
- Lewis III, 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.), In: *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 III, R.R. 2000. Mangrove restoration-Costs and benefits of successful ecological restoration. In *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop*, Universiti Sains Malaysia, Penang (pp. 4-8).
- Lewis III R. R. 2000. Ecologically based goal setting in mangrove forest and tidal marsh restoration. *Ecological Engineering*, 15(3):191-198.
- Lewis, R.R., y Haines, K.C. 1979. Large scale mangrove restoration in St. Croix, U. S. Virgin Islands. In *Proceedings of the Sixth Annual Conference on Restoration and Creation of Wetlands*. Hillsborough Community College, Tampa, Florida. 231-242 pp.
- Lewis, R.R. 2001. Mangrove restoration-Costs and benefits of successful ecological restoration. In *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop*, Universiti Sains Malaysia, Penang. 4-8.
- Lewis, R.R., y Gilmore, R.G. 2007. Important considerations to achieve successful mangrove forest restoration with optimum fish habitat. *Bulletin of Marine Science*, 80(3): 823-837.
- Lewis, R.R. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological engineering*, 24(4):403-418.
- Lewis III, R.R. 2009. Methods and criteria for successful mangrove forest restoration. *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*. Amsterdam: Elsevier, 787-800.
- Lewis III, R.R. 2011. Successful mangrove Forest restoration informs the process of successful general wetland restoration. *National wetlands Newsletter*. 33: 23-25.
- Lieth H. y Whittaker R.H. 1977. *Primary productivity of the Biosphere*. Springer Verlag. New York, 339 pp.

- Lindquist, E.S. y Carroll, R.C. .2004. Differential seed and seedling predation by crabs: impacts on tropical coastal forest composition. *Oecologia*, 141:661–671.
- Linnaeus, R., Lonard, I., Judd, F.W. y Stalter, R. 2011. The Biological Flora of Coastal Dunes and Wetlands: *Batis maritima* C. *Journal of Coastal Research*. 27:441-449.
- Lonard, R. I., Judd, F. W., y Stalter, R. 2011. The biological flora of coastal dunes and wetlands: *Batis maritima* C. Linnaeus. *Journal of Coastal Research*, 27(3):441-449.
- Lopez-Portillo, J., y Ezcurra, E. 1989. Zonation in mangrove and salt marsh vegetation at Laguna de Mecoacán, Mexico. *Biotropica*, 107-114.
- Lopez de Casenave, J., Marone L., Jaksic., y Camus P. 2007. Escalas. Pp. 193-213 en: Jaksic y Marone (eds.). *Ecología de Comunidades*. Segunda edición ampliada. Ediciones Universidad Católica de Chile, Santiago. Chile.
- Lugo, A. E. 1992. Comparison of tropical tree plantations with secondary forests of similar age. *Ecological Monographs* 62:1-41.
- Luo Z, Sun OJ, Xu H. 2010. A comparison of species composition and stand structure between planted and natural mangrove forest in Shenzhen Bay, South china. *Journal of plant ecology*. 3(3):165-174.
- Macintosh, D. J., y Ashton, E. C. Havanon S. 2002. Mangrove rehabilitation and intertidal biodiversity: a study in the Ranong mangrove ecosystem, Thailand. *Estuarine coastal and shelf Science*. 55: 331-345.
- Maggi Kelly, Karin A. Tuxen, Diana Stralberg, Mapping changes to vegetation pattern in a restoring wetland: Finding pattern metrics that are consistent across spatial scale and time, *Ecological Indicators*, 11(2):263-273.
- Marsh M. 2010. Microbial activity and diversity associated with decomposing spartina wrack in coastal ecosystems. Thesis for the Degree of Master of Science in Coastal Marine and Wetland Studies in the College of Natural and Applied Sciences Coastal Carolina University
- Matthews, J.W., y Endress, A.G. 2008. Performance criteria, compliance success, and vegetation development in compensatory mitigation wetlands. *Environmental Management*, 41(1):130-141.
- Matthews, J.W., Peralta, A.L., Flanagan, D.N., Baldwin, P.M., Soni, A., Kent, A.D., y Endress, A.G. 2009. Relative influence of landscape vs. local factors on plant

- community assembly in restored wetlands. *Ecological Applications*, 19(8):2108-2123.
- Matthews, J. W., y Spyreas, G. 2010. Convergence and divergence in plant community trajectories as a framework for monitoring wetland restoration progress. *Journal of Applied Ecology*, 47(5):1128-1136.
- Marsh, M. 2010. Microbial activity and diversity associated with decomposing spartina wrackin in coastal ecosystem. Thesis for the Degree of Master of Science in Coastal Marine and Wetland Studies in the College of Natural and Applied Sciences Coastal Carolina University
- McLeod, E., Chmura, G. L., Bouillon, S., Salm, R., Björk, M., Duarte, C. M., y Silliman, B. R. 2011. A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(10):552-560.
- McCune, B., Grace, J.B., 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design. USA, Glenden Beach, OR
- McKee, K. L. 1995. Seedling recruitment patterns in a Belizean mangrove forest: effects of establishment ability and physico-chemical factors. *Oecologia* 101: 448-460.
- McKee, K.L. 1995. Interspecific variation in growth, biomass partitioning, and defensive characteristics of neotropical mangrove seedlings: response to light and nutrient availability. *American Journal of Botany*, 82: 299-307.
- McKee, K. L., y Faulkner, P.L. 2000. Restoration of biogeochemical function in mangrove forests. *Restoration Ecology*, 8(3): 247-259.
- McKee, K.L., Rooth J.E., y Feller, I.C. 2007. Mangrove recruitment after forest disturbance is facilitated by herbaceous species common to the Caribbean Region. *Ecological Applications* 17: 1678-169.
- McKee, K.L. y Rooth J. E. 2008. Where temperate meets tropical: multi-factorial effects of elevated CO₂, nitrogen enrichment, and competition on a mangrove-salt marsh community. *Global Change Biology*. 14: 971-984.
- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. y Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. URL: www.umass.edu

- McGarigal, K., Cushman, S.A., Neel, M.C. y Ene E. 2002. FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. URL: www.umass.edu
- Menghini, R. P., Coelho, C., Rovai, A. S., Cunha-Lignon, M., Schaeffer-Novelli, Y., y Cintrón, G. 2011. Massive mortality of mangrove forests in Southeast Brazil (Baixada Santista, State of São Paulo) as a result of harboring activities. *Journal of Coastal Research*, 1793.
- Michener, W.K. 1997. Quantitatively evaluating restoration experiments: research design, statistical analysis, and data management considerations. *Restoration ecology*, 5(4): 324-337.
- Milbrandt, E.C., y Tinsley M.N. 2006. The role of saltwort (*Batis maritima* L.) in regeneration of degraded mangrove forests. *Hydrobiologia* 568:369–377.
- Miller, J.R., y Hobbs, R.J. 2007. Habitat restoration—Do we know what we’re doing?. *Restoration Ecology*, 15(3):382-390.
- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mitsch, W.J. y Gosselink, J.G. 2007. *Wetlands* (Fourth edition). John Wiley and Sons, Inc., New York, USA. 582p
- Moreno-Mateos, D., Power, M. E., Comín, F. A., y Yockteng, R. 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol*, 10(1):1-10.
- Middleton, B.A. and McKee, K.L. 2001, Degradation of mangrove tissues and implications for peat formation in Belizean island forests: *Journal of Ecology*, 89(5):818-828.
- Naveh, Z. y Lieberman, A. S. 1994. *Landscape Ecology: Theory and Application*. Springer, New York.
- Oelbermann, M., y Gordon, A. M. 2000. Quantity and quality of autumnal litterfall into a rehabilitated agricultural stream. *Journal of Environmental Quality*, 29(2): 603-611.
- Osland M.J., Spivak A. C., Nesterode J.A., Lessman J. M., Almario A. E., Heitmuller P. Y., Russell M. J., Krauss K. W., Alvarez F., Dantin D., Harvey J. E., From A. S., Cormier N. y Stagg C. L. 2012. Ecosystem development after mangrove wetland creation: plant-soil change across a 20-year chronosequence. *Ecosystems*, 15:848–66
- Olson, J.S. 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.

- Oksanen JF, Blanchet G, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, O'Hara R et al. 2011. *vegan: Community Ecology Package*, R package version 2.0, 2nd edn.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H. 2013. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.0-7.
- Pacala S.W. y Tilman D. 1994. Limiting similarity in mechanistic and spatial models of plant competition in heterogeneous environments. *American Naturalist*. 143:222-257.
- Padilla, F. y Pugnaire, F. 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front. Ecol. Environ.*4: 196-202.
- Parsons, T.R., Maita Y., y Lalli, C.M. 1984. *A manual of chemical and biological methods for seawater analysis*. Pergamon press, New York.
- Pennings, S.C., y R.M. Callaway. 2000. The Advantage of Clonal Integration under Different Ecological Conditions: A Community- Wide Test. *Ecology*, 81:709– 716.
- Petersen, R.C., y Cummins K.W. 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4:345–368.
- Pellegrini, J.A.C., Soares, M.L.G., Chaves, F.O., Estrada, G.C.D., y Cavalcanti, V.F. 2009. A method for the classification of mangrove forests and sensitivity/vulnerability analysis. *Journal of Coastal Research*, 443-447.
- Perry C., y Berkely A. 2009. Intertidal substrate modifications as a result of mangrove planting: impacts of introduced mangrove species on sediment microfacies characteristics. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 81: 225-237.
- Proffitt, C.E. y Devlin, D.J. 2005. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management* 13:531-551.
- Proffitt, C.E., y Devlin, D.J. 2005. Grazing by the intertidal gastropod *Melampus coffeus* greatly increases mangrove leaf litter degradation rates. *Marine Ecology Progress Series*, 296:209-218.
- Polidoro, B. A., Carpenter, K. E., Collins, L., Duke, N. C., Ellison, A. M., Ellison, J. C., Farnsworth E.J., Fernando E., Kathiresan K., Koedam N., Livingstone N., Miyagi T., Moore G., Nam N. V., Ong E., Primavera J., Salmo III S., Sancianco J. C., Sukardio

- S., Wang Y., y Hong Yong J. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5(4):1-10.
- Powell, N., Osbeck, M., Tan, S.B., y Toan, V.C. 2011. Mangrove restoration and rehabilitation for climate change adaptation in Vietnam. World Resources Report Case Study. World Resources Report, Washington DC. URL: <http://www.worldresourcesreport.org>.
- Primavera, J.H., y Esteban, J.M.A. 2008. A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecology and Management*, 16(5):345-358.
- Proffitt, C.E., y Devlin, D. J. 2005. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 13(5): 531-551.
- Putz, F.E., Chan, H.T. 1986. Tree growth dynamics and productivity in a mature mangrove forest in Malaysia. *For. Ecol. Manage.* 17: 211–230
- Primavera, J.H., y Esteban, J. M. A. 2008. A review of mangrove rehabilitation in the Philippines: successes, failures and future prospects. *Wetlands Ecology and Management*, 16(5):345-358.
- Proffitt, C.E., y Devlin, D. J. 2005. Long-term growth and succession in restored and natural mangrove forests in southwestern Florida. *Wetlands Ecology and Management*, 13(5): 531-551.
- Polidoro, B.A., Carpenter, K.E., Collins, L., Duke, N.C., Ellison, A.M., Ellison, J.C., Farnsworth E., Fernando E., Kathiresan K., Koedam N., Livingstone S., Miyagi T., Moore G., Nam N. y Ong E. J., Primavera H. J., Salmo III G., Sanciangco C., Sukardio S., Wang Y. y Yong H. 2010. The loss of species: mangrove extinction risk and geographic areas of global concern. *PloS one*, 5(4): 1-10.
- Ramírez, C.A. and Rodríguez, T.A. 2004. Efecto de calidad de planta, exposición y micrositio en una plantación de *Quercus rugosa*. *Revista Chapingo. Serie ciencias forestales y del ambiente.* 10:5-11.
- Raposa, K. 2002. Early responses of fishes and crustaceans to restoration of a tidally restricted New England salt marsh. *Restoration Ecology*, 10(4):665-676.

- Reddy, K.R., y DeLaune R.D. 2008. Biogeochemistry of wetlands: Science and applications. Boca Raton: CRC.
- Rivera-Monroy V., Twilley R., Mancera E., Alcantara-Egurem A., Castañeda-Moya E., Casas M., Reyes P., Restrepo J., Perdomo L., Campos E., Cotes G. y Vilorio E. 2006. Aventuras y desventuras en Macondo: Rehabilitación de la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *ECOTROPICOS*, 19(2):72-93.
- Robertson, A. I. 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 116(3): 235-247.
- Rojas, A., Holguin, G., Glick, B. R., y Bashan, Y. 2001. Synergism between *Phyllobacterium* sp.(N₂-fixer) and *Bacillus licheniformis* (P-solubilizer), both from a semiarid mangrove rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology*, 35(2):181-187.
- Rovai, A.S., Barufi, J.B., Pagliosa, P.R., Scherner, F., Torres, M.A., Horta, P. A., y Soriano-Sierra, E. J. 2013. Photosynthetic performance of restored and natural mangroves under different environmental constraints. *Environmental pollution*, 181:233-241.
- Rovai, A.S., Soriano-Sierra, E.J., Pagliosa, P.R., Cintrón, G., Schaeffer-Novelli, Y., Menghini, R.P., Coelho Jr.C., Horta A., Lewis III R.R., Simonassi C., Alves A.J., Boscatto F. y Dutra J. 2012. Secondary succession impairment in restored mangroves. *Wetlands ecology and management*, 20(5): 447-459.
- Rovai, A. S., Barufi, J.B., Pagliosa, P.R., Scherner, F., Torres, M.A., Horta, P.A., Simonassi J.C., Quadros C.D., Borges G.A., y Soriano-Sierra, E.J. 2013. Photosynthetic performance of restored and natural mangroves under different environmental constraints. *Environmental pollution*, 181:233-241.
- Rovai, A. S., Soriano-Sierra, E.J., Pagliosa, P. R., Cintrón, G., Schaeffer-Novelli, Y., Menghini, R. P., Coelho Jr. C., Horta P., Lewis III R., Simonassi C., Alves J., Boscatto F., y Dutra J. 2012. Secondary succession impairment in restored mangroves. *Wetlands ecology and management*, 20(5): 447-459.
- Ruiz-Jaen, M.C., y Mitchell Aide, T. 2005. Restoration success: how is it being measured?. *Restoration ecology*, 13(3): 569-577.
- Samson, M.S., Licuanan, W.Y., 2002. The socio-economic conditions of the coastal communities and coastal resource management along the Pacific coast of the Philippines. *UPV Journal of Natural Science*. 7(2):169–178.

- Samson, M.S., y Rollon, R.N. 2008. Growth performance of planted mangroves in the Philippines: revisiting forest management strategies. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(4):234-240.
- Sengupta A., Chaudhuri S. 1990. Vesicular arbuscular mycorrhiza (VAM) in pioneer salt marsh plants of the Ganges river delta in West Bengal (India). *Plant Soil*, 122:111–113.
- Sengupta A., Chaudhuri S. 1991. Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at the Ganges river estuary in india. *Oecologia* 87:560–564.
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona (available from www.ser.org) accessed April 2005.
- Shaeffer-Novelli, Y Cintrón, G. 1990. Métodos para la descripción y estudio de áreas de manglar. Ingeniería marítima, Ciencias del mar. Escuela superior Politécnica del Litoral. Puerto Rico.
- Sherman, R. E., Fahey, T. J. y Battles, J. J. 2000. Small-scale disturbance and regeneration dynamics in a neotropical mangrove forest. *Journal of Ecology*, 88(1):165-178.
- Shoreit A.A.M., El-Kady I.A., Sayed W.F. (1994) Isolation and identification of purple nonsulfur bacteria of mangal and non-man-gal vegetation of Red Sea Coast, Egypt. *Limnologica* 24:177-183.
- Shuman, C.S. y Ambrose, R.F. 2003. A comparison of remote sensing and ground-based methods for monitoring wetland restoration success. *Restoration Ecology*, 11:325–33.
- Simenstad, C.A., y Thom, R. M. 1996. Functional Equivalency Trajectories of the Restored Gog-Le-Hi-Te Estuarine Wetland. *Ecological applications*, 6(1): 38-56.
- Simenstad C., Reed D, y Ford M. 2006. When is restoration not? Incorporating landscape-scale processes to restore self-sustaining ecosystems in coastal wetland restoration. *Ecological engineering*. 26(1): 27-39.

- Simões, M.P., Calado, M. D.L., Madeira, M., y Gazarini, L.C. 2011. Decomposition and nutrient release in halophytes of a Mediterranean salt marsh. *Aquatic Botany*, 94(3): 119-126.
- Smith, S. M. and Snedaker C. S. 1995. Salinity Responses in Two Populations of viviparous *Rhizophora mangle* L. Seedlings. *Biotropica*, 27:435-440.
- Snedaker S. C, and Sendaker J. G. (Eds). 1984. *The mangrove ecosystem: research methods*. Unesco.
- Soares, M. L. G., Estrada, G. C. D., Fernandez, V., & Tognella, M. M. P. 2012. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101: 44-53.
- Sobrado, M.A. 2005. Leaf characteristics and gas exchange of the mangrove *Laguncularia racemosa* as affected by salinity. *Photosynthetica*. 43: 217-221.
- Spalding M., Blasco F., Field C. 1997. *World Mangrove Atlas*. International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan.
- Spalding, M. 2010. *World atlas of mangroves*. Routledge.
- Spurgeon J. 1998. The socio-economic cost and benefits of coastal hábitat rehabilitation and creation. *Marine Pollution Bulletin*. 37: 373-382.
- Strickland, J.D. and Parsons, T.R. 1972. *A Practical Handbook of Sea Water Analysis*. Fish. Res. Board. Canada Bull. 122: 311.
- 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. 277– 297.
- Suarez, N., Sobrado, M.A. y Medina, E. 1998. Salinity effects on the leaf water relations components and ion accumulation patterns in *Avicennia germinans* (L.) L. seedlings. *Oecologia*. 114:299-304.
- Suding, K.N. 2011. Toward an era of restoration in ecology: successes, failures, and opportunities ahead. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 42: 465-487.

- Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T. y Halle, S. 2004. *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap Between Theory and Practice*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Teutli-Hernández, C., y Herrera-Silveira, J. A. 2016. Capítulo 20: Estrategias de restauración de manglares de México: el caso Yucatán. En *Experiencias mexicanas en la restauración de los ecosistemas*. Ceccon E. y Martínez-Garza, coordinadoras. Primera edición. Cuernavaca Morelos: Universidad Nacional Autónoma de México, Centro Regional de Investigaciones Multidisciplinarias; Universidad Autónoma del Estado de Morelos; Ciudad de México: Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. 577 pp
- Thom, B. G. 1982. Mangrove ecology a geomorphological perspective. Pages 317. In: Clough B. F. (Ed.) *Mangrove Ecosystem in Australia*. Australian National University Press, Canberra.
- Tomlinson P.B. 1994. *The Botany of Mangroves*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Tomlinson, P.B. 1999. *The Botany of Mangroves*. Cambridge Tropical Biology Series. Cambridge University Press.
- Toledo, G., Bashan, Y., y Soeldner, A. 1995. In vitro colonization and increase in nitrogen fixation of seedling roots of black mangrove inoculated by a filamentous cyanobacteria. *Canadian Journal of Microbiology*, 41(11):1012-1020.
- Tri, N.H., Adger, W.N., y Kelly, P.M. 1998. Natural resource management in mitigating climate impacts: the example of mangrove restoration in Vietnam. *Global Environmental Change*, 8(1):49-61.
- Turner, R.E and Lewis, III. 1997. Hydrologic restoration of coastal wetlands. *Wetlands Ecology and Management*, 4(2):65-72.
- Turner, R.E. 2005. On the cusp of restoration: science and society. *Restoration Ecology*, 13(1):165-173.
- Twilley, R.W., Lugo, A.E. y Patterson-Zucca, C. 1986. Litter production and turnover in basin mangrove forests in southwest Florida. *Ecology*, 67(3): 670-683.
- Twilley, R. R., y Chen, R. 1998. A water budget and hydrology model of a basin mangrove forest in Rookery Bay, Florida. *Marine and Freshwater Research*, 49(4): 309-323.

- Twilley R., Rivera-Monroy V., Chen R. y Botero L. 1998. Adapting an Ecological Mangrove Model to Simulate Trajectories in Restoration Ecology. *Marine Pollution Bulletin*, 37:404-419.
- Twilley, R.R., y Rivera-Monroy, V.H. 2009. Ecogeomorphic models of nutrient biogeochemistry for mangrove wetlands. *Coastal wetlands: an integrated ecosystem approach*. Elsevier, Amsterdam, 641-683.
- Ungar, I.A. 1998. Are Biotic Factors Significant in Influencing the Distribution of Halophytes in Saline Habitats?. *Botanical Review*. 64: 176-199.
- Urban D., O'Neill L., y Shugart H., 1987. Landscape ecology. *Bioscience*. 37: 119-127.
- Valentine-Rose, L., Cherry, J.A., Jacob Culp, J., Perez, K.E., Pollock, J.B., Albrey Arrington, D. y Layman, C.A. 2007. Floral and faunal differences between fragmented and unfragmented Bahamian tidal creeks. *Wetlands*, 27(3):702-718.
- Valiela, I., Bowen, J.L., y York, J.K. 2001. Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments: At least 35% of the area of mangrove forests has been lost in the past two decades, losses that exceed those for tropical rain forests and coral reefs, two other well-known threatened environments. *Bioscience*, 51(10): 807-815.
- Vallejo, V.R., Allen, E.B., Aronson, J., Pausas, J.G., Cortina, J., y Gutiérrez, J.R., 2012. Restoration of Mediterranean-type woodlands and shrublands. In: van Andel, J. and Aronson, J., (eds.). *Restoration Ecology: The New Frontier*. 130-144. Blackwell Publishing Ltd. Oxford.
- Vazquez, P., Holguin, G., Puente, M. E., Lopez-Cortes, A., y Bashan, Y. 2000. Phosphate-solubilizing microorganisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biology and Fertility of Soils*, 30(5):460-468.
- Vegh, T., Jungwiwattanaporn, M., Pendleton, L., y Murray, B. 2014. Mangrove Ecosystem Services Valuation: State of the Literature. NI WP, 14-06.
- Vethanayagam, R.R. 1991. Purple photosynthetic bacteria from a tropical mangrove environment. *Marine Biology*, 110(1):161-163.
- Vethanayagam, R. R., y Krishnamurthy, K. 1995. Studies on anoxygenic photosynthetic bacterium *Rhodospseudomonas* sp. from the tropical mangrove environment.
- Vitousek, P.M., y Sanford Jr, R.L. 1986. Nutrient cycling in moist tropical forest. *Annual review of Ecology and Systematics*, 17(1):137-167.

- Vogt, J., Lin, Y., Pranchai, A., Frohberg, P., Mehlig, U. y Berger, U. (2014). The importance of conspecific facilitation during recruitment and regeneration: a case study in degraded mangroves. *Basic and Applied Ecology*, 15(8): 651-660.
- Vose E. F. y Bell S. 1994. Resident fishes and macrobenthos in mangrove-rimmed hábitat: Evaluation of hábitat restoration by hydrologic modification. *Estuaries*. 17(3): 585-596.
- Vovides, A.G., Bashan Y., López-Portillo J.A., Guevara R. 2010. Nitrogen fixation in preserved, reforested, naturally regenerated and impaired mangroves as an indicator of functional restoration in mangroves in an arid region of Mexico. *Restoration Ecology*, 19: 236–244
- Vyas, P., y Sengupta, K. 2012. Mangrove conservation and restoration in the Indian Sundarbans. *Sharing Lessons on Mangrove Restoration*, 93.
- Vyas, V., Damde, D., y Parashar, V. 2012. Fish biodiversity of Betwa River in Madhya Pradesh, India with special reference to a sacred ghat. *International Journal of Biodiversity and Conservation*, 4(2): 71-77.
- Wagner, K. I., Gallagher, S. K., Hayes, M., Lawrence, B. A., y Zedler, J. B. (2008). Wetland restoration in the new millennium: do research efforts match opportunities?. *Restoration Ecology*, 16(3):367-372.
- Walters, B. B., Rönnbäck, P., Kovacs, J. M., Crona, B., Hussain, S.A., Badola, R., Crona B., Hussain S., Badola E., Primavera J., Barbier E. y Dahdouh-Guebas, F. 2008. Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, 89(2): 220-236.
- Walters, B. B. 2000. Local mangrove planting in the Philippines: are fisherfolk and fishpond owners effective restorationists?. *Restoration Ecology*, 8(3): 237-246.
- Wang'ondú, V., Bosire, J., Kairo, J., Kinyamario, J., Mwaura, F., Dahdouh, F., & Koedam, N. 2014. Litter Fall Dynamics of Restored Mangroves (*Rhizophora mucronata* Lamk. and *Sonneratia alba* Sm.) in Kenya. *Restoration Ecology*, 824.
- White, P.S. y Walker J.L. 1997. Approximating nature's variation: selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology*, 5:338–349.

- Whigham, D. F., Verhoeven, J. T., Samarkin, V., y Megonigal, P. J. (2009). Responses of *Avicennia germinans* (Black Mangrove) and the soil microbial community to nitrogen addition in a hypersaline wetland. *Estuaries and coasts*, 32(5): 926-936.
- Wortley, L., Hero, J. M., y Howes, M. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21(5), 537-543.
- Wortley L., Hero J.M., Howes M. 2013. Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restor. Ecol.* 21(5):537–43.
- Yensen, N. Halophyte uses for the twenty-first century. In: Khan A. M. y Veber J. D (eds). 2006. *Ecophysiology of high salinity tolerant plants*. Springer. 416.
- Young D. Choi, Vicky M. Temperton, Edith B. Allen, Albert P. Grootjans, Melinda Halassy, Richard J. Hobbs, M. Anne Naeth y Katalin Torok. 2008. Ecological restoration for future sustainability in a changing environment, *Écoscience*, 15(1):53-64
- Zaldívar-Jiménez, M. A., Herrera-Silveira, J. A., Teutli-Hernández, C., Comín, F. A., Andrade, J. L., Molina, C. C., y Ceballos, R. P. 2010. Conceptual framework for mangrove restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28(3): 333-342.
- Zamora, R., Castro, J., García, D., Hódar, J. A., Gómez, L., y Baraza, E. (2001). en la regeneración forestal. *Quercus*, 187.
- Zedler, J. B., and J. C. Callaway. 1999. Tracking wetland restoration: do mitigation sites follow desired trajectories? *Restoration Ecology* 7:69–73.
- Zhao, Q., Bai, J., Huang, L., Gu, B., Lu, Q., y Gao, Z. 2016. A review of methodologies and success indicators for coastal wetland restoration. *Ecological Indicators*. 60: 442-452.
- Zou X.M., Zucca C.P., Waide R.B., y McDowell W.H. 1995. Long-term influence of deforestation on tree species composition and litter dynamics of a tropical rain forest in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 78: 147–157.
- Zuberer, D., y Silver, W.S. 1978. Biological dinitrogen fixation (acetylene reduction) associated with Florida mangroves. *Applied and environmental Microbiology*, 35(3):567-575.