



**MINISTERIO DE EDUCACIÓN SUPERIOR
UNIVERSIDAD DE GUANTÁNAMO
FACULTAD AGROFORESTAL**

**Memoria escrita en opción al Título Académico de
Máster en Ciencias Forestales
Mención: Manejo de Bosques**

TITULO: Efecto del CTA-Humus® en la obtención de posturas de *Rhizophora mangle* para la rehabilitación de zonas degradadas por la minería.

Autor (a): Ing. Lien María Valladares Pérez

Guantánamo

“Año 63 del Triunfo de la Revolución”

MINISTERIO DE EDUCACIÓN SUPERIOR
UNIVERSIDAD DE GUANTÁNAMO
FACULTAD AGROFORESTAL

**Memoria escrita en opción al Título Académico de
Máster en Ciencias Forestales
Mención: Manejo de Bosques**

TITULO: Efecto del CTA-Humus® en la obtención de posturas de *Rhizophora mangle* para la rehabilitación de zonas degradadas por la minería.

Autor (a): Ing. Lien María Valladares Pérez

Tutor (a): Ing. Prof. Titular. Adrián Montoya Ramos.Dr. C.

Guantánamo

“Año 63 del Triunfo de la Revolución”

AGRADECIMIENTOS

AGRADECIMIENTOS

Mis sinceros agradecimientos a todos los que contribuyeron a la culminación exitosa de este trabajo.

Deseo agradecer en primer lugar a mi tutor, el Dr.C. Adrián Montoya Ramos por todos los conocimientos que he adquirido junto a él, por sus exigencias, por su dedicación, sus consejos, por su dedicación sin límites en la realización del trabajo experimental, por sus enseñanzas en el laboratorio, por la confianza de poder contar con él en todos los momentos, por los elementos valiosos que aportó a lo relacionado con la biología y por su sincera amistad.

A mi Empresa de Servicios Camilo Cienfuegos Gorriaran y su Consejo de dirección por el apoyo recibido para la realización de este proyecto.

A mis hijos y en especial a mi madre por perdonarme la ausencia de estos años, por aceptarme como soy y por confiar en mí.

A TODOS, MUCHAS GRACIAS

DEDICATORIA

A mi madre,

A mis hijos,

A la Revolución Cubana

PENSAMIENTO

«Si supiera que el mundo se ha de acabar mañana, yo hoy aún plantaría un árbol». *Martin Luther King, Jr.*

ÍNDICE

No.		Pág.
1	INTRODUCCIÓN	1
2	REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
2.1	Generalidades sobre los manglares.	6
2.1.1	Cuba y sus manglares.	7
2.1.2	Arboles que forman bosques de mangles.	7
2.1.3	Manglares y el cambio climático.	9
2.1.4	Antecedentes sobre la Reforestación de mangles en Cuba	18
2.2	Uso de algas como bioestimulantes de las plantas.	22
2.3	Generalidades sobre las sustancias húmicas y fúlvicas.	25
2.4	Principales características de CTA-Humus(Químicas – Meristen.S.I.2020)	29
3.	MATERIALES Y MÉTODOS	30
3.1	Metodología empleada.	30
3.2	Tratamiento y diseño experimental.	30
3.3	Variables evaluadas.	30
3.4	Análisis estadísticos.	31
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	32
4.1	Análisis de la variable: Altura de las plantas <i>Rhizophora mangle</i> en tres momentos de la fase de vivero.	32
4.2	Análisis de la variable: Diámetro del tallo de <i>Rhizophora mangle</i> en tres momentos de la fase de vivero.	35
4.3	Análisis de la variable: Número de hojas de <i>Rhizophora mangle</i> en tres momentos de la fase de vivero.	37
4.4	Análisis de la variable: Masa Fresca y Seca de <i>Rhizophora mangle</i> a los 120 días de la fase de vivero.	41
4.5	Análisis de la variable: Índice de Esbeltez de <i>Rhizophora mangle</i> en la fase de vivero.	48
5.	CONCLUSIONES	55
6.	RECOMENDACIONES	56
7.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58

RESUMEN

RESUMEN

Con el objetivo de evaluar la respuesta de plántulas de *Rhizophora mangle* a la aplicación de CTA-humus[®] se realizó un ensayo en las condiciones edafoclimáticas y tecnológicas del municipio Moa, provincia Holguín. Se desarrolló un ensayo sobre un sustrato de suelo ferrítico rojo con una proporción de materia orgánica 3:1. En el periodo septiembre de 2019 a diciembre de 2020. Se utilizaron semillas de *Rhizophora mangle* tratadas fueron asperjadas con el bioproducto CTA-humus[®] a los 5 y 15 días de germinadas. Se emplearon cuatro tratamientos que se replicaron cinco veces sobre un diseño de bloques al azar. Se evaluó la altura (cm), número de hojas (U), diámetro del tallo (mm) la masa fresca y seca foliar y se determinó el índice de esbeltez. Para el análisis estadístico fue utilizado el paquete STATGRAPHICS Versión 5.1 separando la media a través de la prueba de Duncan. Se obtuvo que La aplicación de CTA-humus[®] fue determinante en el crecimiento y vigor de las posturas de *Rhizophora mangle*, representadas en las variables fisiológicas evaluadas. El estudio determinó además que de las variantes estudiadas la aplicación de CTA-humus[®] de 7 y 10 L.ha⁻¹ son las más efectivas en la obtención de posturas de alta calidad de *Rhizophora mangle* representado en los mejores valores para las variables fisiológicas evaluadas e índices de esbeltez de 1,7 y 1,9 respectivamente.

ABSTRACT

Abstract. In order to evaluate the response of *Rhizophora mangle* seedlings to the application of CTA-humus®, a test was carried out under soil and climate conditions and technology in the municipality of Moa, Holguín Province. A test was carried out on a red ferritic soil substrate with a ratio of organic matter 3:1. In the period September 2019 to December 2020. Treated seeds of *Rhizophora mangle* were sprinkled with the bioproduct CTA-humus® at 5 and 15 days of germination. Four treatments were used that were replicated five times on a random block design. Height (cm), number of leaves (U), stem diameter (mm), fresh and dry leaf mass were evaluated and the slimness index was determined. The STATGRAPHICS Version 5. 1 package was used for statistical analysis, separating the mean through the Duncan test. It was found that the application of CTA-humus® was determinant in the growth and vigor of the postures of *Rhizophora mangle*, represented in the physiological variables evaluated. The study also determined that of the variants studied, the application of CTA-humus® of 7 and 10 L. ha⁻¹ is the most effective in obtaining high-quality postures of *Rhizophora mangle* represented in the best values for the physiological variables evaluated and slimness indices.

INTRODUCCIÓN

I. INTRODUCCIÓN

Las costas cubanas se caracterizan por presentar centenares de bahías y ensenadas, la costa norte tiene una extensión de 3 209 km y la sur 2 537 km, mientras que la plataforma marina alcanza cerca de 70 000 Km². La naturaleza de las costas cubanas es muy variada, pero de forma general se identifican dos tipos fundamentales, las costas acumulativas biogénicas y las costas abrasivas, cársicas o rocosas. Las costas acumulativas pueden ser arenosas, conformando las playas, y las cenagosas, bajas y con esteros, con una mayor frecuencia y representatividad en archipiélago cubano, sobre todo en la costa sur (Menéndez *et al.*, 2006).

El bosque de mangles o manglar se encuentra en zonas tropicales y subtropicales de todos los continentes, constituyendo verdaderos bosques que se desarrollan en las riberas y deltas de los ríos o en las acumulaciones de fango, o asociados a pantanos de agua salobre y a formaciones coralinas (Vilamajó y Menéndez, 1987). Este sistema ecológico está constituido por especies tolerantes a la salinidad del agua, cuyo índice de salinidad puede llegar en lugares áridos a 59 ‰ según se reporta internacionalmente (Cintrón y Goenaga, 1979). En Cuba una de las formaciones boscosas más extendida es la de los bosques de mangles (Vales *et al.*, 1998) y constituyen la frontera ecológica del sistema insular.

El ecosistema de manglar ocupa estas costas bajas donde el balance de los efectos de marea y los escurrimientos de agua dulce y nutrientes permiten su presencia, las áreas donde los bosques de mangles alcanzan mayor talla y exuberancia están localizadas alrededor de los principales ríos y cuencas del país, y reciben un mayor aporte de agua dulce, nutrientes y energía (Menéndez *et al.*, 2006).

Dada la condición de insularidad del archipiélago Cubano, la función de los bosques de mangles se dimensiona, destacándose su papel protector de las costas, considerado como de vital importancia para la economía nacional. Los manglares mantienen el equilibrio en la zona costera impidiendo el avance de la intrusión salina, conteniendo la erosión costera y reduciendo el riesgo ante los daños que puedan causar a la población,

infraestructura productiva y cultivos agrícolas, así como de eventos naturales tales como marejadas, tormentas tropicales y huracanes, constituyen sitio de refugio para innumerables especies de la flora y la fauna, potenciando las especies de valor comercial para la pesca. Los bosques de mangles constituyen una parte importante de los humedales costeros cubanos, con funciones de importancia ecológica, económica y estratégica (Menéndez y Priego, 1994).

Durante mucho tiempo, los bosques de mangles han sido considerados como sitios de poco valor, insalubres, y potenciadores de insectos molestos como los mosquitos. Se han utilizado áreas de manglar como vertederos de desechos sólidos, de aguas negras procedentes de viviendas y centros de trabajo, se han rellenado y reconvertido a otros usos. El desconocimiento de lo gran importancia de los servicios ecosistémicos que brinda el manglar ha provocado cambios tanto en la estructura de la vegetación como en su funcionamiento, con consecuencias en su salud, lo que se traduce en perjuicios para los seres humanos.

Los mangles se encuentran entre los ecosistemas más productivos y uno de los recursos naturales renovables más importantes en los trópicos. De acuerdo a Lema-Vélez & Polanía, (2007) los manglares “son ecosistemas estratégicos y vitales para las comunidades adyacentes porque a través de las corrientes de agua exportan gran cantidad de material orgánico. La calidad y la cantidad de los sedimentos y la materia orgánica exportada dependen del tipo de bosque de manglar, de su productividad y de factores limitantes físicos y biológicos”.

El uso, la conservación, manejo y restauración ecológica de los manglares están entre los aspectos más importantes para la conservación de estos ecosistemas (Carmona-Díaz *et al.*, 2004). La restauración ecológica se ha tratado de hacer mediante la propagación, reforestación y rehabilitación como estrategias conservacionistas que permitan la recuperación de estos ambientes (Eganathan *et al.*, 2000; Basáñez-Muñoz *et al.*, 2008; Cruz-Ruíz *et al.*, 2009; Carmona-Díaz *et al.*, 2009).

La técnica comúnmente usada es la siembra directa de propágulos para recuperar áreas deforestadas de manglar (Reyes y Tovilla, 2002). Sin embargo, esta acción tiene la desventaja de que es bajo el índice de individuos que logra alcanzar la madurez (Lema *et al.*, 2003).

Lamentablemente los manglares del mundo están siendo degradados o destruidos drásticamente, en su mayoría por actividades antropogénicas. Algunas de éstas son: las construcciones de represas, introducción de especies invasoras, la agricultura, la acuicultura, la explotación desmedida para la elaboración de productos y la destrucción de la corteza terrestre, entre otras.

Uno de los impactos mayores al ecosistema ha sido el aumento de la población mundial que actualmente consta de seis billones de personas. La FAO (2007) informa que “la presión de una alta densidad poblacional en el área costera ha llevado a la conversión de muchas de las áreas de mangle para otros usos, incluyendo la infraestructura, acuicultura y la producción de arroz y sal”. El efecto de la instalación de infraestructura urbana en áreas de mangle se ha observado en la costa occidental del Golfo Pérsico (Asif & Kumar, 2009). Además de los factores antropogénicos, la pérdida de las comunidades de mangles es ocasionada por factores estresores.

En la región Noreste de las provincias orientales se encuentra la zona más extensa de rocas ultrabásicas serpentinizadas, donde aparecen los suelos más antiguos y evolucionados de Cuba (Hernández et al. 1999). Estos suelos, sustentan una flora adaptada a condiciones de oligotrofia y toxicidad por metales pesados en especial Ni, Cr, Co, entre otros (Berzaín, 1981). La región de Moa además sustenta la mayor diversidad y endemismo florístico de Cuba (López *et al.*, 1994; del Risco y Sotomayor, 1997; Berzaín, 2003).

En estas áreas la minería del níquel, con su explotación a cielo abierto, causa graves daños a los ecosistemas y en general, la actividad minero metalúrgica produce impactos severos al medio ambiente arrasando con los bosques, afectando la biodiversidad que ellos contienen y sobre todo, causando un grave deterioro y pérdida de los suelos, que a su vez son la causa de la elevada contaminación del aire y las aguas en estos territorios, especialmente en Moa.

Los bosques de mangles en la zona de Moa, han sido tensionados por el desvío de los cursos de los ríos Moa y Cabaña, con incidencia en el manglar, las acciones llevadas a cabo en el puerto, con el relleno y construcción de obras hidromecánicas, con consecuencias en la reducción de la superficie de los bosques de mangle, hasta su desaparición por tramos. Las presas de colas de las fábricas “Camariocas” y “Che Guevara” fueron construidas sobre el manglar dañándolo severamente hasta su casi total desaparición; se han llevado a cabo vertimientos de sedimento con metales pesados en

los ríos y áreas de manglar. En la llanura costera, el bosque de mangle ha sido severamente tensionado por la tala y la erosión, reduciéndolo a una hilera de árboles, ausente por partes (Guzmán y Menéndez, 2006c).

En Cuba se lleva a cabo un programa de rehabilitación con especies forestales, en áreas perturbadas por la extracción de minerales a cielo abierto en suelos oxisoles, típicos de la región de Moa, donde se localizan los principales yacimientos niquelíferos del país y su mayor actividad industrial.

La producción acelerada de plántulas de alta calidad unido a la utilización de algas como estimulantes en combinación con ácidos húmicos y fúlvicos para su uso en viveros se ha convertido en un sector en crecimiento, ya que diferentes estudios científicos han demostrado que tienen efectos notables en el desarrollo y rendimiento y al ser naturales están aptos para la agricultura ecológica (Rodríguez y Orellana, 2008; Zermeño *et al.*, 2015; Químicas-Meristem, 2020).

Entre estos productos elaborados a partir de sustancias húmicas se encuentra CTA-Humus[®], el mismo es un producto acondicionador de suelos con alto contenido en fósforo y ácidos húmicos, especialmente diseñado para favorecer el enraizamiento de los cultivos, está especialmente indicado durante las primeras fases de desarrollo de los cultivos (Químicas Meristem. S. L, 2018).

Teniendo en cuenta estos antecedentes y como parte de ello la política nacional de reforestación se propone como problema:

¿Cómo obtener posturas de *Rhizophora mangle* de alta calidad con fines de restauración?

Para resolver esta problemática se plantea la hipótesis siguiente:

“El empleo de CTA-humus[®] permitiría obtener posturas de *Rhizophora mangle* de alta calidad”.

Para dar respuesta a la hipótesis se propone el siguiente objetivo general:

Evaluar la respuesta de plántulas de *Rhizophora mangle* a la aplicación de CTA-humus[®] en las condiciones tecnológicas del vivero de la Unidad Empresarial de Base Rehabilitación Minera y Agropecuaria (UEB REMIN) perteneciente a la Empresa de

Servicios al Níquel “Camilo Cienfuegos Gorriarán”(ESUNI), ubicado en el municipio “Moa” de la provincia Holguín.

Para dar cumplimiento a este objetivo general, se proponen los siguientes objetivos específicos:

- 1) Evaluar el efecto deCTA-humus[®]en el crecimiento y vigor de posturas de *Rhizophora mangle* en las condiciones tecnológicas del vivero de “UEB REMIN”.
- 2) Determinar desde la variante más adecuada en el empleo de CTA-humus[®] en la obtención de posturas de *Rhizophora mangle*en las condiciones tecnológicas del vivero de “UEB REMIN”.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.- REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.-1.- Generalidades sobre los manglares

Los manglares conforman extensas áreas de bosques costeros en la zona tropical y pan tropical del planeta. Estos ecosistemas se desarrollan, principalmente, donde existen deltas importantes que desembocan en el mar y se producen acumulaciones de fango, como sustrato y variaciones permanentes de salinidad. Por tanto, los principales factores abióticos son: la mezcla continua de aguas continentales y marinas, con variaciones en la salinidad; la acumulación de fango en la ribera de los ríos y en la faja costera, lluvias y humedad ambiental y temperaturas altas y poco variables (mayores de 25°C y con variaciones que no sean menores de 5°C), por lo que las temperaturas frías constituyen una limitante para su desarrollo (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

Los bosques de manglares se encuentran, generalmente, en los sitios con costas protegidas, asociados a oleaje con baja energía y aportes abundantes de agua dulce, que permiten la deposición y acumulación de sedimentos orgánicos, lodos finos y aguas con valores de salinidad superiores a cinco por ciento. Con estas condiciones y amplitudes grandes de marea se desarrollan cinturones de manglares que pueden penetrar hasta 60 km en tierra firme desde el mar, según se extiendan las condiciones de marea.

Los bosques de manglares marcan una transición entre el mar y la tierra, de ahí su gran importancia. Se entiende por manglar una agrupación de árboles que poseen ciertas adaptaciones que les permiten sobrevivir y desarrollarse en terrenos inundados de forma permanente o temporal y que están sujetos a la influencia de las mareas, con intrusiones de agua salada o salobre.

Para vivir en estas condiciones acuáticas y salinas, las plantas que conforman los manglares poseen adaptaciones tales como:

- Tolerancia a altos niveles de salinidad, con estructuras que les permiten expulsar la sal o detener la entrada de sal por las raíces.
- Raíces aéreas de sostén en forma de zancos, que estabilizan al árbol en terrenos blandos e inestables.

- Raíces llamadas neumatóforos, que crecen hacia arriba en sentido contrario del resto de las raíces y les permiten respirar en ambientes inundados.
- Semillas que germinan en los árboles (propágulos), que pueden flotar y moverse en el agua, lo que facilita una mayor dispersión.
- Estructuras especializadas para permitir la entrada de oxígeno y la salida de bióxido de carbono, como las lenticelas.
- Presencia de tejido aerífero en los tallos, lo que facilita la circulación del agua.

2.1.1 Cuba y sus manglares

Cuba, en su condición de archipiélago y con una extensión de 110922 Km², está formado por la Isla de Cuba, larga y estrecha; la Isla de la Juventud y un sinnúmero de cayos e isletas, lo que aumenta sensiblemente la extensión de las costas y la importancia de los manglares. Los bosques de mangles constituyen una parte importante de sus humedales costeros, con significativas funciones, tanto ecológicas como económicas y estratégicas. El papel protector que tienen los manglares en Cuba es de vital importancia para la economía nacional y el bienestar humano, por los servicios ecosistémicos que prestan.

Los manglares cubanos ocupan, de manera general, las costas biogénicas, acumulativas, cenagosas y con esteros, donde el efecto de las mareas y los escurrimientos de agua dulce determinan su presencia; y constituyen una reserva forestal valiosa, conformando extensas masas boscosas que ocupan, por su extensión, el noveno lugar en el mundo; están entre las de mayor representación en el continente americano y en primer lugar en los países del Caribe (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

En el archipiélago cubano, los bosques de mangles crean una valiosa barrera protectora de las costas; ocupan 5,1 por ciento de la superficie del país, lo que representa el 20,1 por ciento de la superficie boscosa actual, y se encuentran en más del 50 por ciento de las costas cubanas. La función protectora de los manglares reviste gran importancia ante los efectos de tormentas tropicales, huracanes y marejadas, tanto para las instalaciones económicas y campos de cultivos, como para las poblaciones costeras o cercanas a las costas, ante las consecuencias del cambio climático de origen antropogénico, como son los posibles escenarios de peligro, vulnerabilidad y riesgo de la zona costera, debido al aumento del nivel medio del mar.

En Cuba, de acuerdo con la distribución y abundancia de los bosques de mangles, es posible diferenciar al menos tres regiones.

1. La región occidental, desde San Antonio a Bahía Honda, en la costa norte, y de Bahía de Cochinos hasta Cabo Francés, por el sur.
2. La central, desde la Península de Hicacos a Nuevitas, al norte, y desde Cabo Cruz a Casilda, por el sur.
3. La región oriental, tanto en la norte como al sur.

Las mejores condiciones hidroclimáticas y ecológicas para el desarrollo de los manglares se encuentran en la región occidental. Estas condiciones van decreciendo hacia la región oriental, esta última con costas mayormente abrasivas y un evidente estrés hídrico al sur, por lo que es la menos apta para el desarrollo de los manglares.

En la desembocadura de los ríos Moa, Yagrumaje, Cayo Guan, Quesigua y Yamanigüey la vegetación de manglar, como consecuencia de los metales pesados que llegan a través de los ríos provenientes de los sitios con extracción de mineral a cielo abierto, tiene una estructura mas afin a un matorral que a un bosque, con individuos de baja altitud, y escaso follaje, (Guzmán y Menéndez, 20006c).

2.1.2 Árboles que forman nuestros bosques de mangle

Los bosques de mangle cubanos están constituidos, fundamentalmente, por cuatro especies arbóreas, tres de las cuales son consideradas manglares verdaderos por las adaptaciones morfológicas y fisiológicas que presentan al medio acuático salino donde se desarrollan. Estas especies son: mangle rojo (*Rhizophora mangle*), mangle prieto (*Avicennia germinans*), patabán (*Laguncularia racemosa*) y yana (*Conocarpus erectus*). Esta última se considera un pseudo mangle o especie periferal, por no poseer las adaptaciones típicas de las especies de mangle. Estas especies son fáciles de distinguir por sus características (Ding *et al.*, 2010).

La *Rhizophora mangle* dispone de raíces de zancudas que le permiten anclarse en los suelos lodosos anegados. En esas raíces superficiales se encuentran poros o lenticelas que facilitan la incorporación de nutrientes y realizar intercambio de gases. Las semillas germinadas (propágulos) son alargadas y colgantes, en forma de un tabaco de color

verde y pardo en el extremo; la corteza del árbol va de rosa a casi rojo; las hojas son verde brillante y, en su envés o parte inferior, se observan pequeños puntos de color verde profundo. Esta especie se encuentra en la línea de costa, bordeando canales y lagunas, o en sitios donde la inundación es permanente, favorecida con la mezcla de aguas dulces con el agua del mar.

La especie *Avicennia germinans* posee raíces aéreas llamadas neumatóforos, las cuales constituyen una de sus características más sobresalientes para la respiración en el medio acuático. Las hojas son de forma puntiaguda, el envés es de color blanquecino y el haz es de color verde oscuro; por el envés de las hojas la planta expulsa las sales, por lo que usualmente presenta granos de sal. Debido a esto, en algunas regiones de América se le conoce como “mangle salado” (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

Los frutos alcanzan de 1,5 a 2 cm de largo. Las semillas germinadas (propágulos) son ovoides, de color verde claro. Los troncos de los árboles son de color carmelita oscuro. Esta especie soporta las mayores concentraciones de sal; se establece detrás de la franja de mangle rojo, en sitios más elevados de la llanura costera, y puede desarrollarse en lugares con inundaciones temporales.

La especie *Laguncularia racemosa* también posee neumatóforos, pero estos alcanzan menor altura que los de mangle prieto y se caracterizan por tener en su parte superior una superficie ensanchada a modo de cabezuela. Las hojas son ovaladas, con dos pequeñas glándulas anaranjadas o rojizas en la base del peciolo, las cuales son secretoras de sal. Esta especie no resiste los terrenos muy salinos ni inundados y ocupa los más elevados y secos, lejos de la orilla. Debido al poder calórico de su madera, ha sido muy utilizada para la fabricación de carbón vegetal.

La especie *Conocarpus erectus* no se considera un verdadero mangle, ya que no tiene las modificaciones características de las especies de mangle de ambiente acuático y salino, como son la viviparidad de los frutos y emisión de neumatóforos. Su rasgo más sobresaliente son los pequeños frutos en forma de conos redondos de color púrpura o marrón; se puede encontrar en la parte más seca, alta y alejada de la franja de manglar, en los ecotonos con otros tipos de vegetación, como matorrales costeros, bosques y herbazales de ciénaga. Esta especie también ha sido muy utilizada para la fabricación de carbón vegetal (Ding *et al.*, 2010).

En Cuba, en dependencia de las condiciones ecológicas e hidrológicas, se pueden desarrollar bosques considerados altos si sobrepasan los 12 m de altura, y achaparrados o enanos cuando no sobrepasan los tres metros de altura, en sitios con altos valores de salinidad. Estas formaciones enanas son más afines, desde el punto de vista estructural, con los matorrales, y a su vez presentan diferencias en cuanto a altura y densidad. Los bosques de mangles pueden ser monoespecíficos cuando están conformados por una de las cuatro especies o también pueden ser mixtos, con dos, tres o cuatro especies de mangle.

2.1.3 Manglares y el cambio climático

Una de las mayores preocupaciones de la humanidad en estos tiempos es el cambio climático de origen antropogénico. El incremento del efecto invernadero, debido a la concentración de gases en la atmósfera como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso, ha desencadenado cambios con trascendencia a escala planetaria. Entre los principales cambios relacionados con el incremento de las temperaturas en la atmósfera y el océano, se incluyen el ascenso del nivel medio del mar, así como cambios en los regímenes de precipitaciones y en la frecuencia e intensidad de los eventos hidrometeorológicos extremos (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

En el planeta se prevé, según estimaciones del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático de 20013, que la elevación del nivel medio del mar estará entre 0,11 y 0,77 m en el período comprendido entre 1990 y 2100, debido a la expansión térmica de los océanos y la pérdida de masa de los glaciales y los casquetes polares. Aun cuando las concentraciones de los gases de efecto de invernadero se estabilizaran, el nivel medio del mar continuaría aumentando durante cientos de años.

Según el Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático de 20074, con las nuevas evidencias y modelos del clima se estima un aumento de 0,3 a 0,8 m para 2100. De acuerdo a datos de la estación mareográfica de Siboney, en La Habana, en los últimos 40 años ascendió el nivel medio del mar en el país, con una tasa de 0,191 cm/año.

Para Cuba, dada su condición de insularidad, el ascenso del nivel medio del mar ha sido identificado como la principal amenaza del cambio climático, por lo cual se han considerado las zonas costeras como las más vulnerables al cambio climático global y los manglares como uno de los ecosistemas de mayor vulnerabilidad.

El aumento del nivel medio del mar para el archipiélago cubano podría tener consecuencias negativas, entre ellas la disminución gradual de la superficie emergida, sobre todo en zonas bajas con pendientes más suaves y tectónica subsidente; el incremento de las áreas con humedales sumergidos y el posible desplazamiento de estos tierra adentro; el aumento de la erosión costera, con el consiguiente deterioro de las playas; el incremento de la salinidad de los estuarios y los acuíferos, y la alteración de los patrones de sedimentación y el aumento de la exportación de sedimentos hacia la plataforma y el océano, en detrimento de los arrecifes.

Aunque en la literatura las predicciones de escenarios del manglar, a partir de las afectaciones por el aumento del nivel medio del mar, son muy controvertidas⁸, la capacidad de adaptarse a las condiciones cambiantes que generalmente presentan las costas es una evidencia de la resiliencia que caracteriza al ecosistema de manglar. En el presente trabajo se identifican las principales características que podrían permitirles a las especies vegetales que conforman los manglares cubanos adaptarse a las condiciones de elevación del nivel medio del mar como consecuencia del cambio climático.

Los manglares, unidos a los arrecifes coralinos y los seibadales, constituyen los ecosistemas marinos de mayor importancia del Caribe. Están muy interrelacionados, fundamentalmente en su funcionamiento, debido al intercambio de energía y materia orgánica, y conforman la primera barrera protectora ante la elevación del nivel medio del mar.

La gran representatividad de los bosques de mangles que ocupan zonas bajas y cenagosas del archipiélago cubano, así como su gran resiliencia –evidenciada por su adaptación a los cambios de condiciones en las costas–, constituyen una posibilidad de protección del territorio nacional ante el ascenso del nivel medio del mar.

Las características de las especies vegetales que conforman esos manglares son de gran importancia para la protección del territorio nacional. Tal es el caso del sistema de raíces de las especies vegetales arbóreas que conforman los bosques de mangles, tanto las raíces zancudas o fúlcreas, como los neumatóforos. Este sistema radicular varía en las diferentes especies arbóreas que constituyen los manglares.

Las raíces de los mangles pueden ser tan densas que llegan a crear una barrera que, unida al sustrato mayormente turboso, actúa como una “gran esponja” capaz de retener el

agua. Esto propicia la capacidad de la franja de mangles para evitar inundaciones ante fuertes lluvias, huracanes o tormentas tropicales. Se conoce que las inundaciones hacia tierra adentro han ocurrido en los sitios donde la franja de mangles ha sido talada o debilitada; y es posible citar varios ejemplos en el país que ilustran esta consideración, como ocurrió en la costa sur de la provincia de Pinar del Río al paso del Huracán Iván, en 2005; o las inundaciones debido a los efectos de los huracanes Gustav y Ike en 2008, en Playa Cajío y Playa Majana, en la costa sur de la provincia de Artemisa.

Estas inundaciones se produjeron, mayormente, en los sitios donde los bosques de mangles habían sido destruidos o afectados por cambios del régimen hidrológico. Los bosques de mangle tienen la suficiente resiliencia de recuperarse después del paso de eventos meteorológicos extremos. Se ha comprobado que seis meses después del paso de un huracán por el archipiélago cubano, los manglares ya habían recuperado sus copas y la regeneración es muy alta para reponer el espacio de los árboles derivados o muertos en pie por el efecto de los vientos.

Las especies arbóreas de mangles ocupan, generalmente, diferentes sitios en la franja de mangle donde su desarrollo es más favorable, por lo que las características de adaptación de cada una de ellas varían, espacialmente, en la franja costera.

La especie *R. mangle* se desarrolla favorablemente en la primera línea de costa, con valores de salinidad entre 30 y 45 por ciento, y sus adaptaciones morfológicas y fisiológicas constituyen una estrategia de sobrevivencia en el medio acuático y salino: las raíces zancudas o fúlcreas funcionan para la respiración y como forma de sostén, ya que soportan la acción de las olas, deteniendo la erosión; el tejido aerífero en el tallo y las raíces posibilitan la circulación del agua y soportan altas presiones osmóticas. La gran cantidad de propágulos que produce le facilitan a esta especie mayores posibilidades de éxito y sobrevivencia.

Las raíces zancudas, además, actúan como retenedoras de los sedimentos que llegan de tierra adentro hacia la costa; por otra parte, la densidad de raíces zancudas está relacionada con su resistencia al oleaje, de manera que, donde existe mayor oleaje, se observa una mayor cantidad de raíces por árbol. En los sitios donde la franja de mangle rojo está más protegida del oleaje, como en los bordes de lagunas y canales, o en riberas o deltas de ríos, la densidad de raíces zancudas es menor.

Igualmente se ha observado que en la primera línea de costa, además de la mayor densidad de raíces, los árboles tienden a inclinarse hacia el mar, mientras que en los sitios más protegidos los árboles son más erectos. Estas adaptaciones de la especie a ambientes cambiantes permiten suponer la adaptabilidad de la especie al aumento del nivel medio del mar, suceso que se producirá paulatinamente, posibilitando que esta franja de vegetación mitigue en parte los efectos negativos de esta manifestación del cambio climático.

Los propágulos de mangle rojo flotan en el agua de mar, donde pueden conservar su viabilidad por periodos relativamente largos, y pueden ser trasladados por corrientes y mareas hasta encontrar los sitios apropiados para su establecimiento, los cuales pueden estar asociados a lugares bajos como pastos marinos, donde los propágulos quedan retenidos; o hacia adentro de los bosques, donde son empujados por las mareas.

El establecimiento de propágulos en las zonas de ascenso del nivel del mar y la colonización de la especie en estos sitios también puede contribuir a disminuir el nivel de inundación en estos territorios y contrarrestar los efectos del aumento del nivel medio del mar. Se plantea que el incremento del nivel del mar resulta beneficioso para el crecimiento y desarrollo de *R. mangle*, aseveración que se ha demostrado de forma experimental.

Sin embargo, existen trabajos que proponen que como estos ecosistemas están tan especializados una pequeña variación en el régimen de marea o las condiciones hidrológicas pueden ser letales. Las observaciones realizadas en los manglares de diversos sitios del archipiélago cubano han evidenciado la capacidad de estos para adaptarse a cambios paulatinos; solo mueren si los cambios son bruscos, como el cierre de un canal o construcción de vial que impida el intercambio de las aguas.

La especie *A. germinans* se localiza, generalmente, detrás de la primera franja de mangle rojo y puede conformar bosques mono dominantes o asociarse con las otras especies de mangle, constituyendo bosques mixtos. Esta especie es la que puede soportar las mayores concentraciones de salinidad en su entorno (hasta 60 por ciento) y posee dos adaptaciones que le permiten sobrevivir en estas condiciones extremas, como la capacidad de admitir agua salada por las raíces y excretar la sal por las hojas, así como incorporar estructuras especializadas en las raíces para el intercambio de gases conocidas como neumatóforos.

Las raíces de mangle prieto, a diferencia del rojo, son superficiales y vulnerables ante el embate de oleajes y marejadas fuertes, por lo que generalmente esta especie no ocupa la primera línea de costa. Sin embargo, detrás de la franja de mangle rojo, o en sitios donde por las condiciones de salinidad ocupan la primera línea de vegetación en canales y lagunas, las raíces de mangle prieto, representadas por sus neumatóforos, conforman una barrera con función protectora ante la elevación del nivel del mar. Mención aparte ameritan los neumatóforos, cuya altura varía con el nivel que llega a alcanzar la marea alta en diferentes sitios.

Los neumatóforos constituyen estructuras cilíndricas que cubren el suelo del manglar como una alfombra y su tamaño se vincula con la altura que puede alcanzar en agua este manglar, ya que la máxima subida casi nunca llega a cubrirlos completamente. Esta adaptación explica la gran variación de tamaño que presentan los neumatóforos de un sitio a otro.

Esta capacidad de elongación de los neumatóforos de mangle prieto, según el nivel de inundación del piso del bosque, impedirá que los árboles se asfixien; la elevación del nivel de inundación ocurre de forma paulatina, lo que posibilita la adaptación de las plantas a estos cambios y, por consiguiente, la elongación de los neumatóforos en correspondencia con el nivel de aumento del agua, lo que también puede contribuir a minimizar el ascenso del nivel medio del mar hacia territorios interiores. A esto se añade que las raíces de mangle prieto, unidas a los neumatóforos, pueden conformar una capa densa con capacidad de retener parte del agua.

Al igual que el mangle rojo, esta especie posee vivipariedad, ya que los frutos germinan antes de caer al piso del bosque, por lo que se les considera propágulos. Estos propágulos tienen forma de cápsula oblonga a elíptica, son de color verde pálido y ligeramente pubescentes. La fructificación ocurre a principios del periodo lluvioso, por lo que los propágulos se distribuyen con el movimiento de las aguas en el piso del bosque, hasta su establecimiento. La distribución de los propágulos por las aguas facilitará su implantación hacia el interior, permitiendo el establecimiento de la especie y su función protectora.

La especie *L. racemosae*, considerada especie pionera en sitios perturbados, generalmente se localiza en la franja posterior a la ocupada por el mangle prieto, aunque también puede formar poblaciones mono específicas bordeando los ríos y lagunas, es

menos tolerante a la salinidad que el mangle prieto y puede desarrollarse junto al mangle rojo. El sistema radical de esta especie es poco profundo, con raíces que parten de forma radial desde el tronco y producen proyecciones con geotropismo negativo (neumatóforos), cuya altura depende de la altura de la columna de agua. Estas raíces también pueden conformar una capa densa con funciones protectoras.

Otro aspecto de consideración se relaciona con la mayor capacidad protectora de la franja de bosque de mangles según la altura y desarrollo estructural del manglar, así como el ancho de la franja de vegetación de la costa hacia tierra adentro. Bacon¹² planteó que las predicciones de los efectos del aumento del nivel medio del mar sobre los manglares han sido evaluadas de forma muy simplista, debido a que se ha asumido que la estructura y la zonación o distribución de las especies es uniforme en la franja costera.

Sin embargo, la diversidad de tipos de bosques de mangles, su distribución, composición florística, su estado de salud y el nivel de afectaciones, tanto antrópicas como naturales, implican la respuesta ante el incremento del nivel medio del mar. Por lo que los cambios en dominancia de especies, la migración hacia tierra adentro y el incremento en área a corto plazo dependerán de las características de cada sitio en particular (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

En algunos sitios costeros, la franja de bosque de mangle ha sufrido afectaciones, como su buldoceo para aumentar el área agrícola, la tala y extracción de madera, el desarrollo de urbanizaciones, la construcción de viales y represamiento de ríos, con la consecuente disminución del flujo de agua, nutrientes y energía, entre otras acciones. Ello ha conllevado su reducción, debilitamiento o disminución de la altura del dosel, con repercusión en su función protectora de las costas en general y ante las consecuencias de la elevación del nivel medio del mar, en particular, provocada por el cambio climático.

Es común escuchar entre la comunidad científica y los habitantes de las zonas costeras que los manglares son fuente de riqueza y bienestar para la sociedad; sin embargo, las decisiones que se toman parecen mostrar lo contrario, pues estos ecosistemas son comúnmente destruidos a favor de actividades como la acuicultura y el turismo. Esta aparente contradicción se debe principalmente a dos factores: en primer lugar, gran parte de los bienes y servicios que proveen los manglares no son comercializados en los mercados; y en segundo lugar, parte de los beneficiarios de los servicios de estos

ecosistemas no son quienes toman la decisión de cambio de uso de suelo (Sanjurjo y Welsh, 2005).

Urge, por tanto, conservar la franja de humedales costeros, entre ellos los bosques de mangles, mediante la implementación de programas y acciones de adaptación como la restauración ecológica y la concientización de las comunidades costeras encaminadas a garantizar su protección y cuidado (2013).

Los manglares brindan una variedad de servicios ecosistémicos referente a protección, desarrollo y provisión de alimentos (D’Croz y Kwiecinski1980; Calderón et ál. 2009; Alexandris et ál. 2014), además de un gran aporte en la mitigación de gases de efecto de invernadero por medio del almacenamiento de carbono (Cáliz et ál., 2002; Bhomia 2016). Al desconocerse la importancia y la magnitud de sus beneficios, estos sufren cambios de uso de suelo producto del avance de la frontera agrícola (Olson et ál.,1996), perdiéndose de esta manera grandes extensiones del ecosistema a nivel mundial (FAO 2010) y poniendo en riesgo el bienestar de las generaciones presentes y futuras (Yáñez-Arancibia et ál., 1998; Flores-Verdugo et ál., 2005).

Las áreas de manglar que son degradadas disminuyen notablemente la calidad de vida de sus pobladores, ya que se ve afectada la presencia de peces, la cual generalmente es parte muy importante de su dieta alimenticia. Incluso pueden tener pérdidas en sus viviendas a causa de eventos climáticos extremos, al no haber una franja de protección, la cual los manglares suelen cumplir eficazmente.

Los niveles de deforestación de los manglares a nivel mundial son constantes, por consiguiente resultan difíciles de estimar con precisión. La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO 2010), estimó una tasa de deforestación anual de 2,16% para Honduras. Entre 1980 y 2005, se perdió más del 20% del área total de los manglares a nivel mundial y 35 000 km² de manglares fueron despejados y drenados (Crooks et ál. 2011).

El Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado (RVSBSCS), ubicado en la costa atlántica de Honduras, es un claro ejemplo de los diferentes sitios a nivel nacional que han sufrido degradación del manglar a causa de actividades como la agricultura,

ganadería y la introducción de la palma africana (Martínez 2011). Datos históricos reflejan que en el AP se tenía una cobertura de manglar de 194 ha (Carrasco et ál. 2013) actualmente se reportan únicamente 25 ha (Martínez 2011), reflejándose una pérdida de 169 ha.

Algunos países y agencias a nivel internacional como el Fondo Mundial para la Vida Silvestre (WWF), la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN) y algunas agencias no gubernamentales han llevado a cabo programas de restauración para intentar revertir las acciones emprendidas en contra de los ecosistemas de manglar e intentar garantizar la continuidad de los servicios ecosistémicos proporcionados (Valdez-Hernández 2002). Los costos por la restauración se han estimado en US\$3000 promedio por hectárea (Calderón et ál. 2009); los cuales pueden fácilmente ser superados en cuanto a los beneficios obtenidos posterior a un proceso de restauración.

La restauración de áreas degradadas puede estar enfocada específicamente en la provisión de alimentos por medio de peces, crustáceos y moluscos (Field 1996; Sánchez-Páez et ál. 2000), lo cual además de ser compatible con el ambiente, es parte del sustento diario de muchas poblaciones vecinas de los ecosistemas de manglar. Algunos países conscientes de la importancia de los manglares, han llevado a cabo restauraciones con la finalidad de dar protección a sus costas de los efectos que pueden causar eventos climáticos extremos (Siddiqi y Khan 1996).

La estimación de costos por la restauración, así como la identificación de los beneficios potenciales posteriores, es un punto de partida importante en la toma de decisiones sobre llevar a cabo o no dicho proceso; el cual también dependerá de la finalidad para la cual se desee restaurar. La recuperación de áreas de manglar proporcionan de múltiples beneficios a los pobladores vecinos de los humedales (D'Croze y Kwiecinski 1980). Las acciones dirigidas a la conservación y restauración de humedales necesitan un gran involucramiento a nivel nacional (Bolívar 2014).

Honduras como país miembro de la Convención RAMSAR está comprometido a mantener las características ecológicas de sus humedales y hacer una planificación del uso de una manera sostenible (RAMSAR 1971). Además, es firmante de varios convenios dirigidos a la lucha contra el cambio climático; es signatario del Protocolo de Kyoto, ratificado bajo decreto 37-2000 en el 2000; junto a otros 154 países firmó el Convenio Marco de las Naciones

Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC o UNFCCC por sus siglas en inglés), ratificándolo a través de decreto No. 26-95 en 1995 (DNCC 2015). De esta manera Honduras está enmarcado en políticas dirigidas a la mitigación de gases de efecto de invernadero, en donde los manglares, como grandes sumideros, cumplen una función determinante; además es uno de los ecosistemas que mejor protección brinda a las costas contra las olas, vientos, riesgos de inundaciones y en la estabilización de los suelos (Alexandris et ál. 2014).

Una gran parte de los bienes y servicios que provienen de los manglares no son necesariamente comercializados; por otra parte, una parte de los beneficiarios de estos servicios no son quienes toman la decisión de un cambio de uso de suelo (Rivera y Casas 2005). En la región centroamericana, el caso de los beneficios que se dan in situ, como por ejemplo el aprovechamiento de la madera, que no es muy importante, si se considera a los beneficiarios en la toma de decisión entre conservar o aprovechar la madera; en esta región desde los años ochenta se desincentivó el aprovechamiento extensivo del manglar.

También se dan beneficios no comerciales in situ, como la leña, que difícilmente se incluyen en las evaluaciones llevadas a cabo por gobiernos o por investigadores (Rivera y Casas 2005). Los manglares también proporcionan beneficios ex situ, como por ejemplo la pesca en alta mar de especies comerciales dependientes del manglar. En el Cuadro 2 se citan bienes y servicios proporcionados por los manglares.

Los manglares juegan un papel muy importante en la lucha contra el cambio climático (CC) por medio del secuestro de carbono (C) (Alongi 2009). Estos ecosistemas tienen la capacidad de capturar carbono aun a nivel de plántulas de 2,5 cm de diámetro (De la Peña y de la Peña. 2010), pero es en su madurez cuando pueden capturar una mayor cantidad de C (Francis et ál. 2000). Los promedios mundiales de biomasa aérea se estiman cerca de los 247 Mg C/ha (Alongi 2009); el C almacenado en el Cifuentes Jara, M. 11 nov. 2016. Información sobre monitoreo de manglar (Comunicación personal). Turrialba, Costa Rica, CATIE. suelo, alcanza un promedio aproximado de 956 Mg C/ha, tomando como referencia una edad promedio de 15 años (Alongi 2014).

Se han realizado diversos estudios para cuantificar el secuestro de carbono por parte de los manglares. Cifuentes et ál. (2014), por ejemplo, realizaron un estudio en el Golfo de Nicoya, Costa Rica que obtuvo una estimación promedio de 408,6 Mg C/ha/año, en un

área de 13 515,5 ha de manglar. Herrera et ál. (2016), a través de la recopilación de información de un total de 200 estudios en México, estiman la captura de 264 Mg C/ha/año en diferentes tipos de manglar.

2.1.4 Antecedentes sobre reforestación con manglares.

A partir de 1970 se inició una campaña de conservación de los humedales. Por su gran importancia, incluso se han construido humedales semi-naturales, por ser considerados como los sistemas de tratamiento de fuentes no puntuales de contaminación más económicos y eficientes. A partir de 1959, algunos de los países asiáticos han realizado estudios sobre las regeneración y crecimiento del manglar, tal es el caso de los autores; Teas (1977); Kinch (1975); Lewis III (1979); Wadsworth, (1959). Trabajos enfocados en el trasplante y sobrevivencia de las plántulas de las tres especies presentes en México reportado por Bojorquez y Prada (1988); Pulver (1976); Cintrón (1982). Dichos estudios se han restringido a trasplantes directos y hasta donde se tiene conocimiento no se han realizado estudios con registro de las condiciones físicas, químicas, biológicas del agua y sedimento donde se piensa realizar el trasplante. Los países árabes tienen programas de forestación con manglares para el uso de sus hojarasca como alimento de cabras y camellos. El cuerpo de ingenieros de E.U. en Texas recomienda la conservación de los humedales por considerarlos como los sistemas más eficientes de protección contra las inundaciones. En Bangladesh se reforestó con éxito 25,000 ha de manglares como barrera contra los tifones por la muerte de más de 70,000 personas en 1971 debido a la conversión paulatina de zonas de manglar en arrozales (Fosberg, 1971). Los manglares han sido cosechados y reforestados utilizando las prácticas silvícolas comunes en regiones como las islas Adamán, Tailandia, Malasia, Puerto Rico e Indonesia. Los tiempos de rotación varían con la especie de 20 a 100 años (Lewis, 1982). El registro de la sobrevivencia, crecimiento y área foliar de las plántulas bajo condiciones controladas en un vivero permite un mejor desarrollo de plántulas por encontrarse libres de predadores y tenses ambientales, garantizando así un mayor éxito en la reforestación. Algunos de los países que han trabajado bajo esta tematica son Bangladesh, Tailandia, India, Australia, Vietnam, Indonesia, Arabia Saudita, Cuba, Colombia y Panamá. Los costos de reforestación varían de \$1,140 a \$ 6,545 dólares/hectárea dependiendo del tipo de material que se utiliza (propágulos, plántulas, árboles) y de los espacios entre las plántulas. Los costos se incrementan substancialmente de usar propágulos a árboles de 0.5 a 1.5 m de altura (Pulver, 1976). El reducir el espacio entre plántula y plántula en 1/3 de la distancia

original (de 0.9 m a 0.61) duplica el número de trasplantes (de 12,100 a 26,896 plantas/ha) y con una mayor reducción (0.3 m) lo incrementa hasta 110,889 plantas/ha. Además de las consideraciones antes mencionadas, los programas de reforestación con manglares también basan su éxito en estudios experimentales (en viveros de halófitas) con diferentes variedades genéticas de manglar, el poder determinar las poblaciones de plántulas más apropiadas para la región y la previa capacitación en la mano de obra local. Existen- 3 técnicas para reforestar con manglares: Reforestación directa con propágulos (semillas o hipocotilos colectadas directamente del árbol ó recién caídas), trasplante de plántulas (propágulos con cierto grado de germinación como la pérdida de las testas) y trasplante de plántulas de un vivero.

Existen- 3 técnicas para reforestar con manglares: Reforestación directa con propágulos (semillas o hipocotilos colectadas directamente del árbol ó recién caídas), trasplante de plántulas (propágulos con cierto grado de germinación como la pérdida de las testas) y trasplante de plántulas de un vivero.

Los bosques de manglar se caracterizan por presentar alta concentración de materia orgánica, la cual es atribuida al aporte de hojarasca que proveen los manglares, por consiguiente refleja un continuo y alto grado de degradación de las hojas por parte de microorganismos y su contenido variará considerablemente de un sitio a otro. Estos suelos son potencialmente ácidos, debido a la acumulación de pirita, siendo a su vez, el resultado de la interacción entre material orgánico del detritus de manglar, iones sulfato provenientes del agua de mar, el hierro acarreado por el río y la presencia de condiciones anaérobicas (Jimenez, 1994).

Valoración económica

Como parte de los múltiples estudios de valoración económica de los manglares, podemos citar a De la Peña y de la Peña (2010) quienes evaluaron el contenido de C mediante ecuaciones alométricas en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia, tomando como objeto de estudio tres especies de manglar (mangle rojo, mangle negro y mangle blanco) con diámetros igual o mayor a 2,5 cm. Posteriormente se determinó la valoración económica mediante la metodología de valoración directa a través de precios de mercado, tomando como referencia US\$3,5 por T CO₂e (pagado por el Banco

Mundial a través del fondo Community Development Carbon Fund). El estudio reveló que la especie *L. racemosa* (mangle blanco), mostró la mayor cantidad de CO₂e (29,9 t ha⁻¹) capturado.

Por su parte, Contreras-Araque (2016), valoró, por medio de precios de mercado, varias especies de peces y crustáceos que son extraídas en la ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. Esta valoración contempló nueve especies comerciales, de las cuales se obtuvo información secundaria sobre captura entre los años 2000 a 2012, que permitió realizar un cálculo anual de captura y su valor a precio de mercado (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

Como resultado se obtuvo un rendimiento anual de US\$171,76/ha; pero considerando solo el área del borde del manglar, que es donde se encontraban las mayores concentraciones de peces, se obtuvo un rendimiento de US\$5397,19/ha/año. De la Peña *et al.* (2010), realizaron un estudio sobre la valoración económica del almacenamiento de carbono del manglar en la Ciénaga Grande, Colombia, con el fin de cuantificar monetariamente este servicio ecosistémico (SE).

La metodología implementada consideró un muestreo de campo de 15 árboles de manglar con mediciones en cuatro estaciones de monitoreo (Caño Grande, Rinconada, Aguas Negras y Luna). La estimación de la biomasa aérea total de los árboles indicaron que el bosque de manglar puede almacenar entre 6,9 a 45,7 Mg C/ha para una valoración monetaria de US\$87,76/ha según los precios pagados por el Banco Mundial.

Faber y Constanza (1987), realizaron un estudio sobre la protección costera que brindan los manglares en la costa de Luisiana, Estados Unidos. Según los resultados obtenidos, una reducción de una milla de ancho del humedal representaría un aumento en los daños materiales de las tormentas de US\$5 000 000. PNUMA (2013), realizó un estudio de valoración económica de los beneficios del manglar en el RVSBSCS, Honduras.

La valoración se realizó tomando en consideración el turismo de buceo, actividades náuticas (alquiler de kayaks, barco taxi, etc.), actividades terrestres de naturaleza (visitas guiadas, acampada), que fueron estimados a través de la frecuentación de uso. Los gastos de turistas asociados a las actividades náuticas, submarinas y terrestres fueron estimadas por la cuantificación del grado de utilización de los ecosistemas, análisis de las imágenes publicitarias y del posicionamiento en el mercado turístico.

Como impacto económico y social a causa del turismo, se estimó un valor anual del servicio de Lps.22 millones (US\$1,2 millones) correspondientes a 6000 visitas de turistas al año. Se estima que más de 180 empleos en la zona corresponden este servicio ecosistémico. Otro estudio que considera el servicio ecosistémico de actividades recreativas y ecoturismo es el realizado por Arguedas (2015), en el manglar del Golfo, de Nicoya, Costa Rica, específicamente en la Isla de Chira.

Se consideró el método de costo de viaje considerando las áreas naturales que las personas visitan para recreación. Se encuestaron 50 turistas nacionales durante de Semana Santa; la encuesta comprendió 20 preguntas divididas en 5 secciones: 1) Identificación de la entrevista, 2) tiempo de viaje, 3) cantidad de dinero gastado en la isla, 4) razones para visitar el sitio y 5) la información socioeconómica del visitante. Como parte de la estimación de los costos de viaje se consideraron variables como: costo de transporte, costo de hospedaje, costo de alimentación y costo de oportunidad por el tiempo de viaje. Como resultado se obtuvo que las personas que visitan la isla (en grupos de 1 a 3 personas) incurren en un gasto promedio de US\$189,31.

Hodgson y Dixon (1988) realizaron un estudio en la isla Palawan, Indonesia sobre los beneficios recreativos de la protección del ecosistema con respecto a un uso forestal intensivo y sus limitantes a actividades de pesca y turísticas; basado en los resultados encontrados, el gobierno decidió actuar y limitar los usos forestales y mediante decreto convirtió la zona a reserva natural. Años después, estos autores evaluaron los resultados de la política aplicada, encontrando beneficios mayores a los esperados en relación a la industria de la madera; US\$6,2 millones por concepto de actividades recreativas, US\$13,9 millones por la industria pesquera y US\$8,6 millones por actividades madereras (Walsh *et al.*, 1979; Ding *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2014).

Flores et ál. (2013) llevaron a cabo la identificación de servicios ecosistémicos en el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes, en Perú. Para identificar los principales SE, se aplicaron encuestas a investigadores, funcionarios públicos y especialistas. Como resultado se identificaron siete SE: provisión de alimentos (por medio de la extracción de moluscos, crustáceos y peces), materia prima de origen biológico; actividades recreativas y ecoturísticas; educación ambiental; control de la erosión; regulación de salinidad y soporte de biodiversidad.

2.2 Uso de algas como bioestimulantes de las plantas

Durante siglos las algas u otras plantas marinas fueron empleadas como abono en los campos de cultivo próximos a la costa, pero su recolección era un trabajo arduo y la llegada de los fertilizantes químicos sintéticos puso al alcance de los de los agricultores toda una serie de productos industriales, de fácil uso que, paulatinamente, fueron arrinconando a los tradicionales procedentes de la naturaleza (Spinelli *et al.*, 2010; Sabir *et al.*, 2014).

Las algas pardas son las de mayor uso en el sector agrícola. Las más conocidas son *Ascophyllum nodosum*, *Fucus* sp., *Ecklonia máxima*, *Laminaria* sp., *Macrocystis pyrifera*, entre otras (Zermeño *et al.*, 2015).

Muchas de estas especies de algas marinas crecen a lo largo de la costa, por lo que su composición bioquímica depende de su localización y de las condiciones del lugar donde crecen. De esta manera, el contenido en principios activos variará entre cada especie y dentro de la misma especie en relación a la disponibilidad de nutrientes, luz, salinidad, profundidad, presencia de corrientes de agua dulce y, por supuesto, contaminación o contenido en metales pesados del agua (Zermeño *et al.*, 2015).

Dentro de las algas pardas, algunas de ellas crecen siempre sumergidas en agua, no emergen en los momentos de marea baja. Dentro de este tipo podemos encontrar algas como *Ecklonia máxima*, *Laminaria digitata*, entre otras. Mientras que especies como *Fucus* sp. o *Ascophyllum nodosum* soportan períodos de inmersión y períodos donde quedan expuestas a la intemperie, siguiendo los ciclos de marea (cada 12 horas) (Gopinath *et al.*, 2008).

Esta condición de desarrollo ha supuesto un fenómeno de adaptación fisiológica con consecuencias particulares en la composición bioquímica de estas algas, dado que éstas han tenido que desarrollar mecanismos de defensa frente a continuas situaciones de estrés térmico, salino e hídrico, confiriéndoles importantes propiedades para su aprovechamiento agrícola (Khan *et al.*, 2009).

Ascophyllum nodosum es un alga marrón que crece en el hemisferio norte, en el Océano Atlántico y en algunos lugares del mar del Norte. *Ascophyllum nodosum* crece adherida a las rocas, flotando en horas de marea alta gracias a unas vesículas que contienen aire. En horas de marea intermedia, estas vesículas permiten una disposición más extendida de la parte superior del alga, permitiendo captar más luz y optimizar el proceso de

fotosíntesis. Su recolección como materia prima para procesos industriales se realiza en Noruega, Canadá, Bretaña francesa e Irlanda, principalmente (Subba *et al.*, 2007).

En algunas zonas de la Bretaña francesa y Noruega, dado que la recolección de *Ascophyllum nodosum* y otras algas es llevada a cabo mecánicamente, se favorece la destrucción del hábitat natural y la consecuente disminución de la población de estas algas, permitiendo la invasión de otras especies, disminuyendo el potencial de abastecimiento como materia prima en estas áreas (Selverajat *et al.*, 2004).

La necesidad de obtener cosechas rápidas y abundantes ha empujado a un abuso de abonos químicos y herbicidas y los porcentajes de materia orgánica, fundamentales para mantener la fertilidad del suelo, han disminuido considerablemente, sobre todo en zonas de cultivo intensivo (Sharma *et al.*, 2012).

En la actualidad, el sector agrícola está comenzando a replantearse las repercusiones del uso de los productos químicos de síntesis que, como en el caso de los nitratos, uno de los fertilizantes más comunes, contamina suelos y acuíferos, provocando graves problemas medioambientales y de salud. Y existe una tendencia, cada vez más en boga, que busca ir sustituyendo el uso de los productos químicos de síntesis por los orgánicos, que estimulen las actividades de los organismos beneficiosos para crear suelos vivos, y dentro de esta nueva generación de abonos naturales, uno de los productos 'redescubiertos' son las algas (Alam *et al.*, 2013; 2014).

Algunos autores informan que la incorporación de algas al suelo incrementa las cosechas y favorece la calidad de los frutos básicamente porque se administra a los cultivos no sólo todos los macro y micronutrientes que requiere la planta, sino también 27 sustancias naturales cuyos efectos son similares a los reguladores de crecimiento. Dentro de los compuestos ya identificados en las algas se tienen agentes quelatantes como ácidos algínicos, fúlvicos y manitol así como vitaminas, cerca de 5000 enzimas y algunos compuestos biocidas que controlan algunas plagas y enfermedades de las plantas (Xunzhong *et al.*, 2010).

Las algas marinas se aplican en la agricultura tal cual, en forma de harina, de extractos y de polvos solubles. Si los derivados son elaborados en la forma apropiada, los organismos vivos que contienen se conservan en estado viable y se propagan por un

tiempo donde se aplican potenciando su acción, lo que hace posible la aplicación de dosis muy bajas (Urbanek *et al.*, 2012).

Las algas marinas y sus derivados mejoran el suelo y vigorizan las plantas incrementando los rendimientos y la calidad de las cosechas. Su uso es ya común en muchos países del mundo y, a medida que esta práctica se extienda, irá sustituyendo el uso de los insumos químicos por orgánicos, favoreciendo así la agricultura sustentable (Laetitia *et al.*, 2012).

Las enzimas tienen la facultad de provocar y activar reacciones catalíticas reversibles a la temperatura del organismo vivo (Laetitia *et al.*, 2012). Sus reacciones son específicas: de un elemento, de un ion, de un compuesto o de una reacción; para esto, la forma geométrica del “punto activo” de la enzima debe coincidir perfectamente con la geometría del “punto de reacción” de los compuestos que están en el sustrato para que la liga (el enchufe) tome lugar, como la llave (sustrato) en una cerradura (enzima). Son dos los compuestos reactantes del sustrato que se acomodan así en el punto activo de la enzima; en el caso de las enzimas hidrolasas, uno de ellos es agua disociada H^+ , OH^- .

Hay compuestos tóxicos, cuya forma geométrica del “punto de reacción” se acomoda perfectamente al “punto activo” de la enzima inhibiéndola, de tal manera, que no pueda realizar la liga con el sustrato. Estos compuestos se denominan inhibidores enzimáticos (Xunzhong *et al.*, 2010; Pramanick *et al.*, 2014).

Al incinerar las algas, dejan un residuo de cenizas cinco o seis veces mayor que el que dejan las plantas; consecuentemente, tienen más metabolitos y, por lo tanto, más enzimas. Esta es la razón del porqué, al usar algas marinas y/o sus derivados en la agricultura, se aporta un complejo enzimático extra diverso y cuantioso que efectúa cambios en las plantas (y en el suelo) que sin ellos, no toman lugar (Jaraya *et al.*, 2011).

Además, las microalgas cianofitas que los extractos de algas conllevan, ya sea que se apliquen foliarmente o al suelo, fijan el nitrógeno del aire aún en las no leguminosas (Sabir *et al.*, 2014).

Resultado: plantas más sanas con mejor nutrición y más vigorosas. Al aplicar algas marinas o sus derivados al suelo, sus enzimas provocan o activan en él reacciones de hidrólisis enzimáticas catalíticas reversibles que las enzimas de los seres vivos que en él habitan e inclusive las raíces no son capaces de hacer en forma notoria de tal manera

que, al reaccionar con las arcillas silíceas o las arcillas de hidróxidos más arena, actúan del compuesto que se encuentra en mayor cantidad en favor del que se encuentra en menor proporción y tiende a llevarlo al equilibrio; o sea, al suelo franco ajustando también el pH (Pramanick *et al.*, 2014).

También hidroliza enzimáticamente los compuestos no solubles del suelo, desmineralizándolo, desintoxicándolo y desalinizándolo. En los carbonatos libera el anhídrido carbónico formando poros, lo que sucede así mismo al coagular las arcillas silíceas, descompactándolo; todo, en forma paulatina, se logra así: el mejoramiento físico, químico y biológico del suelo, haciendo del mismo un medio propicio para que las plantas se desarrollen mejor (Spinelli *et al.*, 2010).

2.3 Generalidades sobre las sustancias húmicas y fúlvicas

La importancia del estudio y del manejo de las sustancias húmicas, radica en la gran influencia que tienen sobre el crecimiento y desarrollo de los cultivos, tanto en forma directa como indirecta. Los efectos indirectos se refieren al papel de las sustancias húmicas en el mejoramiento de la fertilidad del suelo y específicamente en los atributos físicos, químicos y biológicos del mismo (Almendros *et al.*, 2007; Paco *et al.*, 2011).

Los efectos directos se relacionan con la absorción de las sustancias húmicas por las plantas cultivadas y los cambios que promueven en el metabolismo de las mismas, lo cual finalmente puede reflejarse en una mayor tolerancia de la planta al estrés ambiental y una mejor producción y calidad en las cosechas (Wershaw *et al.*, 2007; Almendros *et al.*, 2007).

Las sustancias húmicas en el suelo contribuyen a mejorar la actividad microbiana del mismo (bacterias, hongos y actinomicetos), lo cual resulta en mejores condiciones para el establecimiento de las raíces y consecuentemente de la planta. Asimismo incrementan la capacidad de retención de humedad, aumentan la capacidad de intercambio iónico, elevan la disponibilidad de micronutrientes por medio de la quelatación, contribuyen en la formación de la estructura granular, auxilian en la degradación o inactivación de sustancias tóxicas, mejora la capacidad amortiguadora del suelo en el pH en las sales, entre otros efectos (Almendros *et al.*, 2007).

Las sustancias húmicas pueden ser absorbidas por las plantas y semillas e intervenir en su metabolismo. Esto favorece la germinación de las semillas, el crecimiento radical, la absorción nutrimental. Los residuos orgánicos, vegetales y animales, manejados o

depositados en diferentes ambientes, tales como suelo, compostas, biodigestores, turberas, pantanos, carbones, se ven sometidos a un proceso de transformación esencialmente microbiana (Wershaw *et al.*, 2007).

Este proceso consta fundamentalmente de dos vías, la mineralización y la humificación. La mineralización consiste en el paso de los nutrientes de sus formas orgánicas a formas inorgánicas aprovechables por los cultivos. Un ejemplo de lo anterior es el nitrógeno, el cual puede estar en forma de proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos, clorofila, etc., en los residuos orgánicos, compuestos que son consumidos por los microorganismos como fuente energética, liberando amonio como subproducto. La humificación es el conjunto de reacciones que conducen a la formación de sustancias húmicas (Wershaw *et al.*, 2007).

Los ácidos húmicos (AH) comprenden una serie de polímeros formados a partir de la unión aleatoria de compuestos orgánicos de diferente tamaño y peso molecular. Contiene una elevada carga enzimática y bacteriana que aumenta la solubilización de los nutrientes haciendo que puedan ser inmediatamente asimilables por las plantas (Ahmed y Shalaby, 2012).

Los ácidos húmicos tienen un origen complejo y una estructura macromolecular heterogénea dependiendo de los materiales originales (tipo de vegetación, biomasa microbiana...) y las condiciones ambientales en los diferentes tipos de suelo (Ullé y Galetto, 2000; Gutiérrez, 2002; Paco *et al.*, 2011).

Incluyen fracciones aromáticas y alifáticas y unas series de grupos funcionales (principalmente carboxilos y fenoles OH) en superficies con diferentes reactividades. En lo concerniente al análisis estructural de las sustancias húmicas, algunas metodologías consisten en la degradación química o térmica seguida por la identificación de los fragmentos por técnicas como la cromatografía de gases/espectrometría de masas (Ndegwa y Thompson, 2000).

Algunos fragmentos típicos liberados por sustancias húmicas por estos acercamientos son alcanos, ácidos grasos, α,ω -diácidos alcanóicos, OH-ácidos grasos, ácidos fenólicos, ácidos bencenocarboxílicos, compuestos furanos y algunas moléculas conteniendo N- y S-. En algunos casos, estas técnicas ofrecen un diagnóstico interesante de compuestos biomarcadores con un claro valor quimiotaxonómico (Almendros y Dorado, 2005).

Sin embargo, las técnicas de degradación química a menudo conducen a una pérdida selectiva de “bloques de construcción” lábiles, específicos, así como producciones cuantitativas en polarización negativa de los diferentes constituyentes. Alternativamente, hay técnicas derivativas suaves que dejan grandes cantidades de residuo no-degradado, pero los compuestos anteriores de la firma o biomarcador pueden ser preservados, ofreciendo pistas válidas en los precursores de ácidos húmicos (Comporens, 2004; Rodríguez y Álvarez, 2008).

La aparición de sustancias húmicas, en particular, no puede ser asumida a priori en todo tipo de enmiendas orgánicas derivadas de residuos orgánicos (estiércoles, residuos urbanos, residuos de cosecha), incluso tras un extenso compostaje. Estas sustancias de tipo húmico pueden ser similares en términos de composición y propiedades, pero se requieren una serie de técnicas de caracterización molecular para evaluar su “verdadero carácter húmico” (Salinas *et al.*, 2014).

Es probable que las intensas interacciones de procesos abióticos en el curso de centenares de años sean requeridas para alcanzar los niveles de maduración de las sustancias húmicas encontradas en las sustancias húmicas formadas en los suelos.

En general, las sustancias húmicas de enmiendas orgánicas compostadas difieren de las sustancias húmicas del suelo por su bajo contenido en grupos funcionales conteniendo oxígeno, de dominio alifático importante, baja intensidad de color (pobre aromaticidad, baja concentración de radicales libre estables), alta hidrolizabilidad (> 50 %) con la presencia de lípidos, proteínas y carbohidratos acompañándolas (Almendros y Dorado, 2005).

En el caso de las sustancias húmicas derivadas de los residuos lignocelulósicos el patrón de lignina es evidente, considerando que en las sustancias húmicas de residuos urbanos la firma alifática es característica, principalmente estructuras álcali (ácidos grasos, alcanos) (Wong, 2003; Salinas *et al.*, 2014).

En general, la biodegradabilidad, esto es, la estabilidad frente a la acción microbiana o el ataque enzimático, es comparable a la susceptibilidad contra la degradación química y térmica en laboratorio, por lo que las técnicas destructivas tienen un interés adicional en pronosticar la estabilidad de la materia orgánica en los suelos, la resistencia del suelo y el funcionamiento de los procesos de secuestro de carbono del suelo (Wong, 2003).

Las sustancias húmicas tienen enormes efectos en la fertilidad del suelo. Mejoran la actividad microbiana, con lo cual se incrementa la producción de sustancias que ayudan en la formación de la estructura del suelo o pertenecen a los reguladores del crecimiento de las plantas; incrementan la capacidad de retención de humedad (Salinas *et al.*, 2014).

Aumentan la capacidad de intercambio iónico; elevan la disponibilidad de micronutrientes por medio de la quelatación; contribuyen en la formación de la estructura granular y consecuentemente en la aireación y drenaje de los terrenos auxilian en la degradación o inactivación de sustancias tóxicas como los metales pesados y pesticidas; mejora la capacidad amortiguadora del suelo, de tal manera que modulan el pH y pueden disminuir el nivel de salinidad o cantidad de sales disueltas (Salinas *et al.*, 2014).

Los fertilizantes líquidos elaborados con extracto de humus de tierra aportan ácidos húmicos y fúlvicos, microorganismos vivos propios para la nitrificación y solubilización de minerales quelatados en el suelo (Kaviraj y Sharma, 2003).

Aplicado al suelo o a la planta actúa como racionalizante de fertilización ya que hace asimilables en todo su espectro a los macro y micro nutrientes, evitando la concentración de sales. Crea además un medio ideal para la proliferación de organismos benéficos, bacterias, hongos, etc; que impiden el desarrollo de patógenos, reduciendo sensiblemente el riesgo en el desarrollo de enfermedades. Además, estimula la humificación propia del suelo ya que incorpora y descompone los residuos vegetales presentes en el suelo (Kaviraj y Sharma, 2003).

En un ensayo en macetas de fertilización foliar con sustancias húmicas en maíz llevada a cabo por Cracogna *et al.* (2005) se encontraron efectos benéficos de la pulverización de extracto de sustancias húmicas sobre el cultivo de maíz.

Por lo antes descrito puede decirse que el lixiviado de humus incrementa la biomasa de microorganismos presentes en el suelo, estimula un mayor desarrollo radicular, incrementa la producción de clorofila en las plantas, aumenta la producción en los cultivos, disminuye la actividad de chupadores como áfidos, actúa como potenciador de la actividad de muchos pesticidas y fertilizantes del mercado. Su aplicación disminuye la contaminación de químicos (Almendros y Dorado, 2005).

Los ácidos húmicos y fúlvicos son portadores de fertilizantes foliares excelentes. La aplicación de los ácidos húmicos y fúlvicos en combinación con elementos y nutrientes de

plantas, tal como las pulverizaciones foliares, pueden mejorar el crecimiento del follaje de las plantas, raíces y frutas. Al incrementar los procesos de crecimiento en las hojas e incrementar el contenido de los carbohidratos (Kaviraj y Sharma, 2003).

Estos carbohidratos son transportados por el tallo hasta las raíces en donde son en parte liberados de la raíz para proveer nutrientes a varios microorganismos del suelo y la rizosfera. Los microorganismos entonces liberan ácidos y otros compuestos orgánicos los cuales incrementan la disponibilidad de nutrientes para la planta (Pettit, 2007).

Otros microorganismos liberan compuestos como las hormonas los cuales son tomados por las raíces de la planta. La concentración requerida de ácidos húmicos y fúlvicos en la pulverización son relativamente bajos, generalmente de menos de 50 mg de sustancias húmica concentrada por litro de agua. Diferentes procesos simultáneos e interrelacionados están envueltos en el secuestro de C: preservación selectiva de biomasa, alteración diagenética de biomacromoléculas y humificación por neoformación en sensu stricto (microbiana, enzimática o abiótica) (Almendros y Dorado, 2005).

En los casos más favorables, la evaluación de su amplitud variable (en escala espacial o temporal) puede ser realizada usando técnicas de aislamiento y análisis de compuestos biomarcadores libres – o marcados – que se dan en las fracciones lipídicas. Esto es complementado por los análisis moleculares de sustancias húmicas macromoleculares por degradación química y/o térmica seguida de una espectrometría de masas, o el uso de métodos no destructivos como los espectroscopios de resonancia visible, infrarroja o nuclear (Salinas *et al.*, 2014).

En general, no hay una única aproximación experimental para identificar exactamente las sustancias formadas en cada uno de los procesos mencionados anteriormente, como las diferentes rutas de humificación que llevan con frecuencia a sustancias de estructuras y propiedades comunes (Almendros y Dorado, 2005).

2.4. Principales características de CTA-HUMUS®(Químicas Meristem. S. L, 2020).

a) CTA-HUMUS® es un bioestimulante cuya aplicación está indicada en el momento en que la planta madura, florece y necesita más cantidades de fósforo para cuajar los frutos. El alto contenido en fósforo, así como su riqueza en fitoreguladores de origen natural como auxinas, citoquininas, ácidos urónicos y enzimas, garantizan un elevado cuajado de los frutos.

b) Contenidos declarados

- Nitrógeno (N) Total 6.0% p/p
- Nitrógeno (N) nítrico 1.4% p/p
- Nitrógeno (N) amoniacal 4.6% p/p
- Pentóxido de Fósforo (P₂O₅) soluble en agua 24% p/p
- Pentóxido de Fósforo (P₂O₅) soluble en citrato amónico neutro y agua 24% p/p
- Óxido de Calcio (CaO) soluble en agua 1.0% p/p
- Óxido de Magnesio (MgO) soluble en agua 3.0% p/p
- Cobre (Cu) soluble en agua 1.0% p/p
- Manganeso (Mn) soluble en agua 1.0% p/p
- Molibdeno (Mo) soluble en agua 3.0% p/p
- Cinc (Zn) soluble en agua 1.0% p/p

c) Características físico-químicas

- Aspecto: sólido
- Color: azulado
- Solubilidad en agua: 100 g/L

d) Aplicación y dosis

- Debe utilizarse en aplicación foliar, mojando bien toda la planta para conseguir un buen efecto. Recomendado para cultivos hortícolas: calabacín, judía, melón, pimiento, sandía, tomate, etc. Dosis: 200-300 g/ 100 litros de agua.

e) Indicaciones

- Manténgase fuera del alcance de los niños.
- Manténgase lejos de alimentos, bebidas y piensos.
- Utilícese solamente en caso de reconocida necesidad.
- No sobrepasar las dosis recomendadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

3. MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo experimental e investigativo se realizó en áreas para la producción de plántulas de la Unidad Empresarial de Base Rehabilitación Minera y Agropecuaria (UEB REMIN) perteneciente a la Empresa de Servicios al Níquel “Camilo Cienfuegos Gorriarán” (ESUNI), ubicado en el municipio “Moa” de la provincia Holguín.

Superficie experimental

La superficie experimental de donde se extrajo el suelo para el llenado de las bolsas estuvo sobre un suelo Ferralítico Rojo Compactado (MINAG, 1999) que se correlacionan con los Nitisoles Ródicos según (Hernández *et al.*, 2005). Las características químicas se muestran en la tabla 2.

Tabla 1. Características químicas del suelo previo al experimento según análisis del Instituto de Suelos Holguín (2018).

pH (H ₂ O)	MO (%)	P ₂ O ₅ (meg/100g)	K ₂ O (meg/100g)	Ca ²⁺ C(cmol ⁺ /kg)	Mg ²⁺ C(cmol ⁺ /kg)	Na ⁻ C(cmol ⁻ /kg)	K ⁺ C(cmol ⁺ /kg)
6,97	3,14	4,93	26,33	39,70	7,88	1,32	0,64

3.1 Metodología empleada

Se depositaron semillas (propagulos) en bolsas de polietileno contentivas de suelo y materia orgánica de estiércol vacuno con una proporción de 3:1. Se aplicó el producto CTA-humus® a los 15 días de germinadas con el empleo de un microaspersor manual y con las dosis indicadas por (Químicas Meristem, 2019).

3.2 Tratamientos y Diseño Experimental

Se utilizaron cuatro tratamientos que se replicaron tres veces sobre un diseño completamente aleatorizado.

T1- (Testigo) sin Aplicación

T2- Aplicación de 5 L.ha⁻¹ de CTA-humus®

T3- Aplicación de 7 L.ha⁻¹ de CTA-humus®

T4- Aplicación de 10 L.ha⁻¹ de CTA-humus®

3.3 Variables evaluadas

VARIABLES DE CRECIMIENTO: Estas fueron medidas a los 60, 90, 120 días después de la siembra, tomando para la selección de los datos un total de 40 plantas por réplica.

- Altura de la planta (cm): se midió con una cinta métrica desde la base del tallo a ras de tierra, hasta el extremo de la ramificación principal.
- Número de hojas (U): se contaron las hojas emitidas por las plantas en los diferentes momentos de medición.
- Diámetro del tallo (mm): se midió con un pie de rey a la altura de 1 cm del suelo.
- Masa fresca total (g): se pesaron 20 muestras de plantas por tratamientos.
- Masa seca total (g): se pesaron 20 muestras de plantas por tratamientos secadas a 70° C por espacio de una semana.
- Índice de esbeltez:

3.4 Análisis estadístico

A partir de los datos obtenidos se realizó un análisis de varianza, para el modelo matemático correspondiente a un diseño de bloques al azar, se utilizó el Test de comparación de rangos múltiples de Duncan para un 95% para separar las medias. Con vista a llevar a cabo este procesamiento y análisis estadístico se utilizó el paquete estadístico STATGRAPHICS PLUS versión 5.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4. RESULTADOS Y DISCUSION

4.1 Altura de las plántulas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero.

En la respuesta altura de las plantas (Tabla 1), se encontró diferencias significativas entre tratamientos, los tratamientos estimulados son superiores a los 120 días con relación al testigo, observándose que el tratamiento (4) que se corresponde con la aplicación de 10 L.ha⁻¹ de CTA- Humus® ofreció una mejor respuesta para esta variable de crecimiento, en los diferentes momentos de medición.

Tabla 1. Altura de las plántulas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero

Altura de las plántulas	60 días	90 días	120 días
	Media	Media	Media
T1- (Testigo) sin Aplicación	23,2a	34,8b	47,2b
T2- Aplicación de 5 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	23,4a	34,4b	47,4b
T3- Aplicación de 7 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	22,6a	44,6a	58,5a
T4- Aplicación de 10 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	23,7a	45,3a	59,5a
EEx	NS	2,348	1,096

Media seguida de letras desiguales difieren significativamente de ($p < 0.05$)

Las sustancias húmicas en el suelo contribuyen a mejorar la actividad microbiana del mismo (bacterias, hongos y actinomicetos), lo cual resulta en mejores condiciones para el establecimiento de las raíces y consecuentemente de la planta. Asimismo incrementan la capacidad de retención de humedad, aumentan la capacidad de intercambio iónico, elevan la disponibilidad de micronutrientes por medio de la quelatación, contribuyen en la formación de la estructura granular, auxilian en la degradación o inactivación de

sustancias tóxicas, mejora la capacidad amortiguadora del suelo en el pH en las sales, entre otros efectos (Almendros *et al.*, 2007).

La aplicación de productos biológicos permite que la planta logre ser más tolerante a los factores de estrés, sequía, desequilibrios en el pH, altos contenidos de sales, exceso de viento, entre otros. Estos mismos autores plantean que las plantas realizan mayor transpiración por sus hojas, porque pierden y ganan agua, según su tamaño (grande, pequeña o mediana), en relación con la capacidad de absorber a través del sistema radical.

Este resultado puede estar dado por la baja disponibilidad de nutrientes en el suelo lo que sugiere los aportes de nutrientes derivados de la mayor dosis de abono, para garantizar los requerimientos nutrimentales de las posturas, donde el hongo utiliza los productos del metabolismo de la planta para realizar sus funciones y, a su vez, le retribuyó a esta con el incremento en la absorción y traslocación de nutrientes, necesarios para realizar sus funciones vitales (Rivera y Fernández, 2003).

En estudios de viveros con especies de mangles se informó que esta variable condicionó la elevación de las creaciones artificiales a 20 cm sobre el nivel de la superficie del relieve de manglar en la zona degradada. Como apoyo a estas acciones, se contempló la colecta de propágulos y su establecimiento en contenedores en vivero (Vivero Forestal Universitario de la Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias). Las especies a utilizar en la reforestación, fueron: *Avicennia germinans*, *Rhizophora mangle* y *Laguncularia racemosa*. La construcción de los núcleos de reforestación con especies de mangles se basó en diseños establecidos por diferentes autores (Siddiqi y Khan, 1966., Sánchez-Páez *et al.*, 1998., Benítez, 2007, Flores Verdugo *et al.*, 2007).

En estudios realizados esta variable definió en diferentes casos y especies la mortalidad en campo, la especie que reflejó una menor mortandad total, fue *A. germinans* con 50%. Ésta, es una especie que presenta una mayor tolerancia cuando se encuentra en terrenos elevados en donde las inundaciones son menos frecuentes e intensas, que concuerda con el ensayo al ser plantadas con una elevación de 20 cm sobre el nivel del suelo. Sin embargo, *L. racemosa* presentó 95,8% de mortandad aun cuando su preferencia tiene que ver con suelos elevados.

Todas las especies tienen un porcentaje mayor de mortandad en el tratamiento bajo sol (ID), la literatura establece a *A. germinans*, *R. mangle* y *L. racemosa* como intolerantes a

la sombra e incapaces de regenerarse incluso bajo sombra moderada (Rabinowitz, 1978; Watson, 1928; Banus, 1975 y Weishaupl, 1981 en Francis y Lowe, 2000). Es probable que esta mortandad esté relacionada con las altas temperaturas que se tienen en la zona de estudio, con un promedio de 28°C en los meses más calurosos del año y con casi cinco horas de insolación directa (CONAGUA, 2015).

No se encontraron trabajos en los cuales, de manera inducida (mediante malla sombra), se simulara el crecimiento bajo dosel. Benítez, en 2007, reporta (a nivel de sobrevivencia) un 76% de plantas de la especie *A. germinans* (24% de mortandad) y un 21% para *R. mangle* (79% de mortandad) plantadas en isletas de dragado en la Bahía de

Navachiste, Sinaloa. El valor de mortandad de *A. germinans* reportado por Benítez es considerablemente menor al encontrado en el presente trabajo (69.4%) y también menor al 98.6% encontrado en *R. mangle*. Para el caso de *A. germinans*, el porcentaje es muy similar al de Martínez (2007), que realiza una forestación de manglar en isletas de dragado en la laguna de Navachiste, Sinaloa, donde reporta que del total de plántulas sembradas (255), se obtuvo un total del 32% de supervivencia (109) al final del estudio (68% de mortandad); y muy cerca al reportado por Febles *et al.*, (2009), quienes trabajaron sobre camas triangulares de sedimento con una elevación aproximada de 25 cm del suelo en Chabihua, Yucatán, utilizando plantas de *A. germinans* y *R. mangle* y de las cuales reporta una mayor sobrevivencia para *A. germinans* con 45.7% (54.3% de mortandad).

Paniagua (2004) citado por Ramírez (2014) en un ensayo de vivero con plántulas de *Cedrela odorata*, utilizó como sustrato suelo ácido al que adicionó diferentes cantidades de ácidos húmicos y fúlvicos, como resultado de la adición de cal, el pH aumentó de 4,4 a 5,1 el cual tuvo un efecto positivo y significativo en el incremento de la altura, diámetro y biomasa aérea de dichas plántulas.

La restauración por viveros además de tener mayor probabilidad de éxito, es el escenario en el cual se requiere de mayor cantidad de mano de obra debido a las diferentes actividades que involucra: establecimiento del vivero, mantenimiento, limpieza y siembra en el área a recuperar, y la apertura de canales. Por lo anterior, los costos generados se ven compensados debido a la buena selección los cuidados fitosanitarios en el vivero.

Entre los factores de riesgo que pueden cambiar algunos de los supuestos claves de esta estimación de costos, se pueden mencionar la probabilidad de algunos eventos climáticos

como huracanes e inundaciones. Sin embargo, aunque no se puede establecer categóricamente, la salinidad y temperatura inadecuadas al momento de restaurar podría provocar altas mortalidades de los propágulos, lo cual también generaría una modificación de los costos estimados y, más aún, problemas en cuanto a disponibilidad de propágulos en la zona debido a la poca cobertura de manglar existente en el AP en estudio (25 ha).

Ante dicha situación, movilizar propágulos desde otro humedal podría incurrir en costos no programados y, de igual manera, existiría la posibilidad de pérdida de los propágulos si no se mantiene bajo condiciones de temperatura y salinidad adecuadas. En cuanto a los materiales necesarios para el establecimiento del vivero y las herramientas necesarias para la apertura de canales, podrían darse cambios en los precios de mercado, aumentando o disminuyendo los costos.

4.2 Análisis del diámetro del tallo de las plantas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero.

En la siguiente tabla (2) se observó que partir de los 60 días hay diferencias significativas entre tratamientos, los tratamientos estimulados son superiores con relación al testigo, observándose que el tratamiento (4) que se corresponde con la aplicación de CTA- humus® de 10 L.ha⁻¹ ofrece los mejores resultados, hay diferencia significativamente con los demás tratamientos.

Tabla 2. Efecto de los tratamientos evaluados en la variable diámetro del tallo

Tratamientos	Diámetro del tallo (mm)		
	60 días	90 días	120 días
	Media ± EEx	Media ± EEx	Media ± EEx
T1- (Testigo) sin Aplicación	20,5 ± 1,195c	25,4 ± 1,550c	31,2 ± 0,807d
T2- Aplicación de 5 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	19,9 ± 0,065c	24,7 ± 0,378c	35,5 ± 0,905c
T3- Aplicación de 7 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	25,5 ± 0,306b	30,0 ± 0,894b	41,3 ± 0,004b

T4- Aplicación de 10 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	29,9 ± 0, 243a	35,6 ± 0,781a	45,6 ± 0,506a
---	----------------	---------------	---------------

Media seguida de letras desiguales difieren significativamente de ($p < 0.05$)

De acuerdo a Birchler *et al.* (1998) el diámetro nos da una aproximación de la sección transversal del transporte de agua, y está correlacionado con la sobrevivencia en campo. El contenido de sales en la solución del suelo (potencial hídrico) debe mantenerse por debajo de los límites de estrés de la planta, para así obtener un óptimo crecimiento y desarrollo de la planta (Birchler *et al.* 1998).

El estudio de los caracteres morfológicos y morfométricos a través de métodos exploratorios ha sido de gran utilidad para la caracterización de gran variedad de especies de plantas (Albert *et al.* 1991, 2002, Henderson 2006, Mondragón *et al.* 2007, Sánchez-Urdaneta *et al.* 2008).

De igual forma Starck y Lukaszuk (1991) informaron en investigaciones de producción de plántulas que con altas dosis de fertilizantes es posible incluir aserrín crudo hasta en un 75%, y que con esta mezcla se obtienen los más grandes tallos y diámetros de especies ornamentales. Pudelski (1983) encontró que la mezcla de aserrín crudo y turba en volumen de 75 y 25% respectivamente, sin olvidar que se deben realizar los ajustes correspondientes con la aplicación de nutrientes.

La alteración de ecosistemas debido a la deforestación sigue en muchas ocasiones un proceso de erosión muy acelerado, lo que ocasiona una baja productividad, menor calidad y cantidad de agua, así como una alteración en la diversidad biológica microbiana (Kennedy y Smith, 1995). Cierta microbiota interactúa simbióticamente con la mayoría de las plantas, siendo operada por un consorcio o grupo de microorganismos capaces de transportar y suministrar los nutrimentos necesarios al interior de sus raíces (Fitter y Garbaye, 1994; Bonfante y Anca, 2009).

Novelo, (2005) de sedimento y el desazolve de manantiales en la ciénaga de Progreso, Yucatán, contra un 98,6% reportado para la misma especie en el presente trabajo. Algunos autores han trabajado en la comparación de sobrevivencia de plántulas de mangle en condiciones de dosel (sombra) y fuera del dosel (sol), pero sin utilizar acreaciones artificiales; entre estos trabajos está el de Febles *et al.* (2007), quienes registran una mayor sobrevivencia y desarrollo de raíces primarias en propágulos de *R. mangles* provenientes de Chabihau, Yucatán, bajo condiciones de agua dulce y sombra, que en condiciones de agua más salada e insolación directa.

En otro trabajo de Tovilla-Hernández y Orihuela (2002), observaron el desarrollo de propágulos de *R. mangle* en condiciones de sombra (bajo el dosel natural) y sol (fuera del dosel natural), encontrando durante el primer año, que la mayor mortalidad se registró al sol, ya que el 49,5% perecieron; en comparación con 38,5% de aquellas desarrolladas a la sombra. Estos trabajos mencionan la mayor mortalidad bajo insolación directa, que al igual que el resultado del presente, contrapone lo que tradicionalmente se ha considerado; la intolerancia a la sombra de las especies de mangle

Los estudios realizados por Llonín y Medina, (2002) revelaron que la aplicación de las diferentes relaciones de nutrientes produjo en las plantas respuestas superiores a las obtenidas en el testigo sin fertilizar, encontrando los valores más altos con la adición de NPK, que aventajó significativamente al resto de los tratamientos. Se conoce que plantas con deficiencias de estos elementos producen brotes enanos, delgados y rígidos, por lo que, para la obtención de plántulas de calidad, es necesaria la aplicación de niveles apropiados de nutrientes minerales.

4.3 Análisis de la variable: Número de hojas de las plántulas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero.

En la respuesta altura de las plantas (Tabla 3), se encontró diferencias significativas entre tratamientos, los tratamientos estimulados son superiores a los 120 días con relación al testigo, observando que el tratamiento (4) que se corresponde con la aplicación de 10 L.ha⁻¹ de CTA- Humus® ofreció una mejor respuesta para esta variable de crecimiento, en los diferentes momentos de medición.

Tabla 3. Número de hojas de las plántulas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero.

Número de hojas	60 días	90 días	120 días
	Media	Media	Media
T1- (Testigo) sin Aplicación	3,2	4,8	7,2
T2- Aplicación de 5 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	3,4	4,4	7,4
T3- Aplicación de 7 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	3,6	4,6	7,5

T4- Aplicación de 10 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	3,7	5,3	7,5
EEx	NS	NS	NS

Media seguida de letras desiguales difieren significativamente de (p<0.05)

Las sustancias húmicas pueden ser absorbidas por las plantas y semillas e intervenir en su metabolismo. Esto favorece la germinación de las semillas, el crecimiento radical, la absorción nutrimental. Los residuos orgánicos, vegetales y animales, manejados o depositados en diferentes ambientes, tales como suelo, compostas, biodigestores, turberas, pantanos, carbones, se ven sometidos a un proceso de transformación esencialmente microbiana (Wershaw *et al.*, 2007).

Este proceso consta fundamentalmente de dos vías, la mineralización y la humificación. La mineralización consiste en el paso de los nutrientes de sus formas orgánicas a formas inorgánicas aprovechables por los cultivos. Un ejemplo de lo anterior es el nitrógeno, el cual puede estar en forma de proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos, clorofila, etc., en los residuos orgánicos, compuestos que son consumidos por los microorganismos como fuente energética, liberando amonio como subproducto. La humificación es el conjunto de reacciones que conducen a la formación de sustancias húmicas (Wershaw *et al.*, 2007).

Se destaca un efecto positivo de la aplicación de CTA- Humus® en el número de hojas, Webb *et al.* (2000) citado por Ramírez (2014) encontraron que la respuesta frente a la fertilización, especialmente con nitrógeno, está relacionado al aumento en tejido foliar de plantas de esta especie. Asimismo, Benito y Chiesa (2000) citados por Ramírez (2015), indican que el nitrógeno ocasiona incrementos en el área foliar, el cual repercute en un mayor número y tamaño de las hojas.

Estas prácticas agrícolas han mostrado en su empleo por separado beneficios a diversos cultivos agrícolas y han sido recomendados por diversos investigadores como soluciones paliativas a necesidades nutricionales de las plantas y se percibe a través de este estudio que su uso de manera conjunta trae consigo indiscutibles ventajas en el desarrollo agrícola (Fundora *et al.*, 2011).

Este comportamiento pudo deberse a que los exudados radicales aceleraron los procesos microbianos, con el aumento de las cantidades de nutrientes disponibles que pueden ser asimilados por las plantas o la intensificación de los procesos fisiológicos que influyen en el desarrollo y rendimiento de los cultivos (Vallejo-Quintero, 2013).

El número de hojas es una variable de consideración cuando se evalúa la fertilización foliar o se realizan aplicaciones foliares de hormonas, estimulantes y otros. Esto está dado porque en la superficie epidérmica foliar presenta un gran número de poros microscópicos llamados estomas. La apertura de dichos poros se controla a través de los cambios en el tamaño y la forma de dos células especializadas, llamadas células oclusivas, que flanquean la apertura estomática y poseen una estructura característica que les permite regular la apertura del poro estomático (Gamper *et al.*, 2017).

Estas estructuras que conocemos se encuentran en todas las partes aéreas de la planta, pero son más abundantes en las hojas, dado que la epidermis y la cutícula de los órganos aéreos forman una capa continua y los estomas son las discontinuidades por donde la planta realiza la mayor parte del intercambio de O₂, CO₂, vapor de agua y otros gases. La actividad estomática es una de las estrategias a través de las cuales las plantas regulan la pérdida de agua y la ganancia de carbono, ya que los estomas responden rápidamente a los cambios ambientales (Sanchez *et al.*, 2013).

La funcionalidad de los microorganismos en los sistemas agrícolas se expresa de acuerdo a una serie de factores bióticos, tales como la competencia con otros microorganismos, la composición biológica del suelo y el reconocimiento planta-microorganismo inducido por la liberación de exudados radicales, tales como flavonoides, que permiten y estimulan la germinación de esporas y el crecimiento y ramificación de hifas, lo cual puede de alguna manera controlar la preferencia planta-hongo (Azcón- Aguilar y Barea, 2000).

En síntesis y de acuerdo con otros autores, una deficiencia de nutrientes puede provocar una caída en los rendimientos por su efecto sobre la formación del área foliar y, por lo tanto sobre la cantidad de radiación capturada, y también por su efecto sobre la eficiencia de conversión de esta radiación en materia seca. La suma de estos efectos provoca un menor crecimiento (Morales *et al.*, 2011).

Aumentan la capacidad de intercambio iónico; elevan la disponibilidad de micronutrientes por medio de la quelatación; contribuyen en la formación de la estructura granular y consecuentemente en la aireación y drenaje de los terrenos auxilian en la degradación o inactivación de sustancias tóxicas como los metales pesados y pesticidas; mejora la capacidad amortiguadora del suelo, de tal manera que modulan el pH y pueden disminuir el nivel de salinidad o cantidad de sales disueltas (Cordova, 2010).

Los fertilizantes líquidos elaborados con extracto de humus de tierra aportan ácidos húmicos y fúlvicos, microorganismos vivos propios para la nitrificación y solubilización de minerales quelatados en el suelo (Almendros y Dorado, 2005).

Aplicado al suelo o a la planta actúa como racionalizante de fertilización ya que hace asimilables en todo su espectro a los macro y micro nutrientes, evitando la concentración de sales. Crea además un medio ideal para la proliferación de organismos benéficos, bacterias, hongos, etc; que impiden el desarrollo de patógenos, reduciendo sensiblemente el riesgo en el desarrollo de enfermedades. Además, estimula la humificación propia del suelo ya que incorpora y descompone los residuos vegetales presentes en el suelo (Salinas *et al.* (2014).

En un ensayo en macetas de fertilización foliar con sustancias húmicas en maíz llevada a cabo por Salinas *et al.* (2014), se encontraron efectos benéficos de la pulverización de extracto de sustancias húmicas sobre el cultivo de maíz.

Por lo antes descrito puede decirse que el lixiviado de humus incrementa la biomasa de microorganismos presentes en el suelo, estimula un mayor desarrollo radicular, incrementa la producción de clorofila en las plantas, aumenta la producción en los cultivos, disminuye la actividad de chupadores como áfidos, actúa como potenciado de la actividad de muchos pesticidas y fertilizantes del mercado. Su aplicación disminuye la contaminación de químicos (Almendros y Dorado, 2005).

Los ácidos húmicos y fúlvicos son portadores de fertilizantes foliares excelentes. La aplicación de los ácidos húmicos y fúlvicos en combinación con elementos y nutrientes de plantas, tal como las pulverizaciones foliares, pueden mejorar el crecimiento del follaje de las plantas, raíces y frutas. Al incrementar los procesos de crecimiento en las hojas e incrementar el contenido de los carbohidratos (Salinas *et al.*, 2014).

Uno de los factores determinantes para la sobrevivencia o mortalidad de los manglares es la salinidad; generalmente las especies de mangle pueden sobrevivir tanto en agua salada como dulce; sin embargo, puede que no alcancen su mejor desarrollo en agua dulce debido a la competencia entre especies que se presentan en este tipo de hábitat (Soto y Jiménez 1982). Para el *R. mangle* (el cual es predominante en el área de este estudio), la salinidad se considera óptima en el rango de 8 a 26 ppt (partes por mil) en agua dulce; en el caso de agua de mar, sobrevive a aproximadamente 34-36 ppt (Hernández 2013). La especie *A. germinans* también tiene muy buena resistencia a la salinidad (Soto y Jiménez 1982). El desarrollo de los ecosistemas de manglar está

determinado principalmente por su hidrología y la topografía de la costa (Ulloa et ál. 2004), por lo cual los procesos de restauración deben tomar en consideración la sucesión de los manglares que se da de la siguiente manera: en primer lugar el R. mangle, el cual presenta una gran resistencia a la salinidad, por lo que puede encontrarse en mayor contacto con el agua y con los sustratos más inestables; posteriormente se encuentra el A. germinans, que solo puede soportar inundaciones periódicas; por último, se encuentra el L. racemosa, el cual se da en tierra firme (Flores-Verdugo et ál. 2003).

4.4 Análisis de la variable: Masa fresca y seca de las plántulas de *Rhizophora mangle* a los 120 días de la fase de vivero.

Al analizar la variable Masa fresca y Masa seca a los 120 días de vivero (Tabla 4), se observa diferencias significativas entre tratamientos, los tratamientos estimulados son superiores a los 120 días con relación al testigo, observándose que el tratamiento (4) que se corresponde con la aplicación de 10 L.ha⁻¹ de CTA- Humus® ofreció una mejor respuesta para esta variable de crecimiento, hay una diferencia significativa con los demás tratamientos.

Tabla 4. Masa fresca y seca de las plántulas de *Rhizophora mangle* en tres momentos de la fase de vivero.

120 días	Masa fresca	Masa seca
	Media (g)	Media (g)
T1- (Testigo) sin Aplicación	303,2c	44,8c
T2- Aplicación de 5 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	313,4c	40,4c
T3- Aplicación de 7 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	402,6b	64,6b
T4- Aplicación de 10 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	463,7a	75,3a
EEx	4,231	1,073

Media seguida de letras desiguales difieren significativamente de ($p < 0.05$)

En general, las sustancias húmicas de enmiendas orgánicas compostadas difieren de las sustancias húmicas del suelo por su bajo contenido en grupos funcionales conteniendo oxígeno, de dominio alifático importante, baja intensidad de color (pobre aromaticidad, baja concentración de radicales libre estables), alta hidrolizabilidad (> 50 %) con la presencia de lípidos, proteínas y carbohidratos acompañándolas (Almendros y Dorado, 2005).

En el caso de las sustancias húmicas derivadas de los residuos lignocelulósicos el patrón de lignina es evidente, considerando que en las sustancias húmicas de residuos urbanos la firma alifática es característica, principalmente estructuras álcali (ácidos grasos, alcanos) (Wong, 2003; Salinas *et al.*, 2014).

En general, la biodegradabilidad, esto es, la estabilidad frente a la acción microbiana o el ataque enzimático, es comparable a la susceptibilidad contra la degradación química y térmica en laboratorio, por lo que las técnicas destructivas tienen un interés adicional en pronosticar la estabilidad de la materia orgánica en los suelos, la resistencia del suelo y el funcionamiento de los procesos de secuestro de carbono del suelo (Wong, 2003).

Las sustancias húmicas tienen enormes efectos en la fertilidad del suelo. Mejoran la actividad microbiana, con lo cual se incrementa la producción de sustancias que ayudan en la formación de la estructura del suelo o pertenecen a los reguladores del crecimiento de las plantas; incrementan la capacidad de retención de humedad (Salinas *et al.*, 2014).

Se infiere que la aplicación del estimulante, reflejó los mejores valores, mostrando veracidad en el aumento de estas variables, dando una clara expresión de la diferencia que existe en el desarrollo vegetal de este cultivo bajo la incidencia de este producto. La aplicación de CTA- Humus® en momentos de elevada exigencia de producción o en momentos de estrés permite el refuerzo de la zona radicular necesario para la recuperación y reactivación de los cultivos.

Un nivel adecuado de nitrógeno como el que proporciona el CTA-Humus® ayuda a promover el desarrollo de tejidos robustos y lignificados, así como la elongación tallo y crecimiento suculento de la parte aérea en etapas tempranas y de crecimiento rápido (Landis *et al.* 1989). Por el contrario, altos niveles de nitrógeno en el sustrato conllevan a un desbalance entre la parte aérea y la parte radicular, y de esta manera se produce una acumulación de este elemento en el tejido foliar (Ramírez, 2015).

Aparte de la inversión de biomasa en hojas, la morfología de las hojas es un factor importante en la intercepción de luz. Dos especies: (*Swietenia* y *Cedrela*) tuvieron un Área Foliar Específica elevada en la sombra, captando así con la misma biomasa foliar una mayor cantidad de luz. *Bertholletia* tuvo una AFE baja en el tratamiento con poca agua (cf. Burslem *et al.* 1996). Una reducción en el AFE resulta en una tasa de fotosíntesis más elevada por unidad de área, y por lo tanto, en un uso de agua más eficiente en condiciones de sequía (Van den Boogaard *et al.* 1995).

Uno de los principales beneficios que las plantas reciben en simbiosis con los hongos micorrizicos es la aportación de P. Muchos estudios han demostrado que las plantas micorrizadas absorben P del suelo de manera más eficiente que las plantas no colonizadas (Aguirre-Medina y Kohashi-Shibata, 2002).

Cuando las modificaciones al hidroperíodo o microtopografía afectan la dispersión natural de propágulos, se hace necesaria una reforestación promoviendo acreaciones artificiales con ayuda de una barrera para el establecimiento de manglares, de forma natural o con plantaciones inducidas (Siddiqi y Khan, 1996). La construcción de plataformas o isletas confinadas mediante algún tipo de barrera así como la formación de canales son un ejemplo de acreaciones artificiales (Flores-Verdugo *et al.*, 2007).

El estado de Veracruz cuenta con 37 841 ha de manglar que en los últimos años han sido impactados por actividades humanas. (Rodríguez-Zúñiga *et al.*, 2013). Aun cuando existen áreas protegidas como los Sitios RAMSAR, la tasa de pérdida es mayor que su tasa de renovación. Tal es el caso de los manglares y humedales del norte del estado en Tuxpan, Ver., donde las actividades industriales han afectado la microtopografía y el hidroperíodo en un polígono de 4,4 ha de una manera muy importante dentro de la Reserva Ecológica del Complejo Termoeléctrico “Presidente Adolfo López Mateos” (CTPALM).

Con el fin de establecer criterios para la reforestación en áreas degradadas, el presente trabajo tuvo como objetivo principal realizar ensayos de reforestación utilizando tres especies de mangle en sitios con acreción inducida y bajo diferentes tratamientos de insolación.

Se debe destacar que las plantas no solamente responden en su crecimiento, sino también en su morfología, a las diferentes condiciones de luz o agua. El comportamiento de las plantas y la inversión que realizan en sus diferentes partes refleja las condiciones medio ambientales. Normalmente, la planta va a invertir más biomasa en el órgano de la planta que sea responsable de captar el recurso que está limitando su crecimiento (Poorter y Nagel 2000).

Aunque en general se encuentra que la disponibilidad de agua tiene un efecto en la PPR (Kolb *et al.* 1990, Burslem *et al.* 1996, Poorter y Nagel 2000), hay también excepciones (Wang *et al.* 1998). En condiciones de poca luz, uno puede esperar que las plantas inviertan más biomasa en sus hojas para captar una mayor cantidad de luz (Osunkoya *et al.* 1994, Poorter 1999, Zuidema *et al.* 1999).

Al analizar los resultados obtenidos con la masa fresca se debe considerar la importancia del agua en las plantas. El agua es la sustancia más abundante en los tejidos vegetales. Sin embargo, las partes aéreas de las plantas presentan una mala economía de la misma, ya que del total de agua que absorben por la raíz (100 %) retienen una pequeña porción, que la emplean fundamentalmente en la fotosíntesis (1-2 %) y pierden en forma de vapor por la transpiración entre el 98-99 % del total. La cutícula cubre las células epidérmicas, formando un límite entre la planta y su ambiente exterior; representa una barrera primaria, que minimiza la pérdida de agua y de solutos y, protege la planta contra el estrés biótico y abiótico.

Similar a este resultado Jeong, (1996), encontró un incremento en las masas fresca y seca en plántulas de *Mentha rotundifolia* cuando fueron expuestas a prolongadas etapas de fotoperíodo e intensidad lumínica en condiciones in vitro; estas plántulas alcanzaron mayores niveles fotosintéticos y lograron altos porcentajes de supervivencia cuando fueron trasladadas a condiciones de aclimatización.

Aguirre-Medina *et al.*, (2014), indicó que la falta de interacción entre los tratamientos puede estar relacionada con la demanda de fotosintatos por los microorganismos en la etapa inicial de su establecimiento. En esta etapa, la disponibilidad de carbohidratos hacia el vástago disminuye, dado que la mayoría de los compuestos son requeridos por la raíz (Roveda & Polo, 2007).

Similares resultados fueron alcanzados en *Gerbera jasmenioni* Van Huylbroec *et al.* (1995) y también en *Spathiphyllum* donde se encontró un incremento en los niveles de almidón, fructosas y glucosa, así como en la actividad enzimática de las invertasas ácidas en los primeros días de permanencia de las plántulas.

Cuando aparecen las nuevas raíces y hojas en las plántulas, no se observan incrementos de estos compuestos, lo que indica que existe una movilización de dichos compuestos durante esta etapa y comienza a declinar la actividad enzimática, según transcurre el tiempo de permanencia de las plántulas en la fase de aclimatización se pueden observar algunas variables de crecimiento y desarrollo de las plántulas evaluadas durante la aclimatización. Estos carbohidratos son transportados por el tallo hasta las raíces en donde son en parte liberados de la raíz para proveer nutrientes a varios microorganismos del suelo y la rizosfera. Los microorganismos entonces liberan ácidos y otros compuestos orgánicos los cuales incrementan la disponibilidad de nutrientes para la planta (Pettit, 2007).

Otros microorganismos liberan compuestos como las hormonas los cuales son tomados por las raíces de la planta. La concentración requerida de ácidos húmicos y fúlvicos en la pulverización son relativamente bajos, generalmente de menos de 50 mg de sustancias húmicas concentrada por litro de agua (Hernández *et al.*, 2008).

Diferentes procesos simultáneos e interrelacionados están envueltos en el secuestro de C: preservación selectiva de biomasa, alteración diagenética de biomacromoléculas y humificación por neoformación en sensu stricto (microbiana, enzimática o abiótica) (Almendros y Dorado, 2005).

En otros estudios también se encontró que la luz tuvo un efecto más marcado que el agua en la distribución de biomasa sobre los diferentes órganos de las plantas (Poorter & Nagel 2000). Esto no quiere decir que el balance hídrico de la planta no es un factor importante para el comportamiento de la planta. Una alta radiación implica una alta transpiración de las plantas, y por lo tanto, las plantas a 25% de luz respondieron con un AFR, AFE, y PPH reducido salvo en *Cedrela* y *Bertholletia* y un PPR aumentado en *Swietenia*.

Estos resultados indican que estas especies tienen un mejor crecimiento en claros que en el sotobosque. En el caso de uso de los plantines para el enriquecimiento de bosques es recomendable plantarlos en claros grandes o en áreas abiertas (Kainer *et al.* 1998).

Por su parte Luna- Ramírez *et al.*, (2010) determinó que los sustratos en general, en la acumulación de peso seco foliar, tallos y raíz no se determinó un efecto significativo de la interacción de las mezclas de sustratos con las fertilizaciones evaluadas

El sustrato usado para la obtención de posturas deben tener apropiada densidad aparente, pH, retención de agua y aireación, que generalmente se obtienen con la mezcla de diversos materiales, y para el abastecimiento de nutrimentos, se agregan soluciones nutritivas (Mohammed y Vidaver, 1988).

Al analizar la masa seca se evidencia que las plantas que fueron beneficiadas con la aplicación de CTA- Humus® ofrecen una mejor respuesta para esta variable. Se infiere que la aplicación, reflejó los mejores valores, mostrando veracidad en el aumento de estas variables, dando una clara expresión de la diferencia que existe en el desarrollo de este cultivo bajo la incidencia de estos productos, lo que mejora la posibilidad de éxito en la fase obtención de posturas de calidad.

Los resultados están influenciados por los nutrientes que aportan el CTA- Humus® al ser absorbido por las raíces y por su efecto en el incremento de la actividad microbiana

cuando es segregado por las raíces, haciendo más eficiente la asimilación de los nutrientes, y con esto logra un equilibrio nutricional, mejorando la resistencia de las plantas a las condiciones adversas estresantes para el cultivo.

Por otra parte, Martiarena *et al.* (2006) demostró que la fertilización con potasio tiene un efecto positivo en el diámetro del tallo, pero que cuando tienen altos contenidos de este elemento los sustratos pueden presentar alta mortalidad. Bidwell (1979) afirma que el potasio cumple un papel catalítico en la planta, principalmente en el transporte de nutrientes; Buamscha (2012) asimismo señala que el potasio está involucrado en la transpiración y translocación de carbohidratos, pero al ser un elemento muy móvil y lixiviable.

El mayor crecimiento puede estar relacionado con el incremento de algunas sustancias del crecimiento, producto de la simbiosis. Aguirre-Medina *et al.* (2011) citan incremento en el peso seco del sistema radical de *C. arabica*, al aplicar *G. intraradices* y *A. brasilense* solos y combinados.

Senn, (1987) informa que la incorporación de algas al suelo incrementa las cosechas y favorece la calidad de los frutos básicamente porque se administra a los cultivos no sólo todos los macro y micronutrientes que requiere la planta, sino también 27 sustancias naturales cuyos efectos son similares a los reguladores de crecimiento.

Dentro de los compuestos ya identificados en las algas se tienen agentes quelatantes como ácidos algínicos, fúlvicos y manitol así como vitaminas, cerca de 5000 enzimas y algunos compuestos biocidas que controlan algunas plagas y enfermedades de las plantas (Xunzhong *et al.*, 2010).

Con relación al resultado, Jones (1983), afirma que la producción de biomasa, particularmente durante la fase vegetativa de crecimiento, es una función lineal de la cantidad de la radiación interceptada, y que los factores como la nutrición y la condición hídrica de la planta tienen gran efecto en el rendimiento al alterar el índice del área foliar y en consecuencia la intercepción de luz.

En los casos más favorables, la evaluación de su amplitud variable (en escala espacial o temporal) puede ser realizada usando técnicas de aislamiento y análisis de compuestos biomarcadores libres – o marcados – que se dan en las fracciones lipídicas. Esto es complementado por los análisis moleculares de sustancias húmicas macromoleculares por degradación química y/o térmica seguida de una espectrometría de masas, o el uso

de métodos no destructivos como los espectroscopios de resonancia visible, infrarroja o nuclear (Salinas *et al.*, 2014).

Aún con la interacción planta-micorriza, se observó que las plántulas son capaces de responder de manera diferente cuando se utiliza uno u otro tipo de inóculo. Esta diferencia es atribuida a la capacidad que tienen ciertos inoculantes del suelo para lograr una pronta colonización en un tiempo más corto. Lo anterior fue documentado por Bellgard (1992), quien encontró que los fragmentos de raíces estimulan una rápida inoculación con respecto a las esporas o ciertos fragmentos hifales, lo cual puede traducirse en un mayor crecimiento inicial de las plántulas establecidas en vivero.

Rengifo (2014), determinó el efecto de cuatro abonos orgánicos con diferentes dosis en el crecimiento en diámetro y altura en plantones de Paliperro (*Vite pseudolea*) a los 140 días de repique en fase de vivero en Huánuco, Perú. Los abonos utilizados fueron humus de lombriz, guano de la isla, gallinaza, y bocashi en proporciones de 10, 20 y 30% para cada abono. Asimismo, estos fueron mezclados con tierra preparada (tierra agrícola 50%, aserrín descompuesto 33,33% y arena fina 16,67%).

Los sustratos comerciales tales como el peat moss, agrolita y vermiculita tienen un elevado costo para los viveros, por lo que se necesitan buscar sustratos alternativos. En el estado de Guerrero (México), Mateo *et al.* (2011) utilizó el aserrín de pino que es un subproducto de la industria forestal barato y disponible en áreas forestales; con dicho insumo evaluó el efecto de diferentes mezclas de aserrín sobre el crecimiento de *Cedrela odorata*. Determinó así que el 80% de la mezcla aserrín más 20% peatmoss-agrolita-vermiculita produjo el mayor valor en altura.

Quispe (2015), determinó el efecto de tres biofertilizantes (EM, B. Lac, SHI) aplicados a individuos de Tara (*Caesalpinia spinosa*) de dos procedencias de semilla en condiciones de vivero en Lima, Perú. Los resultados obtenidos muestran que son mayores los incrementos de diámetro y altura frente a la aplicación del biofertilizante SHI en plantones de la procedencia B frente a los de la procedencia A, que por su parte mostraron menor incremento en diámetro y ninguna diferencia significativa en crecimiento en altura comparado con el tratamiento testigo.

Mondragón (2016) y Espinosa (2018), realizaron un estudio en el Vivero Forestal de La Molina en Lima, Perú donde determinaron y compararon el crecimiento de plántulas de *Caesalpinia spinosa*, con combinaciones diferentes de tierra agrícola, compost tradicional

y compost de elaboración industrial. Los resultados que produjeron los mayores crecimientos fueron la mezcla de tierra agrícola y compost tradicional en proporción 2:1.

4.5. Análisis de la variable: Índice de Esbeltez

La relación altura/ diámetro o índice de esbeltez (tabla 5), es otro indicador que combina los valores de las variables altura y diámetro, con el fin de tener una mejor predicción de la calidad de la planta. En este sentido se debe subrayar que los valores obtenidos en el presente trabajo indican que las plántulas crecieron equilibradamente en altura y en diámetro, por lo que se obtuvieron plantas de “complejión” media.

Este índice relaciona la resistencia de la planta con su capacidad fotosintética (Toral, 1997). Se recomienda que los valores sean bajos, lo que indica una planta más robusta y con menos probabilidad de daño físico por la acción del viento, sequía o heladas en el sitio de plantación (Thompson, 1985).

Tabla 5. Efecto de los tratamientos evaluados para la variable:

Índice de Esbeltez Momento del trasplante	Altura (cm)	Diaméto (mm)	(IE)
T1- (Testigo) sin Aplicación	61,2	31,2	1,962
T2- Aplicación de 5 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	69,5	35,5	1,958
T3- Aplicación de 7 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	75,3	41,3	1,823
T4- Aplicación de 10 L.ha ⁻¹ de CTA-humus®	80,6	45,6	1,768

Los resultados el índice de Esbeltez muestra que las plantas producidas en este sistema de producción tienen una buena capacidad para almacenar los carbohidratos, de acuerdo a Prieto *et al.* (2009), las plantas con diámetro mayor a 5 mm son más resistentes al doblamiento y toleran mejor los daños por fauna nociva y plantas con diámetros más pequeños no son capaces de sostener tallos elongados haciéndolos más vulnerables a sufrir daño.

La relación entre el índice de esbeltez y las variantes nutricionales aplicados en el estudio son inversamente proporcional, es decir, que a mayores cantidades se obtendrán menores valores de esbeltez, sin embargo no es absolutamente cierto que esto sea beneficioso para la planta, ya que valores mayores de 10 indicarían una deficiencia en relación a este indicador y sobre todo el crecimiento de la calidad de la planta según lo indicado por Quiroz *et al.*, (2009).

Cano *et al.* (1998) mencionan que en el sistema actual de producción de viveros, las plantas producidas en contenedores cónicos o bloques de unicel son en general altas y delgadas, debido a que las prácticas culturales utilizadas en el sistema tecnificado favorecen más el desarrollo de la parte aérea que el de la raíz en comparación con el sistema tradicional.

De igual forma resultaron similares a otras especies con otros sustratos, como los encontrados por Román *et al.* (2001) con *Pinus greggii* Engelm. (*var. Australis* Donahue & Lopez) con valores entre 11,48 y 12,08, para el índice de esbeltez, y valores bajos para el ICD (entre 0,4 y 0,6); el autor atribuyó estos resultados a la presencia de un gran crecimiento aéreo con respecto al radical debido a un exceso de nutrimentos.

Martínez (2005) reportó el mayor ICD cuando las plantas de *Pinus patula* se desarrollaron en un sustrato compuesto por 80 y 90% de aserrín. Cobas *et al.* (2001) con *Hibiscus elatus* Sw, utilizando como sustrato una mezcla de 20% corteza de pino compostada + 40% humus de lombriz + 40% turba, encontraron valores de 0,1 y 0,2 para el ICD, lo que no es adecuado. Barajas *et al.* (2004) trabajando con *Pinus greggii* (*var. Australis*), utilizaron un sustrato que consistió en una mezcla de suelo forestal y arena (3:1); obtuvieron valores de ICD menores a 0,5 a los diez meses de edad.

Existen otras formas de evaluar que indican la calidad de las plántulas producida en vivero y es el cociente que resulta de dividir el peso seco de parte aérea (PSPa) entre el peso seco de raíz (PSR).

En especies de latifoliadas tropicales la relación PSPa/PSR es deseable que sea mayor a 2,0, cuando la planta esté destinada para sitios con disponibilidad de agua normal para su tipo de vegetación (selva alta perennifolia, de los 0 a los 750 msnm). La mejor calidad de planta se obtiene cuando la parte aérea es relativamente grande y la raíz mediana, lo que puede garantizar una mayor supervivencia ya que evita que la absorción exceda a la capacidad de transpiración.

Por lo tanto las plantas obtenidas bajo esta metodología no tendrían problemas de supervivencia en sitios de restauración (principalmente potreros), pero dado que el hábitat natural de *Cedrela odorata* L. es de alta humedad, las plantas producidas serían adecuadas para los lugares en que normalmente se desarrolla esta especie.

Los valores de la relación PSPa/PSR del presente trabajo resultaron similares a otras especies con sustrato a base de aserrín, como los reportados por Reyes (2005) con *Pinus pseudostrobus*, con valores de 2,33. Martínez (2005) por su parte trabajando con *Pinus patula* encontró que el mayor valor para esta relación se obtuvo en una mezcla que contenía 60% de aserrín + 40% de tierra de monte.

En experimentos realizados en condiciones controladas con árboles tropicales se encontró que los plantines mostraron una respuesta limitada (una especie) o ninguna respuesta (siete especies) en su crecimiento en biomasa o altura cuando son sometidos a diferentes frecuencias de riego (Okali & Dodo 1973, Burslem 1996, Burslem *et al.* 1996). Solamente después de una sequía prolongada se encuentran respuestas marcadas en el crecimiento y la supervivencia de plantines (Fort *et al.* 1997, Veenendaal & Swaine 1998).

El índice de esbeltez viene a ser el cociente entre la altura (cm) y el diámetro normal (mm), y relaciona la resistencia de la planta con la capacidad fotosintética de la misma (Toral, 1997). Los tratamientos presentan un valor final de 5,918, situándose dentro del rango propuesto por Quiróz *et al.* (2009) como un valor aceptable, a diferencia de los otros tratamientos de control de malezas químico y mecánico que se encuentran entre los rangos de 4,214 y 4,658. Esta variación drástica en este indicador con respecto a los demás, se debe a factores externos de plantación, ya que el índice de esbeltez evaluado al primer mes indica valores aceptables (mayores de 50) en los cuatro tratamientos.

Una estrategia para el manejo y conservación de las comunidades de mangles que muchos países llevan a cabo es la restauración. Se define restauración como un proceso preciso para la recuperación de la forma y los detalles de una propiedad y sus componentes como habían aparecido durante un tiempo en específico. Es un tipo de intento para devolver un ecosistema a su trayectoria original.

Se recomienda esta estrategia cuando el ecosistema ya no pueda auto renovarse (Lewis, 2005). Los procesos de restauración han sido estudiados por varios científicos que han expresado que revertir el bosque de mangle a su condición original es un proceso muy difícil o casi imposible (Islam & Wahab, 2005). Otros indican que la regeneración de

manglares seriamente degradados no puede ocurrir sin la intervención del hombre (Ren et al., 2008).

Lewis & Marshall (1998) determinaron que para que haya una restauración de mangles exitosa se deben observar cinco criterios: “1) entendimiento de la autoecología de las especies de mangles en el área, en particular los parámetros de reproducción, distribución de los propágulos y el establecimiento exitoso de las semillas, 2) entendimiento de los patrones de hidrología que controlan la distribución y el establecimiento exitoso y crecimiento de las especies de mangles, 3) evaluar las modificaciones del ambiente de los mangles anteriores que ocurrieron que actualmente impiden la sucesión secundaria, 4) diseñar los programas de restauración para iniciar la restauración hidrológica apropiada y utilizar propágulos de mangles naturales para el establecimiento de las plantas, 5) solo utilizar plantaciones actuales de propágulos, coleccionar las semillas o cultivar las semillas luego de haber determinado los criterios 1 al 4”.

El factor más importante para una restauración exitosa es la determinación de los parámetros de hidrología del área. La rehabilitación hidrológica va dirigida a facilitar la recuperación del hidropereodo y reducir la salinidad de los sedimentos mediante la construcción y extracción de sedimentos en los canales (Zaldívar-Jiménez et al., 2010).

Además, las restauraciones de mangles requieren un entendimiento de las especificaciones fisiológicas y biológicas de las especies y de las interacciones entre las plantas y animales que determinan los patrones de distribución y abundancia. El factor sombra es un parámetro crítico a considerar durante la fase de diseño de una restauración de un ecosistema de manglar (Febles-Patrón et al., 2007).

Para que un bosque de manglar se considere restaurado debe ser parecido en estructura y funciones a las de un bosque de manglar “natural” (McKee & Faulkner, 2000). Según Gould et al. (2008), los terrenos agrícolas abandonados, convertidos en espacios verdes y abiertos, poseen un potencial de restauración.

La reforestación de este recurso ha sido una necesidad para lugares como Vietnam, Costa Rica, Filipinas, y la Florida, entre otros. Los proyectos de reforestación en el estado de la Florida y en el Caribe en ocasiones envuelven el restablecimiento de los regímenes de hidrología natural y las mareas, la siembra de los propágulos de mangles o la siembra de mangles que crecieron en viveros. En Puerto Rico la reforestación de mangles, especialmente de mangle rojo, se ha realizado en La Parguera en Lajas, Isla de Ratones en Cabo Rojo, Laguna del Condado en San Juan y Cataño.

Se ha reportado que los costos para restaurar exitosamente tanto la cobertura vegetal y las funciones ecológicas de un bosque de mangles varían entre \$3,000 y \$510,000 por cada hectárea, dependiendo del plan de reforestación que se realice” (Calderón et al., 2009, p.5). Luego del tsunami en la India, el gobierno anunció la inversión de \$22 millones para sembrar 1,5 millones de acres de bosques de mangles y educar a la comunidad sobre la importancia que proveen los ecosistemas costeros.

La educación es un agente fortalecedor integral que promueve el conocimiento de los problemas del medio natural y social y los vincula sólidamente con sus causas. A través de la educación se puede enseñar a los habitantes a hacer un aprovechamiento racional del ecosistema (Linares-Mazariegos et al., 2004). En los países en desarrollo el éxito de un programa de rehabilitación dependerá de la integración de las comunidades locales en el manejo del sistema (Ronnback, Crona & Ingwall, 2007). “La gente local es generalmente vista como potenciales socios en los esfuerzos de reforestación, y comúnmente se asume que su participación va a aumentar el éxito de la reforestación mediante el cultivo de la administración local de los bosques recién plantados” (Walters, 2004).

Algunos de los beneficiosos que tendrá la reforestación de mangles son: el aumento en la industria pesquera beneficiando así las comunidades que dependen de ella, disminución en la erosión costera, mejoras en la calidad del agua, protección contra las tormentas al actuar como barreras, disminución de los gases de invernadero, protección de corales, entre otros.

La restauración del manglar puede tener éxito siempre y cuando se reconozcan las condiciones particulares del área en donde se quiere realizar este tipo de actividad. Es necesario que antes de realizar una siembra se tomen las debidas precauciones para que los mangles que se generen no se vean degradados o afectados en el futuro: eliminar todo tipo de tensores que se encuentren en el área, elegir especies de acuerdo a su tolerancia a la inundación y salinidad del suelo; y elegir la técnica de siembra óptima para el área.

La restauración de áreas de manglares alteradas, deterioradas o colapsadas es posible con buenas perspectivas de éxito si ésta es considerada como una aproximación gradual a las condiciones que predominaban en el sistema natural.

Para llevar a cabo la reforestación o restauración de mangles en las costas, se han desarrollado y diseñado distintas técnicas de siembra de mangle. *Rhizophora mangle* es

la especie que a menudo es seleccionada para los proyectos de restauración por sus adaptaciones. Las siembras de mangles solo serán necesarias si la regeneración natural no se puede realizar por la falta de propágulos o la presencia de condiciones del suelo que prohíben el establecimiento natural.

En resumen, la restauración de los manglares contribuyen en la provisión de alimentos (Brander et ál. 2012), a brindar resguardo a las comunidades producto de la protección contra inundaciones y/o tormentas (Mazda et ál. 1997), son de sumo interés en cuanto a la belleza escénica para los turistas (Mukherjee et ál. 2014) que frecuentan el AP. Los manglares adicionalmente tienen conectividad con otros ecosistemas, lo cual apunta a un importante intercambio de nutrientes (Sheaves 2009).

CONCLUSIONES

5. CONCLUSIONES

1. La aplicación de Cta-Humus® fue determinante en el crecimiento y vigor de las posturas de *Rhizophora mangle*, representadas en las variables fisiológicas evaluadas.
2. El estudio determinó que de las variantes estudiadas la aplicación de Cta-Humus® de 7 y 10L.ha⁻¹ son las más efectiva en la obtención de posturas de alta calidad de *Rhizophora mangle* representado en los mejores valores para las variables fisiológicas evaluadas.

RECOMENDACIONES

6. RECOMENDACIONES

Extender la variante de aplicación de CTA-Humus® en las dosis 5 y 7 l/ha para la producción de posturas *Rhizophora mangle* en la Rehabilitación de terrenos degradados por la minería en Moa.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Adame, MF; Hermoso, V; Perhans, K; Lovelock, C; Herrera-Silveira, J. 2015. Selecting cost-effective areas for restoration of ecosystem services. *Conservation biology* 29(2):493-502.
2. Alcolado, P.: "El cambio climático y los arrecifes coralinos del Gran Caribe y Cuba", pp.: 38 48, en A.C. Hernández-Zanuy y P.M. Alcolado (eds.): "La biodiversidad en ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático I". *Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR: 410RT0396*, 2010.
3. Alexandris, N; Chatenoux, B; Lopez, L; Peduzzi, P. 2014. Monitoring the restoration of mangrove
4. Alongi, DM. 2009. *The energetics of mangrove forests*. s.l. Springer Science & Business Media. 216 p.
5. Alongi, DM. 2014. Carbon cycling and storage in mangrove forests. *Annual Review Marine Science* 6:195-219.
6. Álvarez-León, R. 2003. Los manglares de Colombia y la recuperación de sus áreas degradadas: revisión bibliográfica y nuevas experiencias. *Madera y Bosques* 9(1):3-25.
7. Arguedas, M. 2015. Valoración económica de servicios ecosistémicos brindados por el manglar del Golfo de Nicoya, Costa Rica. *Thesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE*. 109 p.
8. Asif, M., & Kumar, A. (2009). Impact of "urban development" on mangrove forests along the west coast of the Arabian Gulf. *Earth Science India*, 2(3), 159- 173. Recuperado de <http://docs.google.com/viewer?a=v&q=cache:nq7uIHNV00QJ:www.earthscienceindi>
9. Baigorria, D; Rodríguez, G; Domínguez, O; Milián, I. 2008. Nueva experiencia en la restauración de manglares, Playa Las Canas, La Coloma, Pinar del Río, Cuba. *Revista Forestal Baracoa* 27(3):3-12.
10. Bartolo, M.O., 2010. "Mortalidad de manglar asociado a la laguna de Tampa- machoco, Tuxpan, Veracruz". Tesis de licenciatura. Facultad de Ciencias Biológicas y Agropecuarias. Universidad Veracruzana. México, 46 pp.
11. Basáñez-Muñoz, A.J. et al: Ensayos de reforestación con plantas de mangle en reserva ecológica, Tuxpan, Veracruz. do: dos Factores que condicionan la restauración de los humedales costeros". *Bol. Soc. Bot. Mex.*, 80: 33-47.
12. Bayraktarov, E; Saunders, MI; Abdullah, S; Mills, M; Beher, J; Possingham, HP; Mumby, PJ; Lovel CE. 2016. The cost and feasibility of marine coastal restoration. *Ecological applications* 26(4):1055-1074
13. Beller, W., Casellas, M., Cerame-Vivas, M., Duffy L, El Koury, J., Gelabert, P., González-Liboy, J., Hernández-Avila, M., Maldonado, N., Matos, C., Mignucci- Giannoni, A., Pantojas-García, E., Rigau, J., Shelley, D., Tacher-Roffe, M., & Zerbi, N. (1999). *Puerto Rico and the Sea-1999: An action program for marine affairs. A report to the Governor*. San Juan, Puerto Rico: Departamento de Recursos Naturales y Ambientales.
14. Bodero, A., & Robadue, D. (1995). *Strategies for Managing Mangrove Ecosystems*. En Robadue, D. (Eds. and trans), *Eight Years in Ecuador: The Road to Integrated Coastal Management*. Narragansett, RI: Coastal Resources Center, University of Rhode Island. Recuperado de http://www.crc.uri.edu/download/8YRSTO_1s7.pdf
15. Bolívar, J. 2014. Avances en la inclusión de los manglares y otros ecosistemas costeros en las estrategias de mitigación de cambio climático. *Cambium* 10(1): 1-9.

16. Brander, LM; Wagtendonk, AJ; Hussain, SS; McVittie, A; Verburg, PH; de Groot, RS; van der Ploeg, S. 2012. Ecosystem service values for mangroves in Southeast Asia: A meta-analysis and value transfer application. *Ecosystem Services* 1(1):62-69.
17. Calderón, C; Aburto, O; Ezcurra, E. 2009. El valor de los manglares. *Biodiversitas* no. 82: 1-6.
18. Cáliz, E; Guerrero, A; Gutiérrez, MDC; Ortiz, CA; y Palma, DJ. 2002. Los manglares de Tabasco, una reserva natural de carbono. *Madera y Bosques* 8(Es1):115-128
19. Canales Aguilar, C. 2012. Reforestación de Mangle en el Golfo de Fonseca, Honduras: Buena Práctica Ambiental. s.l., Adaptation Fund. 28 p.
20. Carmona-Díaz, G., Morales-Mávila, J., & Rodríguez-Luna, E. (2004). Plan de manejo para el manglar de Sontecomapan, Catemaco, Veracruz, México: una estrategia para la conservación de sus recursos naturales. (Spanish). *Madera y Bosques*, 5-23. Recuperado de Academic Search Complete database.
21. Carrasco, JC; Secaira, E; Lara, K. 2013. Plan de conservación del Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado. Basado en análisis de amenazas, situación y del impacto del Cambio Climático, y definición de metas y estrategias. s.l., ICF/USAID-ProParque/FUCSA. 49 p.
22. Carrera, C.J y A. Lugo: "Los sistemas de manglares de Puerto Rico", Programa de la zona costanera, Departamento de recursos naturales del Estado libre asociado de Puerto Rico, 1978.
23. Chong, V. (2006). Sustainable utilization and management of Mangrove ecosystems of Malaysia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 9(2), 249-260. doi:10.1080/14634980600717084.
24. Cifuentes, M; Brenes, C; Manrow, M. 2014. Dinámica de uso de la tierra y potencial de mitigación de los manglares del Golfo de Nicoya. s.l., CATIE. 40 p.
25. Cintrón, G. y C. Goenaga (1979): Observaciones sobre el desarrollo del manglar en costas áridas. En: Estudio científico e impacto humano en el ecosistema de manglares. Informe de la UNESCO sobre ciencias del mar, Cali, pp. 25-26.
26. Clarke, A., & Johns, L. (2002). Mangrove Nurseries: Construction, Propagation and Planting: Fisheries Guidelines (FHG 004). Queensland Fisheries Service: Department of Primary Industries. Recuperado de http://www.dpi.qld.gov.au/documents/Fisheries_Habitats/FHG004-Fish-Habitat-Guideline.pdf
27. Coll, A., Fonseca, C., & Cortés, J. (2001). El manglar y otras asociaciones vegetales de la laguna de Gandoca, Limón, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 49(2), 321-329. Recuperado de <http://www.biologia.ucr.ac.cr/rbt/attachments/suppls/sup49-2%20EACR%20II/31-COLLEL.pdf>
28. CONAGUA. 2015. Boletín del Observatorio Meteorológico TUXPAN. 100
29. Contreras-Araque, A. 2016. Valoración económica del servicio ecosistémico de soporte a la pesquería provisto por el ecosistema de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista de Economía del Caribe* no. 18: 119-139.
30. Costanza, R., de 'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K... van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253-260. Recuperado de http://www.uvm.edu/giee/publications/Nature_Paper.pdf
31. Crooks, S; Herr, D; Tamelander, J; Laffoley, D; Vandever, J. 2011. Mitigating climate change through restoration and management of coastal wetlands and near-shore marine ecosystems: challenges and opportunities. Washington, D.C., United States of America, World Banks. 59 p.

32. Decreto Ley 136 del Patrimonio Forestal y la Fauna Silvestre y sus contravenciones. Marzo 1993.
33. Decreto Ley No 268 .De las contravenciones en materia de medio ambiente. Septiembre 1999.
34. Decreto Ley No 200 .Contravenciones de las regulaciones forestales. Diciembre 1999.
35. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales [DRNA]. (2007, Mayo). Siembran mangle rojo en la Bahía de San Juan. Ambiente Natural, 2(12). Recuperado de: <http://www.drna.gobierno.pr/oficinas/oficina-de-prensa-y-comunicaciones/boletin-ambiente-natural-2/boletin-ambiente-natural-2007-1/Ambiente%20Natural%20mayo%202007.pdf>
36. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales [DRNA]. (2003). Plan de manejo para el Área de Planificación Especial de los Manglares de Puerto Rico. San Juan, Puerto Rico: Departamento de Recursos Naturales y Ambientales.
37. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2004). Reglamento Núm. 6765 de 12 de marzo. Reglamento para Regir la Conservación y el Manejo de la Vida Silvestre, las Especies Exóticas y la Caza en el Estado Libre Asociado de Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico.
38. Departamento de Recursos Naturales y Ambientales. (2004). Reglamento Núm. 6916 de 17 de diciembre. Reglamento para Regir la Extracción, Excavación, Remoción y Dragados de los Componentes de la Corteza Terrestre. Estado Libre Asociado de Puerto Rico.
39. D’Croz, L; Kwiecinski, B. 1980. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá .Rev.Biol.Trop,28(1):13-29
40. De la Peña, AC; De la Peña, M. 2010. Valoración económica del manglar por el almacenamiento de carbono, Ciénaga Grande de Santa Marta. Clío América 4(7):133
41. DNCC (Dirección Nacional de Cambio Climático, Honduras). 2015. Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático (en línea). Tegucigalpa, Honduras. Consultado 15 nov. 2015. Disponible en <http://cambioclimaticohn.org/?cat=1023&title=CMNUCC&lang=es>
42. Duke, N., & Allen, J. (2006). *Rhizophora mangle*, *R. samoensis*, *R. racemosa*, *R. x harrisonii* (Atlantic–East Pacific red mangroves). En Elevitch, C. (Eds.), *Traditional Trees of Pacific Islands: Their Culture, Environment, and Use* (pp.816). Recuperado de <http://www.agroforestry.net/tti/Rhizophora-AEP.pdf>
43. Duke, N.C.; J.O. Meynecke, S. Dittman, A.M. Ellison, K. Anger, U. Berger, S. Cannicci, K. Diele, K.C. Ewel, C.D. Field, N. Koedam, S.Y. Lee, C. Marchand, I. Nordhaus, y F. Dahdough-Guebas, 2007. “Un Mundo sin los Manglares?”. *Science*, 317: 41.
44. Ellison, A., & Farnsworth, E. (1993). Seedling Survivorship, Growth, and Response to Disturbance in Belize an Mangal. *American Journal of Botany*, 80(10), 1137-1145. Recuperado de <http://harvardforest.fas.harvard.edu/personnel/web/aellison/publications/1993/ellison>
45. Environmental Protection Agency [EPA]. (2007). Puerto Rico: San Juan Bay Estuary Partnership Coastal Condition. En *National Estuary Program Coastal Condition Report*. Washington DC: Office of Water/Office of Research Development.
46. Escobar, A., Fragas, I., Sánchez, L., Pérez, T., Riverón, Y., & Marrero, E. (2007). Evaluation of *Rhizophora mangle* bark coming from the western area of Cuba for biomedical destination. *Revista de Salud Animal*, 29(1), 53-57. Recuperado de Academic Search Complete database.
47. Ewel, J., & Whitmore, J. (1973). The ecological life zone of Puerto Rico and the U.S. Virgin Service, Islands (Research. Paper ITF-18). Río Piedras, Puerto Rico: USDA Forest Institute of Tropical Forestry Recuperado de http://www.srs.fs.usda.gov/pubs/rp/rp_itf018.pdf
48. Faber, S; Constanza, R. 1987. The economic value of wetlands systems. *Journal of Environment Management* 24:41-51

49. Farnsworth, E., & Ellison, A. (1996). Sun-Shade Adaptability of the Red Mangrove, *Rhizophora mangle* (Rhizophoraceae): Changes Through Ontogeny at Several Levels of Biological Organization. *American Journal of Botany*, 83(9), 1131-1143. Recuperado de http://harvardforest.fas.harvard.edu/personnel/web/aellison_old/publications/farnsworth_and_ellison_1996ajb.pdf
50. FAO, 2007. Los manglares de América del Norte y de América Central 1980- 2005. Informes nacionales. Programa de Evaluación de los Recursos Forestales. Working Paper 137, Organización de las Naciones Unidas Para la Agricultura y la Alimentación. Rome, Italy, 161 pp.
51. FAO (Organización de la Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Italia). 2010. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010: Informe Principal. Roma, Italia. 381 p.
52. FAO (Organización de la Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Italia). 2015. Evaluación de los recursos forestales mundiales 2015. ¿Cómo están cambiando los bosques del mundo?: Informe Principal. Roma, Italia. 47 p.
53. FAO (Organización de la Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Italia). 2015. Status and trends in mangrove area extent worldwide (en línea). Consultado 19 nov. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/007/j1533e/j1533e106.htm>
54. FAO (Organización de la Naciones Unidas para la agricultura y la alimentación, Italia). 2015. Status and trends in mangrove area extent worldwide (en línea). Consultado 19 nov. 2015. Disponible en <http://www.fao.org/docrep/007/j1533e/j1533e106.htm>
55. FBC (Falls Brooke Centre). 2015. Holistic Value of Biodiversity (en línea, sitio web). Consultado 19 dic. 2015. Disponible en <http://fallsbrookcentre.ca/wp/programs/biodiversity/>
56. Field, C. 1996. La restauración de ecosistemas de manglar. Managua, Nicaragua, ISME/OIMT. 278 p.
57. Febles-Patrón, J.F.; J. Novelo, y E. Batllori. 2007. "Efecto de factores abióticos en el desarrollo de raíces primarias, crecimiento y supervivencia de propágulos de *Rhizophora mangle* L". *Revista Madera y Bosques*, 13(2): 15-27.
58. Febles-Patrón, J.F.; J. Novelo-López, y E. Batllori, 2009. "Pruebas de reforestación de mangle en una ciénaga semiárida de Yucatán, México". *Madera y Bosques*, 15(3): 65-86.
59. Flores-Marín, AF. 2017. Optimización espacial para la restauración ecológica de manglares en el Parque Nacional Jeannette Kawas, Honduras. Tesis Mag. Sc. . Turrialba, Costa Rica, CATIE. 82 p.
60. Flores-Verdugo, FJ; Agraz-Hernández, CM; Benítez-Pardo, D. 2005. Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos. *In* Moreno-Casasola, P; Peresbarbosa Rojas, E; Travieso Bello, AC. Manejo costero integral: el enfoque municipal. s.l., Instituto de Ecología. p. 1093-1110.
61. Flores-Verdugo, F.; P. Moreno-Casasola., C. Agraz-Hernández, H. López- Rosas, D. Benítez-Pardo, y A.C. Travieso-Bello, 2007. "La Topografía y el hidroperiodo ISSN: 2395-9525
62. Flores, V.F.; C. Agraz-Hernández, y D. Benítez-Pardo, 2006. "Creación y restauración de ecosistemas de manglar: principios básicos". Capítulo de libro. Gobierno Municipal de Jalapa, Veracruz-Instituto de Ecología, A.C. Jalapa, Veracruz.
63. Flores, D; Martínez, A; Céspedes, L. 2013. Identificación de servicios ecosistémicos en el Santuario Nacional Los Manglares de Tumbes. Informe técnico especial. Lima, Perú, Instituto Biofísico del Perú. 81 p.
64. Food and Agriculture Organization of the United Nations [FAO]. (1994). Mangrove forest management guidelines (FAO Forestry Paper No. 117). Recuperado de <http://www.archive.org/details/mangroveforestma034845mbp>
65. Food and Agriculture Organization of the United Nation [FAO]. (2007). The world's mangroves, 1980-2005: A thematic study prepared in the framework of the Global Forest

- Resources Assessment 2005 (FAO Forestry Paper No.153). Recuperado de <ftp://ftp.fao.org/docrep/fao/010/a1427e/a1427e00.pdf>
66. Francis, JK; Lowe, CA; Trabanino, S. 2000. Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Río Piedras, Puerto Rico, USDA. 538 p. (Reporte Técnico General IITF-L15).
 67. Francis, K.J., y A.C. Lowe, 2000. Bioecología de Árboles Nativos y Exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Servicio Forestal del Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, Río Piedras, Puerto Rico General Technical Report IITF-15, 571 pp.
 68. Gould, W.A., Alarcón, C., Fevold, B., Jiménez, M.E., Martinuzzi, S., Potts, G., Quiñones, M., Solorzano, M., & Ventosa, E. (2008). Puerto Rico Gap Analysis Project, Vol I: Land cover, vertebrate species distribution, and land stewardship (IITF-GTR-39). Río Piedras, Puerto Rico: USDA Forest
 69. González, C., Urrego, L., Martínez, J., Polanía, J., & Yokoyama, Y. (2010). Mangrove dynamics in the southwestern Caribbean since the 'Little Ice Age': A history of human and natural disturbances. *Holocene*, 20(6), 849-861. doi:10.1177/0959683610365941.
 70. Guzmán J.M. y L. Menéndez, (2006): Caracterización de los manglares de Moa. pp.271-275. En: Ly. Menéndez y J.M. Guzmán, (Eds.). El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: Estudios y experiencias enfocadas a su gestión. Editorial Academia 331p.
 71. Guzmán J.M y L. Menéndez, (2006): Los manglares de Moa. Pp.271-275. En L. Menéndez y J.M. Guzmán (eds.). El ecosistema de manglar en el Archipiélago Cubano: estudios y experiencias enfocados en su gestión. Editorial Academia 331p.
 72. Halide, H., Brikman, R., & Ridd, P. (2004). Designing bamboo wave attenuators for mangrove plantations. *Indian Journal of Marine Science*, 33(3), 220-225. Recuperado [http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/1671/1/IJMS%2033\(3\)%20220-225.pdf](http://nopr.niscair.res.in/bitstream/123456789/1671/1/IJMS%2033(3)%20220-225.pdf)
 73. Hamilton, L.S., y S. C. Snedaker, 1984. Manual de Gestión de las Áreas de Manglar. East West Centre, Honolulu, HI.
 74. de Heatwole, H. (1985). Survey of the Mangroves of Puerto Rico: A Benchmark Study. *Caribbean Journal of Science*, 21(3-4), 85-99. Recuperado de <http://academic.uprm.edu/publications/cjs/VOL21/P085-100.PDF>
 75. Hernández, F. 2013. Protocolo para la reproducción de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) en vivero. 73 p.
 76. Hernández, M; A Hernández; L Arriaza; J Simanca; S Lorenzo; S Cerdeira; L Rodas; G Díaz; I Hernández; O Marzo; J Chang; A Oviedo y H Alfonso: "Estimación de la tasa de incremento del nivel medio del mar a partir de mediciones directas y evaluación de su impacto en el Golfo de Batabanó y en la Península de Zapata", Primera Convención Cubana de Ciencias de la Tierra, Geociencias: 1-24. CD-ROM, 2005.
 77. Herrera-Silveira, JA; Rico, AC; Pech, E; Pech, M; Ramírez-Ramírez, J; Teutli-Hernández C. 2016. Dinámica del carbón (almacenes y flujos) en manglares de México. *Revista Terra Latinoamericana* 34(1): 61-72.
 78. Hodgson, G; Dixon, J. 2000. El nido revisited: logging versus tourism in Palawan. In H.S. Cesar (ed.). 2000. Colletes Essays on the Economics of Coral Reefs. Cordio, Sweden, Kalmar University. p. 55-68.
 79. Hoff, R., Hensel, P., Proffitt, E., Delgado, P., Shigenaka, G., Yender, R., & Meams, A. (2010). Oil spills in mangroves: planning & response considerations. Washington, DC: U.S. Department of Commerce. Recuperado de http://response.restoration.noaa.gov/book_shelf/34_mangrove_complete.pdf
 80. Howari, F., Jordan, B., Bouhouche, N., & Wyllie-Echeverria, S. (2009). Field and Remote-Sensing Assessment of Mangrove Forests and Seagrass Beds in the Northwestern Part of the United Arab Emirates. *Journal of Coastal Research*, 25(1), 48-56. doi: 10.2112/07-0867.1.

81. ICF (Instituto Nacional de Conservación y Desarrollo Forestal, Áreas Protegidas y Vida Silvestre, Honduras). 2014. Anuario estadístico forestal 2013. Tegucigalpa, Honduras. 118 p.
82. Iino, M. (1990). Phototropism: mechanisms and ecological implications. *Plant, Cell & Environment*, 13(7), 633-650. doi: 10.1111/j.1365-3040.1990.tb01080.x.
83. Imbert, D., Rousteau, A., & Scherrer, P. (2000). Ecology of Mangrove Growth and Recovery in the Lesser Antilles: State of Knowledge and Basis for Restoration Projects. *Restoration Ecology*, 8(3), 230-236. doi:10.1046/j.1526-100X.2000.80034.x.
84. INE (Instituto Nacional de Estadística, Honduras). 2001. Censo 2001(en línea, sitio web). Consultado 21 ul. 2016. Disponible en <http://www.ine.gob.hn/index.php/25-publicaciones-jine/102-consulta-base-de-datos-redatam-cnpv-2013>
85. IPCC 2001, Grupo intergubernamental de expertos sobre el cambio climático. Tercer informe de evaluación. Impactos, adaptación y vulnerabilidad. Resumen para Responsables de Política y Resumen Técnico. PNUMA/OMM.
86. IPCC. 2007. Climate Changes 2007. The Physical Science Basis. Summary for Policymakers. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. WMO/UNEP, pp.:18.
87. Islam, S., & Wahab, A. (2005). A review on the present status and management of mangrove wetland habitat resources in Bangladesh with emphasis on mangrove fisheries and aquaculture. *Hydrobiologia*, 542(1-3), 165-190. doi:10.1007/s10750-004-0756-y.
88. Jimenez, J.A. (1994). Los mangles del Pacífico Centroamericano. Universidad Nacional, Instituto Nacional de Biodiversidad.UNA. 336 pag.
89. Johnson, L., & Herren, L. (2008). Re-establishment of Fringing Mangrove Habitat in the Indian River Lagoon Shoreline Restoration Project 2007-2008 Final Report. Office of Coastal and Aquatic Managed Areas Southeast Aquatic Preserves Field Office, Florida: Florida Department of Environmental Protection. Recuperado de <http://www.mangroverestoration.com/downloads/Johnson%20and%20Herren%2008%20Main%20Body%20Text%20Only.pdf>
90. Junta de Calidad Ambiental. (2004). Ley Núm. 416 de 22 de septiembre del 2004. Ley sobre la Política Pública Ambiental de Puerto Rico. Estado Libre Asociado. 12 LPRA § § 121 – 1142.
91. Junta de Planificación. (1983). Reglamento Núm. 17 de 31 de marzo. Reglamento de Zonificación de la Zona Costanera y Accesos a las Playas y Costas de Puerto Rico. Estado Libre Asociado de Puerto Rico.
92. Kauffman, JB; Donato, DC; Adame, MF. 2013. Protocolo para la medición, monitoreo y reporte de la estructura, biomasa y reservas de carbono de los manglares. Bogor, Indonesia, CIFOR. 37 p. (CIFOR Working Paper no. 17).
93. Kirui, B., Huxham, M., Kairo, J., & Skov, M. (2008). Influence of species richness and environmental context on early survival of replanted mangroves at Gazi bay, Kenya. *Hydrobiologia*, 603(1), 171-181. doi:10.1007/s10750-007-9270-3.
94. Komiyama, A; Ong, JE; Pongpan, S. 2008. Allometry, biomass, and productivity of mangrove forests: A review. *Aquatic Botany* 89(2):128-137.
95. Lacerda, LD. 1993. Conservación y aprovechamiento sostenible de bosques de manglar en las regiones América Latina y África. s.l., ITTO.
96. Lema-Vélez, L., & Polanía, J. (2007). Estructura y dinámica del manglar del delta del río Ranchería, Caribe colombiano. (Spanish). *Revista de Biología Tropical*, 55(1), 11- 21. Recuperado de Academic Search Complete database.
97. Lewis III, RR.1982. Mangrove forest. *In* Creation and restoration of coastal plant communities. Florida, United States of America, CRC Press. pp. 153-171.
98. Lewis, RR. 1992. Coastal habitat restoration as a fishery management tool. *In* R.H. Stroud, ed., *Stemming the Tide of Coastal Fish Habitat Loss*. Savannah: National Coalition for Marine Conservation, Inc., p. 169-173

99. Lewis, R.R., & Marshall, M.J. (1998). Principles of successful restoration of shrimp aquaculture ponds back to mangrove forests. [Abstract]. Aquaculture '98 Book of Abstracts, 327.
100. Lewis, R, & Streever, B. (2000). Restoration of mangrove habitat, WRP Technical Notes Collection (ERDC TN-WRP-VN-RS-3.2). Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center. Recuperado de <http://el.erdc.usace.army.mil/elpubs/pdf/vnrs3-2.pdf>
101. Lewis, R; Streever, B; Theriot, RF. 2000. Restoration of mangrove habitat. DTIC Document.
102. Lewis, RR. 2001. Mangrove restoration-Costs and benefits of successful ecological restoration. *In* Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop, Universiti Sains Malaysia, Penang p. 4-8.
103. Lewis, RR. 2005. Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecol. Eng.* 24(4 SI):(403-418.).
104. Linares-Mazariegos, R., Hernández, C., & De la Presa Pérez, J. (2004). Educación ambiental: una alternativa para la conservación del manglar. (Spanish). *Madera y Bosques*, 105-114. Recuperado de Academic Search Complete database.
105. López-Hoffman, L., Ackerly, D., Anten, N., Denoyer, J., & Martínez-Ramos, M. (2007). Gap-dependence in mangrove life-history strategies: a consideration of the entire life cycle and patch dynamics. *Journal of Ecology*, 95(6), 1222-1233. doi:10.1111/j.1365-2745.2007.01298.
106. López, E. 2008. Diagnóstico de la pesca artesanal en el Refugio de Vida Silvestre Cuero y Salado. La Ceiba, Honduras. 81 p.
107. López-Ortíz, M., Pérez, C., Suárez, E., & Ríos-Dávila, R. (1999). The Encased Replanting Technique for Red Mangrove Propagation as a Mitigation Technique. *Puerto Rico Sciences Journal*, 18, 387-395.
108. Lugo, A. E. y S. C. Snedaker: "The ecology of mangroves", *Annual Review Ecology Systematics*, 1974, no. 5, p.: 39-64.
109. Lugo, A., & Snedaker, S. (1974). The ecology of mangrove. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 39-63. doi:10.1146/annurev.es.05.110174.000351.
110. Lugo, A. (2006). Lecciones Ecológicas de una Isla que lo ha visto todo. *Ecotropicos*, 19(2), 57-71. Recuperado de <http://www.ambiental.net/noticias/reportes/LugoLeccionesEcologicasPRico.pdf>
111. Machín-Hernández, MM; Casas Vilardel, M. 2006. Valoración económica de los recursos naturales: Perspectiva a través de los diferentes enfoques de mercado. *Revista Futuros* 13(4).
112. Martínez 2011. Plan de manejo Refugio de Vida Silvestre Barras de Cuero y Salado 2012-2016. La Ceiba, Honduras, ICF. 208 p
113. Martínez, I.G., 2007. "Forestación de Isletas de dragado con *Avicennia germinans* L, Stearn con apoyo de manipulación hidrodinámica en la laguna de Nava-chiste, Sinaloa". Tesis de doctorado. Instituto Politécnico Nacional. Guasave, Sinaloa, México. 68 pp.
114. Martinuzzi, S., Gould, W., Lugo, A., & Medina, E. (2009). Conversion and Recovery of Puerto Rican Mangroves: 200 Years of Change. *Forest Ecology and Management*, 257, 75-84. doi: 10.1016/j.foreco.2008.08.037.
115. Mazda, Y; Magi, M; Kogo, M; Hong, PN. 1997. Mangroves as a coastal protection from waves in the Tong King delta, Vietnam. *Mangroves and Salt marshes* 1(2):127-135.
116. McKee, K., & Faulkner, P. (2000). Restoration of Biogeochemical Function in Mangrove Forests. *Restoration Ecology*, 8(3), 247-259. doi:10.1046/j.1526-100X.2000.80036.x.
117. McKee, K. (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(3), 299-307. [Abstract] Recuperado de <http://www.jstor.org/stable/2445575>

118. Menéndez, L. y A. Priego: "Los manglares de Cuba: ecología", pp.: 64-75 pp., en Suman, D. (Ed.): El ecosistema de manglar en América Latina y la Cuenca del Caribe: su manejo y conservación, Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science & The Tinker Foundation, 1994, p.: 263; Menéndez, L y J. M. Guzmán Eds.: El ecosistema de manglar en el archipiélago cubano: estudios y experiencias enfocadas a su gestión. Editorial Academia, 2006, p.: 331
119. Mitrani, I., R. Pérez Parrado, Y. Juantorena, I. Salas, O. F. García, M. Ballester, P. Beauballet, C. Rodríguez y A. L. Pérez: "Las penetraciones del mar en las costas de Cuba, las zonas más expuestas y su sensibilidad al cambio climático". Informe de resultado científico INSMET- IPF, La Habana, 2000; Hernández (et. al.), 2005, ob. cit.; Menéndez, L., J.M. Guzmán: "Los bosques de mangles del archipiélago cubano, caracterización, distribución y relación con el Cambio Climático", pp.: 90-107 pp, en A.C. Hernández-Zanuy y P.M. Alcolado (eds.): "La biodiversidad en Ecosistemas marinos y costeros del litoral de Iberoamérica y el cambio climático I", Memorias del Primer Taller de la RED CYTED BIODIVMAR: 410RT0396, 2010.
120. Monroy-Torres M., 2005. "Distribución de tres especies de manglar en relación al hidroperiodo y salinidad intersticial en el estero de Urías, Mazatlán, Sinaloa". Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF, 83 pp.
121. Mukherjee, N; Sutherland, WJ; Dicks, L; Hugé, J; Koedam, N; Dahdouh-Guebas, F. 2014. Ecosystem service valuations of mangrove ecosystems to inform decision making and future valuation exercises. PLoS one 9(9):e107706.
122. Mumby, P., Edwards, A., Arias-González, J., Lindeman, K., Blackwell, P., Gall, A., ...Llewellyn, G.(2004). Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. Nature, 427(6974), 533-536. doi:10.1038/nature02286. National Oceanic and Atmospheric Administration (1972). Marine Mammal Protection Act de 1972. (16 U.S.C.A. §§ 1361-1407). National Oceanic and Atmospheric Administration (1972). Coastal Zone Management Act de 27 de octubre. (16 USCA §§ 1451-1464).
123. Novelo, J., 2005. Evaluación del método "camas de sedimento" para la reforestación de manglar (*Rhizophora mangle* L.) en la ciénaga de Progreso, Yucatán, México. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Yucatán, México, 85 pp.
124. Odgen, J.C.: "Coral reef, seagrassbeds and mangroves: Their interaction in the coastal zones of the Caribbean", Unesco Reports in Marine Sciences, 1982, pp.: 1-113 pp.
125. Olson, DM; Dinerstein, GC y Lolster, P. 1996. A Conservation Assessment of Mangrove Ecosystems of Latin America and the Caribbean. Washington D.C., United States of America, WWF. 67 p.
126. Piou, C., Berger, U., Hildenbrandt, H., & Feller, I. (2008). Testing the intermediate disturbance hypothesis in species-poor systems: A simulation experiment for mangrove forests. Journal of Vegetation Science, 19(3), 417-424. doi: 10.3170/2008- 8-18384.
127. Polidoro, B., Carpenter, E., Collins, L., Duke, N., Ellison, A., Ellison, J., ... Yong, J. (2010). The Loss of Species: Mangrove Extinction Risk and Geographic Areas of Global Concern. PLoS ONE 5(4). doi:10.1371/journal.pone.0010095.
128. Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2001). Plan Integral de Manejo y Conservación para el Estuario de la Bahía de San Juan, Volumen 1. United State Environmental Protection Agency: San Juan, Puerto Rico.
129. Programa del Estuario de la Bahía de San Juan. (2009). Proyecto de Restauración del mangle rojo (*Rhizophora mangle*). Segundo informe de la condición ambiental del Estuario de la Bahía de San Juan Edición 2009. San Juan, Puerto Rico: Programa del Estuario de la Bahía de San Juan.
130. PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, KE). 2013. Valoración de lo servicios ecosistémicos del Parque Nacional Jeannette Kawas - Integrando los beneficios de la naturaleza en la gestión de áreas protegidas y en el

- desarrollo de Honduras. Tegucigalpa, Honduras, 147 p. Disponible en www.pnuma.org/publicaciones.php
131. Pulver, TR. 1976. Transplant techniques for sapling mangrove trees, *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa*, *Avicennia germinans*, in Florida. Florida, United States of America, Department of Natural Resources, Marine Research Laboratory, (Florida Marine Research Publications, 22).
 132. Quizhpe, P. (2008). Áreas de ecosistemas de manglar concesionadas en la provincia de el oro – Ecuador. DELOS: Desarrollo Local Sostenible, 1 (2). Recuperado de <http://www.eumed.net/rev/delos/02/pqc.pdf>
 133. Ramsar. 1971. Convención relativa a los humedales de importancia internacional especialmente como hábitat de aves acuáticas. Oficina de Normas Internacionales y Asuntos Legales Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la cultura (UNESCO). París, Francia.
 134. Ramsar. 2015. Ficha informativa de los humedales de RAMSAR, Refugio de Vida Silvestre Barras de <http://www.ramsar.org/wetland/honduras>
 135. Reese, R. 2008. Restauración ecológica de los manglares en la costa del Ecuador. Módulo de Restauración Ecológica. 26 pág.
 136. Ren, H., Jian, S., Lu, H., Zhang, Q., Shen, W., Han, W., ...Guo, Q. (2008). Restoration of mangrove plantations and colonisation by native species in Leizhou bay, South China. *Ecological Research*, 23(2), 401-407. doi:10.1007/s11284-007-0393-9.
 137. Reyes Chargoy, MA; Tovilla Hernández, C. 2002. Restauración de áreas alteradas de manglar con *Rhizophora mangle* en la costa de Chiapas. *Madera y Bosques* número especial:103-114.
 138. Rivera, ES; y Casas, SW. 2005. Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares. *Gaceta ecológica* (74):54-68.
 139. Rivera, ES; Palacín, PC. 2011. Análisis de las actividades económicas en un manglar de usos múltiples. Un estudio de caso en San Blas, Nayarit, México. *Estudios Sociales* 19(38):196-220.
 140. Ronnback P., Crona, B., & Ingwall, L. (2007). The return of ecosystem goods and services in replanted mangrove forests: perspectives from local communities in 313–324. doi:10.1017/S0376892907004225.
 141. Rothenberger, P. (1999). Utilisation of Encasement Technology in Restoration of Mangrove Forest on St. Croix U.S. Virgin Islands. *Reef Research*, 9(3). Recuperado de http://mangrove.org/video/St_Croix.pdf
 142. Rzedowski, J. 2006. Vegetación de México. 1ra edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, 504 p.
 143. Sanjurjo Rivera, E. y S. Welsh Casas. 2005. “Una descripción del valor de los bienes y servicios ambientales prestados por los manglares”. *Gaceta Ecológica* enero-marzo, 74: 55-68.
 144. Sánchez-Páez H., G.A. Ulloa-Delgado, y R. Álvarez-León, 1998. Hacia la Recuperación de los Manglares del Caribe de Colombia. Ministerio del Medio Ambiente. Asociación Colombiana de Reforestadores y Organización Internacional de las Maderas Tropicales, Bogotá, 294 pp.
 145. Sánchez-Páez, H; Ulloa-Delgado, GA; y Álvarez-León, R. 2000. Hacia la recuperación de los manglares del Caribe de Colombia. Bogotá, Colombia, Ministerio de Ambiente. 294 p.
 146. Santos, C; Michelotti, F; Sousa, R. 2010. En Brasil, construcción de la resistencia campesina a partir de la educación. *Revista de agroecología* 26(4):9-14
 147. Sheaves, M. 2009. Consequences of ecological connectivity: the coastal ecosystem mosaic. *Marine Ecology Progress Series* 391:107-115.
 148. Sherman, R., Fahey, T., & Martinez, P. (2003). Spatial Patterns of Biomass and Aboveground Net Primary Productivity in a Mangrove Ecosystem in the Dominican Republic. *Ecosystems*, 6(4), 384-398. doi:10.1007/s10021-002-0191-8.

149. Siddiqi, NA; & Khan, MA, 1996. Técnicas de plantación para manglares sobre nuevas acreciones en las áreas costeras de Bangladesh. *In* Field, C (ed.) La restauración de ecosistemas de manglar. ISME y OIMT. p. 157-175.
150. Siddiqi N.A., y M.A.S. Khan, 1996. "Técnicas de Plantación para Manglares sobre nuevas acreaciones en las áreas costeras de Bangladesh". Field C. Ed. La restauración de Ecosistemas de Manglar, pp. 157-175, Sociedad Internacional para los Ecosistemas de Manglar, y Organización Internacional de las Maderas Tropicales, Okinawa.
151. Sosa, L; Gómez, R; Ferreira, O. 2004. Desarrollo del *Rhizophora* spp. en el Golfo de Fonseca, Honduras. s.n.t. 32 p.
152. Soto, R; Jiménez, JA. 1982. Análisis fisonómico estructural del manglar de Puerto Soley, La Cruz, Guanacaste, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical/International Journal of Tropical Biology and Conservation* 30(2):161-168.
153. Suárez, V. (2007). Importancia de los ecosistemas marinos. En Programa de Manejo de Zona Costanera: Los primeros 25 años (pp. 1-56). San Juan, Puerto Rico: Programa de Manejo de Zona Costanera, Departamento de Recursos Naturales y Ambientales.
154. Teas, H. 1977. Restoration of mangrove ecosystems. Florida, United States of America, Univ. of Miami, p. 33-124.
155. Tovilla-Hernández, C., y D.E. Orihuela, 2002. "Floración, establecimiento de propágulos y supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoanapa, Guerrero, México". *Madera y Bosques*, número especial 8: 89-102.
156. Tovilla Hernández, C. 2006. Propuesta para la conservación, manejo y restauración en los bosques de manglar de la Costa de Chiapas. Chiapas, México, COCyTECH. 148
157. Tovilla Hernández, C; Morales García, B. 2013. Uso de la madera de mangle en comunidades de la Reserva La Encrucijada. *In* Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. La Biodiversidad en Chiapas: Estudio de Estado Vol. 1. Chiapas, México, Conabio. p. 238-240.
158. Tovilla Hernández, C; Orihuela Belmonte, DE. 2002. Supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoanapa, Guerrero, México. *Madera y Bosques* 8(1):89-102.
159. Tovilla-Hernández, C., Román-Salazar, A., Simuta-Morales, G., & Linares-Mazariegos, R. (2004). Recuperación del manglar en la Barra del Río Cahoacán, en la costa de Chiapas. (Spanish). *Madera y Bosques*, 77-91. Recuperado de Academic Search Complete database.
160. Tovilla-Hernández, C; Salazar, A; Morales, GMS; Mazariegos, RML. 2004. Recuperación del manglar en la barra del río Cahoacán, en la costa de Chiapas. *Madera y Bosques*, 10(2):77-91.
161. Ulloa G; Sánchez H; Tavera H. 2004. Restauración de manglares. Caribe de Colombia. 24 p.
162. Upadhyay, V., Ranjan, R., & Singh, J. (2002). Human - mangrove conflicts: The way out. <http://www.ias.ac.in/currsci/dec102002/1328.pdf>
163. U.S. Fish and Wild Life Service. (1973). Endangered Species Act de 28 de diciembre. 16 USCA §§ 1531-1541.
164. U.S. Environmental Protection Agency. (1972). Clean Water Act de 18 de octubre. 33 USCA §§ 1251-1387.
165. Vales, M. A. et al. (1998): Estudio Nacional de la Diversidad Biológica en la República de Cuba. Editorial CESYTA, España, 488 pp.
166. Valiela, I., Bowen, J., & York, J. (2001). Mangrove Forests: One of the World's Threatened Major Tropical Environments. *Bioscience*, 51(10), 807-815. doi: 10.1641/0006-3568(2001)051[0807:MFOOTW]2.0.CO;2.
167. Valdez-Hernández, J. 2002. Aprovechamiento forestal de manglares en el estado de Nayarit, costa Pacífica de México. *Madera y Bosques*. Número especial, pp. 129-145.
168. Vilamajó, D. y L. Menéndez (1987): Flora y vegetación del Grupo Insular Las Coloradas, Cuba. *Acta Botánica Cubana*, no. 38, 14 pp.

169. Villalobos, G., Yáñez-Arancibia, A., Day, J., & Lara-Domínguez, A. (1999). Ecología y manejo de los manglares en la Laguna de Términos, Campeche, México, 263-274. En: Yáñez-Arancibia, A. & Lara-Domínguez, A. (Eds.), *Ecosistemas de Manglar en América Tropical* (p.380). Instituto de Ecología A.C. México, UICN/ORMA, Costa Rica, NOAA/NMFS Silver Spring MD USA: National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) del U.S. Department of Commerce y por la Unión Mundial para la Naturaleza (UICN).
170. Walters, B. (2004). Local Management of Mangrove Forests in the Philippines: Successful Conservation or Efficient Resource Exploitation?. *Human Ecology: An Interdisciplinary Journal*, 32(2), 177-195. Recuperado de http://www.mta.ca/faculty/socsci/geograph/Walters/local_management_of_mangroves_human_ecology.pdf
171. Windevoxhel, Nora, NJ. 1992. Valoración económica parcial de los manglares región II, Nicaragua. Tesis Mag. Sc. Turrialba, Costa Rica, CATIE. 115 p.
172. Wrigh, R., & Nebel, B. (2002). *Environmental Science: Toward a Sustainable Future*. New Jersey: Pearson Education.
173. Yanagisawa, H., Koshimura, S., Goto, K., Miyagi, T., Imamura, F., Ruangrassamee, A., & Tanavud, C. (2009). Damage to Mangrove Forest by 2004 Tsunami at Pakarang Cape and Namkem, Thailand. *Polish Journal of Environmental Studies*, 18(1), 35- 42. Recuperado de Academic Search Complete database.
174. Yáñez-Arancibia, A; Lara-Domínguez, AL. 1994. Los manglares de América Latina en la encrucijada. *Faro*, 1:3-7.
175. Yáñez-Arancibia, A; Twilley, RR; & Lara-Domínguez, AL. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques* 4(2):3-19.
176. Zaldívar-Jiménez, M., Herrera-Silveira, J., Teutli-Hernández, C., Comín, F., Andrade, J., Coronado^Molina, C., & Pérez-Ceballos, R. (2010). Conceptual Framework for Mangrove Restoration in the Yucatán Peninsula. *Ecological Restoration*, 28(3), 333- 342. Recuperado de Academic Search Complete database.
177. Zanne, A; Lopez-Gonzalez, G; Coomes, D; Ilic, J; Jansen, S; Lewis, S; Miller, R; Swenson, N; Wie

ANEXOS







M-26 **CERMINIA**
INVESTIGACION Y SERVICIO DEL NIQUEL

UNIDAD DE PROYECTO LABORATORIO

- Preparación de muestras:
- Secado, trituración, pulverización y almacenamiento
- Espectrómetro de Absorción Atómica
- Espectrofotómetro de absorción molecular ultravioleta visible.
- Destilador de NH_3 .
- Equipos para el monitoreo ambiental.
- Difractor de RX
- Otros equipos: Electroanalizadores, balanzas técnicas, analíticas, medidores de pH, molino planetario.

ENSAYOS ACREDITADOS

<p>físico-químico • MINERALES •</p> <p>Oxido de níquel. Determinación de Ni y Co total.</p> <p>Oxido de níquel. Determinación de Co, Fe, Cu, Zn y Mn.</p> <p>Sulfuro de Ni+Co. Determinación de Ni, Co, Fe, Zn, MnO, MgO</p> <p>Determinación de Ni, Co, Fe y Mn en minerales. Método Espectrofotométrico de AA.</p> <p>Determinación de Si, Al, Mg, Ni, Co, Cr, Fe. Método Espectrofotométrico de AA.</p> <p>Determinación de Fe total. Método volumétrico.</p>	<p>físico-químico • AGUAS NATURALES Y RESIDUALES •</p> <p>Determinación de pH</p> <p>Determinación de sólidos totales. Método gravimétrico</p> <p>Determinación de sólidos totales. Método gravimétrico</p> <p>Determinación de sólidos en suspensión. Método gravimétrico</p> <p>Determinación de alcalinidad por volumetría</p> <p>Determinación de dureza total por volumetría</p> <p>Determinación de cloruros por volumetría</p> <p>Determinación de Ni, Co, Fe, Cu, Zn, Mn, Mg, Al, Cr, Si, V, Pb. Método Espectrofotométrico de AA.</p> <p>Determinación de Ca y Mg. Método volumétrico</p> <p>Determinación de conductividad. Método electrónico</p>
--	--

PRINCIPALES CLIENTES

<p>Empresa del Níquel Ernesto Che Guevara</p> <p>Empresa Mixta Moa-Níquel S.A. Pedro Soto Alba</p> <p>Empresas del Grupo Empresarial del Níquel (EPN, ECRN, EPCN, EPCAN, EPCMI, EPCMI y EMPLENI)</p>	<p>Empresa Cubaren S.A. de Santiago de Cuba</p> <p>Empresa Acumuladores XX Aniversario</p> <p>Empresa Procesadora de Sosa Santiago de Cuba</p> <p>Empresa Refinadora de Acido Santiago de Cuba</p>
--	--

